

Rüdiger Wittig
Manfred Niekisch

Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz

Springer Spektrum

Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz

Rüdiger Wittig
Manfred Niekisch

Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz

Springer Spektrum

Prof. Dr. Rüdiger Wittig
Lehrstuhl Ökologie und Geobotanik
Universität Frankfurt Inst. f. Ökol., Evol. & Diversität
Frankfurt am Main, Deutschland

Prof. Dr. Manfred Niekisch
Zoologischer Garten Frankfurt
und Universität Frankfurt Inst. f. Ökol., Evol. & Diversität
Frankfurt am Main, Deutschland

ISBN 978-3-642-54693-8 ISBN 978-3-642-54694-5 (eBook)
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.d-nb.de abrufbar.

Springer Spektrum
© Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014
Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung, die nicht ausdrücklich vom Urheberrechtsgesetz zugelassen ist, bedarf der vorherigen Zustimmung des Verlags. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Bearbeitungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

Die Wiedergabe von Gebrauchsnamen, Warenbezeichnungen usw. in diesem Werk berechtigt auch ohne besondere Kennzeichnung nicht zu der Annahme, dass solche Namen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutzgesetzgebung als frei zu betrachten wären und daher von jedermann benutzt werden dürfen.

Zeichnungen: Sebastian Wittig

Gedruckt auf säurefreiem und chlorfrei gebleichtem Papier.

Springer Spektrum ist eine Marke von Springer DE. Springer DE ist Teil der Fachverlagsgruppe Springer Science+Business Media
www.springer-spektrum.de

Vorwort

Es mag etwas unüblich sein, das Vorwort mit einem Verweis auf das Schlusswort zu beginnen. Wir tun es dennoch. Dort stellen wir heraus, dass den Industrienationen einen ganz besondere Verantwortung zukommt beim nachhaltigen Umgang mit den Ressourcen dieser Erde. In der Tat ist die Biodiversität vor allem dort sehr stark gefährdet, wo sie besonders reich ist, nämlich in den Tropen. Hauptursache und ständiger Treiber der Gefährdung ist die Nachfrage in den reichen Ländern der Erde nach Soja, Tropenholz, Palmöl, Shrimps, Meeresfischen und vielen anderen Produkten. Arme Länder, die sogenannten unterentwickelten, haben allein oft gar nicht die Mittel, ihre Natur großflächig zu schädigen. Nicht selten sind die Auslöser der Degradierung natürlicher Systeme Relikte der Kolonialzeit, doch erhalten sie mit dem zunehmenden Wohlstand bisheriger Schwellenländer aktuell neuen Schub durch den rapide ansteigenden Verbrauch eines breiten Spektrums von Ressourcen, vom Horn des Nashorns bis zu Fleisch, vom Handel mit seltenen Tieren und Pflanzen bis zu agroindustriellen Großprojekten. So kann das vorliegende Buch sich nicht auf die Darstellung der biologischen Grundlagen und Aspekte von Biodiversität beschränken, sondern muss die Ursachen der Gefährdung und die staatlichen Instrumentarien zum Biodiversitätsschutz darstellen. Politische Lösungen sind in vielen Fällen unverzichtbar. Hierbei kommt der Zivilgesellschaft große Bedeutung zu, denn von ihrem Konsumverhalten, von ihrer Akzeptanz für oder Forderung nach Natur- und Umweltschutz hängt in großem Maße ab, ob der Biodiversitätsschutz weltweit vorankommt. Wir haben dieses Buch für den deutschsprachigen Raum konzipiert, weswegen wir ein besonderes Gewicht auf die Darstellung der rechtlichen Instrumente, des Wirkens und der Möglichkeiten von Naturschutzorganisationen in Deutschland, Österreich und der Schweiz sowie in Luxemburg und Liechtenstein legen. Selbstverständlich nimmt die Vermittlung der wissenschaftlichen, biologischen Grundlagen breiten Raum ein. Die fachlichen Informationen sollen der Wissensvermittlung dienen, aber auch erkennbar machen, wie wichtig und dringend nachhaltiger Umgang mit den natürlichen Ressourcen dieser Erde ist. So stellen wir diesem Buch den Aufruf voran, dass jeder im privaten und persönlichen wie im beruflichen Umfeld seine Handlungsmöglichkeiten erkennt und nutzt, einen Beitrag zum Schutz der Biodiversität zu leisten. Es kann nicht jeder alles tun, aber jeder kann etwas tun. Die Politik darf nicht aus ihrer Verantwortung entlassen werden, und große Lösungen brauchen Zeit. Auf diese zu warten wäre jedoch fatal. Viele kleine, individuelle Handlungen sind Mosaiksteine, die sich in der Zusammenschau zu einem großen Bild formen können. In diesem Sinne wünschen wir uns, dass dieses Lehrbuch auch handlungsleitend wirkt. Denn ohne Übertreibung können wir feststellen, dass die Zukunft der Menschheit ganz wesentlich davon abhängt, wie wir mit Biodiversität, der Grundlage unseres Lebens weiter umgehen.

Manfred Niekisch und Rüdiger Wittig
Frankfurt im November 2014

Danksagung

Die Autoren danken folgenden Personen (jeweils in alphabetischer Reihenfolge) sehr herzlich für

die Bereitstellung von Fotos oder Zeichnungen/Diagrammen: Dr. Beate Alberternst, Prof Dr. Hermann Ansorge, Prof. Dr. Wilhelm Barthlott, Dr. Paul Becker, Dr. Thomas Berberich, Prof. Dr. Karl-Georg Bernhardt, Sabine Binger, Prof. Dr. Wolfgang Brüggemannn, Petra Busch, Dr. Mischa Croci-Maspoli, Prof. Dr. Frederikus Daniels, Dr. Stefan Dressler, Elke Erb, Dr. Franz Essl, Winfried Faust, Richard Götte, Prof. Dr. Rob Gradstein, Norbert Guthier, Prof. Dr. Christina v. Haaren, Ingo Hamann, Dr. Gertrud Hein, Susanne Hemmerling, Holger Heinze, Dr. Renate Hirschfelder, Prof Dr. Carsten Hobohm, Prof. Dr. Joachim Hüppe, Dr. Armin Jagel, Fritz Jantschke, Dr. Ulrich Jansen, Prof Dr. Hubert Job, Prof. Dr. Norbert Jürgens, Katharina Kamm, Detlef Kandinski, Andreas König, Dr. Ingrid Kröncke, Dr. Julia Krohmer, Kurt Kulac, Katharina Lapin, Michael Leibfritz, Prof. Dr. Rainer Lösch, Dankwart Ludwig, Dr. Ralph Daniel Mangelsdorff, Hans Robert Philippi, Prof. Dr. Meike Piepenbring, Prof. Dr. Richard Pott, Dr. Christian Printzen, Dr. Wolfgang Rabitsch, Dr. Daud Rafiqpoor, Dr. Thomas Raus, Dr. Stephan Schaal, Prof. Dr. Udo Schickhoff, Josef F. Schmidtler, Anna Schmitz, Peter Schütz, Dr. Josef Settele, Dr. Oliver Stöhr, Dr. Indra Starke-Ottich, Dr. Bernd Tenbergen, Ralf Thierfelder, Prof. Dr. Michael Türkay, Udo Wellerdieck, Dr. Vollrath Wiese, Peter Wilhelm, Dr. Oliver Zierau; ebenso den Institutionen, Vereinen und Verbänden: Arche Noah Zoo Braunschweig, Association for the Conservation of Biodiversity of Kazakhstan, Bundesamt für Naturschutz, LWL Museum für Naturkunde Münster, Mauersegler Klinik, Oro Verde, Forschungsinstitut und Naturmuseum Senckenberg Frankfurt, Palmengarten Frankfurt, WWF, Zollamt Frankfurt, Zoo München Hellabrunn, Zoologische Gesellschaft Frankfurt, allen anderen an ▶ Abschnitt 15.2 beteiligten NRO und den Verlagen Haupt, Oxford University Press, Springer, Ulmer und Wissenschaftliche Buchgesellschaft;

die kritische Durchsicht kleinerer Abschnitte oder von Boxes: Dr. Thomas Berberich, Prof. Dr. Horst Bleckmann, Prof. Dr. Wolfgang Brüggemann, Prof. Dr. Ulrich Hampicke, Dr. Julia Krohmer, Dr. Alexandra Lux, Dr. Wolfgang Rabitsch, Prof Dr. Michael Türkay;

die Bereitstellung von Literatur oder zum Zeitpunkt der Manuskripterstellung noch unveröffentlichten Manuskripten: Prof. Dr. Jan Barkmann, Prof. Dr. Horst Bleckmann, Dr. Jürgen Homeier, Dr. Ulrich Kuch, Prof. Dr. Christoph Leuschner, Prof. Dr. Perdita Pohle, Prof. Dr. Albert Reif, Prof. Dr. Udo Schickhoff, Prof Dr. Stefan Porembski;

Auskünfte oder die Vermittlung von Kontakten: Dr. Stephan Anhalt, Dr. Michael Burkhardt, Dr. Wolfram Lobin sowie den Leitern oder Mitarbeitern der in ◘ Tab. 15.1 aufgeführten Botanischen Gärten;

die Literaturrecherche zur Erstellung von ◘ Abb. 1.1: Katrin Wittig;

das Tippen von Tabellen und Textteilen: Cornelia Anken und Monika Wittig;

Mitarbeit bei der Erstellung des Registers: Maike Rothweiler, Monika Wittig

kritische Durchsicht des gesamten Manuskripts und Mithilfe bei der Fahnenkorrektur: Monika Wittig;

Anfertigung aller Original-Zeichnungen und -Diagramme sowie Bearbeitung mehrerer bereits publizierter Abbildungen: Sebastian Wittig

Natürlich gilt der Dank auch dem Springer Verlag und hier insbesondere Frau Stefanie Wolf für die Möglichkeit der Publikation des Buches und Frau Jeannette Krause von LeTex für die Druckvorbereitung.

Inhaltsverzeichnis

I Theoretische und entwicklungsgeschichtliche Grundlagen

1 Was ist Biodiversität? ... 3
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
1.1 **Diversität der Gene** ... 7
1.2 **Artendiversität oder interspezifische Diversität** ... 11
1.3 **Diversität der Lebensgemeinschaften und Ökosysteme** ... 17
Literatur ... 20

2 Die Entstehung der Biodiversität ... 25
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
2.1 **Die evolutionsbiologischen Grundlagen** ... 26
2.2 **Der erdgeschichtliche Hintergrund** ... 31
2.2.1 Erdzeitalter und Evolution der Organismen ... 31
2.2.2 Kontinentaldrift und Entstehung der heutigen Kontinente ... 35
2.2.3 Der Wechsel von Kalt- und Warmzeiten ... 36
2.3 **Sprünge und Rückschläge bei der Entfaltung der Biodiversität** ... 40
Literatur ... 45

3 Veränderungen der Biodiversität durch den Menschen ... 47
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
3.1 **Anthropogene Veränderungen von Landschaft und Vegetation in Europa** ... 48
3.2 **Anthropogene Steigerung der Biodiversität** ... 53
3.2.1 Vom Menschen geschaffene Lebensräume ... 54
3.2.2 Archäo- und Neobiota ... 57
3.2.3 Vom Menschen geschaffene Organismen ... 61
Literatur ... 62

4 Wie kann man die weltweite Vielfalt überblicken? ... 65
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
4.1 **Das biologische System** ... 66
4.2 **Biogeografische Ordnung** ... 71
4.2.1 Holarktis ... 72
4.2.2 Paläotropis ... 73
4.2.3 Neotropis ... 77
4.2.4 Capensis ... 78
4.2.5 Australis ... 80
4.2.6 Holantarktis ... 83
4.3 **Das pflanzensoziologische System** ... 86
4.4 **Biotop- und Ökosystemtypen** ... 87
Literatur ... 88

II Die räumliche Verteilung der Biodiversität

5 Die terrestrischen Großlebensräume der Erde ... 93
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
5.1 **Klimazonen, Vegetationszonen und Biome** ... 94
5.2 **Zonobiome** ... 95
5.2.1 Kältewüsten ... 97
5.2.2 Tundra ... 98
5.2.3 Taiga ... 98
5.2.4 Steppen und Wüsten arid-gemäßigter Zonen ... 99
5.2.5 Sommergrüne Laubwälder ... 103
5.2.6 Temperate Regenwälder ... 104
5.2.7 Hartlaubvegetation ... 104
5.2.8 Subtropische Wüsten ... 107
5.2.9 Savannen und halbimmergrüne bis regengrüne Wälder ... 110
5.2.10 Tropische Regenwälder, Bergregenwälder und Mangroven ... 113
5.3 **Orobiome** ... 119
5.4 **Pedobiome** ... 120
Literatur ... 121

6 Aquatische Lebensräume ... 125
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
6.1 **Meere bzw. Ozeane** ... 126
6.1.1 Diversität der Lebensbedingungen im Meer ... 126
6.1.2 Diversität der marinen Lebensräume ... 130
6.1.3 Tropische Litoralregionen: Mangrove und Riffe ... 131
6.1.4 Europäische Meere ... 134
6.2 **Binnengewässer** ... 137
6.2.1 Stillgewässer ... 137
6.2.2 Fließgewässer ... 142
6.2.3 Quellen ... 143
6.3 **Unterirdische Gewässer** ... 144
Literatur ... 146

7 Die Lebensräume Mitteleuropas ... 149
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
7.1 **Die sommergrünen Laubwälder** ... 151
7.1.1 Algemeine Charakteristika ... 151
7.1.2 Buchenwälder ... 155
7.1.3 Nicht von der Buche beherrschte Wälder außerhalb der Weichholzauen und Moore ... 157
7.1.4 Auen- und Bruchwälder ... 158
7.1.5 Pionier-, Saum- und Gebüschgesellschaften ... 159
7.1.6 Historische und aktuelle Bewirtschaftung ... 160
7.1.7 Historisch alte Wälder ... 160
7.1.8 Forste ... 162
7.2 **Moore** ... 162
7.2.1 Hoch- und Heidemoore ... 163
7.2.2 Flachmoore ... 164

7.3 **Süßgewässer** ... 164
7.4 **Meeresküsten** ... 166
7.4.1 Der Gezeitenbereich (das Watt) ... 166
7.4.2 Der Bereich oberhalb der Mittelwasserlinie ... 167
7.4.3 Besonderheiten der Ostsee ... 170
7.5 **(Meist) kleinflächige Sonderstandorte** ... 170
7.5.1 Schwermetallrasen ... 170
7.5.2 Felsen ... 171
7.5.3 Geröll ... 171
7.6 **Die Lebensräume des mitteleuropäischen Hochgebirges (Alpen)** ... 171
7.7 **Die mitteleuropäische Kulturlandschaft** ... 172
7.7.1 Hudelandschaften ... 173
7.7.2 Heiden ... 173
7.7.3 Magerrasen ... 177
7.7.4 Streuwiesen ... 180
7.7.5 Fettwiesen und -weiden ... 180
7.7.6 Äcker ... 181
7.8 **Siedlungen** ... 183
7.8.1 Besonderheiten der urbanen Biodiversität ... 185
7.8.2 Besonderheiten der Biodiversität von Dörfern ... 186
Literatur ... 186

8 Schwerpunkte der Biodiversität ... 191
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
8.1 **Endemismus, Endemiten, endemisch** ... 192
8.2 **Schwerpunkte der Biodiversität (*Biodiversity Hotspots*)** ... 195
8.3 **Megabiodiversitätsländer (*Megabiodiversity Countries*)** ... 202
8.4 **Global-200-Ökoregionen (*Global 200 Ecoregions*)** ... 202
8.5 **Intakte Waldlandschaften (*Intact Forest Landscapes*)** ... 203
8.6 **Weitere Schlüsselgebiete der Biodiversität (*Key Biodiversity Areas*)** ... 204
8.7 **Letzte Wildnisgebiete (*Last of the Wild*)** ... 205
8.8 **Welterbestätten** ... 206
8.9 **Inseln** ... 206
8.10 **Sind Siedlungen Biodiversitätszentren?** ... 208
Literatur ... 212

III Die Bedeutung der Biodiversität

9 Die ökosystemare Bedeutung von Biodiversität ... 219
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
9.1 **Die Bedeutung genetischer Diversität** ... 220
9.1.1 Evolutionspotenzial ... 220
9.1.2 Fitness ... 221
9.2 **Die Bedeutung der α-Diversität (Artenreichtum)** ... 222
9.3 **Die Bedeutung der Ökosystemvielfalt** ... 227
Literatur ... 228

10 Die Bedeutung der Biodiversität für den Menschen 231
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
10.1 **Was sind Ökosystemdienstleistungen?** 232
10.2 **Bereitstellung von Nahrung, Pharmaka und Rohstoffen** 237
10.2.1 Nahrung 237
10.2.2 Pharmaka 240
10.2.3 Brennmaterial und Rohstoffe 244
10.3 **Bionik** 245
10.4 **Abbau von Schadstoffen (Bioremediation)** 247
10.5 **Biodiversität als Versicherung** 249
10.6 **Freizeit und Kultur** 249
10.7 **Monetärer Wert** 253
Literatur 256

IV Gefahren für die Biodiversität

11 Gefährdung der Biodiversität 263
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
11.1 **Ermittlung der Gefährdung und ihrer Ursachen** 264
11.1.1 Bestandsaufnahmen von Arten 264
11.1.2 Rote Listen und Gefährdungsgrade 267
11.1.3 Bestandsaufnahmen von Biotopen und Ökosystemen 270
11.2 **Gefährdung durch direkten Zugriff** 272
11.3 **Gefährdung durch anthropogene Standortveränderungen oder -vernichtung** 293
11.3.1 Mitteleuropa 294
11.3.2 Entwicklungsländer 303
11.4 **Gefährdung durch Neobiota** 311
11.5 **Auswirkungen von Sport und anderen Freizeitaktivitäten** 321
11.6 **Gefährdung durch Verkehrswege** 323
11.7 **Die Bedeutung von Lichtverschmutzung** 325
Literatur 326

12 Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität 335
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
12.1 **Signale der Klimaänderung** 336
12.2 **Auswirkungen auf Arten** 340
12.2.1 Ausweitungen und Veränderungen des Areals von Arten als Folge des Klimawandels 340
12.2.2 Auswirkungen des Klimawandels auf Reptilien und Amphibien 346
12.3 **Zukünftige Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften und Ökosysteme** 348
12.3.1 Grundwasser und Binnengewässer 350
12.3.2 Stark vom Grundwasser beeinflusste und/oder überflutungsabhängige terrestrische Biozönosen 352
12.3.3 Marine Ökosysteme 352
12.3.4 Alpine und montane Ökosysteme 355
12.4 **Der außereuropäische Bereich** 356
12.5 **Allgemeine biozönotische und ökosystemare Auswirkungen** 357

12.6 **Gewinner und Verlierer des Klimawandels** ... 358
12.7 **Resümee und Ausblick** ... 361
Literatur ... 362

V Schutz und Förderung der Biodiversität

13 Gesetze, Verordnungen und Konventionen zum Schutz der Biodiversität ... 373
Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig
13.1 **Globale Übereinkommen** ... 374
13.1.1 Welterbekonvention ... 375
13.1.2 Internationales Übereinkommen zur Regulierung des Walfangs – IWC ... 377
13.1.3 Die Ramsar-Konvention ... 378
13.1.4 Das Washingtoner Artenschutzübereinkommen CITES ... 378
13.1.5 Internationales Tropenholzübereinkommen – ITTA ... 384
13.1.6 Die Bonner Konvention – CMS ... 386
13.1.7 Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt ... 387
13.2 **Europäische Konventionen und Richtlinien** ... 388
13.2.1 Berner Konvention ... 388
13.2.2 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und Vogelschutzrichtlinie ... 389
13.2.3 Internationale Alpenkonvention – CIPRA ... 394
13.3 **Die Beteiligung der Zivilgesellschaft an der Umsetzung der Konventionen** ... 396
13.4 **Die nationale Ebene im deutschsprachigen Bereich** ... 397
13.4.1 Deutschland ... 397
13.4.2 Österreich ... 400
13.4.3 Schweiz ... 401
13.4.4 Liechtenstein ... 403
13.4.5 Luxemburg ... 403
13.4.6 Südtirol ... 404
Literatur ... 404

14 Theorie und Praxis des Arten- und Biotopschutzes ... 407
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
14.1 **Planerische, wissenschaftliche und administrative Grundlagen** ... 410
14.2 **Nationale Biodiversitätsstrategien** ... 410
14.3 **Prioritätensetzung** ... 411
14.3.1 Das Prinzip der Verantwortlichkeit ... 412
14.3.2 Schutzgebietskategorien ... 416
14.3.3 Abschätzung der Effizienz von Maßnahmen ... 418
14.3.4 Fläche und Form von Schutzgebieten ... 418
14.4 **Artenschutz- und Artenhilfsmaßnahmen** ... 420
14.4.1 Bewachung ... 422
14.4.2 Artenhilfsmaßnahmen bei indirekter Gefährdung ... 422
14.4.3 Wiedereinbürgerung von in der Natur völlig oder regional ausgerotteten Arten ... 424
14.4.4 Schutzmaßnahmen für gehandelte Arten ... 424
14.4.5 Maßnahmen zur Populationsstützung stark dezimierter und zur Wiederansiedlung regional erloschener Arten ... 425

14.4.6 Flaggschiffarten, Schlüsselarten, Schirmarten, Zielarten: Artenschutz als Vehikel für Biotopschutz ... 427
14.5 **Renaturierung, Restaurierung, Pflege und Neuschaffung naturnaher Lebensräume** ... 430
14.5.1 Renaturierung und Restaurierung naturnaher Lebensräume ... 431
14.5.2 Neuschaffung von Lebensräumen ... 432
14.6 **Pflege von Lebensräumen der Kulturlandschaft** ... 435
14.7 **Naturschutz im besiedelten Bereich** ... 439
14.7.1 Grundlagen ... 439
14.7.2 Gärten und Parkanlagen ... 439
14.7.3 Schutz der spontanen Stadtvegetation ... 440
14.7.4 Erhaltung der spezifischen Flora und Vegetation der Dörfer ... 441
14.8 **Die Bedeutung von Störungen für die Erhaltung der Biodiversität** ... 441
14.9 **Biotopvernetzung** ... 442
14.10 **Partizipation** ... 443
14.11 **Effizienzkontrolle und Monitoring** ... 446
14.12 **Klimaschutz im Rahmen von Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität** ... 448
14.13 **Erfolg von Schutzmaßnahmen und -regelungen** ... 450
Literatur ... 450

15 Die Bedeutung von Botanischen Gärten, Zoos und Naturkundemuseen ... 461
Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig
15.1 **Botanische Gärten** ... 462
15.1.1 Sammlungen und Erhaltungskulturen ... 464
15.1.2 Wissenschaftliche Aufgaben von botanischen Gärten ... 469
15.1.3 Botanische Gärten als Lebensraum ... 470
15.2 **Zoos** ... 471
15.2.1 Was ist ein Zoo? ... 471
15.2.2 Die Aufgaben moderner Zoos im Überblick ... 472
15.2.3 Erhaltungszucht ... 472
15.2.4 Zoos als Forschungsstätten ... 482
15.3 **Museen** ... 482
15.3.1 Sammlungen ... 482
15.3.2 Forschung in Museen ... 485
15.4 **Herbarien** ... 486
Literatur ... 487

16 Die Rolle von Nichtregierungsorganisationen ... 491
Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig
16.1 **Überblick** ... 492
16.2 **Formale Mitwirkungsrechte der deutschen Nichtregierungsorganisationen** ... 493
16.3 **Die Weltnaturschutzunion IUCN** ... 494
16.4 **Selbstporträts ausgewählter Nichtregierungsorganisationen** ... 495
16.4.1 Umwelt schützen, Natur bewahren – der BUND ... 495
16.4.2 Deutsche Umwelthilfe e. V. ... 499
16.4.3 ***Global Nature Fund*** – Internationale Stiftung für Umwelt und Natur ... 503
16.4.4 Naturschutzbund Deutschland NABU ... 505
16.4.5 Naturschutzbund Österreich ... 510
16.4.6 Tropenwaldstiftung ***OroVerde*** ... 513

16.4.7 Pro Natura (Schweiz) 516
16.4.8 *World Wide Fund for Nature* (WWF-Deutschland) 518
16.4.9 Die Zoologische Gesellschaft Frankfurt (ZGF, international FZS – *Frankfurt Zoological Society*) 524
Literatur 527

17 Schutz durch nachhaltige Nutzung und Umweltbildung 529
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch
17.1 **Nachhaltigkeit** 530
17.1.1 Herkunft des Begriffes sowie negative und positive Beispiele 530
17.1.2 Die Wandlung des Nachhaltigkeitsbegriffes 535
17.1.3 Ist Nachhaltigkeit im ursprünglichen Sinne realisierbar? 537
17.2 **Maße für den Flächenverbrauch** 539
17.3 **Umweltbildung** 540
Literatur 545

18 Ausblick 549
Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig
18.1 **Erhaltung und Schutz der natürlichen Biodiversität** 550
18.2 **Erhaltung und Schutz der Kulturlandschaft** 552
18.3 **Schlusswort** 553
Literatur 553

Serviceteil 555
Wissenschaftliche Namen und ihre deutsche Bedeutung 556
Glossar 559
Register der wissenschaftlichen Namen von Arten (und höheren systematischen Einheiten) und von Vegetationseinheiten 562
Sachregister (inklusive deutscher Namen) 569

Theoretische und entwicklungsgeschichtliche Grundlagen

Kapitel 1 **Was ist Biodiversität? – 3**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 2 **Die Entstehung der Biodiversität – 25**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 3 **Veränderungen der Biodiversität durch den Menschen – 47**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 4 **Wie kann man die weltweite Vielfalt überblicken? – 65**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Was ist Biodiversität?

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

1.1 Diversität der Gene – 7

1.2 Artendiversität oder interspezifische Diversität – 11

1.3 Diversität der Lebensgemeinschaften und Ökosysteme – 17

Literatur – 20

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_1, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

1

Im Jahre 1992 wurde auf der „Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung“ (*United Nations Conference on Environment and Development*, kurz UNCED ’92) in Rio de Janeiro das Übereinkommen über die biologische Vielfalt geschlossen (▶ Abschn. 12.1.7). Nach der englischen Bezeichnung ***Convention on Biological Diversity*** wird es international und auch im Deutschen abgekürzt als **CBD** bezeichnet. Im Laufe der seitdem vergangenen zwei Jahrzehnte sind die Bezeichnungen „Biologische Vielfalt“ und „Biodiversität“ fast zu Modewörtern geworden. In der internationalen wissenschaftlichen Literatur hat der Begriff *biodiversity* eine steile Karriere hinter sich, wie ◘ Abb. 1.1 am Beispiel der Erwähnungshäufigkeit in einer der größten internationalen Datenbanken (Medline) zeigt. Inzwischen existieren mit „*Biodiversity and Conservation*“, „*Global Journal of Biodiversity Science and Management*“ und „*International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*“ drei internationale wissenschaftliche Zeitschriften zum Thema. Auch die Zahl der diesbezüglichen Bücher ist inzwischen beachtlich. Eine Übersicht und Kurzcharakterisierung der bisher (Stand Januar 2014) erschienenen deutschsprachigen Bücher, in deren Titel das Wort Biodiversität enthalten ist, gibt ◘ Tab. 1.1. Zahlreiche englischsprachige Bücher werden nachfolgend im Text zitiert und sind dementsprechend auch im Literaturverzeichnis enthalten.

Wie am Beispiel der Artendiversität (▶ Abschn. 1.2) noch genauer erläutert werden wird, mag die Bezeichnung „**Biologische Vielfalt**“ zwar im deutschen Sprachgebrauch leichter von der Zunge gehen, „**Biodiversität**“ ist aber der eindeutig treffendere Ausdruck.

Der Begriff Biodiversität (s. u. a. Wilson 1988; Gaston 1996; Kratochwil 1999; Hobohm 2000; Lévéque und Mounolou 2001; Beierkuhnlein 2003; Gaston und Spicer 2005; Streit 2007; Baur 2010) umfasst drei Ebenen, nämlich

- Gene (▶ Abschn. 1.1),
- Taxa, d. h. Unterarten, Arten, Gattungen und höhere Einheiten (▶ Abschn. 1.2),
- Lebensgemeinschaften mit ihren Lebensräumen (also Ökosysteme) und den darin ablaufenden Prozessen (▶ Abschn. 1.3).

Zu jeder Ebene gehören mehrere Bestandteile, von denen einige für alle drei Ebenen oder mindestens zwei identisch sind (◘ Tab. 1.2). Aus der Tabelle lässt sich erschließen, dass insbesondere folgende biologische Wissenschaften an der Erforschung und Dokumentation der Biodiversität beteiligt sind:

- **Ökologie** (z. B. Kratochwil und Schwabe 2001; Wittig und Streit 2004; Townsend et al. 2009; Martin und Allgaier 2011; Nentwig et al. 2011; Schäfer 2012) und Geobotanik (Pott 2005; Pott und Hüppe 2007; Frey und Lösch 2010; Wittig 2012);
- **Evolutionsbiologie** (z. B. Barton et al. 2007; Futyama 2007; Kutschera 2008; Burda et al. 2009; Dreesmann et al. 2011; Storch et al. 2013), Paläobiologie und Archäobotanik (Jacomet und Kreuz 1999);
- **Systematik** und **Taxonomie** (z. B. Margulis und Schwartz 1989; Wägele und Steininger 2000) und die sich mit der Verbreitung der Arten beschäftigende **Biogeografie** (Müller 2001) bzw. Pflanzen- und Tiergeografie (Schroeder 1998);
- **Populationsbiologie** (z. B. Urbanska 1992; Amler et al. 1999);
- **Genetik** (z. B. Seyfert 2003; Janning und Knust 2008; Hennig und Graw 2010).

Mit der Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Biodiversität beschäftigt sich die **Naturschutzbiologie** (z. B. Hunter und Gibbs 2007; Primack 2010; Kareiva und Marvier 2011) bzw. die **Restaurationsökologie** (Jordan et al. 1987; Temperton et al. 2004; Gripsson 2011; van Andel und Aronson 2012; Howell et al. 2012). Da die Biodiversität stark vom Menschen beeinflusst wird und der Mensch in vielfältiger Abhängigkeit von ihr steht, können Konzepte für ihre Nutzung und Erhaltung nur unter Berücksichtigung der *human dimensions* erstellt werden, sodass „Biodiversität“ zu Recht ein Thema in Ökonomie, Soziologie bzw. Sozioökologie, Ethik, Recht und Politik geworden ist (s. z. B. Barthlott und Winiger 1998; Eser 2003; Niekisch 2007; Hotes und Wolters 2010; Eser et al. 2013) und sich auch Kirchengemeinden damit beschäftigen (van Saan-Klein und Wachowiak 2008).

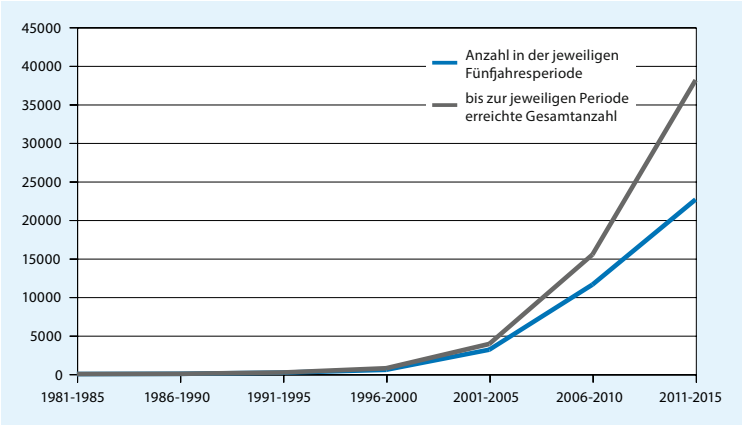


Abb. 1.1 Die Karriere des Begriffes „biodiversity", dargestellt an der Anzahl der Einträge innerhalb von 5-Jahres-Perioden in der Datenbank Medline. Stand April 2014 (Rest interpoliert)

Tab. 1.1 Deutschsprachige Bücher, in deren Titel das Wort „Biodiversität" enthalten ist (in zeitlicher Reihenfolge)

Jahr	Autor o. Herausg.	Verlag	Thematische Anmerkung	Seiten	Abb.	Tab.	Register	Literatur-zitate*
1997	BfN	Springer	Tourismus (Sammelband)	339	44	49	nv	*280*
2000	Hobohm	Quelle & Meyer	Allgemein	214	51	16	680	393
2001	Janich et al.	Springer	Paläobiologie (Sammelband)	484	63	11	nv	*567*
2004	Baur et al.	Haupt	Schweiz (Bestand)	237	66	9	nv	223
2005	Neßhöver	Herder	Allgemein	205	0	1	nv	21
2005	BfN	Landwirt-schaftsverlag	Rote Listen (Sammelband)	281	57	29	nv	*978*
2005	Roller & Führ	Landwirt-schaftsverlag	EG-Umwelthaf-tungs-Richtlinie	132	0	1	nv	95
2007	Streit	C.H.Beck	Allgemein	124	0	2	320	68
2007	Potthast	Landwirt-schaftsverlag	Begriff und Inhalte (Sammelband)	230	9	6	nv	*332*
2008	Lanzerath et al.	Karl Alber	Wert, Ethik (Sammelband)	216	3	0	nv	*490*
2008	Sauberer et al.	Haupt	Österreich (Sammelband)	313	149	21	nv	*752*
2010	Baur	Haupt	Allgemein	127	14	6	177	94

**kursiv*: inklusive Mehrfachnennungen, da jedes Kapitel ein eigenes Literaturverzeichnis besitzt
nv: nicht vorhanden
Karten wurden zu den Abbildungen gezählt; Anhangstabellen sind mit berücksichtigt.

1

Tab. 1.1 (*Fortsetzung*) Deutschsprachige Bücher, in deren Titel das Wort „Biodiversität" enthalten ist (in zeitlicher Reihenfolge); Stand: März 2014

Jahr	Autor o. Herausg.	Verlag	Thematische Anmerkung	Seiten	Abb.	Tab.	Register	Literatur-zitate*
2010	von Haaren et al.	Landwirtschaftsverlag	Klimawandel	181	27	27	nv	336
2010	Oppermann et al.	Landwirtschaftsverlag	Gemeinsame Agrarpolitik	361	138	68	nv	432
2010	Lachat et al.	Haupt	Wandel in der Schweiz (Sbd)	435	191	37	nv	*852*
2010	Hotes & Wolters	oekom	Kulturlandschaft (Sammelband)	347	81	19	192	*684*
2012	BfN	Landwirtschaftsverlag	Nord- und Ostsee (Sammelband)	674	129	70	nv	*1606*
2012	Mosbrugger et al.	WBG	Klimawandel (Sammelband)	432	144	35	406	*2014*
2013	Essl & Rabitsch	Springer	Klimawandel (Sammelband)	458	221	28	308	*1063*

**kursiv*: inklusive Mehrfachnennungen, da jedes Kapitel ein eigenes Literaturverzeichnis besitzt
nv: nicht vorhanden
Karten wurden zu den Abbildungen gezählt; Anhangstabellen sind mit berücksichtigt.

Tab. 1.2 Ebenen und Bestandteile der Biodiversität. (nach Heywood und Baste 1995)

genetische Ebene	organismische Ebene	ökologische Ebene
		Biome Landschaften Prozesse, *Kreisläufe* Ökosysteme *Interaktionen* Biozönosen Habitate Nischen
	Reiche Stämme Klassen *Ordnungen* Familien Genera	
Arten Unterarten Populationen Individuen	Arten Unterarten Populationen Individuen	*Arten* *Unterarten* Populationen
Chromosomen Gene Nucleotide		

* nach Heywood & Baste (1995), ergänzt (*kursive Schrift*: Ergänzung)

Tab. 1.3 Stammformen und Zahl der Rassen einiger Haustiere

Haustier	Vorfahr	Anzahl der Rassen (Quellen*)
Haushund	Wolf (*Canis lupus*)	337 (1), 491 (2), ca. 800 (3)
Hausrind	Auerochse (*Bos primigenius*)	ca. 450 (4) ca. 500 (5)
Hausschwein	Wildschwein (*Sus scrofa*)	71 (6)
Hauspferd	Tarpan (*Equus ferus*)	300 (7), 371 (8)
Hauskaninchen	Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*)	114 (9), 124 (10), 128 (11)
Hauskatze	Falbkatze (*Felis silvestris lybica*)	104 (12)
Haushuhn	Bankivahuhn (*Gallus gallus*)	102 (13)
Haustaube	Felsentaube (*Columbia livia*)	281 (13), 462 (14), rund 600 (15)

*Quellen:
1: Gebhardt & Haucke (1996)
2: Krämer (2009)
3: ► http://de.wikipedia.org/wiki/Liste_der_Haushunde
4: ► http://www.proplanta.de/Rind/
5: ► http://www.kuhparadies.de/kuh/rinderrassen.php
6: ► http://de.wikipedia.org/wiki/Liste_von_Schweinerassen
7: ► http://de.wikipedia.org/wiki/Liste_von_Pferderassen
8: Haller (2012)
9: ► http://www.rkz-forum.com/rasseverzeichnis/
10: Eknigk (2005)
11: ► www.kaninchenzeitung.de/kaninchen-lexikon
12: ► http://de.wikipedia.org/wiki/Liste_von_Katzenrassen
13: Verband deutscher Rassegeflügelzüchter: Rassetafeln. ► www.bdrg.de/rassetafeln
14: ► http://de.wikipedia.org/wiki/Liste_der_Haustauben
15: Schütte (1981)

Nach Kratochwil (1999) können die Unterschiede, auf denen die Biodiversität beruht, vier Kategorien zugeordnet werden:

- Elemente (Gene, Taxa, Biozönosen und höhere Stufen des gemeinsamen Vorkommens von Organismen),
- Interaktionen (biozönotische Verbindungen zwischen Organismen wie Prädation, Parasitismus, Symbiose etc.),
- Ursachen (Separation von Populationen, genetische Drift, Radiation etc.; Zahl der Nischen, Sukzession),
- Prozesse/Funktionen (Stoff- und Energieflüsse).

Noss (1990) sieht drei Komponenten der Biodiversität, nämlich Zusammensetzung (entspricht den o. g. Elementen bei Kratochwil), Struktur (genetische Muster, Landschaftsmuster) und Funktion. Ein Beispiel für den Zusammenhang dieser Komponenten geben Waldhardt und Otte (2000): Der Prozess der Nutzungsänderung bewirkt eine Veränderung der Landschaftsstruktur, was eine Änderung von Vegetation, Flora und Fauna (Komponenten) bewirkt. Eine einfache und gelungene Kurzdefinition geben Heywood und Baste (1995), die Biodiversität als die gesamte Variabilität des Lebens bezeichnen.

1.1 Diversität der Gene

Das Aussehen, aber auch alle anderen biologischen Merkmale eines Individuums werden durch seine **Erbanlagen** bestimmt. Je weiter Organismen stam-

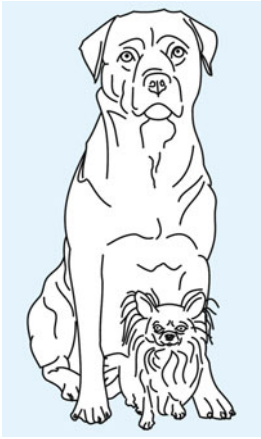


Abb. 1.2 Innerartliche Diversität: das Beispiel der Art *Homo sapiens*. Fotos Gertrud Hein und R. Wittig

mesgeschichtlich voneinander getrennt sind, desto größer ist ihre genetische Verschiedenheit. Am größten ist sie zwischen den Gruppen der Archäen, Bakterien und Eukaryoten, im Vergleich dazu dagegen klein zwischen Tieren, Pflanzen, Pilzen und auch Einzellern (◘ Abb. 4.1b). Innerhalb all dieser Gruppen nimmt der Unterschied von Stämmen über Ordnungen, Familien, Gattungen bis hin zu den Arten ab (▶ Abschn. 4.1). Selbst wenn alle Arten erhalten würden, so wäre damit zwar ein großer Teil der genetischen Diversität gesichert, aber bei Weitem nicht die gesamte, denn es gibt eben auch die innerartliche Diversität des Genbestandes.

Das unterschiedliche Erscheinungsbild von Individuen einer Art (◘ Abb. 1.2) beruht darauf, dass sie zwar sehr viele identische Gene besitzen (wäre dies nicht der Fall, würden sie verschiedenen Taxa angehören), dass aber auch mehrere Gene verschieden sind. Besonders augenfällig ist die Unterschiedlichkeit der im Bestand einer Art vorhandenen Gene bei den Vorfahren der Haustiere: Hätten beispielsweise alle Hunde die gleichen Gene besessen, so wäre es nicht möglich gewesen, die heutige Vielfalt der sich teilweise sehr stark unterscheidenden Hunderassen zu züchten (◘ Abb. 1.3). Gleiches gilt natürlich ebenso für beispielsweise die große Zahl der Rinder-, Pferde-, Katzen- und anderen Haustierrassen (◘ Tab. 1.3). Auch die Gemüsepflanzen Rosen-, Blumen-, Grün-, Rot-, Weiß-, Markstamm- und Spitzkohl sowie Brokkoli, Kohlrabi und Wirsing sind nach Körber-Grohne (1987) allesamt Zuchtformen einer einzigen Wildart, des Gemüsekohls (*Brassica oleracea*). Dieser enthält also alle Gene, die für die Ausbildung des unterschiedlichen Geschmacks, der verschiedenen Farben und der jeweils sehr charakteristischen Wuchsform verantwortlich sind.

Ein Gen ist ein Abschnitt der Erbsubstanz Desoxyribonukleinsäure (= DNS), der die Ausbildung eines bestimmten Merkmals, z. B. Haarfarbe, Augenfarbe, Blütenfarbe bewirkt. Unterschiedliche Ausprägungen eines Gens nennt man **Allele**. Je mehr Allele für ein Gen vorhanden sind, desto breiter kann das Spektrum eines Merkmals (z. B. Augenfarbe, Haarfarbe, Körpergröße) innerhalb einer Art sein. Anders als die ausschließlich genetisch bestimmte Farbe der Augen und der Haare werden viele Merkmale, z. B. die Körpergröße, nicht nur von



◘ **Abb. 1.3** Die züchterisch entstandene Vielfalt der Haustierrassen (hier ein Rottweiler und ein Chihuahua als Beispiele für zwei extrem unterschiedliche Hunderassen) beruht auf der genetischen Vielfalt der jeweiligen Stamm-Art (hier: Wolf). © S. Wittig

den Genen, sondern auch von externen Faktoren (z. B. Umwelt, Ernährung) bestimmt. Das Aussehen des Individuums, der **Phänotyp**, ist also eine Folge der in seinem Genom (**Genotyp**) festgelegten Reaktionsmöglichkeiten auf die externen Einflüsse, auf die Umweltbedingungen.

Für die Bestimmung der genetischen Diversität existieren verschiedene biochemische Methoden (▶ Box 1.1). Da alle sehr aufwendig sind, kann man in der Regel nicht die Allele sämtlicher Gene einer Population bestimmen. Außerdem ist es in den allermeisten Fällen unmöglich, sämtliche Mitglieder einer Population zu untersuchen. Man beschränkt sich daher auf eine Auswahl von Individuen und Genen. Anhand der Ergebnisse kann man die genetische Diversität mit zwei Indizes beschreiben: Polymorphismus und Heterozygotie.

Polymorphismus ist dann gegeben, wenn von mindestens einem Gen mehrere Allele existieren. Er besteht aus zwei Komponenten: der Zahl der polymorphen Gene und der Zahl der Allele, die jedes dieser Gene aufweist. Besitzt ein Gen mehrere Allele, so sind diese normalerweise innerhalb einer Art oder einer Population nicht in gleicher Menge vertreten: Existieren beispielsweise vier Allele, so haben normalerweise nicht etwa je 25 % der Individuen eines davon, sondern eventuell ist eines dieser

1

Box 1.1 Molekulare Methoden zur Ermittlung der genetischen Diversität

Da jedes Gen ein Protein produzieren kann, ist die genetische Diversität von Individuen u. a. über ihre Enzymdiversität bestimmbar. Meist wird die genetische Vielfalt aber durch DNS-Analysen ermittelt, wobei vier Verfahren gängig sind, die alle englische Bezeichnungen tragen (für eine Beschreibung der Methoden s. z. B. Weising et al. 2005):

- **r**estriction **f**ragment **l**ength **p**olymorphism **(RFLP)**,
- **r**andom **a**mplification of **p**olymorphic **D**NA **(RAPD)**,
- microsatellite or **s**imple **s**equence **r**epeat polymorphism **(SSR)**,
- **a**mplified **f**ragment **l**ength **p**olymorphism **(AFLP)** DNA sequencing.

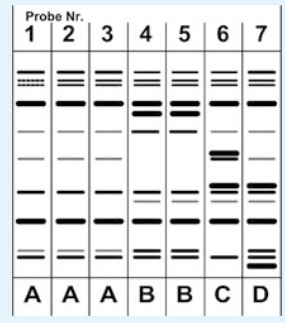
Alle Methoden bedienen sich der **Elektrophorese**. Diese beruht darauf, dass unterschiedliche Moleküle in einem Gel (halbflüssiges Lösungsmittel) unter dem Einfluss eines elektrischen Feldes in Anhängigkeit von ihrer Größe, Struktur und Ladung unterschiedlich schnell wandern, wobei in den modernen Verfahren Polyacrylamidgelkapillaren benutzt werden. Nach einer gewissen Zeit erreichen am gleichen Ausgangspunkt eingegebene unterschiedliche Moleküle daher unterschiedliche Positionen innerhalb des Gels bzw. Röhrchens. Stellt man die Ergebnisse der Elektrophorese des Materials einzelner Individuen nebeneinander, so hat man damit ein bildliches Maß für die genetische Diversität von Organismen und, bei Berücksichtigung jeweils mehrerer Individuen einer Population oder einer Art, für die Diversität dieser Gruppen (◘ Abb. 1.4).

Ebenfalls möglich, aber momentan noch seltener angewandt, ist die als **DNA-Sequenzierung** bezeichnete direkte Bestimmung der Basenabfolge der gesamten DNA eines Organismus oder von Teilen davon. Für die Entwicklung jeweils eigener Methoden erhielten Walter Gilbert (Maxam und Gilbert 1977) und Frederick Sanger (Sanger et al. 1977) im Jahre 1980 den Nobelpreis, wobei sich das *„Sanger-sequencing"* durchgesetzt hat. Inzwischen gibt es verschiedene, deutlich weiterentwickelte Methoden, die daher als *next generation sequencing* bzw. die allerneusten Versionen als *3rd generation sequencing* bezeichnet werden (z. B. Mardis 2008; Shendure und Ji 2008; Henson et al. 2012). Mit diesen modernen Methoden lassen sich ganze Genome wesentlich schneller und kostengünstiger analysieren, sodass die Gensequenzen bereits von zahlreichen Arten verfügbar sind (▶ http://www.ebi.ac.uk/genomes/eukaryota.html).

Ist die DNA-Sequenz eines charakteristischen Abschnittes im Genom eines Organismus bekannt, so kann man diese Kenntnis zur Identifizierung der betreffenden Art benutzen, wenn die Sequenz in einer Datenbank hinterlegt ist (▶ www.barcodeoflife.org). Diesem barcoding liegt ein ähnliches Prinzip zugrunde wie der Identifizierung von Waren mittels ihres gedruckten Strichcodes durch die Kasse eines Supermarktes.

Allele nur bei einem sehr kleinen Prozentsatz vertreten. Je seltener ein Allel in einer Population ist, desto größer ist die Möglichkeit, dass es verloren geht, z. B. durch den Tod des einzigen Individuums, das dieses Allel besitzt oder durch die Abwanderung bzw. Abtrennung einer Gruppe von Individuen, in der dieses Allel ausschließlich vertreten ist. Seltene Allele haben normalerweise keine Bedeutung für den Fortbestand der Population, können sie aber dann erlangen, wenn Umweltveränderungen eintreten, die seinem Besitzer eine bessere Anpassung an die neuen Verhältnisse ermöglichen. Das betreffende Individuen besitzt dann eine größere Fortpflanzungschance, wodurch die Frequenz dieses Allels innerhalb der betreffenden Population nach wenigen Generationen deutlich ansteigt, während einige vorher häufige Allele nun eventuell seltener werden.

Die Mehrzahl der höheren Organismen besitzt jedes Gen in doppelter Ausführung, wobei eines von jedem Elternteil stammt. Bei jedem Individuum



a

◘ **Abb. 1.4** **a** Beispiel (schematisch) für das Ergebnis einer molekulargenetischen Untersuchung (AFLP-Methode) eines Bestandes von sieben Sprossen einer sich vegetativ vermehrenden Art im Hinblick auf Klonalität nach der gelelektrophoretischen Auftrennung der DNA-Fragmente nach der ursprünglichen Methodik. Jeder Ansatz belegt eine Spur. Die Proben 1–3 zeigen völlig identische Banden, gehören also einem Klon an, Nr. 4 und 5 unterscheiden sich deutlich von 1–3, sind aber untereinander identisch, gehören also zu einem zweiten Klon; die Proben 6 und 7 sind mit keiner anderen identisch, es handelt sich also um zwei separate Individuen.

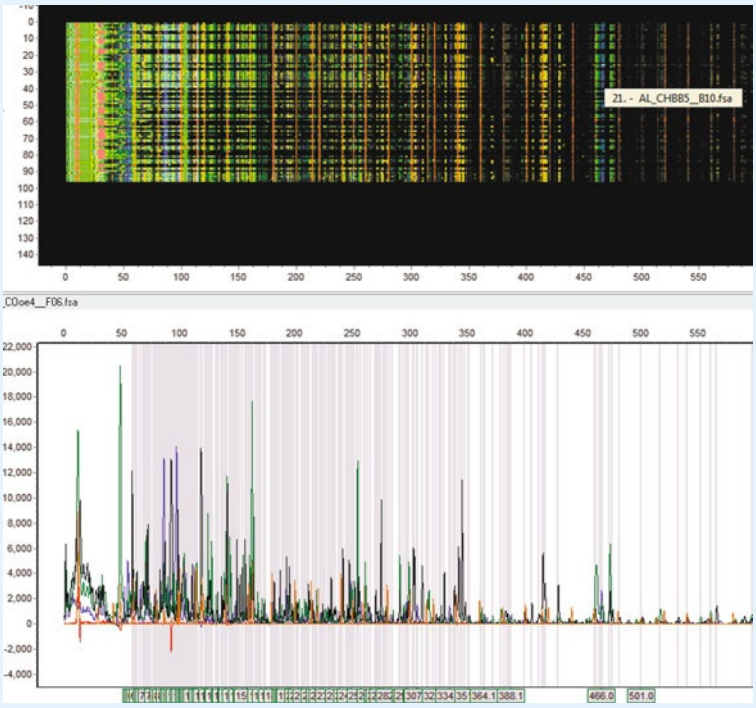


Abb. 1.4 b Beispiel einer Multiplex-AFLP-Analyse mit fluoreszenzmarkierten PCR-Primern und Auftrennung mittels Kapillarelektrophorese in einem DNA-Analyzer (ABI 3730xl, Applied Biosystems) mit 96 Kapillaren. Jeder Ansatz besteht aus drei verschiedenen PCR-Produkten mit unterschiedlich markierten Primern (z. B. blau, rot und gelb). Die DNA-Fragmente werden durch die Auswertungssoftware (z. B. GeneMapper, Applied Biosystems) mittels des ebenfalls fluoreszenzmarkierten Längenstandards (orange) entsprechend ihrer Länge angeordnet, was einen automatisierten Vergleich der Ansätze erlaubt. (Laborzentrum von BiK-F, Thomas Berberich, unveröffentlicht)

kann daher jedes Gen entweder in zwei gleichen Ausführungen (homozygot) oder in verschiedenen Allelen (heterozygot) vorliegen. Die **Heterozygotie** innerhalb einer Population besteht somit aus zwei Komponenten: der Zahl der Gene, an denen ein durchschnittliches Individuum heterozygot ist, und der Zahl der Individuen, die für ein bestimmtes Gen heterozygot sind.

Im Hinblick auf das Ziel der Erhaltung der gesamten biologischen Diversität ist also auch die genetische Diversität innerhalb der Arten (**intraspezifische Diversität**) von herausragender Bedeutung. Schon damit wird klar, dass „Biodiversität" als Begriff weit mehr umfasst als die Diversität der Arten, die **interspezifische Diversität**.

Wie divers der Genbestand einer Art ist, hängt u. a. eng mit der Fortpflanzungsweise, der Mobilität der Individuen und dem Paarungsverhalten zusammen. Am geringsten ist die genetische Diversität bei Arten, die sich rein vegetativ fortpflanzen (z. B. die Wasserpest, *Elodea canadensis*, in Europa). Auch bei Arten mit obligater oder zumindest überwiegender Selbstbefruchtung ist sie in der Regel gering. Unter den Arten mit sexueller Vermehrung ist die genetische Diversität bei Arten, deren einzelne Individuen weit umherstreifen, am größten, gefolgt von Arten mit Revierbildung. Vergleichsweise gering ist sie dagegen bei Arten mit Haremsbildung (z. B. Hirsche) oder Balzplatzverhalten (z. B. Birkhühner), da dort die Gene der dominanten Männchen überdurchschnittlich häufig weitergegeben werden.

1.2 Artendiversität oder interspezifische Diversität

Die Diversität der Arten (zum Artbegriff ▶ Box 1.2, zur Benennung ▶ Box 1.3) eignet sich sehr gut, um zu zeigen, dass der Begriff „biologische Diversität" bzw. „Biodiversität" treffender ist als „Biologische Vielfalt".

Zwar geht es weltweit gesehen um die Erhaltung möglichst aller Arten, also tatsächlich um die Artenvielfalt (= Anzahl der Arten), im konkreten Fall, d. h. bei der Unterschutzstellung eines Gebie-

Box 1.2 Arten und Populationen

Arten wurden zunächst ausschließlich morphologisch definiert **(Morphospezies)**. Seit Beginn des vorigen Jahrhunderts setzte sich jedoch mehr und mehr das Konzept der **Biospezies** durch: Zu einer Art gehören alle Individuen, deren Gene unter natürlichen Bedingungen durch sexuelle Fortpflanzung neu miteinander kombiniert werden können. Eine Art ist also eine (potenzielle) Fortpflanzungsgemeinschaft. Real haben nicht alle Individuen einer Art miteinander genetischen Kontakt, beispielsweise bei Pflanzen nur diejenigen, die so nah beieinander wachsen, dass eine Bestäubung möglich ist. Alle ► Individuen der gleichen ► Art, die zur gleichen Zeit in einem einheitlichen ► Areal zu finden sind, bilden eine **Population.** Die Größe des Areals ist dabei nicht definiert, es kann also ein ganzer Kontinent sein oder – etwa bei einigen Kaktusarten – nur wenige Quadratmeter. Populationen, zwischen denen noch ein geringer Austausch erfolgt, fasst man als **Metapopulation** zusammen (z. B. Hanski 1999). In der Praxis bezeichnet man allerdings oft eine Gruppe von Individuen einer Art in einem pragmatisch abgegrenzten Gebiet (also z. B. in einem Schutzgebiet) als Population. Auch bezeichnet man den Bestand an Tieren einer Art in der Gesamtheit der zoologischen Gärten als „Zoopopulation". Findet zwischen den so verstandenen „Populationen" kein genetischer Austausch mehr statt, wird sich, insbesondere bei kurzer Generationsfolge und in einer vom Lebensraum der übrigen Populationen unterschiedenen Umgebung, die genetische Struktur dieser Population verändern. Es bilden sich Unterarten heraus. Geht die Veränderung so weit, dass eine Kreuzung mit den Individuen anderer Populationen nicht mehr möglich ist, so ist aus der isolierten Population eine neue Art entstanden. In der Regel werden solche neuen Arten, zumindest primär, nicht mittels einer Genanalyse identifiziert, sondern weil sie sich morphologisch von der Ursprungsart unterscheiden. Die meisten Biospezies sind also zugleich Morphospezies.

Ähnliches Aussehen von Arten ist aber nicht hinreichend, um Verwandtschaftsverhältnisse daraus abzuleiten. So bringt die Evolution unter ähnlichen Umweltbedingungen in voneinander isolierten Lebensräumen unter Umständen äußerlich ähnliche, sich auch hinsichtlich Lebens- und Verhaltensweisen gleichende Arten hervor, die nicht miteinander verwandt sind und keine gemeinsamen Vorfahren haben, also genetisch sehr unterschiedlich sind, Beispiele sind Wolf und Beutelwolf sowie Springhase und Känguru, aber auch Taxa wie die neuweltlichen Boas und die altweltlichen Pythons oder die Leguane und Agamen in der Alten Welt. Sie besetzen auf unterschiedlichen Kontinenten (fast) gleiche ökologische Nischen. Man spricht hier von **Konvergenz** oder konvergenter Entwicklung.

Wie die diesbezüglich reichhaltige Literatur zeigt, sind die Abgrenzung von Arten und der Artbegriff überhaupt in der Botanik schwieriger als in der Zoologie (z. B. Vent 1974; Ehrendorfer 1984; Loos 1997), denn während im Tierreich nah verwandte Arten oft auch durch unterschiedliches Paarungsverhalten isoliert sind, existieren solche **Kreuzungsbarrieren** bei Pflanzen nicht. Eng verwandte Pflanzensippen sind daher genetisch (noch) nicht streng voneinander getrennt, sodass **Hybridisierungen** zwischen „Arten" im Pflanzenreich viel häufiger erfolgen als im Tierreich. Würde man auf Pflanzen das Biospezieskonzept streng anwenden, so müssten viele aufgrund deutlicher morphologischer Unterschiede allgemein als Arten anerkannte Sippen zu einer Art zusammengefasst werden, z. B. *Quercus robur* und *Q. petraea* oder *Salix alba* und *S. fragilis*. Hinzu kommt noch, dass bei vielen Pflanzengruppen Nachkommen über Embryonen gebildet werden, ohne dass eine Verschmelzung von Gameten vorausgeht, sodass eine Neukombination von Genen nicht erfolgt und daher Mutationen oder durch sporadisch doch mögliche, sexuelle Vermehrung entstandene, andersartige Genkombinationen kontinuierlich weitergegeben werden. Gruppen, in denen diese als **Apomixis** bezeichnete Vermehrung vorherrscht, bilden daher meist eine Vielzahl von relativ ähnlichen (aber genetisch isolierten) Sippen, die in fast allen neueren Florenwerken als Arten aufgefasst werden. Beispiele für solche Artenaggregate (agg.) finden sich u. a. in den Gattungen *Rubus*, *Alchemilla*, *Hieracium*, *Oenothera* und *Taraxacum*. Während aber bei „*Rubus fruticosus* agg." die einzelnen Arten (für Deutschland sind gut 300 beschrieben) in der überwiegenden Zeit des Jahres mit einiger Übung im Gelände identifiziert werden können und dazu unterschiedliche Nischen besiedeln (Weber 1972, 1985), sind viele *Hieracium*-(Klein-)Arten und die Mitglieder von „*Alchemilla vulgaris* agg." nur zur Hauptblütezeit bestimmbar. Bei *Taraxacum* (Deutschland bisher über 350 Arten) kommt erschwerend hinzu, dass die Ansprache einzelner Exemplare oft gar nicht möglich ist, sondern der gesamte an einem Ort vorhandene Bestand bewertet werden muss und dass ganze Artenschwärme kaum eine ökologische Differenzierung zeigen. Zweifel daran, ob die Unterscheidung in solchen Fällen Sinn macht, sind sicher erlaubt.

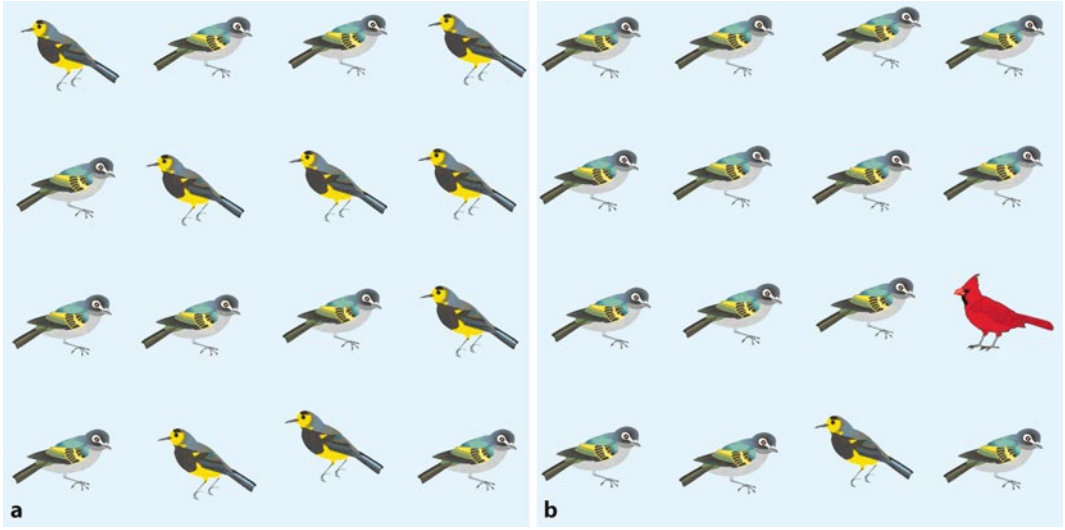


Abb. 1.5a,b Abhängigkeit der Biodiversität von Artenzahl, Individuenzahl und Individuenverteilung (aus Wittig und Streit 2004). Bei alleiniger Betrachtung der Artenzahl ist System **b** mit drei Arten diverser als System **a** mit zwei Arten. Da zwei der drei Arten von System **b** nur in sehr geringer Individuenzahl und dazu nur in einem Teilkompartiment auftreten, bei **a** dagegen beide Arten mit hoher Individuenzahl und gleicher Verteilung vorkommen, ist die Chance, mehrere Arten in einem Teilkompartiment anzutreffen, in **a** größer als in **b**. So gesehen ist **a**, trotz geringerer Artenzahl, diverser als **b**



Abb. 1.6a,b Außer durch die Quantität wird die Biodiversität einer Biozönose in hohem Maße durch die Qualität der Arten bestimmt. System **a** (von links: *Viola calaminaria, Thlaspi calaminare, Armeria maritima halleri*) hat zwar die gleiche Artenzahl wie **b** (*Helianthus tuberosus, Tanacetum vulgare, Solidago canadensis*), ist aber dennoch erheblich diverser (z. B. bezüglich Farbigkeit, Lebensstrategie, Familienzugehörigkeit der Arten; Tab. 1.4). Außerdem sind alle Arten von **a** gefährdet, in Europa einheimisch und ökosystemspezifisch, während es sich bei **b** um „Allerweltsarten" handelt. Fotos R. Wittig

tes, spielt jedoch nicht nur die Quantität der Arten (Anzahl), sondern auch und insbesondere sogar die Verteilung und die Eigenschaften der Arten, also die Qualität, eine große Rolle. Vergleicht man beispielsweise die beiden in Abb. 1.5 dargestellten Ökosysteme miteinander, so ist Ökosystem a trotz geringerer Artenzahl diverser als Ökosystem b, denn in b findet man drei Arten lediglich in einem Teilkompartiment, in allen anderen dagegen nur eine Art, während in Ökosystem a die beiden vorhandenen Arten in allen Teilkomponenten anzutreffen sind. Bezüglich der Diversität steht es also 3 : 1 für Ökosystem a.

Abbildung 1.6 zeigt in Verbindung mit Tab. 1.4 die Bedeutung im Grad der Unterschiede sowie von Seltenheit und regionaler Spezifität am Beispiel zweier jeweils drei Arten enthaltender Modell-Lebensgemeinschaften (Biozönosen): Die

1

Tab. 1.4 Diversität der in Abb. 1.6 dargestellten Modell-Biozönosen

Kriterium	Biozönose a	Biozönose b
Artenzahl	3: *Armeria maritima halleri, Thlaspi calaminare, Viola calaminaria*	3: *Helianthus tuberosus, Solidago canadensis, Tanacetum vulgare*
Repräsentierte Familien	3: Brassicaceae, Plumbaginaceae, Violaceae	1: Asteraceae
Blütenfarben	3: gelb, rosa, weiß	1: gelb
Strategietypen	2: S (*Viola c.*, *Thalspi c.*) und CSR (*Armeria e.*)	1: C
Areal	Europa und kleiner (endemisch)	Eurasien, Amerika, z.T. auch Australien
Standortsamplitude	Sehr eng (Spezialisten: nur Schwermetallböden)	Relativ (*Helianthus t.*) bis sehr breit (*Solidago c.*)
Gefährdung in Deutschl.	Alle zumindest regional gefährdet	Alle ungefährdet

Arten von Biozönose b sind allesamt Mitglieder der Familie Asteraceae und dazu noch nahezu auf der ganzen Welt in diversen vom Menschen geschaffenen Lebensräumen verbreitet; die von b entstammen dagegen verschiedenen Familien, kommen nur in einem bestimmten Lebensraum (Biotop) vor und sind zudem in Deutschland gefährdet (Arten der Roten Liste). Im Hinblick auf das Ziel der Erhaltung der weltweiten Biodiversität ist daher eine Fläche, auf der Biozönose b lebt, nahezu unbedeutend, denn die Arten werden alle auch ohne Schutzmaßnahmen überleben. Biozönose a und damit ihr Biotop sind dagegen hoch schutzwürdig. Die **Quantität**, an die man beim Begriff **Vielfalt** meist denkt, spielt also für die Unterschiede in der Schutzwürdigkeit der beiden Systeme keine Rolle, wohl aber die **Verschiedenheit** (Diversität; lat. *diversus* = verschieden). **Damit ist klar belegt, dass der Begriff „Biodiversität" dem Begriff „Biologische Vielfalt" vorzuziehen ist.**

Ein weiteres Beispiel bilden manche Nadelforste im Vergleich zu naturnahen Buchenwäldern (Tab. 1.5): Auf vergleichbarem Standort sind Forste der aus Nordamerika stammenden Douglasie artenreicher als die dort von Natur aus vorkommenden Buchenwälder. Hieraus zu folgern, die Pflanzung von Douglasienforsten sei ein Beitrag zur allgemeinen Biodiversitätserhöhung, wäre aber absurd, da es ja um areal- und standorttypische Arten gehen muss.

Tab. 1.5 Artenzahlen und Schichtendeckung standortgerechter Buchenwaldbestände und sie ersetzender Douglasienforste. (nach Budde und Schmidt 2005)

	Buchenwald	Douglasienforst
	Artenzahlen pro 400 m^2	
Gefäßpflanzen	9	21
Moose	5	10
	Deckung der Schichten (%)	
Krautschicht	16	31
Moosschicht	<1	31

Geht es um konkrete Schutzgebietsausweisungen für bedrohte Arten, kann in der Regel kaum die gesamte Art damit gesichert werden, sondern jeweils nur ein Teilbestand. In diesem Zusammenhang ist der Begriff „Population" von Bedeutung (▶ Box 1.2).

Bezüglich der Artendiversität werden in der Literatur seit Whittaker (1972) verschiedene mit griechischen Buchstaben bezeichnete Typen unterschieden (Tab. 1.6): Unter **α-Diversität** versteht man die auch Artenreichtum genannte Artenzahl pro Flächeneinheit in einer Biozönose (Gl. 1.1). In Bezug auf Nachvollziehbarkeit und Vergleichbarkeit dieser Angabe ist leider zu bemängeln, dass der Zeitraum (Personentage) der Erfassung nicht

berücksichtigt wird, denn natürlich ist die im Rahmen einer mehrjährigen Untersuchung ermittelte Artenzahl höher als die aus einer einjährigen oder eventuell noch kürzeren Bestandsaufnahme. Allgemein kann aber (zumindest für Mitteleuropa) dennoch festgestellt werden, dass die α-Diversität ansonsten vergleichbarer Standorte mit zunehmender Eutrophierung (z. B. Hobohm und Härdtle 1997) sowie zunehmender Höhe und abnehmender durchschnittlicher Januar-Temperatur abnimmt (Pyšek et al. 2002) und dass leichte Störungen in der Regel förderlich sind (▶ Abschn. 14.8). Weltweit betrachtet nehmen die Artenzahlen allgemein von den Polen in Richtung auf den Äquator zu und erreichen dort ihren höchsten Wert (Gaston et al. 1995).

Gleichung 1.1 Artenreichtum *R*

$$R = n/F$$

n: Artenzahl, F: Fläche

Auch die **γ-Diversität** bezieht sich auf den Artenreichtum innerhalb einer Fläche, ist aber großräumiger gefasst. In der Regel umfasst sie die Summe aller Arten eines Vegetationskomplexes, einer Landschaft oder eines Landes (z. B. Noss 1983; Franklin 1993).

Dagegen ist die **β-Diversität** keine Binnendiversität, sondern bezeichnet den Unterschied zwischen verschiedenen Biozönosen entlang eines standörtlichen Gradienten. Auf die Frage, wie viele Arten es auf der Welt gibt und wie sie verteilt sind, wird in ▶ Box 4.1 eingegangen.

Die α-Diversität erhält man also durch einfaches Zählen der Individuen oder durch Schätzung ihrer Abundanz (bei Pflanzen z. B. des Deckungsgrades). Da γ-Diversität als Summe der α- Diversitäten definiert ist, kann man sie durch deren Addition erhalten, was bei Abundanzschätzungen aber schwierig ist, sodass sich hier eine erneute Bestandsaufnahme anbietet. In der von Whittaker (1972) gegebenen Definition „*Gamma samples are usually alpha samples combined from several communities*“ legt die Benutzung des Begriffs „*communities*“ den Bezug auf Pflanzengesellschaften nahe. Eine Beschränkung auf derartige Einheiten wird von Whittaker aber nicht vorgeschrieben, sodass beispielsweise auch die α-Diversität von Ökosystemen zur Ermittlung der γ-Diversität von Landschaften benutzt werden kann.

Tab. 1.6 Typen von Biodiversität – stark vereinfachtes Rechenbeispiel

	Ökosysteme		
Art	**Acker (A)**	**Gebüsch (G)**	**Wald (W)**
A	x		
B	x		
C	x	x	
D		x	x
E		x	x
F		x	x
G		x	x
H		x	x
I			x
K			x
α-Div.	3	6	7
β-Div.	A zu G: 7	G zu W: 3	A zu W: 10
γ-Div.	10		

α-Div.: Zahl der Elemente (hier Arten) im System
β-Div.: Zahl der unterschiedlichen (= nur in einem der beiden Systeme vorhandenen) Elemente
γ-Div.: Zahl der Elemente in allen betrachteten Systemen

Anders als α- und γ-Diversität kann man den Unterschied zwischen zwei Systemen (Biozönosen, Ökosystemen etc.), also die β-Diversität, nicht einfach durch Zählen ermitteln, sondern muss ihn berechnen, im einfachsten Fall als die Summe der Arten, die jeweils nur in einem der zu vergleichenden Systeme vorkommen in Relation zur Gesamtzahl der Arten. Whittaker nennt neben der prozentualen Diversität bzw. (bei anders gerichteter Betrachtung) prozentualen Ähnlichkeit, die bereits von Renkonen (1938) und Bray und Curtis (1957) eingeführt wurden, die **Ähnlichkeitskoeffizienten** von Jaccard (1902; Gl. 1.2) und Sørensen (1948; Gl. 1.3). Ein weiteres nicht selten benutztes Maß (z. B. Orlóci 1966) für die β-Diversität ist die **Euklidische Distanz** (Gl. 1.4).

Gleichung 1.2 Jaccard-Koeffizient S_J

$$S_J = a\,(a+b+c)^{-1}$$

a: Gesamtartenzahl (System 1 + 2)
b, c: Arten, die nur in System 1 oder 2 vorkommen

Gleichung 1.3 Sørensen-Koeffizient S_S

$$S_S = 2a\,(2a+b+c)^{-1}$$

a: Gesamtartenzahl (System 1 + 2)
b, c: Arten, die nur in System 1 oder 2 vorkommen

Gleichung 1.4 Euklidische Distanz E_D

$$\mathrm{ED}_{ij} = \sqrt{\sum (x_i, n - x_j, n)^2}$$

x: Bedeutungswert von x_1 bis x_n (z. B. Individuenzahl, Deckung, Frequenz), i, j: Bezugsflächen, n: Zahl der Parameter (z. B. Arten)

Mithilfe der β-Diversität kann nicht nur der Unterschied zweier Systeme dargestellt werden, sondern auch der eines Systems zu zwei Zeitpunkten. Man hat damit ein Maß für die zeitliche Entwicklung der Diversität eines Systems, wobei β-Diversität den Artenumsatz in der Zeit *(species turn-over)* repräsentiert (Wilson und Shmida 1984, verändert nach Beierkuhnlein 2003; Gl. 1.5).

Gleichung 1.5 species turn-over S

$$S = (b + c)\,(a + b + c)^{-1}$$

a: Anzahl der zu beiden Zeitpunkten vorhandenen Arten, b, c: nur zu einem der beiden Zeitpunkte vorhandene Arten

Dass die Diversität nicht nur von der Arten-, sondern auch von der Individuenzahl bzw. dem Anteil der Arten am gesamten Organismenbestand abhängt, wird beim **Shannon-Weaver-Index** berücksichtigt (Shannon und Weaver 1949; Gl. 1.6). Die Bedeutung der räumlichen Verteilung wurde bereits oben verdeutlicht (Abb. 1.5 und 1.6). Zahlenmäßig lassen sich verteilungsbedingte Unterschiede mithilfe der ***Evenness*** (Pielou 1966; Gl. 1.7; s. a. Haeupler 1982) ausdrücken. Der Shannon-Weaver-Index ist von der Artenzahl abhängig, kann also nicht zum Vergleich von Beständen mit (stark) unterschiedlicher Artenzahl eingesetzt werden. Aufgrund der Normierung auf die maximal mögliche Diversität erlaubt die *Evenness* dagegen einen Vergleich von Beständen unterschiedlicher Artenzahl. Bezüglich der statistischen Absicherung von Unterschieden verweisen wir auf die Erläuterungen von Leyer und Wesche (2007).

Gleichung 1.6 Shannon-Weaver-Index H_S

$$H_S = \Sigma\,(n_i/N) \times \ln\,(n_i/N)$$

H_S: Artendiversität, N: Gesamtindividuenzahl
n_i: Individuenzahl der Art i, S: Artenzahl

Gleichung 1.7 Evenness E

$$E = H_S/\log S$$

H_S: Shannon-Weaver-Index, S: Artenzahl

Neben den oben aufgeführten Formeln gibt es eine Vielzahl weiterer **Biodiversitätsmaße**, die u. a. von Back und Türkay (2001) zusammengestellt wurden. Gaston (1996) ist allerdings der Ansicht, dass Artenzahlen in der Regel das Beste aller Maße seien, da sie vergleichsweise einfach zu ermitteln sind und zudem oft (wenn auch nicht immer) auf andere Diversitäten schließen lassen (z. B. Standortvielfalt, Strukturvielfalt, Nischenvielfalt). Spätestens nach dem Studium des Buches von Magurran (2004) weiß man jedoch, dass die exakte Ermittlung von Artenzahlen keineswegs eine einfache Angelegenheit ist: Die ermittelbaren Artenzahlen schwanken von Jahr zu Jahr, Jahreszeit zu Jahreszeit (Abb. 14.19), Tag zu Tag und sogar im Verlauf eines Tages (mittägliche Hitzepause, reine Nachtaktivität, Aufenthalt in vom Kartierer nicht einsehbaren Rückzugsräumen bei ungünstiger Witterung etc.). Manche Tierarten (Singvögel, Fledermäuse, Frösche, Heuschrecken und Grillen) können u. a. oder sogar in erster Linie anhand ihrer Lautäußerungen identifiziert werden. Die aber korrelieren z. B. mit der Temperatur, der phänologischen Jahreszeit oder einfach dem Wohlbefinden der Individuen. Darüber hinaus hängt die ermittelte Artenzahl von der Häufigkeit und Intensität der Begehung, von der angewandten Such- bzw. Fangmethode und nicht zuletzt auch von der Arten-

kenntnis des Kartierers ab. Deswegen sind exakte und vergleichbare Beobachtungsverfahren im Zuge eines Monitorings wichtig, um zu verlässlichen Ergebnissen zu kommen. Für die Erfassung von verschiedenen Tierklassen gibt es daher inzwischen sehr detaillierte Handbücher (z. B. Heyer et al. 1994; McDiarmid et al. 2012; Wilson et al. 1996).

1.3 Diversität der Lebensgemeinschaften und Ökosysteme

Lebensgemeinschaften (Biozönosen) besitzen in der Regel einen charakteristischen Lebensraum (Biotop). Ein Biotop und seine Biozönose bilden ein Ökosystem. Da eine Biozönose ohne ihr Biotop nicht existieren kann, ist es unumgänglich, dass die dritte Ebene der Biodiversität Lebensgemeinschaften und ihre Lebensräume umfasst.

Ökosysteme werden zwar häufig als relativ selbstständig angesehen, hängen aber dennoch voneinander ab. Beispielsweise ist ein Fluss von den ihn speisenden Bächen, diese wiederum von ihren Quellen abhängig. Beschaffenheit und Menge des Quellwassers wiederum hängen von der Umgebung der Quellen ab. Viele Autoren haben daher inzwischen das Biodiversitäts-Teilkompartiment „Biozönosen" nicht nur auf Ökosysteme, sondern sogar auf Landschaften erweitert.

Offensichtlich wird die genaue Bestimmung bzw. Abgrenzung der einzelnen Bestandteile der drei Biodiversitätsebenen mit zunehmender Organisationshöhe schwieriger. Während ein Gen immer ein Gen bleibt, gibt es, wie in ▶ Abschn. 1.2 erläutert, im Falle der Arten in manchen Gruppen bereits Probleme bezüglich ihrer Abgrenzung. Bei Ökosystemen hängt es dagegen in allen Fällen von der Betrachtungsweise ab, ob eine räumliche Einheit als Ökosystem, nur als Teilkompartiment eines Ökosystems oder sogar als Ökosystemkomplex (Landschaft) angesehen wird. Für eine Wasserflohpopulation kann ein Wiesentümpel den Lebensraum bilden und die darin mit ihr zusammenlebenden Organismen stellen sicherlich eine Lebensgemeinschaft dar. Lebensraum und Lebensgemeinschaft aber gelten definitionsgemäß als ein Ökosystem.

Für eine Libelle ist der Tümpel dagegen nur ein Teil ihres Lebensraumes, zu dem darüber hinaus das angrenzende Röhricht und die großflächige Wiese gehören, in denen sie ihre Beute erjagt. Auch sie teilt diesen Lebensraum mit vielen anderen Arten, sodass wiederum eine Biozönose und ein Biotop, also auch ein Ökosystem definiert werden können. Für andere Arten bilden nicht nur die Wiese mit ihren Feuchtstellen den Lebensraum, sondern das gesamte Wiesental, zu dem außerdem ein von einem schmalen Auenwaldrest umgebener Bach, einige Hecken und die Waldränder des Talhanges gehören. Einer Wildkatzen-, Luchs- oder Uhupopulation genügt ein Tal dagegen nicht. Ihr Lebensraum ist eventuell ein ganzes Mittelgebirge und die Bewohner dieses Mittelgebirges bilden die zugehörige Biozönose.

Während zwischen Genen und Arten keine fließenden Übergänge existieren und es daher Sinn macht, sie als unterschiedliche Ebenen der Biodiversität zu betrachten, sind die Grenzen von Ökosystemen und Landschaften fließend. Eine Trennung schafft keine diesbezügliche Klarheit und ist daher nicht zu empfehlen.

Die Vielfalt der innerhalb einer Landschaft anzutreffenden Ökosysteme hängt nicht zuletzt von der Intensität und der Art und Weise der menschlichen Eingriffe ab. Auf diese wird in ▶ Kap. 3 eingegangen.

Definitionsgemäß versteht man unter einem Ökosystem ein Wirkungsgefüge von Lebewesen und deren anorganischer Umwelt, das offen und bis zu einem gewissen Grad zur Selbstregulation befähigt ist. Zu einem Ökosystem gehören also nicht nur Biozönose (d. h. Arten) und Biotop (Strukturen und Standortfaktoren), sondern auch das Wirkungsfüge der Arten untereinander und mit ihrer Umwelt, also Interaktionen und Prozesse. Die dritte Ebene der Definition von Biodiversität, die Ebene der Lebensräume und Lebensgemeinschaften mit ihren Stoffkreisläufen und Prozessen, schließt damit auch die Dimension der Zeit ein, denn nur darin können Stoffflüsse und Interaktionen erfolgen. Darin besteht ein weiterer großer Unterschied zum Begriff der „Artenvielfalt" und es wird deutlich, dass Biodiversität keinesfalls synonym mit dieser verwendbar ist. Dem tut auch die Tatsache keinen Abbruch, dass die Anzahl der Arten häufig als Maß für die Diversität eines bestimmten Gebietes genutzt wird.

1

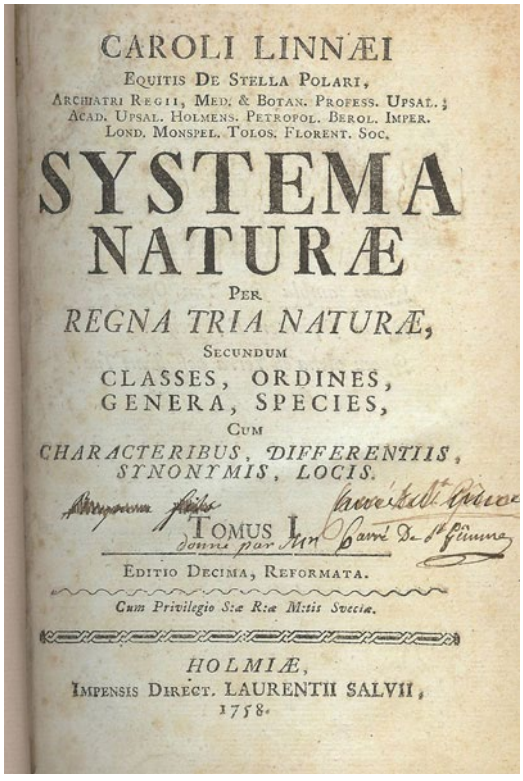
Box 1.3 Benennung der Arten

Die wissenschaftliche Benennung der Arten fußt bis heute auf Carl von Linnés „Systema Naturae" in der zehnten Auflage von 1758 (◘ Abb. 1.7). Frühere Benennungen, wie sie etwa Rösel von Rosenhof unmittelbar vor Linné 1758 in seiner „*Historia naturalis ranarum nostratium*" für deutsche Anuren einführte („*Bufo aquaticus, allium redolens, maculis fuscis*/Die wie Knoblauch stinckende Wasserkröte mit braunen Flecken"; ◘ Abb. 1.8), gelten also nicht, obwohl Rösel diese Art als erster überhaupt beschrieb und sogar ihren Fundort angab (Niekisch 2009). Wurden bis vor Kurzem vor allem äußerliche bzw. anatomische Merkmale zur Beschreibung von Arten verwendet, gibt es seit einiger Zeit eine intensive Entwicklung zur Verwendung der DNA-Merkmale in der **Taxonomie** (z. B. Tautz et al. 2003; zusammenfassende Übersicht durch Lee 2004). Molekularbiologische Erkenntnisse führen derzeit sogar in der besonders gut untersuchten Klasse der Vögel zu großen Veränderungen in der Systematik, da die bisher überwiegend verwendeten anatomischen Merkmale häufig zu nicht hinreichenden oder sogar falschen Schlüssen bezüglich der verwandtschaftlichen Verhältnisse führten (Fieldså 2013). In der Tat konnten so auch innerhalb morphologisch nicht unterscheidbarer und daher bis dato als eine Art aufgefasster Gruppen mehrere eigenständige Arten erkannt werden. Selbst in der überschaubaren Familie der Kiwis (Apterygidae) wurde im Jahre 2003 aufgrund von DNA-Analysen eine neue Art beschrieben, der Okaritokiwi (*Apteryx rowi*). Solche vom Augenschein her nicht erkennbare Arten bezeichnet man als kryptisch (von griech. *kryptos* = verborgen).
Für die botanische und zoologische Artbeschreibung und -benennung bestehen weltweit gültige Regeln, die sich für Pflanzen und Pilze (McNeill et al. 2011), Tiere (► Ride et al. 1999) sowie Bakterien und Archebakterien (Lapage et al. 1992) leicht unterscheiden und immer wieder Aktualisierungen unterworfen sind. Gemäß diesen Regeln besteht die wissenschaftliche Artbezeichnung aus zwei Teilen, weshalb man von **binärer Nomenklatur** spricht. Der erste Teil ist der Name der Gattung, zu der die betreffende Art gehört. Er stellt ein Hauptwort (Nomen) dar und beginnt deshalb mit einem Großbuchstaben. Der zweite Teil wird adjektivisch gebraucht und daher klein geschrieben. In Verbindung mit dem Gattungsnamen bildet dieses **Epitheton** den Artnamen. Beide Namensbestandteile sollten der lateinischen oder griechischen Sprache entstammen oder wenigstens latinisiert werden. Eine Unterart wird dann mit einem dritten Namen als Trinomen nach gleichen Regeln benannt. Als Beispiel sei der Sibirische Tiger genannt (◘ Abb. 1.9). Er gehört zur Gattung *Panthera*, den Eigentlichen Großkatzen, zu der beispielsweise auch Löwe (*Panthera leo*) und Jaguar (*Panthera onca*) gehören. Als Tiger ist er von diesen zu unterscheiden als die Art *P. tigris*. Von dieser wiederum existieren mehrere Unterarten, etwa *Panthera tigris sumatrae*, der Sumatratiger, und eben *Panthera tigris altaica*, der Sibirische Tiger. Die wissenschaftlichen Namen schreibt man in der Regel kursiv.
Da nicht auszuschließen ist, dass ein Name von unterschiedlichen Autoren unterschiedlich gebraucht wird (z. B. kann es sein, dass eine beschriebene Art aufgrund neuer Erkenntnisse in zwei oder mehrere Arten aufgespalten werden muss, von denen dann aber eine gemäß den Nomenklaturregeln den alten Namen behalten muss), setzt man oft hinter den Artnamen noch den Familiennamen des Erstbeschreibers bzw. der Erstbeschreiber (bei sehr bekannten Autoren in abgekürzter Form, z. B. für „Linné" einfach „L.") und die Jahreszahl der Beschreibung, z. B. *Gentiana verna* L. 1753 oder *Drosera intermedia* Dreves & Hayne 1798. Eine Artbenennung ist nur dann gültig, wenn sie mit einer eindeutigen, nachvollziehbaren Beschreibung verbunden ist und in einer wissenschaftlichen Arbeit publiziert wurde. Zu jeder Beschreibung gehört das Hinterlegen eines Referenzexemplars, des **Holotypus**, mit Angabe des Fundortes (der Typ-Lokalität) in einem Museum oder Herbarium. Ohne auf die komplexen Regelwerke näher einzugehen, seien nachfolgend einige Aspekte aufgeführt.
Grundsätzlich gilt, dass der beschreibende Autor frei ist in der Kreation des Namens. Es gibt viele Beispiele, in denen Arten nach Personen benannt sind, so etwa der Frosch *Osteocephalus elkejungingerae* (Henle 1981) oder die Brombeere *Rubus wittigianus* (Weber 2002). Häufig werden auch äußere Merkmale namensgebend verwendet, zum Beispiel bei *Eulemur rubriventer*, dem Rotbauchmaki, oder es wird die Herkunftsregion latinisiert angegeben, wie bei dem Riesenmuntjak *Megamuntiacus vuquangensis* aus der vietnamesischen Region Vu Quang. Eine 2013 neu entdeckte Art eines Feuersalamander tötenden Pilzes der Gattung *Batrachochytrium* erhielt den Artnamen *salamandrivorans* (Martel et al. 2013), also der „salamanderfressende Pilz", Namen wie die der Gattungen *Pseudemydura* oder *Pseudoryx* verweisen mit dem Wordbestandteil „Pseud" darauf, dass die Art einem anderen, bekannten Taxon ähnelt und daher eventuell fälschlich dafür gehalten werden kann. Auch deutsche Namen wie „Unechte Karettschildkröte" oder „Falsche Korallenschlange" kamen ähnlich zustande. Namen, die eher der humorigen Ecke zuzuordnen sind, haben ebenfalls Gültigkeit. So benannte die Österreicherin Aspöck (1982) drei von ihr neu beschriebene Unterarten der zu den Kamelhalsfliegen zählenden Art *Agulla (Glavia) modesta* einfach mit „*adryte*" „*aphyrte*" und „*aphynphte*", also auf hochdeutsch übersetzt „eine dritte", „eine vierte" und „eine fünfte" [Unterart].

Box 1.3 (*Fortsetzung*) Benennung der Arten

Schon vorher hatten Aspöck und Aspöck (1975) eine verflixt schwer zu bestimmende Art *Parvoraphidia aphaphlyxte* genannt.
Sachlich falsche oder irreführende Bezeichnungen haben Bestand, so etwa beim subantarktisch verbreiteten Eselspinguin, der als *Pygoscelis papua* beschrieben wurde, ohne dass das Tier auch nur das Geringste mit Papua zu tun hätte. Umstritten ist, wann vom Namensgeber – unfreiwillig – begangene orthografische oder grammatikalische Fehler Bestand haben beziehungsweise später korrigiert werden dürfen, etwa im Fall von *Chiropotes utahicki*, dessen Genitiv-Endung nicht männlich „*i*", sondern „*ae*" lauten müsste, da sich der Artname auf eine weibliche Person bezieht. Stellt sich später heraus, dass die Art bereits beschrieben wurde, gilt der ältere Name. Erweist sich die Zuordnung zur Gattung später als unzutreffend, wird dies korrigiert. In der Zoologie setzt man dann den Namen des Autors und die Jahreszahl in Klammern, wie im Beispiel der Mauereidechse *Podarcis muralis* (▶ Laurenti 1768) (◘ Abb. 3.11d), welche Laurenti ursprünglich als „*Seps muralis*" beschrieben hatte. Der umbenennende Wissenschaftler wird nicht erwähnt. Anders ist es in der Botanik: Hier wird der ursprüngliche Autor in Klammern gesetzt, der umbenennende ohne Klammer dahinter aufgeführt, die Jahreszahl wird nicht genannt. Ein Beispiel ist die durch Gottschlich (in Greuter und Raus 2011) vorgenommene Umgruppierung des von Arvet-Touvet (in Maire und Petitmengin 1908) beschriebenen *Hieracium leucopsis* in die Gattung *Pilosella*. Der neue Name lautet nun *Pilosella leucopsis* (Arv.-Touv.) Gottschl.
Für die Benennung der Arten in den unterschiedlichen Sprachen existieren keine international gültigen Regeln. In Deutschland folgen die meisten Botaniker dem wissenschaftlichen System, d. h. sie unterscheiden zwischen dem Gattungsnamen und dem Art-Zusatz, wobei aber beides mit einem Großbuchstaben beginnt, z. B. Kleiner Wiesenknopf (*Sanguisorba minor*) und Großer Wiesenknopf (*S. officinalis*). Sind beide Bestandteile des Artnamens Hauptwörter oder stellen sie klanglich ein Wort dar, werden sie durch einen Bindestrich getrennt. So kann man klar erkennen, dass es sich bei „Berg-Klee" (*Trifolium montanum*) und „Weiß-Klee" (*T. repens*) um Arten der Gattung „Klee" (*Trifolium*) handelt, bei „Steinklee" (*Melilotus*) und „Sauerklee" (*Oxalis*) dagegen um Gattungen. In der Zoologie ist dies nicht üblich.

In diesem Zusammenhang verdient Fittkau (1973) Erwähnung, der bereits lange vor Beginn der Diversitätsdiskussion nicht von Artenvielfalt, sondern von Artenmannigfaltigkeit sprach.


CAROLI LINNÆI
EQUITIS DE STELLA POLARI,
ARCHIATRI REGII, MED. & BOTAN. PROFESS. UPSAL.;
ACAD. UPSAL. HOLMENS. PETROPOL. BEROL. IMPER.
LOND. MONSPEL. TOLOS. FLORENT. SOC.
SYSTEMA
NATURÆ
PER
REGNA TRIA NATURÆ,
SECUNDUM
CLASSES, ORDINES,
GENERA, SPECIES,
CUM
CHARACTERIBUS, DIFFERENTIIS,
SYNONYMIS, LOCIS.
TOMUS I.
EDITIO DECIMA, REFORMATA.
Cum Privilegio S:æ R:æ M:tis Sveciæ.
HOLMIÆ,
IMPENSIS DIRECT. LAURENTII SALVII,
1758.

◘ **Abb. 1.7** Titelseite der 10. Ausgabe von Linnés Systema Naturae aus dem Jahre 1758. Diese Ausgabe bildet die Grundlage des heutigen Nomenklatur- und Klassifikationssystems für Tiere und Pflanzen. Foto Josef F. Schmidtler



Abb. 1.8 Kolorierter Kupferstich der Knoblauchkröte von Rösel von Rosenhof (1705–1759), der bereits vor Linné die ihm bekannten sieben Froschlurcharten abbildete und beschrieb. Sein Werk gilt bis heute als das schönste Froschbuch aller Zeiten. Zwar haben die von ihm vergebenen wissenschaftlichen Namen keinen Bestand, doch gibt es eine direkte Verbindung zu Linné: Letzterem dienten nämlich Rösels Abbildungen als Ikonotypen zur Artbeschreibung (Schmidtler 2009). Foto und Sammlung M. Niekisch



Abb. 1.9 Zu den Großkatzen der Alten Welt (Gattung *Panthera*) gehört u. a. der Tiger (*Panthera tigris*), von dem mehrere Unterarten existieren, z. B. der hier gezeigte, stark gefährdete Sibirische Tiger (*Panthera tigris altaica*), von dem in Freiheit nur noch etwa 500 Individuen vorkommen (Stand 2005). Foto Peter Wilhelm, „Arche Noah" Zoo Braunschweig

Literatur

Amler K, Bahl A, Henle K, Kaule G, Poschlod P, Settele J (1999) Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis: Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Ulmer, Stuttgart

Aspöck U (1982) Polymorphismus und Polytypie bei nearktischen Raphidiiden: Agulla (Glavia) Modesta Carpenter, Agulla (Glavia) unicolor Carpenter und Agulla (Glavia) paramerica n. sp. (Neuropteroidea: Raphidioptera). Zeitschrift Arbeitsgem Österreichischer Entomologen 33(3/4):95–112

Aspöck H, Aspöck U (1975) Das Subgenus Parvoraphidia Asp. et Asp. (Neur., Raphidioptera, Raphidiidae, Raphidia L.). Zeitschrift Arbeitsgem Österreichischer Entomologen 26(2-4):61–76

Back G, Türkay M (2001) Quantifizierungsmöglichkeiten der Biodiversität. In: Janich P, Gutmann M, Prieß K (Hrsg) Biodiversität: wissenschaftlichen Grundlagen und gesellschaftliche Relevanz. Springer, Berlin, S 235–280

Barthlott W, Winiger M (Hrsg) (1998) Biodiversity. A challenge for development research and policy. Springer, Berlin

Barton NH, Briggs DEG, Eisen JA, Goldstein DB, Patel NH (2007) Evolution. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor

Baur B (2010) Biodiversität. Haupt, Bern

Baur B, Duelli P, Edwards PJ, Janny M, Klaus G, Künzle I, Martínez S, Pauli D, Peter K, Schmid B, Sedle I, Suter W (2004) Biodiversität in der Schweiz. Zustand, Erhaltung, Perspektiven. Haupt, Bern

Beierkuhnlein C (2003) Der Begriff Biodiversität. Nova Acta Leopoldina NF 87:51–71

Benton MJ (2007) Paläontologie der Wirbeltiere. Friedrich Pfeil, München

BfN (1997) Biodiversität und Tourismus. Springer, Berlin

BfN (2005) Rote Listen – Barometer der Biodiversität Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 18. Landwirtschaftsverlag, Münster

BfN (2012) Bedrohte Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 116. Landwirtschaftsverlag, Münster

Bray JR, Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest communities of northern Wisconsin. Ecol Monographs 27:325–349

Budde S, Schmidt W (2005) Impact of introduced Pseudotsuga menziesii Douglas Fir on understorey vegetation: a comparison with native Fagus sylvatica (European Beech) and Pinus sylvestris (Scots Pine) forests. Neobiota 6:79–88

Burda H, Begall S, Zravý J, Storch D (2009) Evolution: Ein Lese-Lehrbuch. Spektrum, Heidelberg

Dreesmann D, Graf D, Witte K (2011) Evolutionsbiologie: Moderne Themen für den Unterricht. Spektrum, Heidelberg

Ehrendorfer F (1984) Artbegriff und Artbildung in botanischer Sicht. Z zool Syst Evolutionsforschung 22:333–428

Eknigk H (2005) Lexikon der Kaninchen. Komet, Köln

Eser U (2003) Der Wert der Vielfalt: 'Biodiversität' zwischen Wissenschaft, Politik und Ethik. In: Bobbert M, Düwell M, Jax K (Hrsg) Umwelt – Ethik – Recht. Francke, Tübingen, S 160–181

Eser U, Bening B, Müller A (2013) Gerechtigkeitsfragen im Naturschutz Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 130. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Essl F, Rabitsch W (Hrsg) (2013) Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin

Fieldså J (2013) Avian classification in flux. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie D (Hrsg) Handbook of the birds of the world, special volume new species and global index. Lynx Editions, Barcelona, S 77–146

Fittkau EJ (1973) Artenmannigfaltigkeit amazonischer Lebensräume aus ökologischer Sicht. Amazoniana 4:321–340

Franklin JF (1993) Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes. Ecol Applications 3:202–205

Frey W, Lösch R (2010) Geobotanik, 3. Aufl. Spektrum, Heidelberg

Futyama DJ (2007) Evolution, 3. Aufl. Sinauer Associates, Sunderland

Gaston KJ (Hrsg) (1996) Biodiversity – a biology of numbers and differences. Blackwell, Malden

Gaston KJ, Spicer JI (2005) Biodiversity. An introduction, 2. Aufl. Blackwell, Malden

Gaston KJ, Williams PH, Eggleton P, Humphries CJ (1995) Large scale patterns of biodiversity: spatial variation in family richness. Proc Royal Soc London Ser B 260:149–154

Gebhardt H, Haucke G (1996) Die Sache mit dem Hund. Heyne, München

(2011) Med-Checklist Notulae 30. Willdenowia 41:314–317

Gripsson S (2011) Restoration ecology. Jones and Bartlett Learning, Burlington

Haeupler H (1982) Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation Diss Bot, Bd. 65. Cramer, Vaduz

Haller M (2012) Der neue Kosmos Pferdeführer. Franch–Kosmos, Stuttgart

Hanski I (1999) Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford

Henle K (1981) Hyla elkejungingerae, ein neuer Hylide aus dem peruanischen Regenwald (Amphibia: Salientia: Hylidae). Amphibia-Reptilia 2:123–132

Hennig W, Graw J (2010) Genetik. Springer, Berlin

Henson J, Tischler G, Ning Z (2012) Next-generation sequencing and large genome assemblies. Pharmacogenomics 13:901–915

Heyer WR, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek L-AC, Foster MS (Hrsg) (1994) Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians (Biological Diversity Handbook). Smithsonian Institution, Washington DC

Heywood VH, Baste I (1995) Introduction. In: Heywood VH, Watson RT (Hrsg) Global biodiversity assessment. Cambridge University Press, Cambridge, S 3–20

Hobohm C (2000) Biodiversität. Quelle & Meyer, Wiebelsheim

Hobohm C, Härdtle W (1997) Zur Bedeutung einiger ökologischer Parameter für die Artenvielfalt innerhalb von Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Tuexenia 17:19–52

Hotes S, Wolters V (2010) Fokus Biodiversität. Oekom, München

Howell EA, Harrington JA, Glass SB (2012) Introduction to restoration ecology

Hunter ML Jr, Gibbs J (2007) Fundamentals of conservation biology, 3. Aufl. Blackwell, Malden

Jaccard P (1902) Lois de distribution florale dans la zone alpine. Bull Soc Vaud Sc Nat 38:69–130

Jacomet S, Kreuz A (1999) Archäobotanik. Ulmer, Stuttgart

Janich P, Gutmann M, Prieß K (Hrsg) (2001) Biodiversität: wissenschaftliche Grundlagen und gesellschaftliche Relevanz. Springer, Berlin

Janning W, Knust E (2008) Allgemeine Genetik – Molekulare Genetik – Entwicklungsgenetik, 2. Aufl. Thieme, Stuttgart

Jordan WR, Gilpin ME, Aber JD (1987) Restoration ecology: a synthetic approach. Cambridge University Press, Cambridge

Kareiva P, Marvier M (2011) Conservation science. Roberts and Company, Greenwood Village

Körber-Grohne U (1987) Nutzpflanzen in Deutschland: Kulturgeschichte und Biologie. Theiss, Stuttgart

Krämer E (2009) Der große Kosmos Hundeführer, 5. Aufl. Franckh-Kosmos, Stuttgart

Kratochwil A (Hrsg) (1999) Biodiversity in ecosystems Tasks for Vegetation Science, Bd. 34. Kluwer, Dordrecht

Kratochwil A, Schwabe A (2001) Ökologie der Lebensgemeinschaften. Ulmer, Stuttgart

Kutschera U (2008) Evolutionsbiologie, 3. Aufl. Ulmer, Stuttgart

Lachat T, Pauli D, Gonseth Y, Klaus G, Scheiegger C, Vittoz P, Walter T (2010) Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Haupt, Bern

Lanzerath D, Muthe J, Barthlott W, Baumgärtner S, Becker C, Spranger TM (2008) Biodiversität. Karl Alber, Freiburg

Lapage SP, Sneath PHA, Lessel EF, Skerman VBD, Seeliger HPR, Clark WA (Hrsg) (1992) International Code of Nomenclature of Bacteria. ASM Press, Washington (DC)

Laurenti JN (1768) Specimen medicum, exhibens synopsin reptilium emendatam cum experimentis circa venena et antidota reptilium austriacorum. Trattner, Vienna

Lee MSY (2004) The molecularisation of taxonomy. Invertebrate Systematics 18:1–6

Lévéque C, Mounolou J-C (2001) Biodiversité. Dynamique biologique et conservation. Dunod, Paris

Leyer I, Wesche K (2007) Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer, Berlin

Loos GH (1997) Definitionsvorschläge für den Artbegriff und infraspezifische Einheiten aus der Sicht eines regionalen Florenprojektes. Ein Grundsatz- und Diskussionsbeitrag. Dortmunder Beitr Landeskunde 31:247–266

Magurran AE (2004) Measuring biological diversity. Blackwell, Malden

Maire R, Petitmengin M (1908) Étude des Plantes Vasculaires récoltées en Grèce (1906). Matériaux pour servir à l´étude de la Flore et de la Géographie Botanique de l'Orient. Quatrième Fascicule. Berger-Levrault et Cie, Nancy

Mardis EL (2008) Next-generation DNA sequencing methods. Ann Rev Genomics Hum Genet 9:387–402

Margulis L, Schwartz KV (1989) Die fünf Reiche der Organismen. Spektrum, Heidelberg

Martel A, Sitzen-Van Der Sluijs A, Blooi M, Bert W, Ducatelle R, Fisher MC, Woeltjes A, Bosman W, Chieers K, Bossuyt F, Pasmans F (2013) Batrachochytrium salamandrivorans sp. nov. causes lethal chitridiomycosis in amphibians. Proc National Acad Scis USA 9:5 doi:10.1073/Pnas. 1307356110

Martin K, Allgaier C (2011) Ökologie der Biozönosen. Springer, Heidelberg

Maxam A, Gilbert W (1977) A new method of sequencing DNA. Proc National Acad Sci USA 74:560–564

McDiarmid RW, Foster MS, Guyer C (2012) Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory and Monitoring. University of California Press, Berkeley

McNeill J, Barrie FR, Buck WR, Demoulin V, Greuter W, Hawksworth DL, Herendeen PS, Knapp S, Marhold K, Prado J, Prudhomme van Reine WF, Smith GF, Wierema JH, Turland NJ (Hrsg) (2011) International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Melbourne Code). Koeltz Scientific Books, Königstein

Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribrny V (Hrsg) (2012) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt

Müller AH (1985–1994) Lehrbuch der Paläozoologie. 7 Teile. Fischer, Jena

Müller P (1981) Arealsysteme und Biogeographie. Ulmer, Stuttgart

Nentwig W, Bacher S, Brandl R (2011) Ökologie kompakt. Spektrum, Heidelberg

Neßhöver C (2005) Biodiversität unsre wertvollste Ressource. Herder, Freiburg

Niekisch M (2007) Naturschutz und Armutsbekämpfung: Altes Leid und neue Strategien. In: Engel TR, Engels BB, Hedden-Dunkhorst B (Hrsg) Naturschutz als Instrument der Armutsbekämpfung – Grenzen und neue Chancen. BfN-Skripten, Bd. 212., S 6–25

Niekisch M (2009) August Johann Rösel von Rosenhof – Künstler, Naturforscher und Pionier der Herpetologie. Eine Einführung zum Reprint der „Historia naturalis ranarum nostratium/Naturgeschichte der Frösche hiesigen Landes", Nürnberg 1758. Fines Mundi, Saarbrücken

Noss RF (1983) A regional landscape approach to maintain diversity. BioSc 33:700–706

Noss RF (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation Biol 4:355–364

Oppermann R, Blew J, Haack S, Hötker H, Poschlod P (Hrsg) (2010) Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) und Biodiversität Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bd. 100. Landwirtschaftsverlag, Münster

Orlóci L (1966) Geometric models in ecology. I. The theory and application of some ordination methods. J Ecol 54:193–215

Pielou EC (1966) The measurement of biodiversity in different types of collections. J Theoret Biol 13:131–144

Pott R (2005) Allgemeine Geobotanik. Springer, Berlin

Pott R, Hüppe J (2007) Spezielle Geobotanik. Springer, Berlin

Potthast T (2007) Biodiversität – Schlüsselbegriff des Naturschutzes im 21. Jahrhundert? Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 48. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Primack RB (2010) Essentials of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland

Pyšek P, Kučera T, Jarošik V (2002) Plant species richness of nature reserves: the interplay of area, climatre and habitat in a Central European landscape. Global Ecol & Biogeogr 11:279–289

Renkonen O (1938) Statistisch-ökologische Untersuchungen über die Käferwelt der finnischen Bruchmoore. Ann Zool Bot Fennica Vanamo 6(1):1–231

Ride WDL, Cogger HGC, Dupuis C, Kraus O, Minelli A, Thompson FC, Tubbs PK (Hrsg) (1999) International code of zoological nomenclature, 4. Aufl. The International Trust for Zoological Nomenclature, c/o The Natural History Museum, London

Roller G, Führ M (2005) EG-Umwelthaftungsrichtlinie uns Biodiversität Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 19. Landwirtschaftsverlag, Münster

Sanger F, Nicklen S, Coulson AR (1977) DNA sequencing with chain-terminating inhibitors. Proc National Acad Sci USA 74:5463–5467

Sauberer N, Moser D, Grabherr G (2008) Biodiversität in Österreich. Haupt, Bern

Schäfer M (2012) Wörterbuch der Ökologie. Spektrum, Heidelberg

Schmidtler JF (2009) Rösels Froschbuch (1758) und danach: viele Kopien, Piraterien und Interpretationen. Sekretär 9(2):49–64

Schroeder F-G (1998) Lehrbuch der Pflanzengeographie. Quelle & Meyer, Wiesbaden

Schütte J (1981) Handbuch der Taubenrassen, 3. Aufl. Neumann-Neudamm, Radebeul

Seyfert W (Hrsg) (2003) Lehrbuch der Genetik, 2. Aufl. Spektrum, Heidelberg

Shannon CE, Weaver W (1949) The mathematical theory of communication. Univ Illinois Press, Ort

Shendure J, Ji H (2008) Next generation sequencing. Nature Biotechnol 26:1135–1145

Sørensen TA (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Biol Skr Koningl Vidensk Selsk 5(4):1–34

Stewart WN, Rothwell GW (2010) Paleobotany and the evolution of plants. Cambridge University Press, Cambridge

Storch V, Welsch U, Wink M (2013) Evolutionsbiologie, 3. Aufl. Springer Spektrum, Heidelberg

Streit B (2007) Was ist Biodiversität? Beck, München

Tautz D, Alexander P, Minelli A, Thomas RH, Vogler AP (2003) A plea for DNA taxonomy. Trends Ecol Evol 18:70–74

Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S (Hrsg) (2004) Assembly rules and restoration ecology – bridging the gap between theory and practice. Island Press, Washington DC

Townsend CR, Begon M, Harper JL, Hoffmeister (Übers) T, Steidle JLM, Thomas F (2009) Ökologie, 2. Aufl. Springer, Berlin

UNCED (1992) Convention on biological diversity (with annexes). United Nations, New York

Urbanska KM (1992) Populationsbiologie der Pflanzen. Fischer, Stuttgart

Literatur

van Andel J, Aronson J (Hrsg) (2012) Restoration ecology: the new frontier, 2. Aufl. Wiley-Blackwell, Chichester

van Saan-Klein B, Wachowiak M (2008) Vielfalt als Gewinn. Kirchengemeinden und Biodiversität. Evangelische Studiengemeinschaft, Heidelberg

Vent W (Hrsg) (1974) Widerspiegelung der Binnenstruktur und Dynamik der Art in der Botanik. Akademie-Verlag, Berlin

von Haaren C, Saathoff W, Bodenschutz T, Lange M (2010) Der Einfluss veränderter Landnutzung auf Klimawandel und Biodiversität Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 94. Landwirtschaftsverlag, Münster

Wägele W, Steininger FF (2000) Methoden, Aufgaben und Leistungsfähigkeit der modernen Systematik Kleine Senckenbergreihe, Bd. 36. Kraner, Frankfurt a. M.

Waldhardt R, Otte A (2000) Zur Terminologie und wissenschaftlichen Anwendung des Begriffs Biodiversität. Wasser Boden 52:10–13

Weber HE (1972) Die Gattung Rubus im nordwestlichen Europa. Cramer, Lehre

Weber HE (1985) Rubi westfalici. Abhandlungen Westfälisches Museum Naturkunde 47(3):1–452

Weber HE (2002) Rubus wittigianus spec. nov, eine sich ausbreitende Brombeerart in Westfalen und Osnabrück. Osnabrücker naturwiss Mitt 28:153–158

Weising K, Nybom H, Pfenninger M, Wolff K, Kahl G (2005) DNA Fingerprinting in Plants: Principles, Methods, and Applications, 2. Aufl. CRC Press, Boca Raton

Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. Taxon 12:213–251

Wilson DE, Cole FR, Nichils JD, Rudran R, Foster MS (1996) Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals (Biological Diversity Handbook). Smithsonian Institution Press, Washington DC

Wilson EO (1988) Biodiversity. National Acad Press, Washington DC

Wilson EO, Shmida A (1984) Measuring beta diversity with presence-absence data. J Ecol 72:1055–1064

Wittig R (2012) Geobotanik. Haupt, Bern

Wittig R, Streit B (2004) Ökologie. Ulmer, Stuttgart

Die Entstehung der Biodiversität

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

2.1 Die evolutionsbiologischen Grundlagen – 26

2.2 Der erdgeschichtliche Hintergrund – 31

2.2.1 Erdzeitalter und Evolution der Organismen – 31

2.2.2 Kontinentaldrift und Entstehung der heutigen Kontinente – 35

2.2.3 Der Wechsel von Kalt- und Warmzeiten – 36

2.3 Sprünge und Rückschläge bei der Entfaltung der Biodiversität – 40

Literatur – 45

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_2, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Die Entstehung der Biodiversität kann unter verschiedenen Aspekten betrachtet werden: Wichtig für das Verständnis ist auf jeden Fall die Kenntnis der evolutionsbiologischen Grundlagen (▶ Abschn. 2.1). Darüber hinaus aber sind ihr zeitlicher Ablauf in erdgeschichtlicher Sicht (▶ Abschn. 2.2), der Sprünge und Rückschläge aufwies (▶ Abschn. 2.3), sowie das Eingreifen des Menschen von Bedeutung. Da Letzteres für die Erhaltung der Biodiversität entscheidend ist, wird diesem Thema ein eigenes Kapitel gewidmet (▶ Kap. 3).

2.1 Die evolutionsbiologischen Grundlagen

Die ersten Lebewesen, aus denen sich im Laufe der Zeit alle heutigen Organismen entwickelten, entstanden vor mehr als 3×10^9 Jahren. Den Prozess der Entstehung der Arten bzw. Taxa nennt man **Evolution**. Die ältesten als Mikrofossilien nachweisbaren Organismen waren bakterienähnlich, d. h. sie hatten keinen Zellkern. Etwa vor $1{,}5 \times 10^9$ Jahren entstanden kernhaltige Einzeller, aus denen sich dann in geologisch gesehen kurzer Zeit mehrzellige Organismen entwickelten (s. z. B. Schopf 1983). Wie diese Evolution möglich war, wird im Folgenden kurz beleuchtet.

Bei der sexuellen Weitergabe genetischer Information kommt es zur Mischung des Genoms der Eltern, sodass auf diese Weise Individuen mit von den Eltern verschiedenem Genom entstehen. Darüber hinaus kann es bei jeder Zellteilung zu „Unfällen" kommen, d. h. zu einer Veränderung (**Mutation**) der weitergegebenen Information. Meist fallen derartige teilungsbedingte Änderungen nachteilig aus und führen zum Zelltod. Eventuell aber sind sie auch wirkungsneutral oder sogar vorteilhaft. Erfolgen solche nicht schädlichen Änderungen in Zellen der Keimbahn (Eizellen oder Spermien), so werden sie an die Nachfahren des betreffenden Individuums weitergegeben.

Je weiter zwei Gruppen einer Art voneinander entfernt leben und je größere Barrieren sich zwischen ihren Lebensorten befinden, desto geringer ist die Chance, dass sich ihre Gene mischen. Dabei ist die Wirksamkeit von Entfernung und Barrieren bei Tieren und Einzellern von ihrer Beweglichkeit, bei Pflanzen vom Ausbreitungsradius der Pollen und Samen bzw. der Sporen abhängig. Schon Straßen oder Flüsse können den Kontakt zwischen zwei Gruppen einer Art nahezu unmöglich machen bzw. als Ausbreitungsbarrieren wirken, noch deutlicher trennend wirken hier aber Hochgebirge oder Meere. Die miteinander potenziell in genetischem Austausch stehenden Individuen einer Art bilden eine **Population**. Für das Verständnis der Entstehung der Arten ist die Betrachtung von Populationen hilfreich (▶ Box 1.2).

Unabhängig voneinander haben die Mathematiker Hardy (1908) und Weinberg (1908) gezeigt, dass Populationen nur dann eine insgesamt konstante Zusammensetzung ihres Genbestandes behalten, wenn folgende Bedingungen zutreffen:

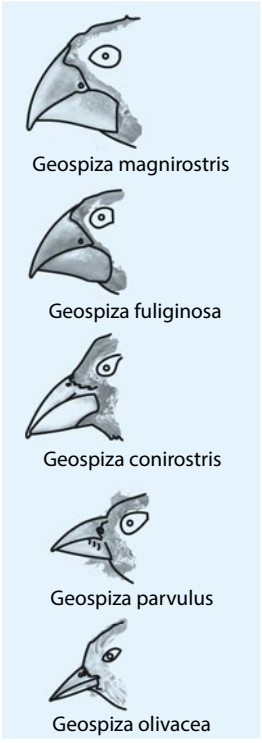
- nahezu unendlich große Individuenzahl,
- alle Mitglieder untereinander kreuzbar,
- alle Mitglieder leben unter identischen Umweltbedingungen,
- keine spontane Veränderung des Erbgutes einzelner Individuen.

Da es solche Idealpopulationen nicht gibt, können folgende Mechanismen den Genbestand verändern:

- **Zufall**: Nicht alle Mitglieder einer Population werden sich miteinander kreuzen. Außerdem kommt es nicht selten vor, dass ein Individuum keine Nachkommen hat. Somit können Gene zufällig verloren gehen. Die zufallsabhängige Weitergabe eines veränderten Genbestandes an die nächste Generation wird als **Gendrift** bezeichnet. Je kleiner die Population ist, umso stärker wird die Gendrift in der Regel sein.
- **Mutation**: Wie bereits erwähnt, kommt es bei der Weitergabe von Erbgut manchmal zu Unregelmäßigkeiten. Hierbei kann ein einzelnes Gen (Genmutation) oder die Gestalt eines Chromosoms durch Umlagerung oder Verlust von Teilbereichen verändert werden (Chromosomenmutation). Möglich ist auch der Verlust oder die Vermehrung eines ganzen Chromosoms oder die Vervielfachung des Chromosomensatzes (Genommutation).
- **Isolation**: Gelangt eine Gruppe einer Population in ein von der Art bisher unbewohntes und normalerweise auch weiterhin nicht

zugängliches Gebiet, so ist ein genetischer Austausch dieser Gruppe mit der Ursprungspopulation nicht mehr möglich. Es ist eine neue Population entstanden, die nicht mehr das gesamte Genom der Ausgangspopulation hat und in der eventuell einige Gene stärker oder schwächer repräsentiert sind als in der Ausgangspopulation. Welches genetische Potenzial die neue Population besitzt, hängt vom Genpool der die Population begründenden Individuen ab (**Gründereffekt**).

- **Selektion**: Ändern sich die Umweltbedingungen, so werden sich innerhalb einer Population diejenigen Individuen stärker fortpflanzen (oder vielleicht sogar nur diese überleben), deren Genom Anpassungen an die neuen Bedingungen ermöglicht. Im Zusammenspiel mit Isolation können auf diese Weise aus einer Population zwei Arten entstehen: Die ursprüngliche, größere Population lebt weiter unter den alten Umweltbedingungen, verändert sich daher genetisch allenfalls geringfügig. Die in ein neues Gebiet mit anderen Umweltbedingungen eingewanderte Population unterliegt einer starken Auslese: Bestimmte Merkmale werden selektiert, wodurch es auf Dauer zur Bildung unterschiedlicher Arten kommt. Es war übrigens nicht Charles **Darwin** (1859) selbst, der dieses Prinzip als erster am Beispiel der von ihm auf Galapagos gesammelten Finken (Geospizinae) erkannt hat (◘ Abb. 2.1). Der Begriff „**Darwinfinken**" wurde erst 1936 von Lowe (1936) geprägt. Aus einer Art haben sich dort im Laufe der Zeit an die unterschiedlichen Bedingungen der jeweiligen Insel 14 unterschiedlich angepasste Arten entwickelt, wobei die Nahrung wohl der wichtigste differenzierende Faktor war, denn die größten Unterschiede zwischen den Arten liegen in Form und Größe des Schnabels. Lösch (1990a) konnte eine entsprechende Entwicklung für die auf den Kanaren vorkommenden Dickblattgewächse (*Crassulaceae*) aufzeigen. Als Ausgangsart wird eine dem heutigen *Aeonium holochrysum* nahestehende Sippe angenommen (Lems 1960; Voggenreiter 1974; Bernhardt 2004). Aus ihr haben sich knapp 70 Spezies und drei neue Gattungen entwickelt, sodass die *Crassulaceae* auf den Kanaren heute mit vier Gattungen vertreten sind: *Aeonium*, *Aichryson*, *Greenovia* und *Monanthes* (◘ Abb. 2.2).



◘ **Abb. 2.1** Adaptive Radiation: Das Beispiel der Darwinfinken. Der größte Unterschied liegt in Form und Größe des Schnabels, was als Anpassung an unterschiedliche Nahrung zu werten ist. Zeichnung nach Bälgen aus dem Museum Senckenberg, Frankfurt a.M.; © S. Wittig

Die Aufspaltung einer in einen neuen Lebensraum gelangten Population in mehrere Arten kann dann erfolgen, wenn dort deutlich voneinander verschiedene, unbesetzte Nischen vorhanden sind und die eingewanderte Population das genetische Potenzial besitzt (oder im Laufe der Zeit durch Mutationen erlangt), diese Nischen zu besetzen. Die in den unterschiedlichen Nischen herrschende unterschiedliche Selektion wird dann genetisch verschiedene Populationen erzeugen, die allmählich zu eigenen Arten werden. Diesen Vorgang nennt man **Radiation**. Soll die damit verbundene genetische Anpassung (**Adaptation**) betont werden, so spricht man von **adaptiver Radiation**.

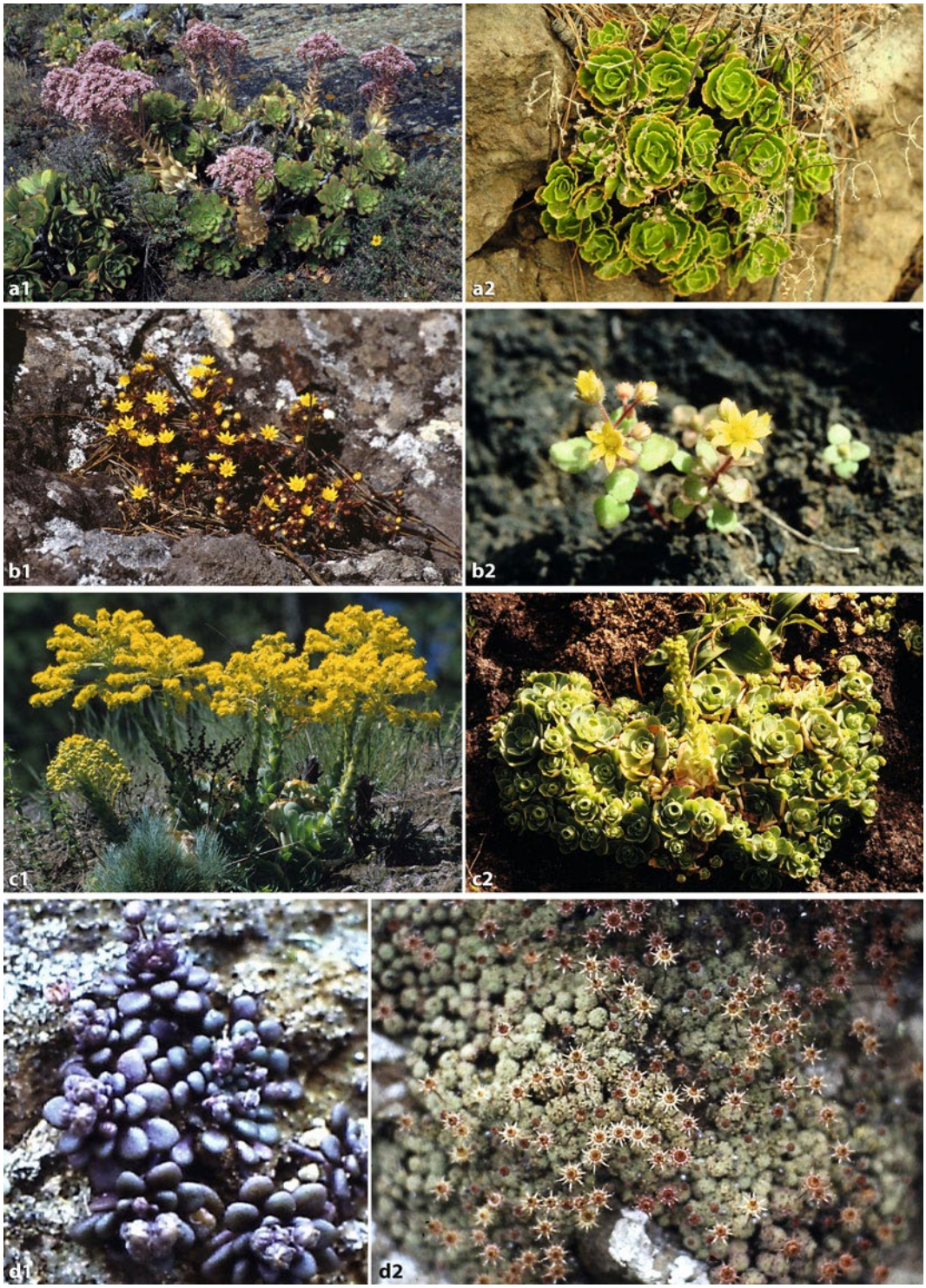

a1
a2
b1
b2
c1
c2
d1
d2



Abb. 2.3a,b Ursprüngliche (**a**) und weiterentwickelte Art (**b**) der Gattung *Nepenthes* (Kannenpflanzen); **a** *N. madagascariensis*, Madagaskar 2003; **b** *N. rafflesiana*, Borneo 1993. Fotos R. Wittig

Ein gutes Beispiel dafür, dass es vor allem bei der Einwanderung von Arten in isoliert liegende neue Lebensräume zu einer starken Aufspaltung kommt, während die im alten Lebensraum verbliebenen sich weit weniger stark verändern, bilden die Kannenpflanzen (*Nepenthes*; Abb. 2.3). Während das heutige Diversitätszentrum dieser Gattung mit gut 50 Arten eindeutig in den Gebirgen der malaiischen Inselwelt (Sumatra, Borneo, Neu-Guinea, Philippinen) und ihrer engeren Umgebung auf dem asiatischen Kontinent liegt (Südchina, Malaysische Halbinsel), kommen im madagassisch-indischen Raum nur fünf Arten vor (zwei auf Madagaskar und je eine auf den Seychellen, auf Sri Lanka und im indischen Bundesstaat Assam (Abb. 2.4)). Genetische Analysen zeigen aber, dass diese, zusammen mit einigen in den Tieflagen der malaysischen Region vorkommenden Spezies, die ursprünglicheren sind (Meimberg et al. 2001). Erklären lässt sich dieses Verbreitungs- und Genommuster, wenn man von einer Entstehung der Gattung im heutigen, damals noch zusammenhängenden madagassisch-indischen Bereich des später allmählich auseinanderfallenden Südkontinents **Gondwana** ausgeht (▶ Abschn. 2.2.1). Teile der Population drifteten mit der indischen Scholle in Richtung Asien, andere verblieben auf Madagaskar. In Asien wurden die Gebirgsstöcke besiedelt, auf denen sich die Populationen an die dortigen Bedingungen anpassen mussten (**Selektion**) und aufgrund ihrer räumlichen Isolation zu gesonderten und „moderneren" Arten entwickelten. Auf die in den alten Lebensräumen verbliebenen Mitglieder sowie die in die malaiischen Tieflagen eingewanderten wirkte dagegen ein weit geringerer Selektionsdruck, sodass ihr Genom „ursprünglicher" blieb.

Arten können aber nicht nur durch geografische Trennung von Populationen entstehen (**allopatrische Artbildung**), sondern auch durch genetische Isolation innerhalb des gleichen Raumes (**sympatrische Artbildung**). Letzteres geschieht im Pflanzenreich relativ häufig in Form der Verdopplung des Chromosomensatzes (Polyploidisierung). Die polyploiden Individuen sind nicht mehr mit den diploiden kreuzbar, sodass genetische Isolation besteht, aber keine geografische. Ein ebenfalls unter Pflanzen verbreiteter Fall der Artbildung geht von Arten aus, die sich normalerweise nur asexuell (**apomiktisch**) vermehren, bei denen es aber selten und ausnahms-

Abb. 2.2a–d Vertreter der vier auf den kanarischen Inseln vorkommenden, durch adaptive Radiation entstandenen Crassulaceen-Gattungen *Aeonium* **(a)**, *Aichryson* **(b)**, *Greenovia* **(c)** und *Monanthes* **(d)**; **a1** *Ae. lanzarotense*; **a2** *Ae. smithii*; **b1** *Ai. parlatorei*; **b2** *Ai. punctatum*; **c1** *G. aurea*; **c2** *G. dodrentalis*; **d1 M.** *pallens*; **d2 M.** *silensis*. Fotos: Hobohm C (b1); Lösch R (d); Ludwig D (a2, b2, c2); Wittig R (a1, c1)

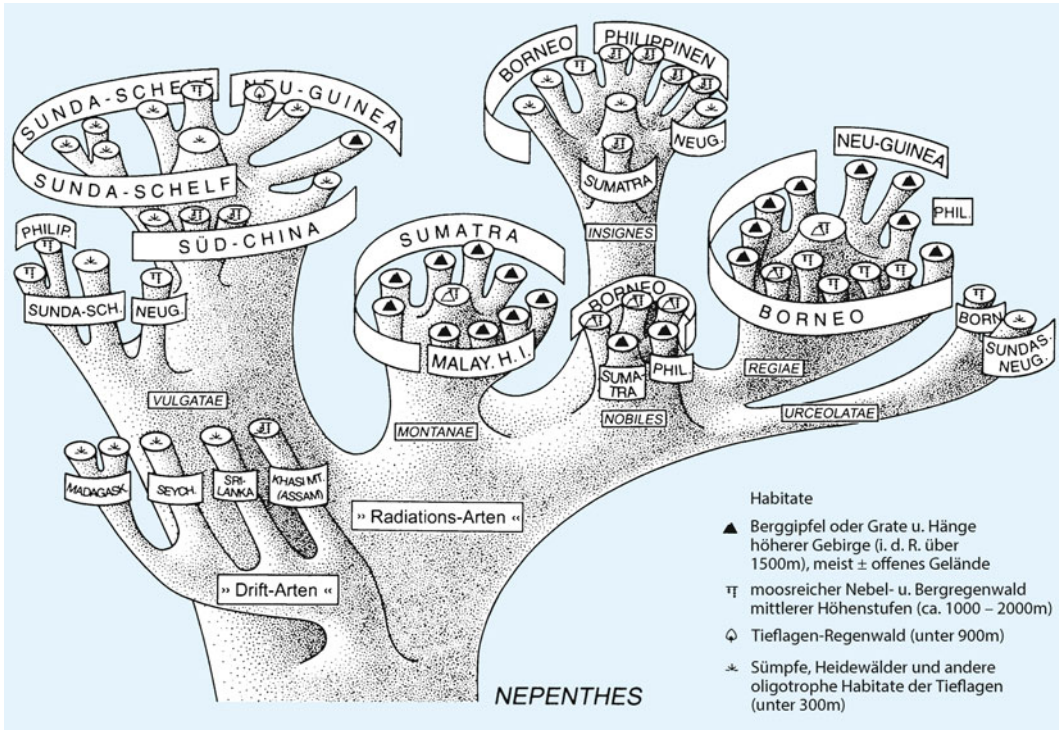


Abb. 2.4 Evolutive Aufspaltung, Areal und Einnischung (adaptive Radiation) der *Nepenthes*-Arten. (nach Lösch 1990b)

weise zu fruchtbaren Kreuzungen kommen kann. Die Nachkommen einer solchen Kreuzung vermehren sich wieder apomiktisch, sind also genetisch isoliert und damit im Sinne der Definition eigene Arten. Auf diese Weise entstandene Arten können untereinander sehr ähnlich sein. Daher werden sie manchmal als „**Kleinarten**" bezeichnet und unter dem Namen einer „**Sammelart**" (Aggregat, gekennzeichnet durch die Abkürzung „agg.") zusammengefasst, z. B. *Alchemilla vulgaris* agg., *Taraxacum officinale* agg.

Bei Tieren ist denkbar, dass zwei in einer Population vorhandene Genotypen durch in unterschiedliche Richtung laufende Selektion begünstigt werden. Beispielsweise könnten sich bei Existenz zweier verschiedener Nahrungsquellen zwei verschiedene Schnabelformen durchsetzen, die jeweils die bessere Erschließung einer der beiden Quellen ermöglichen. Wenn sich nun die auf diese Weise selektierten, unterschiedlich genetisch verankerten Phänotypen jeweils nur mit Individuen des gleichen Phänotyps paaren würden, wären zwei Arten entstanden. Vorstufen einer solchen Artbildung wurden von Huber et al. (2007) bei einer Darwinfinkenart gefunden. Innerhalb dieser Art haben sich im gleichen Areal zwei Schnabeltypen gebildet und die Paarungen finden bevorzugt, allerdings (noch?) nicht ausschließlich, zwischen Individuen gleicher Schnabelform statt. Bereits stattgefunden hat eine sympatrische Artbildung offensichtlich bei Buntbarschen in einigen kleinen isolierten Seen, z. B. im Bermin-Kratersee in Kamerun (Schliewen et al. 1994). Die dortigen Buntbarscharten unterscheiden sich deutlich in ihrer Morphologie und ökologischen Nische, obwohl sie jeweils von nur einer einzigen Art abstammen und die Seen für eine geografische Isolation zu klein sind.

Außer durch Aufspaltung einer Art in mehrere oder Abspaltung einer neuen Art kann Artbildung auch durch allmähliche Veränderung einer Art als Reaktion auf im Laufe der Erdgeschichte ablaufende Umweltveränderungen erfolgen (Abb. 2.5a). Anders als bei den erstgenannten Möglichkeiten (Abb. 2.5 b–d) bedeutet dies dann keine Vermehrung der Artenzahl.

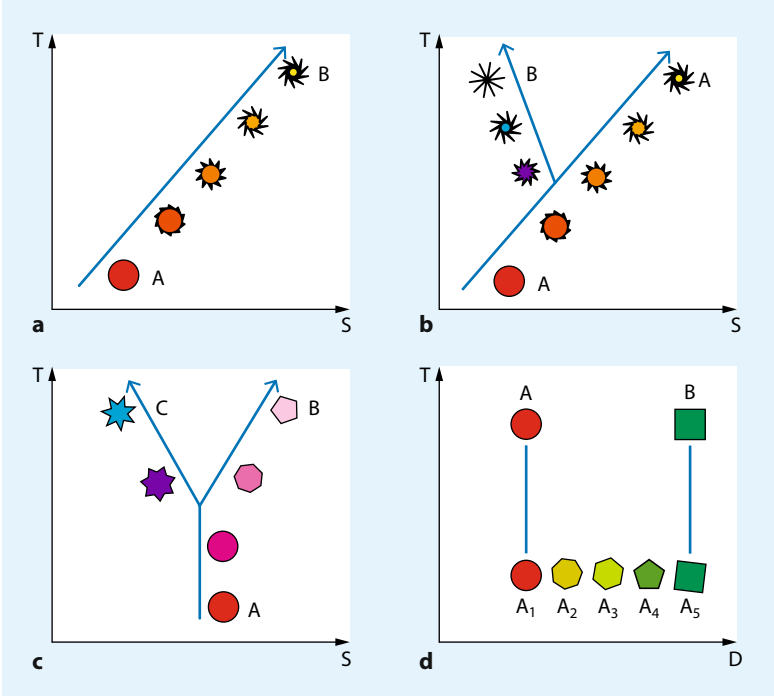


Abb. 2.5a–d Wege der Artentstehung (schematisch). **a** allmähliche Veränderung einer Art im Laufe der Erdgeschichte; **b** Abspaltung einer Population, die sich zu einer neuen Art entwickelt; **c** allmähliche Aufspaltung in zwei Arten; **d** katastrophenbedingter Ausfall der Zentralpopulationen einer geografisch weitverbreiteten Art, wodurch die schon seit langer Zeit nicht mehr miteinander in genetischem Kontakt stehenden überlebenden Randpopulationen (*A1* und *A5*) dann zu neuen Arten werden, wenn sie aufgrund großer genetischer Unterschiede nicht mehr fertil kreuzbar sind

2.2 Der erdgeschichtliche Hintergrund

Wie bereits erläutert, ist räumliche Isolation eine mögliche Ursache für die Bildung von Arten und Unterarten. Je länger (zeitlich) und je weiter (räumlich) zwei Lebensräume voneinander getrennt sind, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass sie verschiedene Arten beherbergen. Für großräumige Isolation war im Laufe der erdgeschichtlichen Entwicklung (▶ Abschn. 2.2.1) die Kontinentaldrift verantwortlich (▶ Abschn. 2.2.2). Isolation führt deutlich schneller zu Unterschieden, wenn sich die Selektionsbedingungen unterscheiden, wobei auch der Wechsel von Warm- und Kaltzeiten große Bedeutung besitzt (▶ Abschn. 2.2.3). Aufgrund derartiger Temperaturwechsel, aber auch anderer erdgeschichtlicher Ereignisse, nahm die Biodiversität nicht kontinuierlich zu, sondern es gab Wachstumssprünge und -einbrüche (▶ Abschn. 2.3).

2.2.1 Erdzeitalter und Evolution der Organismen

Die Entwicklung der Erde und des Lebens wird in der älteren (und teilweise auch noch in der neueren) deutschen Literatur von Geologen in zwölf auch als Erdzeitalter bezeichnete Epochen unterteilt (Präkambrium, Kambrium, Ordovizium, Silur, Devon, Karbon, Perm, Trias, Jura, Kreide, Tertiär und Quartär), innerhalb derer noch Untergliederungen vorgenommen werden. Paläobotaniker unterteilen die Erdgeschichte in die pflanzenlose Zeit (Aphytikum) sowie in Protero-, Archäo- oder Eo-, Paläo-, Meso- und Neophytikum, Paläozoologen benutzen analoge Begriffe, wobei „-phytikum“ durch „-zoikum“ ersetzt wird. Die Länge der paläozoologischen Zeitalter ist allerdings nicht völlig identisch mit der der paläobotanischen.

Seit einigen Jahren wird versucht, die in verschiedenen Wissenschafts- und Sprachbereichen unterschiedlichen Gliederungen und Begriffe in einer standardisierten geologischen Zeitskala zu vereinigen. Darin unterscheidet man zwischen Äonen als oberster, Ären als mittlerer und Perioden

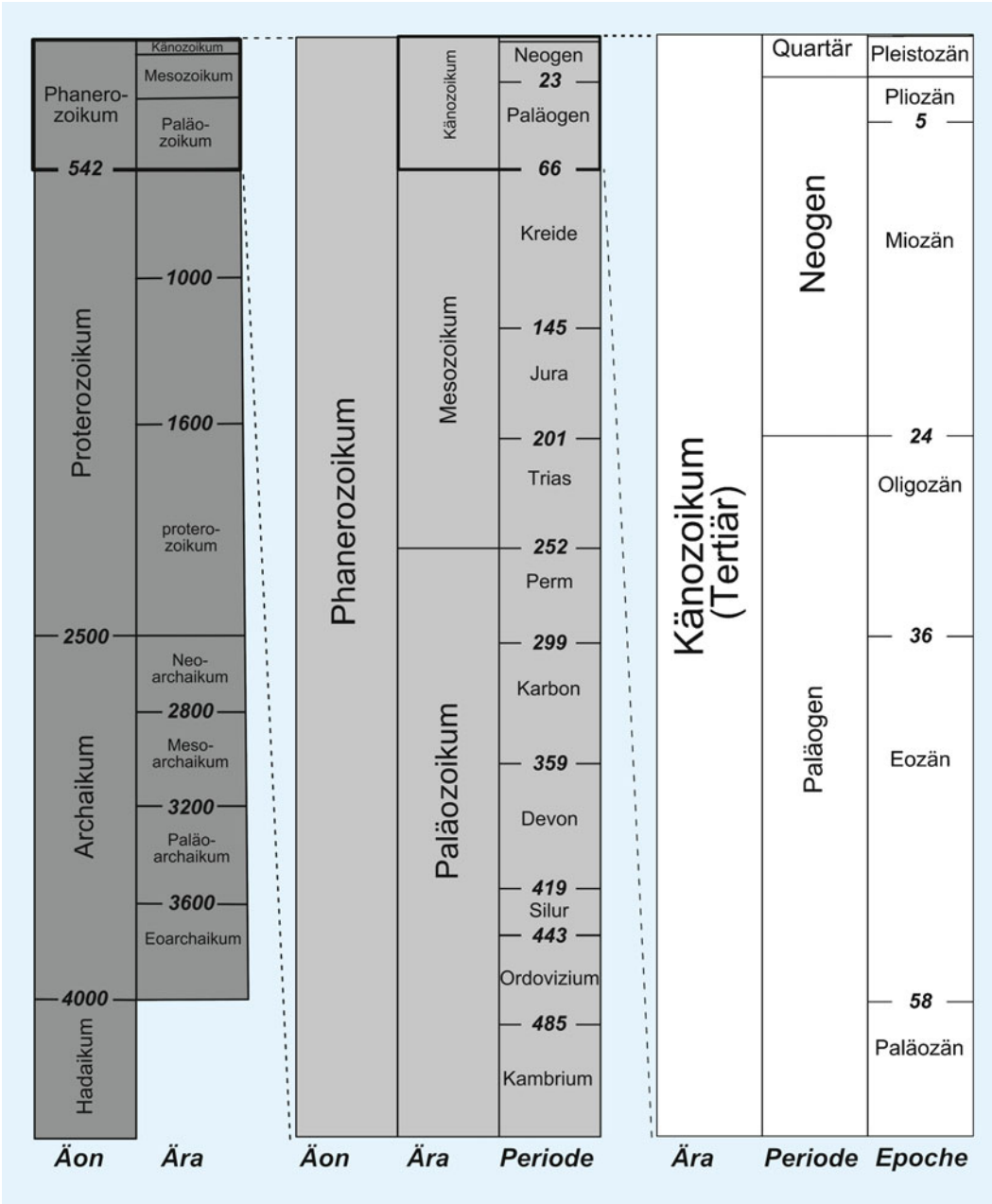


Abb. 2.6 Geologisch-paläobiologische Zeitskala. (ergänzt und leicht verändert nach Gradstein et al. 2004)

als unterer Kategorie (Abb. 2.6). In dieser Skala ist das Tertiär nicht mehr enthalten, sondern durch Paläogen und Neogen ersetzt.

Auf unserem vor etwa 4,6 Mrd. Jahren entstandenen Planeten existierten die Grundbausteine der Lebewesen, die organischen Moleküle, im ältesten Äon, dem **Hadaikum,** noch nicht. Ehe die biologische Evolution einsetzen konnte, musste also eine chemische Evolution (▶ Box 2.1) erfolgen, die Bildung komplexer organischer Moleküle.

Unsere Kenntnisse über den Verlauf der anschließenden biologischen Evolution beruhen in

Box 2. 1 Chemische Evolution

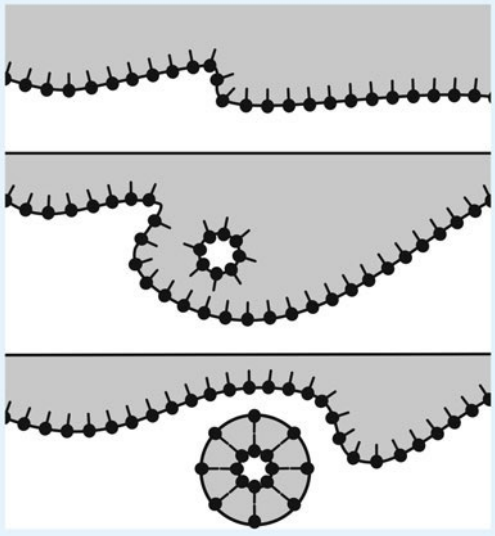
Im Zuge der allmählichen Abkühlung der Erde traten in Form der damals sauerstofffreien Atmosphäre, der immer noch vergleichsweise hohen Temperaturen, einer intensiven kurzwelligen Strahlung (eine abschirmende Ozonschicht war noch nicht vorhanden) und häufiger elektrischer Entladungen (Gewittern) im **Archaikum** Bedingungen auf, welche die Bildung von einfachen organischen Molekülen (Zucker, Aminosäuren), die Grundbausteine der Organismen sind, aus den in der Atmosphäre enthaltenen Verbindungen und Elementen (Wasser, Methan, Ammoniak und Kohlendioxid sowie Stickstoff und Wasserstoff) ermöglichen. Der Biochemiker Stanley Louis Miller konnte im Jahre 1953 mit einem einfachen Experiment beweisen, dass unter derartigen Bedingungen tatsächlich organische Moleküle entstehen: In einem Wasserdampf, Methan, Ammoniak und Wasserstoff (H_2O, CH_4, NH_3, H_2) enthaltenden Reaktionsgefäß bildeten sich unter der Wirkung elektrischer Entladungen nach wenigen Tagen 19 verschiedene organische Verbindungen, darunter auch Aminosäuren (Miller 1953; Miller und Urey 1959).

Die genannten organischen Moleküle entstehen zwar einerseits unter Energiezufuhr, werden andererseits aber bei deren längerem Einwirken, z. B. unter dem Einfluss der damals vorhandenen energiereichen Strahlung (fehlender Ozonschild!) wieder zersetzt. Man nimmt daher an, dass die Moleküle in vor Strahlung geschützten Räumen „überlebten" und sich dort anreicherten, z. B. im Schlamm der Meeresböden oder im Sand von Uferzonen. Hier standen sie einerseits in engem Kontakt miteinander, hatten aber auch Kontakt zu Mineralien, unter deren katalytischer Wirkung die das Leben aufbauenden organischen Riesenmoleküle entstehen konnten.

Sind Moleküle auf einer Seite wasserabstoßend (hydrophob, in der Regel ist dies identisch mit fettanziehend = lipophil) und auf der anderen wasseranziehend (hydrophil, meist identisch mit fettabstoßend = lipophob), ordnen sie sich in wässriger Lösung in Form einer Membran an, die den die Zellen und Zellorganelle umgebenden Biomembranen sehr ähnlich ist. Solche Membranen können auch Hohlkugeln bilden (◘ Abb. 2.7). Werden dabei organische Makromoleküle eingeschlossen, ist ein zellähnliches Gebilde entstanden. Derartige Protozellen sind zwischen 0 und 100 °C stabil, können Nukleotidstränge einschließen und elektrisch geladene organische Moleküle aufnehmen (Mansy und Szostak 2008).

Es sei nicht verschwiegen, dass es auch andere Hypothesen zur chemischen Evolution und zur Zellbildung gibt: Martin und Russel (2003) zeigen plausibel auf, dass heiße Wasserquellen in der Tiefsee als Ort der Entstehung des Lebens gedient haben könnten. Andere Autoren, z. B. bereits Arrhenius (1908), sind der Meinung, dass das Leben nicht auf der Erde entstand, sondern dass bakterienähnliche Lebensformen mit Meteoriten zur Erde gelangten. Diese nicht völlig abwegige (s. z. B. Mileikowsky et al. 2000; Mastrapa et al. 2001; Nicholson und Schuerger 2005) als **Panspermie** bezeichnete Hypothese liefert allerdings keine Erklärung für die Mechanismen der Entstehung des Lebens, sondern verschiebt das Problem nur an einen anderen Ort.

erster Linie auf Funden versteinerter Organismen (**Fossilien**) und deren Zuordnung zu bestimmten Abschnitten der Erdgeschichte. Da die ersten Organismen noch keine Skelette besaßen, sind deren Versteinerungen äußerst rar und nur sehr schwer erkennbar. Die nahezu fossilienfreie Zeit, in der es aber schon Leben gegeben haben muss, bezeichnet man daher als **Kryptozoikum** (griech. *kryptos* = verborgen) oder Proterozoikum, während das folgende Äon, welches sich durch Fossilienfunde auszeichnet, **Phanerozoikum** genannt wird (griech. *phaneros* = sichtbar).



◘ **Abb. 2.7** Hypothetische Entstehung von Vorläufern der Zellen (Protozellen); Erläuterungen: s. Box 2.1

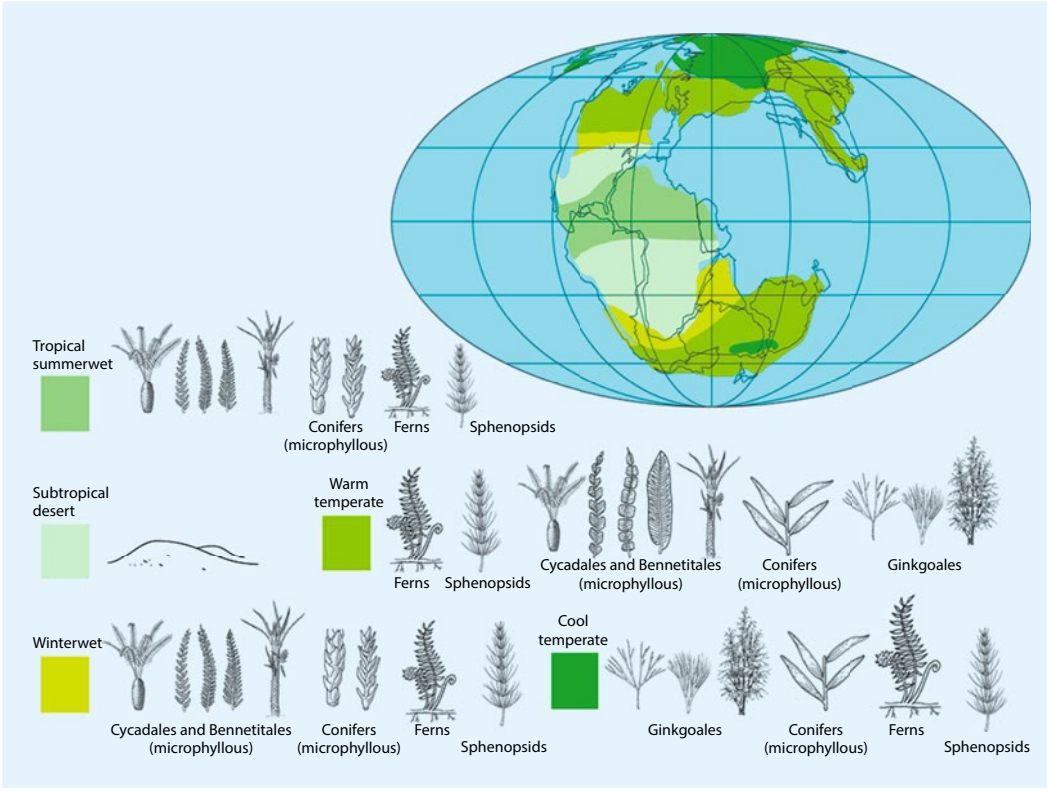


Abb. 2.8 Klimazonen und die bezeichnenden Vertreter ihrer Vegetation im frühen Jura. (aus Willis und McElwan 2002; Storch et al. 2013)

Die ältesten mittels Fossilien nachgewiesenen Organismen ähneln den zu den Bakterien gehörenden **Blaualgen** (Cyanobacteria). Sie konnten Fotosynthese betreiben und damit Sauerstoff produzieren, wodurch die Entstehung einer sauerstoffhaltigen Atmosphäre ihren Anfang nehmen konnte. Nachdem im Wasser gegen Ende des Kryptozoikums wohl bereits mehrzellige Algen und fast alle heute existenten Tierstämme entstanden waren, traten im Kambrium die ersten fossil gut belegten Wirbellosen, primitive Chordaten und marine Algen auf. Cephalopoden und Knochenfische sind seit dem Ordovizium nachweisbar. Im Silur entfalteten sich die Stachelhäuter und den Pflanzen gelang der Übergang zum Landleben. Ihnen folgten ebenfalls noch im Silur die Insekten und Amphibien. Primitive Reptilien bilden die „zoologische Neuerung" des Karbons, in dem die Landschaft der späteren Steinkohlenreviere von Schuppen- und Siegelbäumen bestimmt war, die den Hauptbestandteil der Steinkohle bilden. Farne sind seit dem Perm existent, in dem sich auch säugetierähnliche Reptilien entwickelten, die dann in der Trias zur Evolution der Säugetiere führten. Etwa gleichzeitig mit den Säugetieren traten die ersten Nadelbäume auf. Erste Vögel, Saurier, Ammoniten und Palmfarne sind die bezeichnenden Fossilien des Jura. Mit den Dino-, Fisch- und Flugsauriern gipfelte und endete die Zeit der Saurier in der Kreidezeit. Auch die Ammoniten starben in dieser Erdperiode aus, an deren Ende erstmals bedecktsamige Blütenpflanzen nachweisbar sind. Im Tertiär erfolgte schließlich die starke Entfaltung der Blütenpflanzen, Vögel und Säugetiere. Erst im letzten und kürzesten Abschnitt der Erdgeschichte erschien der Mensch.

Im Laufe der Erdgeschichte wechselte das globale Klima mehrfach. Zusammen mit dem Auftreten neuer Pflanzentypen fand damit auch an allen Orten der Erde ein mehrfacher Wechsel des Landschaftsbildes statt, wie der exemplarische Vergleich

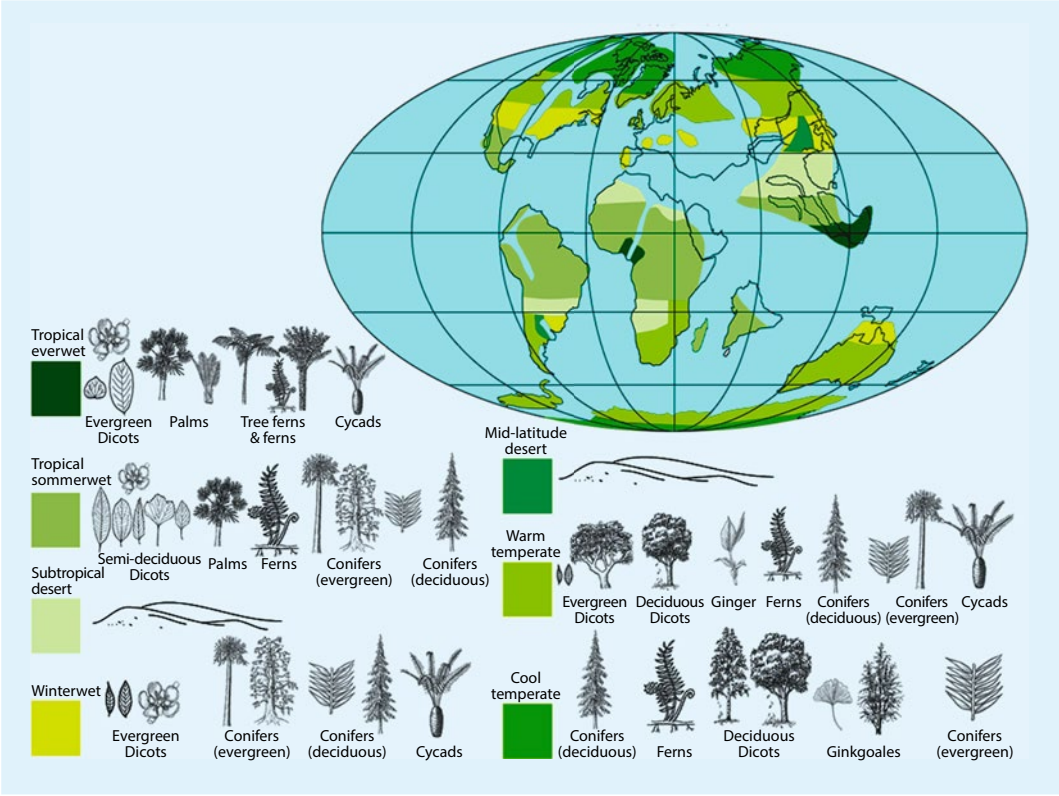


Abb. 2.9 Klimazonen und die bezeichnenden Vertreter ihrer Vegetation in der späten Kreidezeit. (aus Willis und McElwan 2002)

der weltweiten Verteilung von Klimazonen und ihren bezeichnenden Pflanzentypen im frühen Jura (Abb. 2.8) mit den entsprechenden Verhältnissen in der späten Kreide zeigt (Abb. 2.9).

2.2.2 Kontinentaldrift und Entstehung der heutigen Kontinente

Wie erstmals von Wegener (1912) vermutet, heute aber durch diverse wissenschaftliche Untersuchungen bestätigt, schwimmen die als Lithosphäre bezeichneten äußeren Partien des Erdmantels auf dem fließfähigen Material des inneren Mantels (d. h. der Astenosphäre). Zudem besteht die Lithosphäre aus diversen, 20–70 km dicken Platten, die sich gegeneinander verschieben, aber auch brechen können. Die Bewegung der Kontinente geht insbesondere von Plattengrenzen aus, an denen flüssiges Material (Magma) aus dem Erdinneren nach oben drängt und die Schollen auseinander drückt. Die hieraus resultierende „Wandergeschwindigkeit" der Platten beträgt 1–10 cm pro Jahr.

Etwa von 350–220 Mio. Jahren vor unserer Zeit (in geologischen Zeitepochen ausgedrückt: Karbon bis Trias) waren alle heutigen Landmassen miteinander verbunden, bildeten also einen Superkontinent (**Pangäa**; Abb. 2.10a). Vor etwa 115 Mio. Jahren war dieser Urkontinent in einen Nordkontinent **(Laurasia)** und einen Südkontinent **(Gondwana)** zerfallen und vor etwa 100 Mio. Jahren trennte sich die Antarktis gemeinsam mit Australien von Gondwana und Südamerika von Afrika. Die Antarktis begann sich von Australien, das nach Nordosten driftete, zu trennen und Indien „schwamm" isoliert in Richtung Nordnordost. Der Nordkontinent war, bis auf eine schmale, bereits ca. 5 Mio. Jahre später nicht mehr vorhandene Landbrücke, in zwei Teile zerfallen: das heutige Nordamerika sowie Eura-

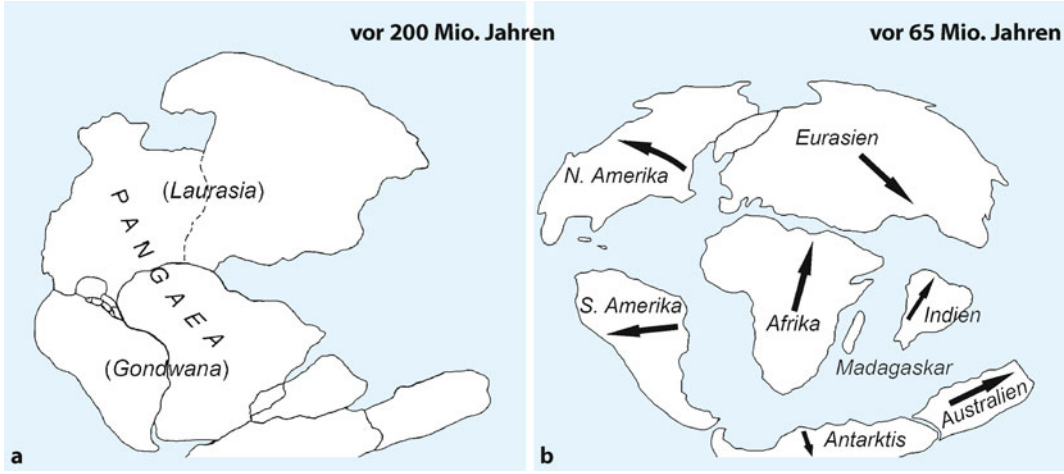


Abb. 2.10a,b Verteilung der Landmassen und Benennung der Kontinente vor 200 Mio. Jahren (**a**) und vor 65 Mio. Jahren (**b**). Die jeweilige Wanderrichtung und Wandergeschwindigkeit wird durch Richtung und Größe der Pfeile verdeutlicht. (aus Wittig 2012; nach Bischoff 1987 und Scotese und McKerrow 1990)

sien, das in etwa seine heutige Form hatte (allerdings noch ohne Indien) (Abb. 2.10b). Erst vor vergleichsweise wenigen Millionen Jahren erfolgten die Bildung einer Landbrücke zwischen Nord- und Südamerika, der Anschluss Indiens an Asien und die weitgehende Ablösung der arabischen Halbinsel von Afrika mit nachfolgendem Anschluss an Asien. Auch erst in diesem Zeitraum entstanden die heutigen Hochgebirge wie die Alpen und der Himalaja, welcher gewissermaßen die Knautschzone eines kontinentalen Auffahrunfalls darstellt.

Die in ▶ Kap. 4 beschriebenen Bioreiche spiegeln die oben geschilderte Entwicklung wider: Die frühzeitige Abtrennung von Antarktis-Australien erklärt die große Eigenständigkeit des australischen Bioreiches. In der Antarktis konnten sich dagegen aufgrund der klimatischen Ungunst nur wenige Besonderheiten entwickeln. Nordamerika und Eurasien waren sehr lange miteinander verbunden, was die Existenz eines einzigen Bioreiches begründet. Afrika trennte sich zwar früher von Eurasien ab als Nordamerika, die Entfernung zwischen den beiden blieb aber stets vergleichsweise gering. Daher ist verständlich, dass der Norden Afrikas nur relativ geringe Unterschiede zum klimatisch ähnlichen Süden Europas aufweist, weshalb beide der Holarktis und einer gemeinsamen Bioregion (der mediterranen Region) zugeordnet werden können. Süd- und Nordamerika waren dagegen lange Zeit getrennt, weshalb sie, trotz heute bestehender Landverbindung, nämlich Mittelamerika, unterschiedlichen Bioreichen angehören.

2.2.3 Der Wechsel von Kalt- und Warmzeiten

Im Verlauf der Erdgeschichte wechselten mehrfach warme und kalte Phasen. In unserer Landschaft und damit auch in der Biodiversität haben logischerweise die jüngsten Wechsel die deutlichsten Spuren hinterlassen. Sie erfolgten im **Quartär**, welches man in das vor ca. 2,6 Mio. Jahren beginnende und erst vor etwa 11600 Jahren endende **Pleistozän** (Eiszeitalter) und das seitdem andauernde **Holozän** (**Nacheiszeit**) gliedert. Allerdings war das „Eiszeitalter" keine permanente **Eiszeit**, sondern eine Zeit, in der sich **Kaltzeiten (Glaziale)** und **Warmzeiten** (**Interglaziale**) in erdgeschichtlich gesehen relativ kurzer Zeit abwechselten. Während der Höhepunkte der Glaziale waren nicht nur die Pole, sondern weite Teile der heutigen gemäßigten Regionen der Erde mit Eis bedeckt. Die globale Durchschnittstemperatur war bis zu 8 °C (die mitteleuropäische bis zu 12 °C) geringer als in den Zwischeneiszeiten, deren Klima in etwa dem heutigen entsprach. Die Dauerschneedecke in den Gebirgen war gegenüber heute um bis zu 1000 m herabgesetzt.

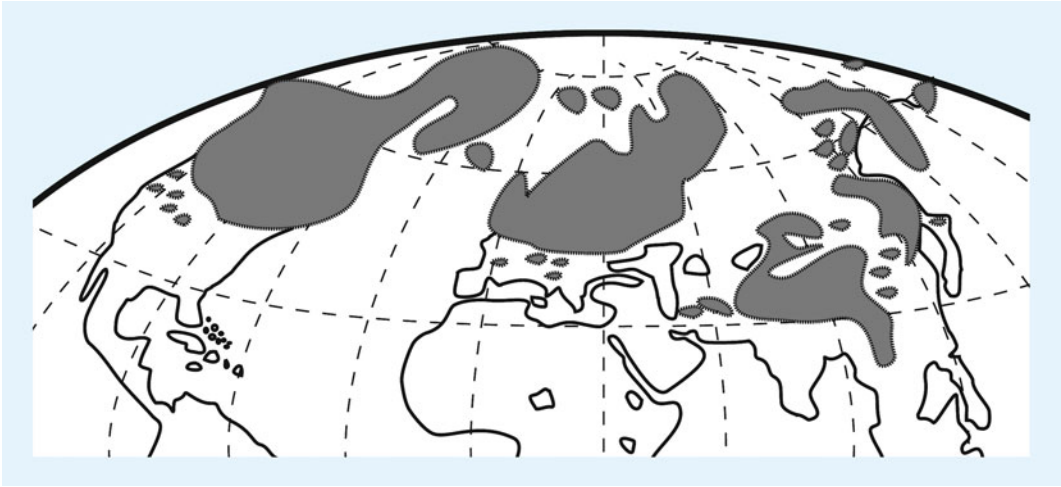


Abb. 2.11 Maximale Vergletscherung der nördlichen Hemisphäre. (aus Wittig 2012; nach Krutzsch 1989)

Je kurzfristiger der Wechsel zwischen Kalt- und Warmzeiten war, desto schwieriger war das Überleben für die Organismen. Diese konnten dem Aussterben in der Regel nicht durch Anpassung an den Klimawandel, sondern lediglich durch Ausweichen in wärmere Rückzugsgebiete entgehen. In der letzten Eiszeit war etwa die Hälfte des europäischen Festlandes von Eis bedeckt, wobei die Eismächtigkeit bis zu 3 km betragen konnte. Da somit sehr viel Wasser als Eis gebunden war, lag der Meeresspiegel zu diesem Zeitpunkt um etwa 120 m tiefer als heute, sodass eine Verbindung zwischen dem Kontinent und den Britischen Inseln bestand.

Im Zusammenhang mit dem Zurückweichen der Arten vor dem sich ausbreitenden Eis war die Richtung der Gebirge von großer Bedeutung. Die in Europa in Ost-West-Richtung verlaufenden Gebirge erschwerten ein Ausweichen in den wärmeren Süden. In Nordamerika hingegen konnten die Arten entlang der in Nord-Süd-Richtung verlaufenden Gebirge vergleichsweise ungehindert wandern. So ist es verständlich, dass in Europa mehr Arten „auf der Strecke blieben" als in Nordamerika, sodass viele ehemals auch in Europa existente Arten oder sogar Gattungen nur noch in Nordamerika und Asien zu finden sind. Noch in der letzten Zwischeneiszeit kamen in Mitteleuropa *Thuja*, *Laurus*, *Ficus*, *Buxus* und *Cercis* vor. In Ostasien war die **Vergletscherung** erheblich geringer als in Eurowestsibirien und Nordamerika (Abb. 2.11), sodass hier weniger Wanderbewegungen erforderlich waren. Hieraus folgt, dass die Eiszeiten in Ostasien zu noch weniger Verlusten führten als in Nordamerika.

Vor den Eiszeiten gab es in Alpen und Arktis eine eigenständige Flora und Fauna. Die mit den Kaltzeiten verbundene Verdrängung der Arten in klimatisch günstigere Lagen (aus Gebirgen in die Niederungen, von Norden nach Süden) hatte eine Vermischung beider Artenbestände zur Folge. Mit dem Rückgang des Eises wanderten die an Kühle adaptierten Arten der Kältesteppe dem Eis nach Norden oder in die höheren Regionen der Gebirge hinterher, was die Gemeinsamkeit von arktischer und alpiner bzw. von borealer und montaner Fauna und Flora erklärt. Einige südalpine Arten zogen sich zu Beginn der Eiszeit allerdings nur nach Süden zurück und wanderten von dort dann wieder in den gesamten Alpenraum ein, blieben also rein alpin. Da es auch heute noch einige rein arktische Elemente gibt, nimmt man an, dass diese auf aus dem Eis herausragenden Bergen, sogenannten **Nunatakern**, überlebt haben. Rein alpine Florenelemente sind z. B. *Gentiana acaulis*, *Rhododendron hirsutum* und *Rh. ferrugineum*, während beispielsweise *Gnaphalium supinum*, *Bistorta vivipara* und *Ranunculus glacialis* arktisch-alpin verbreitet sind (Abb. 2.12).

Mit dem Aufkommen der Wälder wurde das Areal der lichtliebenden Arten der Kältesteppe zerschnitten (**Arealdisjunktion**). In kleinen insel-


a1
b1
a2
b2
a3
b3



Abb. 2.13 Die Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum*) ist ein Beispiel für ein inzwischen anthropogen wieder weitverbreitetes Tertiärrelikt; Münster-Wolbeck, Westfalen. Foto R. Wittig

artigen Rückzugsräumen (Alpentälchen oder auf getrennten Gebirgszügen) kam es zur Entstehung neuer (Klein-)Arten, die aufgrund ihrer jungen Entstehungsgeschichte auch heute noch schwer zu unterscheiden sind.

Manchen Arten, die früher in Europa weitverbreitet waren, gelang die Rückwanderung nach der letzten Eiszeit nicht, sodass sie heute nur noch an kleinen Stellen im Mediterrangebiet endemische Vorkommen besitzen. Einige solcher Tertiärrelikte wurden aber inzwischen vom Menschen als Forst-, Park- bzw. Alleebäume (Abb. 2.13) oder als Ziersträucher wieder weltweit verbreitet. Besonders reich an **Tertiärrelikte**n sind der Balkan und die nordöstliche Küste des Schwarzen Meeres sowie die südwestliche des Kaspischen Meeres. Beispiele sind *Picea omorica* (ehem. Jugoslawien), *Cupressus sempervirens* (östliches Mittelmeergebiet), *Rhododendron ponticum* (Südspanien, Schwarzes Meer), *Ramonda pyrenaica* (Pyrenäen), *Wulfenia carenthiaca* (Kärnten, Montenegro), *Syringa vulgaris* (Nord-Balkan), *Aesculus hippocastanum* (nordgriechische Gebirge) und *Forsythia europaea* (Albanien).

Bei kleinen, an lokalklimatisch kühlen Sonderstandorten der Mittelgebirge vorkommenden Populationen von Arten, die heute ihr eindeutiges Hauptareal im arktischen, alpinen, subalpinen oder borealen Raum haben, nimmt man an, dass es sich um Reliktvorkommen aus der letzten Tundrenzeit handelt. In Nordwestdeutschland stellen z. B. *Arabis alpina, Cicerbita alpina, Lycopodium alpinum* und *Viola biflora* solche **Glazialrelikte** dar.

Für Waldbäume haben fossile Pollenfunde gezeigt, dass die einzelnen Arten in der Nacheiszeit unterschiedliche Zeitspannen für ihre Rückkehr benötigten. Die Gründe hierfür sind:

- Die Arten haben unterschiedliche Wärmeansprüche.
- Die Refugien der einzelnen Arten lagen verschieden weit entfernt (je wärmeliebender die Art, desto weiter entfernt das Refugium).
- Die verschiedenen Baumarten besitzen ein unterschiedliches Fruchtbarkeitsalter, z. B. sind Birken schon nach ca. 15 Jahren fertil, Buchen erst nach 30 Jahren.
- Die Ausbreitungsgeschwindigkeit hängt vom Bau der Samen bzw. Früchte und dem daraus resultierenden Ausbreitungsmodus ab: **Windverbreitung** (**Anemochorie**) kann relativ weite Strecken innerhalb einer Generation überwinden, bei Verbreitung durch Tiere (**Zoochorie**) hängt die Ausbreitungsgeschwindigkeit davon ab, wie weit die als Ausbreitungsvektor genutzten Tierarten wandern und wie lange der Same oder sonstige Verbreitungseinheiten (Diasporen) am oder im Tier verbleiben.
- Die ersten Arten fanden keine **Konkurrenz** vor und konnten sich daher ungehindert ausbreiten, während sich die Nachfolger gegen die Konkurrenz der Erstankömmlinge durchsetzen mussten.

Abb. 2.12a,b Beispiele rein alpiner (**a**) und arktisch-alpiner Pflanzenarten (**b**); **a1** Stängelloser Enzian (*Gentiana acaulis*); **a2** Rostrote Alpenrose (*Rhododendron ferrugineum*); **a3** Behaarte Alpenrose (*Rhododendron hirsutum*); **b1** Niedriges Ruhrkraut (*Gnaphalium supinum*); **b2** Knöllchen-Wiesenknöterich (*Bistorta vivipara*); **b3** Gletscher-Hahnenfuß (*Ranunculus glacialis*); alle Fimbertal, Silvretta, 1972. Fotos R. Wittig

- Im Fall der Buche waren einige für sie günstige Gebiete schon vor ihrer Einwanderung in Nutzflächen umgewandelt worden. Die Buche hat also wahrscheinlich nie ihr potenzielles Areal voll besetzen können.

Aufgrund dieser zeitlichen Differenzen der Rückkehr der Gehölzarten änderte sich die Vegetation Mitteleuropas in der Nacheiszeit mehrfach (Tab. 2.1).

2.3 Sprünge und Rückschläge bei der Entfaltung der Biodiversität

Das anhand von Fossilienfunden erstellte Diagramm der Anzahl der Familien mariner Vielzeller zeigt keine geometrische oder logarithmische Steigung, sondern weist Sprünge des Anstiegs sowie Einbrüche auf (Abb. 2.14). Einen sprunghaften Anstieg gab es einerseits, wenn neue Nischen erobert wurden (Übergang zum Landleben, Eroberung des Luftraumes durch Insekten und Vögel) und andererseits, wenn durch überproportionales Aussterben von Gattungen zahlreiche bereits besetzte Nischen wieder frei geworden waren. Im Laufe der Erdgeschichte sind nach Rohde und Muller (2005) insgesamt fünf solcher **Massenaussterben** (engl. ***mass extinction***) zu verzeichnen, wobei es noch einige weitere starke Einbrüche gab und nicht genau nachvollziehbar ist, wo die Autoren die Grenze zwischen „*mass extinction*" und „*other extinction events*" ziehen. Bambach et al. (2004) halten die Bezeichnung nur in drei Fällen für korrekt. In der Summe sind übrigens im Laufe der „normalen" Entwicklung mehr Arten ausgestorben als bei den *mass extinctions* (Raup 1991), doch in deutlich längeren Zeiträumen.

Ein erster starker Rückschlag, der mangels fossiler Belege in Abb. 2.14 gar nicht verzeichnet ist, fand vermutlich im Präkambrium statt: Zu dieser Zeit gab es eine Periode mit vollständiger Vereisung der Landmassen und entsprechender starker Abkühlung der oberen Meeresschichten, sodass ein Aussterben all derjenigen Organismen zu vermuten ist, die an das Leben in diesen Schichten angepasst waren.

Erst ab dem Kambrium liegen so zahlreiche fossile Belege vor, dass man von da ab die Entwicklung

Tab. 2.1 Spät- und nacheiszeitliche Entwicklung der Vegetation in Mitteleuropa (nach Frey und Lösch 2010)

Vegetationsentwicklung		Kulturen
Kulturforste Eichenförderung	HOLOZÄN (Postglazial, Nacheiszeit)	Historische Zeit
Buchenwälder		
Buchenzeit		2000
2500		Eisenzeit
2750 Buchen-Eichenmischwälder		2800
		Bronzezeit
3800		3800
Mischwälder mit Eiche, Ulme, Linde, Esche		Neolithikum Jungsteinzeit
Beginn des Ackerbaus		
Eichen-Mischwaldzeit		6500
7500		
7800 Haselhaine Haselzeit		Mesolithikum Mittel-Steinzeit
8800		
Kiefer-Hasel-Mischwälder		
9700		
Birken-Kiefernw.	10000	10100
10100 baumarme Kältesteppen	PLEISTOZÄN/Spätglazial	Jung-Paläolithikum Altsteinzeit
offene Birken-Kiefernwälder		
baumarme Kältesteppen		
baumlose Tundra		

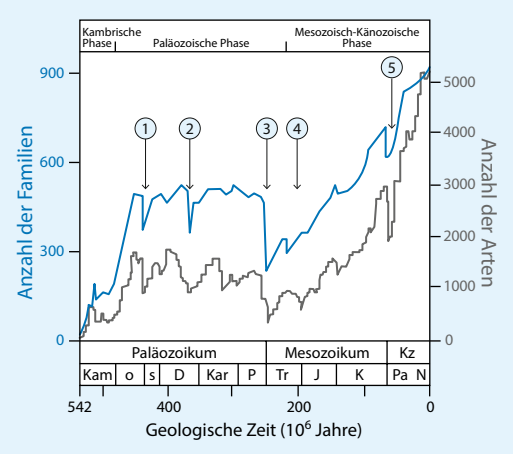


Abb. 2.14 Entwicklung der Biodiversität und Auftreten von Massenaussterben (1–5) im Laufe der Erdgeschichte am Beispiel der fossil nachweisbaren marinen Tierfamilien und –gattungen. (Kombiniert und verändert nach Sepkoski 1992 bzw. Rohde und Muller 2005)

der Artendiversität quantifizieren kann. Hierbei geht man davon aus, dass diese analog zur Entwicklung der Zahl der Familien erfolgte, denn oft können insbesondere die älteren Fossilien nicht bis zur Art bestimmt werden. Außerdem ist es nicht nur nicht auszuschließen, sondern sogar höchst wahrscheinlich, dass eine Art oder Gattung rein zufällig bisher noch nicht als Fossil gefunden wurde, was aber für eine ganze Familie sehr unwahrscheinlich ist.

Weil landlebende Organismen weit später entstanden als wasserbewohnende (zum Zeitpunkt des Übergangs der ersten Pflanzen auf das Land waren bereits alle heutigen Tierstämme im Wasser existent) und weil Meeresablagerungen besonders gute Quellen für Fossilien sind, wird die Entwicklung der Biodiversität in der Regel an Hand der Funde mariner Fossilien dargestellt. Dies trifft auch für die Massenaussterben zu, von denen zwei in ▶ Box 2.2 betrachtet werden.

Die Tatsache, dass alle Massenaussterben den globalen Trend des Anstiegs der Diversität nicht stoppen konnten, ist im Hinblick auf die momentan ablaufende Dezimierung der Artenzahl (▶ Kap. 11) wenig tröstlich: Allein die Rückkehr zur vorherigen Artenzahl würde nämlich mindestens einige zehn Millionen Jahre dauern (Jablonski 1991). Hunter und Gibbs (2007) betonen daher zu Recht, dass kein Zeitgenosse, auch nicht unsere Kinder, Enkel oder Urenkel und nicht einmal unsere 1000ste Nachfolgegeneration, die Wiederherstellung der momentan verlorengehenden Artendiversität erleben wird. Nimmt man für den Menschen (*Homo sapiens*) das durchschnittliche Lebensalter der Arten an, so wird der Mensch lange von der Erde verschwunden sein, ehe die Artenfülle das vor seinem Eingreifen existente Maß wieder erreichen wird.

Einen großen Anteil an der erdgeschichtlich gesehen positiven Entwicklung der Biodiversität hat sicher die Kontinentaldrift (▶ Abschn. 2.2.2), durch die gleiche Nischen voneinander räumlich stark getrennt wurden, sodass die sie besiedelnden Arten sich unterschiedlich entwickeln konnten. Einer bisher noch niemals wiederlegten und zudem sehr plausiblen Hypothese (**Axiom**) nach ist es nämlich nicht möglich, dass ohne Isolation zwei Arten am gleichen Ort in der gleichen Nische entstehen bzw. die gleiche Nische besiedeln. Mit der Trennung zweier bisher verbundener Lebensräume verdoppelt sich damit die theoretische Existenzmöglichkeit für Arten.

War eine Nische bereits von einer Art besiedelt, werden sich die nun getrennten Populationen nach dem bereits erläuterten Zufallsprinzip unterschiedlich in Varianten aufspalten, die sich im Laufe der Zeit zu Unterarten und dann zu Arten entwickeln. So findet man etwa in den Laubwäldern der gemäßigten Zonen überall das Busch-Windröschen (*Anemone nemorosa*). Bei genauerem Hinsehen und erst recht bei einer genetischen Analyse zeigen sich jedoch Unterschiede, weshalb man von Unterarten spricht, nämlich *A. nemorosa quinquefolia* in Nordamerika, *A. n. nemorosa* in Europa und *A n. amurensis* in Ostasien (Abb. 2.15). Ähnliches gilt für die von N-Afrika über ganz Europa bis nach Ostasien verbreitete Kohlmeise (*Parus major*), von der früher drei Gruppen von Unterarten unterschieden wurden, die heute als Arten gewertet werden: die eurasisch-westarktische *P. major* s.str., die asiatisch-ostarktische *P. minor* und die indomalaiische *P. cinerea*. Ein weiteres Beispiel geografischer Differenzierung, die Europäische und die Nordamerikanische Zitterpappel (*Populus tremula* und *P. tremuloides*) zeigt Abb. 2.16. Man bezeichnet derartig nah verwandte Taxa, die aber getrennte Areale besitzen, als geografische **Vikarianten**, den Vorgang bzw. das Phänomen nennt man **Vikarianz**.

Box 2.2 Das größte und das bekannteste Massenaussterben

Das größte aller Massensterben ereignete sich am Ende des Perms, also vor etwa 250 Mio. Jahren. Während bei den vier anderen Massenaussterben jeweils „nur" 12 % der durch Fossilien belegten Familien mariner Organismen verschwanden, gingen diesmal etwa 50 % verloren (Erwin 1994). Da einige weitverbreitete Familien verschwanden, könnte der Artenverlust 80–90 % betragen haben (Raup 1979). Auch für terrestrische Pflanzen und Wirbeltiere ist ein starker Rückgang zu verzeichnen (Knoll 1984; Retallack 1995). Außerdem umfasst die Perm-Extinktion das einzige Massenaussterben der Insekten (Labandera und Sepkoski 1993).

Über die Ursachen dieser Biodiversitätskatastrophe sind bisher nur Spekulationen möglich. Höchst wahrscheinlich ist nur, dass es sich um das Zusammenwirken mehrerer ungünstiger Entwicklungen handelte. Nach Hunter und Gibbs (2007) werden u. a. folgende Möglichkeiten in Betracht gezogen: Verdunkelung der Erde als Folge eines Meteoriteneinschlags und/oder von Vulkanausbrüchen, klimabedingte Absenkung des Meeresspiegels und dadurch verursachte Austrocknung von Flachmeerbereichen, verringerter Sauerstoffgehalt der Meere, Anstieg des CO_2-Gehalts der Atmosphäre und daraus resultierender Klimawandel.

Obwohl quantitativ weit weniger bedeutend als das eben geschilderte ist das am Ende der Kreidezeit, d. h. vor etwa 65 Mio. Jahren, eingetretene Massensterben nicht nur in Wissenschaftskreisen, sondern bereits vielen Kindern bekannt, denn es betraf u. a. die populäre Gruppe der Dinosaurier. Parallel dazu starben die Ammoniten aus, stark dezimiert wurden Foraminiferen und Blütenpflanzen. Darüber hinaus weist dieses Ereignis eine weitere Besonderheit auf: Über seine Ursache herrscht inzwischen weitgehende Einigkeit. Nachweislich traf nämlich vor 65 Mio. Jahren ein riesiger Meteor die Erde (Durchmesser über 10 km). Dessen Aufprall, der mit einer Geschwindigkeit von ca. 90.000 km/h erfolgte, muss in der Atmosphäre eine erdumspannende dicke Staubschicht verursacht haben, welche die Sonneneinstrahlung und damit die Fotosyntheserate der Pflanzen essenziell verringerte (Alvarez et al. 1980). Weitere Wirkungen könnten Tsunamis, langanhaltende Flächenbrände und saurer Regen gewesen sein.

Alvarez und Mitarbeiter gründeten ihre Meteoritentheorie auf folgende Beobachtung: Weltweit ist in allen Sedimenten, die vor 65 Mio. Jahren entstanden sind, das Element Iridium so hoch konzentriert, wie es sonst nur in Meteoriten zu finden ist. Erhärtet wurde diese Vermutung ca. zwei Jahrzehnte später durch den Fund einer kreisförmigen, einen Durchmesser von 180 km aufweisenden Formation in Yucatán, Mexiko, die nur durch den Aufschlag eines riesigen Meteoriten entstanden sein kann (Pope et al. 1998).



Abb. 2.15 Das Verbreitungsgebiet des Busch-Windröschens (*Anemone nemorosa*). **1** *Anemone nemorosa nemorosa*; **2** *A. n. amurensis*; **3** *A. n. quinquefolia* (nach Meusel et al. 1965)



Abb. 2.16a,b *P. tremuloides* (**a** Toronto, Kanada; 1985) besiedelt in Nordamerika die gleiche Nische wie *Populus tremula* (**b** Münster, Deutschland; 2013) in Mitteleuropa. Fotos R. Wittig



Abb. 2.17a–c Konvergente Entwicklung (Sprosssukkulenz, Reduktion der Blätter zu Dornen) von Pflanzen aus unterschiedlichen Familien als Anpassung an Trockenheit und Beweidungsdruck; **a** *Echinocactus grusonii* (Cactaceae, Arizona; 2013); **b** *Euphorbia virosa* (Euphorbiaceae, Namibia; 1997); **c** *Hoodia gordonii* (Apocynaceae, Namibia; 1997). Fotos R. Wittig

Nah verwandte Arten können auch im gleichen Areal existieren. Dann aber beruht die Trennung auf der Besiedlung unterschiedlicher Nischen. In solchen Fällen handelt es sich um ökologische Varianten. Ein Beispiel bilden die beiden Unterarten der Schmalblättrigen Wicke (*Vicia angustifolia*): *V. a. angustifolia* wächst vorwiegend in diversen Wiesentypen, *V. a. segetalis* in erster Linie als Unkraut in Getreidefeldern. Von den drei in Deutschland vorkommenden Vertretern der Sammelart Sumpf-Vergissmeinnicht (*Myosotis palustris* agg.) ist *Myosotis nemorosa* insbesondere in Feuchtwiesen, *M. scorpioides* v. a. in Seggenröhrichten und *M. rehsteineri* nur auf sommerlich überfluteten, offenen, nährstoffarmen Sand- und Kiesböden anzutreffen.

War eine Nische dagegen vor der Trennung, die außer durch die Kontinentaldrift auch durch andere Ereignisse, z. B. Auffaltung eines Gebirges oder Bildung einer Wüste als trennende Elemente, verursacht werden kann, noch nicht besiedelt oder noch nicht vorhanden, so kann ihre Eroberung durch allmähliche genetische Adaptation von Populationen erfolgen, die aus stammesgeschichtlich weit entfernten Gruppen stammen. Beispiele dafür bilden die in Afrika beheimatete *Hoodia gordonii* (Fam. Apocynaceae) und die in den subtropischen ariden Regionen der Alten Welt vorkommenden sukkulenten Vertreter der Gattung *Euphorbia* (Euphorbiaceae), die den ursprünglich nur neuweltlich verbreiteten Vertretern der Cactaceae ähneln und auch ähnliche Standorte besiedeln (Abb. 2.17). In solchen Fällen spricht man von konvergent entstandenen Taxa bzw. von **Konvergenz.**

Sind in weit voneinander entfernten und stark getrennten Regionen gleiche Nischen von stammesgeschichtlich nicht näher verwandten Gruppen besiedelt, so kann dies auch daran liegen, dass es sich im einen Fall um eine urtümlichere, d. h. stammesgeschichtlich ältere Gruppe handelt, die gegenüber



Abb. 2.18 Konvergente Evolution bei modernen Säugetieren und Beuteltieren. © W. Zierau

der jüngeren Gruppe nicht konkurrenzfähig ist. Hat jedoch die „moderne“ Gruppe eine isoliert liegende Region nicht erreicht, so konnte die „altertümliche“ dort überleben, während sie in den anderen Regionen durch die neue Gruppe verdrängt wurde. Das wohl eindrücklichste Beispiel findet man in Australien, wohin die „moderneren“ echten Säugetiere (Mammalia) nicht gelangt sind, sodass dort die archaische Form der Säuger, die einst auf dem gesamten Südkontinent (**Gondwana**) verbreiteten **Beuteltiere** (Marsupialia), bis heute überleben und alle Nischen besetzt halten konnten, die auf anderen Kontinenten inzwischen von den Mammalia eingenommen werden (◘ Abb. 2.18). Nachdem aber vom Menschen Säugetiere nach Australien eingeführt wurden, haben diese als Beutegreifer (europäischer Fuchs, Wanderratte, verwilderte Hauskatzen und -hunde) oder Nahrungskonkurrenten (Kaninchen, Schafe) bereits eine erhebliche Dezimierung der Beuteltiere verursacht und neben Bejagung und Lebensraumverlust zum Aussterben zahlreicher Arten zumindest erheblich beigetragen (► Abschn. 11.4).

Literatur

Alvarez LW, Alvarez W, Asaro F, Michel HV (1980) Extraterrestrial cause of the Cretaceous-Tertiary extinction. Sc 208:1095–1108

Arrhenius S (1908) Worlds in the making. Harper, London

Bambach RK, Knoll AH, Wang SC (2004) Origination, extinction, and mass depletions of marine diversity. Paleobiol 30:522–542

Bernhardt K-G (2004) Populationen, Einnischung und adaptive Radiation am Beispiel der Gattung Aeonium. Turbi-Now 15:20–27

Bischoff G (1987) Ein erweitertes globales Modell der Plattentektonik. Spektrum Wissenschaft 1987(3):62–72

Darwin C (1859) On the origin of species by means of natural selection or the preservation of favoured races in the struggle for life. Murray, London

Erwin DH (1994) The Permo-Triassic extinction. Nature 367:231–236

Gradstein FM, Ogg JG, Smith AG, Agterberg FP, Bleeker W, Cooper RA, Davydov V, Gibbard P, Hinnov LA, House MR, Lourens L, Luterbacher H-P, McArthur J, Melchin MJ, Robb LJ, Sadler PM, Shergold J, Villeneuve M, Wardlaw BR, Ali J, Brinkhuis H, Hilgen FJ, Hooker J, Howarth RJ, Knoll AH, Laskar J, Monechi S, Powell J, Plumb KA, Raffi II, Röhl U, Sanfilippo A, Schmitz B, Shackleton NJ, Shields GA, Strauss H, Van Dam J, Veizer J, Van Kolfschoten T, Wilson D (2004) Geologic Time Scale 2004. Cambridge University Press, Cambridge

Frey W, Lösch R (2010) Geobotanik, 3. Aufl. Spektrum, Heidelberg

Hardy GH (1908) Mendelian proportions in a mixed population. Sci 28:49–50

Huber SK, De Leon LF, Hendry AP, Bermigham E, Podos J (2007) Reproductive isolation of sympatric morphs in a population of Darwin's finches. Proc Royal Soc B 274:1709–1714

Hunter ML Jr, Gibbs J (2007) Fundamentals of conservation biology, 3. Aufl. Blackwell, Malden

Jablonski D (1991) Extinctions: a paleontological perspective. Sci 253:754–757

Knoll AH (1984) Patterns of extinction in the fossil record of vascular plants. In: Nitecki MH (Hrsg) Extinctions. University of Chicago Press, Chicago, S 21–68

Krutzsch W (1989) Palaeogeography and historical phytogeography (palaeochorology) in the neophyticum. Plant Syst Evol 162:5–61

Labandera CC, Sepkoski JJ Jr (1993) Insect diversity in the fossil records. Sci 261:310–315

Lems K (1960) Botanical notes on the Canary Islands II. The evolution of plantforms in the islands: Aeonium. Ecol 41:1–17

Lösch R (1990a) Funktionelle Voraussetzungen der adaptiven Nischenbesetzung in der Evolution der makaronesischen Semperviven Diss Bot, Bd. 146. Cramer, Berlin

Lösch R (1990b) Kannenpflanzen – Insektenfressende Standortspezialisten und biogeographische Indikatoren. Biol in unserer Zeit (BIUZ) 20:26–32

Lowe PR (1936) The finches of the Galapagos in relation to Darwin's conception of species. Ibis 6:310–321

Mansy SS, Szostak JW (2008) Thermostability of modell protocell membranes. Proc National Acad Sci 105:13351–13355

Martin W, Russel MJ (2003) On the origin of cells: a hypothesis from abiotic geochemistry to chemoautotrophic prokaryotes, and from prokaryotes to nuclear cells. Philos Trans Royal Soc London Ser 35:59–85

Mastrapa RME, Glanzberg H, Head JN, Melosh HJ, Nicholson WL (2001) Survival of bacteria exposed to extreme acceleration: implications for panspermia. Earth Planetary Sc 189:1–8

Meimberg H, Wistuba A, Dittrich P, Heubl G (2001) Molecular phylogeny of Nepenthaceae based on cladistic analysis of plastid trnK intron sequence data. Plant Bilo 3:154–175

Meusel H, Jäger E, Weinert E (1965) Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Fischer, Jena

Mileikowsky C, Cucinotta FA, Wilson JW, Gladman B, Horneck G, Lindegren L, Melos HJ, Rickman H, Valtonen M, Zheng JQ (2000) Natural transfer of viable microbes in space. Part 1: From Mars to Earth and Earth to Mars. Icarus 145:391–427

Miller SL (1953) A production of amino acids under possible primitive earth conditions. Sci 117:528–529

Miller SL, Urey HC (1959) Organic compound synthesis on the primitive earth. Sci 130:245–251

Nicholson WN, Schuerger AW (2005) Bacillus subtilis spore survival and expression of germination-induced bioluminescence after prolonged incubation under simulated Mars atmospheric pressure and composition: implications for planetary protection and lithopanspermia. Astrobiol 5:536–544

Pope KOD (1998) Meteorite impact and the mass extinction of species in the Cretaceous/Tertiary boundary. Proc National Acad Sci 95:11028–11029
Raup DM (1979) Size of the Permo-Triassic bottleneck and its evolutionary implications. Sci 206:217–218
Raup DM (1991) Extinction: bad genes or bad luck? Norton, New York
Raup DM, Sepkoski JJ Jr (1982) Mass extinctions in the marine fossil record. Nature 215:1501–1503
Retallack GJ (1995) Permian-Trassic life crisis on land. Sci 267:77–80
Rohde RA, Muller RA (2005) Cycles in fossil diversity. Nature 434:208–210
Schliewen UK, Tautz D, Pääbo S (1994) Sympatric speciation suggested by monophyly of crater lake cichlids. Nature 368:629–632
Schopf JW (Hrsg) (1983) Earth´s earliest biosphere, its origin and evolution. Princeton University Press, Princeton
Scotese CR, McKerrow WS (1990) Revised world maps and introduction. Geol Soc Memoirs 12:1–21
Sepkoski JJ Jr (1992) Phylogenetic and ecologic patterns in the Phanerozouc history of marine biodiversity. In: Elredge N (Hrsg) Systematics, ecology, and the biodiversity crisis. Columbia University Press, New York, S 77–100
Speier M (1997) Die Entstehung und Entwicklung gehölzdominierter Ökosysteme in Mitteleuropa. Natur- Kulturlandschaft 2:56–69
Storch V, Welsch U, Wink M (2013) Evolutionsbiologie, 3. Aufl. Springer Spektrum, Heidelberg
van Saan-Klein B (Hrsg) (2007) Agro-Gentechnik im ländlichen Raum: Potentiale, Konflikte, Perspektiven. JH Röll, Dettelbach
Voggenreiter V (1974) Geobotanische Untersuchungen an der natürlichen Vegetation der Kanarischen Insel Teneriffa Diss Bot, Bd. 26. Cramer, Lehre
Wegener A (1912) Die Entstehung der Kontinente. Geol Rundschau 3:276–292
Weinberg W (1908) Über den Nachweis der Vererbung beim Menschen. Jahreshefte Verein vaterländische Naturkunde Württemberg 64:369–382
Willis KJ, McElwan JC (2002) The evolution of plants. Oxford University Press, New York
Wittig R (2012) Geobotanik. Haupt, Bern

Veränderungen der Biodiversität durch den Menschen

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

3.1 Anthropogene Veränderungen von Landschaft und Vegetation in Europa – 48

3.2 Anthropogene Steigerung der Biodiversität – 53

3.2.1 Vom Menschen geschaffene Lebensräume – 54

3.2.2 Archäo- und Neobiota – 57

3.2.3 Vom Menschen geschaffene Organismen – 61

Literatur – 62

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_3, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Im Zuge seiner Entwicklung hat der Mensch in unterschiedlichen Regionen der Erde unterschiedlich stark in die Natur eingegriffen. Während die Ureinwohner Australiens und der von tropischem Regenwald bedeckten Gebiete Afrikas, Südostasiens und Zentralamazoniens noch bis in die Neuzeit hinein als Sammler und Jäger lebten bzw. noch immer leben (◘ Abb. 3.1), gab es in Süd- und etwas später auch Mitteleuropa, Vorder- und Ostasien sowie Mittelamerika teilweise schon vor mehreren Jahrtausenden landwirtschaftlich basierte städtische Hochkulturen, von denen intensive Eingriffe in die natürliche Umwelt ausgingen. Allgemein wurde der Einfluss des Menschen auf die Landschaft überall erst dann sichtbar, wenn der Übergang vom Jäger und Sammler zum sesshaften Ackerbauern und Viehzüchter erfolgte. Dieser Übergang erforderte die Entwicklung modernerer Steinwerkzeuge. Die damit beginnende Periode wird als **Jungsteinzeit (Neolithikum)** bezeichnet. Da der Übergang in unterschiedlichen Regionen zu unterschiedlichen Zeiten erfolgte, ist der Begriff „Neolithikum" an keine absolute Zeitangabe geknüpft.

Im Folgenden werden zunächst die allgemeinen Einflüsse des Menschen auf Landschaft und Vegetation geschildert, wobei meist Mitteleuropa als Beispiel dient (► Abschn. 3.1). Danach werden spezielle, vom Menschen verursachte Steigerungen der Biodiversität behandelt (► Abschn. 3.2). Der anthropogenen Verringerung der Biodiversität durch Ausrottung von Arten und Vernichtung von Lebensräumen ist ein eigenes Kapitel gewidmet (► Kap. 11). Dort wird auch auf die modernen Eingriffe des Menschen außerhalb Mitteleuropas und speziell in den Tropen näher eingegangen.

3.1 Anthropogene Veränderungen von Landschaft und Vegetation in Europa

Abgesehen von den eisbedeckten Polkappen und der sich auf der Nordhemisphäre daran südlich anschließenden Tundrenregion, den Wüsten und Halbwüsten sowie den nivalen und alpinen Bereichen der Hochgebirge, wären in den übrigen Landregionen der Erde nur kleine Bereiche von Natur aus waldfrei:

- Gewässer und ihre Röhrichtzone,
- Moore,
- salzhaltige Meeresdünen,
- salzhaltige Wattenbereiche,
- steile Felshänge.

Alle übrigen heute existenten waldfreien Bereiche gehen auf menschliche Einwirkungen zurück. Bezüglich der **Intensität der Eingriffe** des wirtschaftenden Menschen ist zwischen der vorindustriellen Zeit mit ihrer (klein-)bäuerlichen Landwirtschaft und dem Industriezeitalter mit maschineller Landwirtschaft zu unterscheiden.

Die **vorindustrielle Zeit** mit **(klein-)bäuerlicher Landwirtschaft** begann in prähistorischer Zeit mit dem Sesshaftwerden des Menschen und reichte in die Neuzeit hinein, ist aber in Mitteleuropa und anderen sogenannten entwickelten Ländern heute nicht mehr existent, wohl aber in Entwicklungs- und teilweise auch in Schwellenländern; bis vor wenigen Jahren war sie auch noch in einigen Gebieten von Ost- und Südeuropa zu finden (◘ Abb. 3.2). Sie zeichnet sich durch einen, großräumig gesehen, extensiven Einfluss des Menschen auf die Natur aus und wird daher von manchen Autoren (z. B. Burrichter 1984; Burrichter et al. 1993; Wittig 2012) als Extensivwirtschaft der heutigen intensiven Landnutzung (Intensivwirtschaft) gegenübergestellt. „Extensiv" bezieht sich dabei auf die Gesamtstärke des Einflusses. Bereits früheisenzeitliche Bauern waren nämlich in der Lage, in einem Turnus von einigen Jahren über zwanzig Kulturpflanzenarten effektiv anzubauen, wobei auch organisch gedüngt wurde. Aus dieser erfolgreichen Landbewirtschaftung entstand z. B. der Reichtum der Hallstattkultur.

Der in Mitteleuropa seit über 7000 Jahren betriebene **Ackerbau** (Küster 2010) hat sich in enger Verbindung mit der **Viehhaltung** entwickelt, da Stallmist als Dünger eine wichtige Grundlage bildete. Beide Wirtschaftsweisen kamen von Kleinasien über den Balkan nach Mitteleuropa. Weil der Stallmist aber bei Weitem nicht ausreichte, wurde die Mehrzahl der ackerfähigen Flächen zunächst nicht kontinuierlich bebaut, sondern es wechselten Anbauphasen mit Brachejahren ab, die den durch den Entzug der geernteten Biomasse ausgelaugten Böden eine Regeneration ermöglichten. Diese als **Feld-** oder **Landwechselwirtschaft** bezeichnete



Abb. 3.1 Blasrohrjäger in Borneo 1993. Foto R. Wittig

Wirtschaftsweise findet man in den Tropen stellenweise noch heute, z. B. in der westafrikanischen Savanne (Abb. 3.3). Der englische Begriff ***shifting cultivation*** umfasst auch den Wanderfeldbau, bei dem, im Unterschied zur Feldwechselwirtschaft, der Wohnsitz des Bauern nicht stationär ist. Die Brachen, aber saisonal auch die Äcker (vor der Halmentwicklung des Getreides und nach der Ernte), wurden bzw. werden beweidet. Äcker und Weiden sind bei *shifting cultivation* daher ähnlichere Lebensräume als bei landwirtschaftlicher Intensivnutzung.

Für Mitteleuropa ergibt eine Kombination der Ergebnisse archäologischer und archäobotanischer Untersuchungen folgendes Bild der Intensität und Auswirkung des anthropogenen Einflusses in der vorindustriellen Zeit (Näheres u. a. bei Jacomet und Kreuz 1999; Küster 2010):

- Ab 5500 v. Chr. bis zur Mittleren **Bronzezeit** (1600 v. Chr.) sind Siedlungsaktivitäten pollenanalytisch durch ständig wechselnde Anteile an Pioniergehölzen in der Waldvegetation sichtbar. Mittels bei archäologischen Grabungen gefundener Reste von Kulturpflanzen ist auch Ackerbau bereits nachweisbar. Die Besiedlung wandelte sich ständig in Zeit und Raum, aber die Bevölkerungsdichte blieb größenmäßig in etwa konstant. Wiesen und Weiden gab es noch nicht. Das Vieh weidete im Wald (Abb. 3.4), sodass in der Umgebung der Siedlungen offene Hudewälder mit lokalen Heide- oder Rasenflächen entstanden (Lüning und Stehlie 1989).
- Ab der Mittleren Bronzezeit gelang es den Menschen, allmählich die Wälder stärker zu öffnen (Behre 2000); erste größere **Heiden** entstanden in Norddeutschland sowie erste **Grünland**flächen am Ende der Bronzezeit in Süddeutschland. Zu Beginn der **Eisenzeit** wurden im 8. Jh. v. Chr. schlagartig in ganz Deutschland **Wiesen** und **Weiden** geschaffen (detailliertere Angaben zur Grünlandentwicklung in Mitteleuropa: Kapfer 2010). Mit dem neuen Rohstoff Eisen konnten Geräte für die zur Grünlanderhaltung notwendige regelmäßige Mahd angefertigt werden. Die neue Grünlandnutzung und bessere Ackerbaumethoden bewirkten eine starke Bevölkerungszunahme und damit eine Zunahme der Siedlungen.
- In den ersten Jahrhunderten n. Chr. ergab sich in Mitteleuropa eine Zweiteilung: In den von den Römern besetzten Gebieten wurde eine Überschussproduktion auf den besten Böden angestrebt, aber die Grünlandnutzung vernachlässigt. Viele neue **Kulturpflanzen** wurden eingeführt (u. a. Äpfel, Birnen, Walnuss, Esskastanie, Pflaumen sowie viele Gemüse und Gewürze). In Gebieten, die nicht von den Römern besetzt waren, wurde die „eisenzeitliche" Landwirtschaft fortgesetzt.
- Ein sehr starker Rückgang der Landwirtschaft und eine flächendeckende Waldregeneration begann ab 250 n. Chr. und kulminierte im 5. und 6. Jh., also während der **Völkerwanderungszeit**. Der Zustand der damaligen potenziellen natürlichen Vegetation wurde dabei annähernd wieder erreicht.
- In der **Merowinger**- und **Karolingerzeit** wurden große Flächen wieder in die landwirtschaftliche Nutzung einbezogen; vom 11. bis zum 13. Jh. waren nahezu alle ackerfähigen Böden unter Kultur.



Abb. 3.2a–e Präindustrielle Wirtschaftsweisen waren noch bis vor wenigen Jahren in entlegenen Regionen Osteuropas zu sehen und sind es noch heute in anderen Regionen der Welt; **a** Rumänien, Bezirk Maramures, 2004; **b** China, Provinz Shaangxi, 2000; **c** Benin, Provinz Atakora, 2011; **d** Das Pflügen mit Ochsen gehört in Mitteleuropa zu einer traditionellen, fast romantisch anmutenden Form der Landbearbeitung. In den Anden (Provinz Ayopaya; Bolivien) mit ihrem lockeren Boden und den steilen Hängen ist das (aus Europa eingeführte) Pflügen jedoch eine nicht angepasste Form, den Acker zu bestellen, die großflächig Erosion verursacht (**e**). Traditionell wurden hier punktuell eingesetzte Grabstöcke verwendet. Fotos: R. Wittig (a, b); Katja Heubach (c); M. Niekisch (d, e)

- Während der spätmittelalterlichen **Wüstungszeit** (Klimaverschlechterung mit daraus folgender Verringerung der landwirtschaftlichen Produktion: Kriege und Pest!) verkleinerte sich die landwirtschaftlich genutzte Fläche.
- In der Neuzeit nahmen Acker- und Grünlandflächen wieder zu, wobei während des Dreißigjährigen Krieges eine kurzfristige Stagnation eintrat.



Abb. 3.3a–d Die westafrikanische Savannenlandschaft ist von der Feldwechselwirtschaft und Beweidung geprägt, Burkina Faso, Provinz Tapoa, 1992; **a** engere Umgebung eines Dorfes mit Feldern und jungen Brachflächen; **b** bebautes Feld mit einem Baum und beginnendem Stockausschlag, im Hintergrund eine junge Brache; **c** einjährige Brache; **d** ältere Brachfläche in einer siedlungsferneren Region. Fotos R. Wittig



Abb. 3.4a,b Durch Waldweide entstandene offene Hudelandschaften; **a** NSG Borkener Paradies, Niedersachsen, 1980; **b** Abruzzen, Italien 1990. Fotos R. Wittig

Die wichtigsten menschlichen Eingriffe in vorindustrieller Zeit waren:

- Eintrieb von Vieh in den Wald (**Waldweide**, **Waldhude**; Abb. 3.4),
- **Holzentnahme**: Bauholz, Brennholz, Werkholz; Erzeugung von **Holzkohle** (Abb. 3.5) als Grundlage von Metallverhüttung, Kalkbrennerei und Salzsiederei (Ludemann 1994, 1996; Hasel und Schwartz 2002),
- **Streurechen** (Entnahme von Streu als Dünger),



Abb. 3.5 Köhlerei; Rumänien, Bezirk Maramures, 2004; Vorne links ein angezündeter, hinten rechts ein im Aufbau befindlicher Kohlenmeiler. Foto R. Wittig



Abb. 3.6 Was vom Wald bei auch in Mitteleuropa in dicht bevölkerten Regionen gängigem Raubbau übrig blieb; Aspekt des Frankfurter Stadtwaldes gegen Ende des 19. Jh.s; Fritz Wucherer „Bei den drei Eichen", Privatbesitz



Abb. 3.7 Heidelandschaft, Lüneburger Heide 1982. Foto R. Wittig

- Gewinnung von **Laubheu** als Winterfutter für das Vieh (Burrichter und Pott 1983),
- **Rodung** von Waldflächen für Ackerbau und Siedlung,

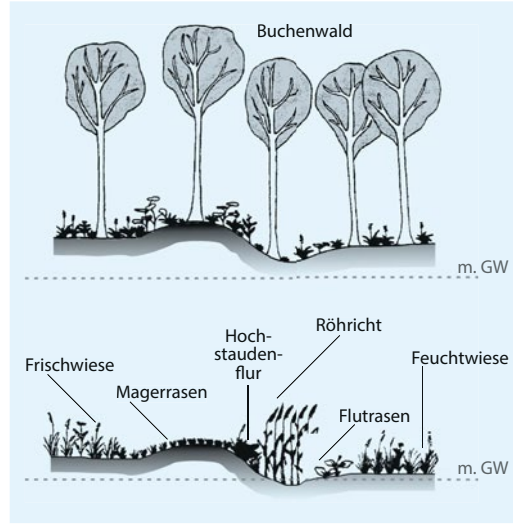


Abb. 3.8 Wald gleicht geringe Standortunterschiede aus. Nach Schlag des Waldes wirken auch kleine Standortunterschiede differenzierend. Daher entstehen, selbst bei gleicher Folgenutzung (hier: Mahd), in der Regel mehrere Ersatzgesellschaften (im Beispielfall sechs) aus einer Waldgesellschaft. Zur Differenzierung der Nachfolgevegetation trägt außerdem bei, dass der mittlere Grundwasserstand (m. GW) nach Schlag des Waldes während der Vegetationsperiode deutlich höher liegt als unter Wald. (aus Wittig und Streit 2004)



Abb. 3.9 Differenzierte bäuerliche Kulturlandschaft; Rumänien, Bezirk Maramures, 2004. Foto R. Wittig

- **Be-** und **Entwässerung** landwirtschaftlicher Nutzflächen, wobei die Bewässerung auch der Düngung diente (**Wässerwiesen**: Patzig 1858; Hoppe 2001; Schellberg 2005).

Der Wald wurde seit dem Neolithikum also allmählich aufgelockert, regenerierte in der Völker-

Box 3.1 Allmendwirtschaft

Teilweise bis zum Ende des 19. Jh.s wurde das Weidevieh in Mitteleuropa auf nicht eingezäunten, im Gemeinschaftsbesitz befindlichen Flächen (**Allmende**, gemeine Mark) gehalten. Das Vieh musste daher gehütet werden, weshalb man auch von **Hutweiden** spricht. Die Tatsache, dass Allgemeinbesitz weniger verantwortlich behandelt wird als Privatbesitz, führte häufig zur Übernutzung der Weideflächen und damit zur Vegetations- und Bodendegradation und schließlich zu Erosion. Ökologische Probleme, die aus der individuellen Nutzung einer im Allgemeinbesitz befindlichen Ressource resultieren (z. B. Luft- und Gewässerverschmutzung), werden daher als **Allmendproblem** bezeichnet (s. Hardin 1968). Vom 18. bis ins 19. Jh. hinein erfolgte die **Markenteilung** (Privatisierung der Allmende). Dies führte zur **Aufforstung** der für den Ackerbau nicht brauchbaren Gebiete, wobei überwiegend Nadelhölzer angepflanzt wurden (Einzug der Fichte in die Mittelgebirge), und zur Entstehung eingezäunter **Standweiden**, auf denen das Vieh etwa von April bis Oktober gehalten wurde. Allerdings wurde die Allmende nicht überall aufgeteilt: Einzelne Allmendgebiete oder Markgenossenschaften existieren weiterhin im mitteleuropäischen Flachland (► Box 7.4) und in den Mittelgebirgen (z. B. die Hauberge des Siegerlandes; Pott 1990). In den Alpen sowie deren Vorland ist Allmendbesitz sogar noch relativ stark vertreten (s. z. B. Oeggl 2014). Die gemeinschaftliche Nutzung von Weideflächen für Schafe, Lamas und Alpakas, also andines „Vieh" ist heute noch gängige Praxis in großen Teilen der Anden des früheren Inkareiches oberhalb der Baumgrenze in Höhen, wo Ackerbau nicht mehr möglich ist. Auch hier, wie damals in Mitteleuropa, werden die Tiere verschiedener Besitzer von Hirten gehütet. Diese Form der Landnutzung war schon zu Inkazeiten weitverbreitet (wenngleich ohne die erst von den Spaniern eingeführten Schafe) und wird heute von der Quechua- und Aymarabevölkerung fast unverändert weiter betrieben. In Nepal hat die Wiederaufnahme gemeinsamer Flächenbewirtschaftung zur Zunahme der stark verringerten Waldflächen geführt (Schickhoff 2014).

wanderungszeit weitgehend, wurde danach wieder geöffnet und ging schließlich in ein Mosaik aus Einzelbäumen, Gebüschen und Grasland über (◘ Abb. 3.6), auf ärmeren Sandböden auch in Heideflächen (◘ Abb. 3.7). Am Ausgang des Mittelalters gab es nur noch wenige großflächige Wälder, die sich vor allem an unzugänglichen Stellen im Gebirge sowie in den Besitztümern von Fürsten oder Klöstern befanden. Trotz des Waldrückganges war aber die Extensivlandschaft, großräumig gesehen (lokal gab es durchaus „Monotonie"), aus zwei Gründen vielfältiger als die ursprüngliche Naturlandschaft:

- Wald gleicht kleinere Standortunterschiede aus, Entwaldung macht sie wirksam, sodass unterschiedliche Biotope entstehen (◘ Abb. 3.8),
- kleinräumig unterschiedliche Nutzung wirkt differenzierend (◘ Abb. 3.9).

Im Mittelmeerraum hat ein verstärkter anthropogener Einfluss auf die Landschaft viel früher eingesetzt als in Mitteleuropa. Bereits von den um das Mittelmeer verteilten Kolonien der Phönizier und Griechen gingen starke Eingriffe aus (Pignatti 1983). Die von Homer mehrfach erwähnte Beweidung mit Schafen und Ziegen dürfte schon damals zumindest in der Umgebung der Städte zur Degradation der Wälder und ihrem Ersatz durch Macchien und Garigues bis hin zu Felsrasen sowie den damit verbundenen Erosionserscheinungen geführt haben. Zu Christi Geburt lebten im Römischen Reich rund um das Mittelmeer etwa 50 Mio. Menschen, deren jährlicher Holzbedarf sich nach Le Houérou (1981) auf 27 Mio. t (Trockengewicht!!) belief, was der Hälfte der theoretischen Primärproduktion entspricht. Damit war es unausweichlich, dass Wälder nur noch in schwer zugänglichen Regionen erhalten blieben.

3.2 Anthropogene Steigerung der Biodiversität

Durch seine landwirtschaftlichen und landschaftsverändernden Aktivitäten hat der Mensch zur Erhöhung der Biodiversität beigetragen, indem er Störungen verursachte (► Abschn. 14.8), neue Lebensräume schuf (► Abschn. 3.2.1), Arten aus anderen Regionen die Einwanderung ermöglichte bzw. sie gezielt einführte (Archäo- und Neobiota; ► Abschn. 3.2.2) oder sogar neue Organismen erzeugte (► Abschn. 3.2.3). Es sei aber schon hier darauf hingewiesen, dass eine zahlenmäßige Zu-

Tab. 3.1 Naturstandorte von Apophyten (nach Wittig 2012)

Naturstandort	Beispiele
Bruchwälder, Auenwälder, Hochstaudenfluren an Flussufern	*Aegopodium podagraria, Angelica sylvestris, Calystegia sepium, Galium aparine, Glechoma hederacea, Urtica dioica*
Spülsäume und sonstige Pionierfluren an Binnengewässern	*Bidens tripartita, Chenopodium glaucum, Ch. rubrum, Plantago major, Persicaria lapathifolia, Persicaria maculosa, Potentilla anserina*
Spülsäume, Dünen und Felsen an Meeresküsten, Salzwiesen	*Atriplex prostrata, Cochlearia danica, Elymus repens, Puccinellia distans, Sonchus arvensis, Spergularia salina, Tripleurospermum perforatum*
Windwurf- u. Verlichtungsflächen, nährstoffreiche Wälder	*Arctium*-Arten, *Alliaria petiolata, Cirsium arvense, C.vulgare, Geranium robertianum, Geum urbanum, Verbascum thapsus*
Lockergestein (Geröllhalden, Sanddünen)	*Arabidopsis thaliana, Chaenorrhinum minus, Galeopsis angustifolia, G. segetum, Sedum acre, S. telephium* agg., *Senecio viscosus, Tussilago farfara*
Felsen	*Asplenium ruta-muraria, A. trichomanes, Cystopteris fragilis, Polypodium vulgare, Sedum album, Saxifraga tridactylites, Tortula muralis*

nahme der Arten nicht mit einem „Gewinn" an Biodiversität gleichgesetzt werden kann, ganz besonders dann nicht, wenn die Neobiota in Konkurrenz zu einheimischen Arten treten und diese verdrängen beziehungsweise wenn mehrere häufig und weitverbreitet vorkommende Neobiota zum Rückgang auch weniger endemischer Arten führen. Auf diese Aspekte wird im ► Abschn. 8.4 näher eingegangen.

3.2.1 Vom Menschen geschaffene Lebensräume

Lokal und regional entstanden durch den Menschen neue Lebensräume, die von bisher dort nicht vorkommenden Arten und Lebensgemeinschaften besiedelt wurden. Die dritte Ebene der Biodiversität, die der Lebensräume und Biozönosen, wurde also vielfältiger. Die neuen Biozönosen setzten sich zunächst aus einheimischen Arten zusammen, die von ihrem natürlichen Lebensraum auf anthropogene übergingen.

An vom Menschen genutzten Standorten sind solche Arten im Vorteil, die an ihrem natürlichen Standort bereits auf das Überstehen von **Störungen** selektioniert wurden (Tab. 3.1). Dies ist insbesondere im Überschwemmungsbereich von Fließgewässern (Auen) und an Meeresufern sowie auf rutschendem Geröll der Fall. Beispiele für ehemalige Auenbewohner, die heute in der Kulturlandschaft häufig sind, bilden die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) und der Giersch (*Aegopodium podagraria*). Pflanzen von Auenstandorten sind außer an Störungen auch an lang andauernde Sauerstoffarmut im Boden angepasst. Diejenigen unter ihnen, die gleichzeitig aufgrund von niedrigem Wuchs und geschützter Lage der Erneuerungsknospen eine gewisse Trittresistenz aufweisen, sind daher besonders für die Besiedlung stark betretener Standorte geeignet, wo aufgrund der Bodenverdichtung ebenfalls Sauerstoffmangel im Boden herrscht. Typische Beispiele sind Breitwegerich (*Plantago major*) und Gänsefingerkraut (*Potentilla anserina*).

Neue Artenkombinationen aus, gesamtmitteleuropäisch gesehen, vorwiegend einheimischen Arten stellen auch die Biozönosen des **Wirtschaftsgrünlandes** sowie die **Zwergstrauchheiden** dar. Die Arten der für diese Lebensräume bezeichnenden Pflanzengesellschaften stammen überwiegend aus lichten Wäldern bzw. besiedelten vor Eingreifen des Menschen Störstellen in Wäldern. Mehrere Arten der Bergwiesen und -weiden sowie auch der Bergheiden waren vorher wohl bevorzugt oberhalb der Baumgrenze anzutreffen. Vier der von den meisten Autoren als in Mitteleuropa einheimisch bezeichneten Grünlandarten wurden nach Körber-Grohne (1990) eingeschleppt: der Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), der Glatthafer (*Arrhenathe-*



Abb. 3.10a–b Ursprünglich fels- (**a**) und geröllbewohnende Pflanzen (**b**), die heute an Mauern und auf Gleisschotter anzutreffen sind; **a1** Mauerraute (*Asplenium ruta-muraria*), Nordrhein-Westfalen 2010; **a2** Brauner Streifenfarn (*A. trichomanes*), Hessen 2010; **a3** Zerbrechlicher Blasenfarn (*Cystopteris fragilis*), Hessen 2010; **a4** Gewöhnlicher Tüpfelfarn (*Polypodium vulgare*), Hessen 2010; **b1** Schmalblättriger Hohlzahn (*Galeopsis angustifolia*), Wien 2001; **b2** Klebriges Greiskraut (*Senecio viscosus*), Hessen 2010. Fotos R. Wittig

rum elatius), das Kammgras (*Cynosurus cristatus*) und das Wiesen-Lieschgras (*Phleum pratense*). Landolt (1970) nimmt für einige mitteleuropäische Wiesengräser an, dass sie durch Kreuzung mitteleuropäischer mit submediterranen Sippen entstanden sind. Den heutigen Gesellschaften der frischen Weiden (Cynosurion) ähnliche Pflanzengemeinschaften entstanden lokal wohl bereits kurz nach der Besiedlung Mitteleuropas durch die ersten Ackerbauern, die wegen ihrer mit Bändern verzierten Keramiken



Abb. 3.11a–f An Häusern und Mauern lebende, ursprünglich felsbewohnende Tierarten; **a** Dohle (*Corvus monedula*), Niederlande 2011; **b** Turmfalke (*Falco tinnunculus*), Moskau 2011; **c** Mauersegler (*Apus apus),* Frankfurt 2013; **d** Mauereidechse (*Podarcis muralis*), Oberhausen 2009; **e** Mauerassel (Oniscus asellus); **f** Schließmundschnecke (*Alinda biplicata*) (aus Wiese 2010); Fotos: Joost J. Bakker (a); Nikolai Leontiev (b); Mauerseglerklinik Frankfurt (c); Peter Schütz (d); Kurt Kulac (e); Vollrath Wiese (f)

als Bandkeramiker bezeichnet werden. Feucht- und Frischwiesengesellschaften (Calthion und Arrhenatherion) sind dagegen erst seit der Römerzeit nachweisbar (Pott 1995).

Auch einige Arten der nährstoffreichen Wälder, z. B. *Geranium robertianum* und *Geum urbanum*, sind inzwischen zu Kulturfolgern geworden. Sie bevorzugen aber immer noch halbschattigen Standort und treten daher insbesondere in schattigen Gärten, unter Alleebäumen, im Saum von Hecken oder auf der Nordseite von Mauern auf. Arten natürlicher Waldverlichtungen (Brand- oder Windwurfflächen), wie z. B. *Cirsium vulgare*, findet man dagegen auf licht- und nährstoffreichen Ruderalflächen.

Seitdem der Mensch **Mauern** und Gebäude aus Stein errichtet, konnten sich in seinen Siedlungen

auch solche Arten ansiedeln, deren Heimat **Felsstandorte** waren (s. u. a. Lundholm und Marlin 2006), z. B. einige Farnarten (u. a. *Asplenium ruta-muraria*, *A. trichomanes, Cystopteris fragilis, Polypodium vulgare*; ◘ Abb. 3.10a). Ursprünglich auf natürlichem Geröll wachsende Pflanzen wie *Galeopsis angustifolia* und *Senecio viscosus* (◘ Abb. 3.10b) sind inzwischen auf Bahnschotter, Schuttplätzen und Baustellen sowie auf kiesbestreuten Flächen zu finden. An allen Straßen mit winterlichem Streusalzeinsatz ist seit einigen Jahrzehnten die früher nur in den Salzwiesen der Küsten und an den wenigen Binnensalzstellen vorkommende *Puccinellia distans* unübersehbar. Neuerdings mehren sich von den Rändern „gesalzter" Straßen die Fundmeldungen weiterer Arten der Salzwiesen (*Spergularia salina, Cochlearia danica, Plantago coronopus*).

Die vom Menschen geschaffenen, künstlichen Felsen (Mauern und Steinhäuser) wurden nicht nur von Felspflanzen, sondern auch von zahlreichen tierischen Felsbewohnern erobert, deren Vulgärnamen oft auf diese anthropogenen Strukturen hinweisen, wie Mauerassel, Mauerbiene, Mauereidechse, Mauersegler, Hausrotschwanz, Haussperling und Turmfalke (◘ Abb. 3.11). Angenommen wurden aber auch die künstlichen Höhlen (Keller, Schuppen, Dachböden etc.), z. B. von Kellerassel, Kellerschnecke, Hausspinne, Hausmaus und Rauchschwalbe.

3.2.2 Archäo- und Neobiota

Da sich bei Weitem nicht alle einheimischen Arten auf anthropogenen Standorten behaupten können, bietet die **Kulturlandschaft** viele freie Nischen für in der Naturlandschaft nicht konkurrenzfähige Spezies. Mit der im Zuge der Kulturlandschaftsentstehung voranschreitenden Entwaldung wanderten daher zahlreiche Steppenarten in die neuen Offenlandschaften (Kultursteppen) ein. Auf diese Weise entstanden die aufgrund ihrer Blütenvielfalt landschaftlich sehr attraktiven und darüber hinaus für viele Insekten (Blütenbesucher) bedeutsamen Lebensgemeinschaften der **Trocken**- und **Halbtrockenrasen** (**Festuco-Brometea** und **Koelerio-Corynephoretea**), die heute allesamt als schutzwürdig gelten. Sie bestehen in der Regel aus einer Mischung aus einheimischen Arten und solchen, die vor langer Zeit eingewandert sind (Pott 1996).

Andere Arten wurden aktiv oder passiv vom Menschen mit der Ausbreitung des Ackerbaus verbreitet, insbesondere natürlich viele Ackerbeikräuter (s. u. a. Küster 1985; Willerding 1986; Kreuz 1994). Die offenen, steppenartigen Ackerflächen ermöglichten schon in prähistorischer Zeit die Einwanderung von **Steppenarten**, z. B. Feldlerche, Rebhuhn und Feldhamster, aber auch der ursprünglich im Mittelmeerraum und der pannonischen Tiefebene verbreiteten Wechselkröte (*Bufo viridis*). Mit Handelsware oder Saatgut verschleppt wurden viele altbekannte **Vorratsschädlinge** (Weidner und Sellenschlo 2010) wie Küchenschabe (*Blatella germanica*) und Kornkäfer (*Sitophilus granarius*).

Dass der Mensch Flora und Fauna verändert, erkannte bereits Chamisso (1827). Anfang des vergangenen Jahrhunderts haben sich dann insbesondere Botaniker intensiver mit dem Thema beschäftigt (Rikli 1903; Thellung 1905; Kreh 1935). Eine Gliederung und klare Abgrenzung der Begriffe lieferte Schröder (1969). Das erste Lehrbuch, in dem dann auch Tiere berücksichtigt wurden, verfasste Elton (1958). Ab dem letzten Jahrzehnt des vergangenen Jahrhunderts (s. Richardson und Pyšek 2008) ist die Zahl der Untersuchungen des Eindringens (engl. *invasion*) nicht einheimischer Arten nahezu explosionsartig angestiegen, was auch die Entstehung mehrerer Bücher zur Folge hatte (Williamson 1996; Nentwig 2007; 2010; Kowarik 2010).

Arten, die in der Naturlandschaft noch nicht vorhanden waren, sich aber vor Beginn der Neuzeit in der Kulturlandschaft eingebürgert haben oder eingebürgert wurden (z. B. Jagdfasan und Kaninchen), nennt man **Archäophyten** bzw. **Archäozoen.** Zusammenfassend sollten beide Gruppen logischerweise als **Archäobiota** bezeichnet werden.

Für mehrere schon in prähistorischer Zeit im Gefolge des Menschen auftretende Pflanzenarten ist kein natürlicher Standort bekannt. Man muss daher annehmen, dass sie sich erst gebildet haben, nachdem der Mensch durch seine Eingriffe Teile der Naturlandschaft zur Kulturlandschaft umgewandelt hatte. An derartigen alten **Anökophyten** kommen in Siedlungen beispielsweise *Bromus hordeaceus*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album*, *Poa annua*, *Senecio vulgaris* und *Stellaria media* vor (s.

Sukopp und Scholz 1997). Aber auch in jüngster Zeit sind gerade in Siedlungen einige Arten neu entstanden bzw. in der Entstehung begriffen. Beispielsweise lassen sich bei mehreren der heute in Europa wachsenden Nachtkerzenarten (*Oenothera* spec.) teilweise deutliche Unterschiede zu ihren nordamerikanischen Vorfahren feststellen, die vor etwa 350 Jahren nach Europa eingeführt wurden. Erst in anthropogenen Lebensräumen entstandene Tierarten sind analog als Anökozoen zu bezeichnen. Diesen Begriff aber gibt es in der Literatur bisher nur selten, z. B. bei Kowarik (2010), der den erstmals in Aquarien entdeckten, inzwischen u. a. auch in Deutschland im Freiland gefundenen Marmorkrebs (Marten et al. 2004), dessen Artzugehörigkeit noch nicht geklärt ist, als ein eventuelles Anökozoon diskutiert.

Während die Archäobiota bereits vor mehreren Hundert bis einigen Tausend Jahren eingewandert sind, sodass eine sichere Unterscheidung zwischen ihnen und den einheimisch entstandenen Arten häufig schwierig ist, sind zahlreiche weitere Arten erst im Zuge der Ausbreitung von Handel und Verkehr in der Neuzeit (per Definition seit der Entdeckung Amerikas 1492) eingewandert. Diese „Neuankömmlinge" müssen sprachlogisch richtig **Neobiota** genannt werden. Archäo- und Neobiota kann man als **Adventive** zusammenfassen. Manche Autoren und neuerdings sogar Fachbücher und Buchreihen fassen leider Archäophyten und Archäozoen mit **Neophyten, Neozoen** und **Neomyceten** (Archäomyceten sind bisher nicht bekannt) zu „Neobiota" zusammen. Dies ist ähnlich unlogisch, als würde man zu dem in manchen Städten üblichen Empfang für Neubürger auch diejenigen einladen, die schon vor langer Zeit zugezogen sind.

Die meisten Adventiven wurden vom Menschen bewusst oder unbewusst eingeschleppt. Unbewusstes Einschleppen erfolgte bereits im Neolithikum mit der Einführung des Ackerbaus, später im Rahmen des Imports von Früchten, Gemüsen, Zierpflanzen und fremdländischen Hölzern, mit eingeführter Schafwolle, Ballasterde bzw. -wasser (verwendet zur Stabilisierung von Schiffen bei Leerfahrten) sowie in oder als Verpackungsmaterial. Ausgangspunkt für solche Einschleppungen waren daher die Auslade- und Umschlagplätze der o. g. Waren (Häfen, Bahnhöfe) sowie Lager-, Verarbeitungs- und Verkaufsorte (Südfrucht-, Woll-, Ölfrucht- und Holzlager, Wollwebereien, Ölmühlen) und auch Abfallplätze. Nicht wenige Arten wurden aber auch absichtlich als Nutz- oder Zierpflanzen bzw. -tiere eingeführt und sind dann verwildert (Beispiele in ◘ Tab. 3.2). Als grobe Faustregel gilt bei Pflanzen, dass 10 % der eingeführten Arten zeitweilig verwildern und davon wiederum 10 % die Einbürgerung gelingt (Williamson und Brown 1986; Williamson und Fitter 1996).

Außer bewusst als Nutz- oder Zierorganismen eingeführten und dann verwilderten sowie unabsichtlich vom Menschen transportierten Sippen können Arten auch aktiv eingewandert sein. War diese Einwanderung nur dadurch möglich, dass der Mensch die entsprechenden Lebensräume und/oder Einwanderungswege geschaffen hat, so spricht man ebenfalls von Adventiven. Aus Südosteuropa stammende Wasserorganismen, die den 1993 fertiggestellten Main-Donau-Kanal als Wanderweg benutzt und sich inzwischen im Rhein etabliert haben, sind also Neobiota, obwohl sie aus eigener Kraft eingewandert sind.

Voraussetzung für die Etablierung neuer Sippen ist klimatische Angepasstheit, d. h. also Herkunft aus gemäßigten Zonen (z. B. außertropisches Asien, Nordamerika, Hochländer Südamerikas, Afrikas und Südasiens). Erleichtert wird sie durch eine hohe Reproduktionsrate (viele Nachkommen in kurzer Zeit) und effektive Ausbreitungsmechanismen, wie sie bei Pflanzen in Form von Wind-, Kleb- und Klettverbreitung existieren. Als etabliert gilt eine Art oder Unterart dann, wenn sie über einen Zeitraum von mindestens 25 Jahren mindestens zwei spontane Generationen hervorgebracht hat (Kowarik 1991). Ausschließlich in Kultur vorkommende Pflanzenarten sowie Haus-, Nutz-, und Zootiere sind also nicht etabliert und dementsprechend weder Archäo- noch Neobiota. Gärten, Äcker und Tierzuchtbetriebe sind häufig, Zoos nur gelegentlich Ausgangspunkt der Verwilderung und anschließenden Etablierung gewesen.

◘ Abb. 3.12 zeigt exemplarisch die Veränderungen der Gefäßpflanzenvielfalt in Deutschland seit Eingreifen des Menschen, also seit dem Neolithikum. Die Anökophyten sind hierbei nicht gesondert aufgeführt, sondern, je nach Zeitpunkt ihrer Entstehung, den Archäo- oder Neophyten zugeordnet.

Tab. 3.2 Auswahl vom Menschen absichtlich nach Mitteleuropa eingeführter Neobiota

Wissenschaftl. Name	Deutscher Name	Herkunft	Nutzung/ Einführungsgrund
Acer negundo	Eschen-Ahorn	N-Amerika	Park- und Zierbaum
Ailanthus altissima	Götterbaum	China	Medizinalpflanze, Parkbaum
Buddleja davidii	Schmetterlingsflieder	China	Zierstrauch
Cymbalaria muralis	Zymbelkraut	Adriagebiet bis S-Schweiz	Zierpflanze
Euphorbia lathyris	Kreuzblättrige Wolfsmilch	Mittelmeerraum, W-Asien	Zierpflanze
Fallopia japonica	Japan-Staudenknöterich	O-Asien	Zierpflanze, Viehfutter
Fallopia sacchalinensis	Sachalin-Staudenknöterich	O-Asien	Zierpflanze, Wildhege
Heracleum mantegazzianum	Riesen-Bärenklau	SW-Asien	Zierpflanze, Bienenweide
Impatiens parviflora	Kleines Springkraut	M-Asien	Zierpflanze
Impatiens glandulifera	Indisches Springkraut	Indien	Zierpflanze
Lysimachia punctata	Punktierter Gilbweiderich	Kleinasien, S-Europa	Zierpflanze
Mahonia aquifolium	Mahonie	N-Amerika	Zierstrauch
Oenothera glaziowiana	Rotkelchige Nachtkerze	N-Amerika	Zierpflanze
Parthenocissus inserta	Wilder Wein	N-Amerika	Wandberankung
Prunus laurocerasus	Lorbeer-Kirsche	SO-Europa	Zierstrauch
Prunus serotina	Späte Trauben-Kirsche	N-Amerika	Bodenverbesserung
Quercus rubra	Rot-Eiche	N-Amerika	Forstbaum, Parkbaum
Robinia pseudacacia	Robinie	N-Amerika	Bienenweide, Forstbaum
Pseudotsuga menziesii	Douglasie	N-Amerika	Forstbaum
Rubus armeniacus	Armenische Brombeere	Armenien ?	Oberstrauch*
Solidago canadensis	Kanadische Goldrute	N-Amerika	Zierpflanze
Solidago gigantea	Riesen-Goldrute	N-Amerika	Zierpflanze
Ovis orientalis musimon	Europäischer Mufflon	Korsika, Sardinien	Jagd
Dama dama	Damwild	Vorderasien	Jagd, Parktier
Ondatra zibethicus	Bisamratte	N-Amerika	Pelztier
Myocastor coypus	Nutria	S-Amerika	Pelztier
Procyon lotor	Waschbär	N-Amerika	Pelztier
Neovison vison	Mink	N-Amerika	Pelztier

*streng genommen ist *R. armeniacus* ein Scheinstrauch

Tab. 3.2 (*Fortsetzung*) Auswahl vom Menschen absichtlich nach Mitteleuropa eingeführter Neobiota

Wissenschaftl. Name	Deutscher Name	Herkunft	Nutzung/ Einführungsgrund
Rhea americana	Nandu	Südamerika	Zucht
Psittacula eupatria	Alexandersittich	Asien	Stubenvogel
Psittacula krameri	Halsbandsittich	Afrika, Indien	Stubenvogel
Aix galericulata	Mandarinente	O-Asien	Zierente
Branta canadensis	Kanadagans	N-Amerika	Zootier
Alopochen aegyptiacus	Nilgans	Afrika, Indien	Zootier
Phasianus colchicus	Fasan	Asien	Jagd
Trachemys scripta	Schmuckschildkröte	Nordamerika	Haustier
Rana catesbeiana	Ochsenfrosch	Nordamerika	Froschschenkel, Gartenteich
Ameiurus nebulosus	Zwergwels, Katzenwels	N-Amerika	Aquarienfisch
Lepomis gibbosus	Sonnenbarsch	N-Amerika	Aquarienfisch
Oncorhynchus mykiss	Regenbogenforelle	N-Amerika	Speisefisch, Angelsport
Hypophthalmichthys nobilis	Marmorkarpfen	China	Bekämpfung Wasserpflanzen
Hypophthalmichthys molitrix	Silberkarpfen	China, Amur	Bekämpfung Wasserpflanzen
Ctenopharyngodon idella	Graskarpfen	China	Bekämpfung Wasserpflanzen
Oronectes limosus	Kamberkrebs	N-Amerika	Speisekrebs

Fast alle Archäobiota Mitteleuropas wurden im Zuge der Ausbreitung des Ackerbaus oder in der Römerzeit eingeschleppt, stammen also aus Kleinasien oder dem Mittelmeerraum. Die Mehrzahl der Neobiota kommt aus Süd- und Südosteuropa sowie aus Regionen mit „mitteleuropäischem" Klima, d. h aus Nordamerika und Ostasien sowie aus Süd- und Südosteuropa. Unter den Tieren sind auch einige tropische Neubürger, von denen die meisten aber zur Intradomalfauna gehören, d. h. nur in Häusern vorkommen, z. B. die Große Schabe (*Blatta orientalis*) und die Pharaoameise (*Monomorium pharaonis*). Neobiota gibt es selbstverständlich auch auf anderen Kontinenten. In Gebieten mit mediterranem oder gemäßigtem Klima findet man in vom Menschen stark beeinflussten Gebieten, insbesondere in Nordamerika und Neuseeland, sogar eine stark europäisierte Flora (▶ Abschn. 11.4). Europäische Ruderal- und Segetalarten sowie Wiesen- und Weidegräser wurden von den Kolonisatoren in alle Welt verschleppt und haben sich dort, wo Ihnen das Klima zusagte, ausgebreitet. Dies trifft, wie erwähnt, auf alle großklimatisch temperaten Regionen der Welt zu, aber auch auf die entsprechenden Gebirgsstufen der wärmeren Zonen (Abb. 3.13). Innerhalb der Tropen wurden ebenfalls v. a. Pflanzenarten von Kontinent zu Kontinent bewusst eingeführt (Zier- und Nutzpflanzen) und sind dann verwildert oder unbewusst eingeschleppt (Ackerunkräuter, Ruderalpflanzen). Die tropische Ruderal- und Segetalvegetation ist daher heute derart uniformiert, dass sie von manchen Autoren in weltumspannenden Vegetationsklassen zusammengefasst wird (z. B. Hoff und Brisse 1983).

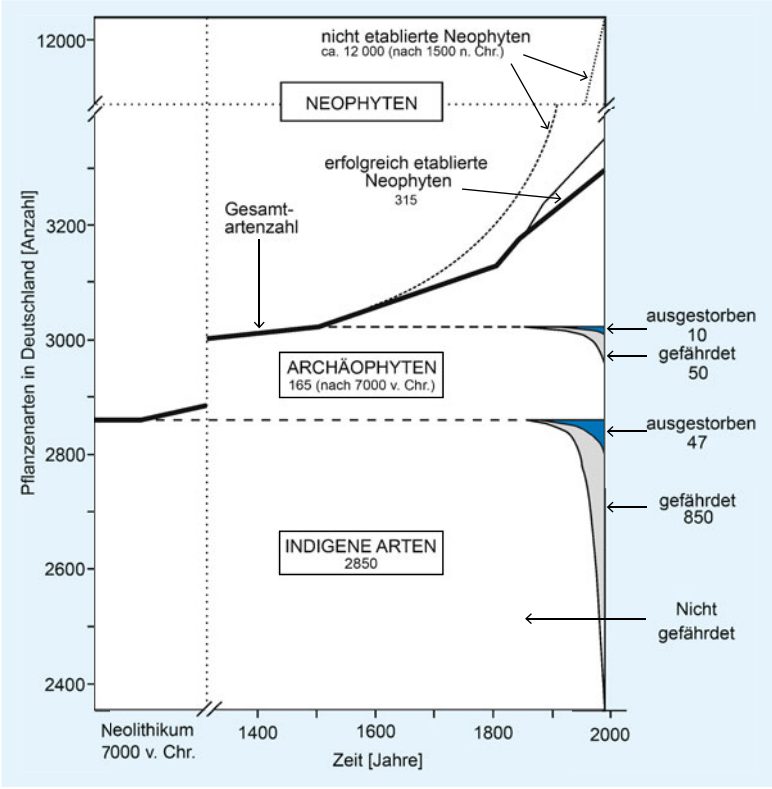


Abb. 3.12 Entwicklung der Artenzahl der Gefäßpflanzen in Deutschland. (nach Scherer-Lorenzen et al. 2000; aus Wittig 2012)

In den mitteleuropäischen Gebirgsregionen ist der Neophytenanteil bisher noch vergleichsweise gering (Becker et al. 2005). Besonders hoch ist er dagegen in denen der Tropen, denn dort siedelten sich die europäischen Kolonisatoren wegen des ihnen besser zusagenden Klimas und der Freiheit von Malaria bevorzugt an. Dort konnten sie auch die aus ihrer Heimat mitgebrachten Feldfrüchte und Zierpflanzen anbauen, wobei dann die entsprechenden Unkräuter eingeschleppt wurden (z. B. Bernhardt und Koch 1994; Gutte 1995).



Abb. 3.13 „Mitteleuropäischer Scherrasen" mit Dominanz des Weiß-Klees (*Trifolium repens*) in Quito, Ecuador, 1995, ein Beispiel für die weltweite Verschleppung europäischer Arten. Foto R. Wittig

3.2.3 Vom Menschen geschaffene Organismen

Durch gezielte Zuchtwahl hat der Mensch schon in prähistorischer Zeit aus Wildtierarten seine Haustiere gezüchtet, beispielsweise den Haushund aus dem Wolf (*Canis lupus*) und das Rind aus dem Auerochsen (*Bos primigenius*), wobei oft eine nahezu unübersehbare Fülle von Rassen entstanden ist. Während Hund, Rind und mehrere andere alte Haustiere in der älteren Literatur als Unterarten der Stammform geführt wurden (*Canis lupus familiaris*, *Bos p. domesticus*), gibt man heute richtigerweise gezüchteten Formen keinen Artnamen, sondern bezeichnet sie als (Zucht-)Form (lat. *forma*) der Wildart, z. B. den Haushund als *Canis lupus* forma *familiaris*).

Einige heutige Nutzpflanzen des Menschen sind dagegen durch (teils mehrfache) Kreuzung von Wildarten entstanden, wobei die Abstammung oft nicht mehr bekannt und auch nicht sicher feststellbar ist, aber anhand morphologischer und genetischer Ähnlichkeiten und mittels archäobotanischer Rekonstruktion der Herkunft meist relativ plausibel erklärt werden kann. Beispielsweise ist der Saat-Weizen (*Triticum aestivum*), eine der ältesten Kulturpflanzen (s. Küster 2013), wohl vor rund 9000 Jahren durch Kreuzung von Emmer (*Triticum dicoccum*) und Ziegengras (*Aegilops tauschii*) entstanden (Brenchley et al. 2012). Der Kultur-Apfel (*Malus domestica*) entstand vermutlich in China durch Kreuzung von bisher nicht identifizierten Wildarten, während Kultur-Roggen (*Secale cereale*) und Saat-Hafer (*Avena sativa*) direkt aus Wildarten gezüchtet wurden. Zur **Agrobiodiversität** werden aber – sprachlich nicht ganz sauber – nicht nur die in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft genutzten Zuchtformen von Fauna und Flora, sondern auch deren Wildformen und gemeinsam mit ihnen vorkommende Arten gezählt, die Teil des Ökosystems sind und beispielsweise Ökosystemleistungen erbringen (siehe ▶ Kap. 7) und/oder zum Funktionieren der Lebensgemeinschaft beitragen, etwa durch Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit.

Ein Sonderfall der absichtlichen Einführung ist die Ausbringung **g**entechnisch **v**eränderter **O**rganismen (**GVO**, engl. **GMO**: *genetically modified organisms*). Kowarik (1992) sieht daher die Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten und deren Folgen als ein Modell für die Freisetzung von GVO an. Bei den GVO handelt es sich meist um Organismen, die äußerlich einer bekannten Kulturart ähneln, genetisch aber im Hinblick auf bestimmte Eigenschaften, z. B. Herbizidresistenz, Kälteresistenz, Produktion bestimmter Stoffe, modifiziert wurden. Dabei wird sogar genetisches Material aus stammesgeschichtlich weit entfernten Organismen in eine Kulturart importiert, z. B. aus Mikroorganismen oder Tieren in Pflanzen bzw. umgekehrt. Beispielsweise enthält „Genmais" ein Gen des Bakteriums *Bacillus thuringiensis*, welches Insektenlarven, die an diesem Mais fressen, tötet. Nach Kowarik (2010) dienen die bisherigen gentechnischen Veränderungen, die außer bei Mais inzwischen bei Raps, Zuckerrüben, Kartoffeln, Tomaten, Soja, Sonnenblumen, Weizen sowie einigen Zierpflanzen, Obstgehölzen und anderen Baumarten durchgeführt wurden, in erster Linie der Erzielung von Resistenz gegenüber Herbiziden, Schädlingen und Krankheiten oder der Veränderung der Inhaltsstoffe, wie Erhöhung des Gehaltes an Stärke oder Fettsäuren oder Proteinen. Unter Berücksichtigung aller bisherigen Erfahrungen mit Neobiota aber auch nach den bisherigen Untersuchungsergebnissen kann kein Zweifel daran bestehen, dass GVO ein erhebliches Gefahrenpotenzial für die Biodiversität darstellen (z. B. Schmidt und Hilbeck 2005; Teufel 2005).

Ob GVO angesichts ihrer technischen Entstehung überhaupt unter den Begriff „Biodiversität" fallen sollten, sei dahingestellt. Sie sind deshalb hier aufgeführt, weil von ihnen eine Gefahr für die natürliche Biodiversität ausgehen kann (Übersicht z. B. bei Ober 2007; Kowarik et al. 2008).

Literatur

Becker T, Dietz H, Billeter R, Buschmann H, Edwards PJ (2005) Altitudinal distribution of alien plant species in the Swiss alps. Perspectives Plant Ecol Evol Syst 7:173–183

Behre K-E (2000) Der Mensch öffnet die Wälder – zur Entstehung der Heiden und anderer Offenlandschaften. Rundgespräche Kommission Ökol 16:103–116

Bernhardt K-G, Koch M (1994) Eingeführte Pflanzen aus Europa als Bestandteil der Vegetation Costa Ricas (Zentralamerika). Bauhinia 11:121–127

Brenchley R, Spannagl M, Pfeifer M, Barker GLA, D'Amore R, Allen AM, McKenzie N, Kramer M, Kerhornou A, Bolser D, Kay S, Waite D, Trick M, Bancroft I, Gu Y, Huo N, Luo M-C, Sehgal S, Gill B, Kianian S, Anderson O, Kersey P, Dvorak J, McCombie WR, Hall A, Mayer KFX, Edwards KJ, Bevan MW, Hall N et al (2012) Analysis of the bread wheat genome using whole-genome shotgun sequencing. Nature 491:705–710

Bongers F, Poorter L, Hawthorne WD, Sheil D (2009) The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. Ecol Letters 12:798–805

Burrichter E (1984) Baumformen als Relikte ehemaliger Extensivwirtschaft in Nordwestdeutschland. Drosera 84:1–18

Burrichter E, Pott R (1983) Verbreitung und Geschichte der Schneitelwirtschaft mit ihren Zeugnissen in Nordwestdeutschland. Tuexenia 3:443–453

Burrichter E, Hüppe J, Pott R (1993) Agrarwirtschaftlich bedingte Vegetationsbereicherung und -verarmung in historischer Sicht. Phytocoenol 23:427–447

Elton CS (1958) The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London

England PR, Phillips J, Waring JR, Symonds G, Babcock R (2008) Modelling wave-induced disturbance in highly biodiverse marine macroalgal communities: support for the intermediate disturbance hypothesis. Marine Freshwater Research 59:515

Fox JW (2013) The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. Trends Ecol Evol 28:86–92

Gutte P (1995) Segetal- und Ruderalpflanzengesellschaften im Wohngebiet der Kallaway (bolivianische Anden). Phytocoenol 25:33–67

Hardin G (1968) The tragedy of the commons. Sci 162:1243–1248

Hasel K, Schwartz E (2002) Forstgeschichte. Ein Grundriss für Studium und Praxis, 2. Aufl. Kessel, Remagen

Hoff M, Brisse H (1983) Proposition d´un schema synthetique des végétations secondaites intertropicales. Colloq phytosoc 12:249–265

Hoppe A (2001) Verbreitung und Vegetation der Bewässerungswiesen Nordwestdeutschlands. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 13:247–250

Jacomet S, Kreuz A (1999) Archäobotanik. Ulmer, Stuttgart

Kapfer A (2010) Beitrag zur Geschichte des Grünlands Mitteleuropas. Naturschutz Landschaftspflege 45:133–140

Körber-Grohne U (1990) Gramineen und Grünlandvegetation vom Neolithikum bis zum Mittelalter Bibliotheca Botanica. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

Kowarik I (1991) Berücksichtigung anthropogener Standort- und Florenveränderungen bei der Aufstellung Roter Listen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Sonderheft 6:25–56 Berlin

Kowarik I (1992) Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen. Verhandlungen Bot Verein Berlin Brandenburg, Beiheft 3, Berlin

Kowarik I (2010) Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa, 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart

Kowarik I, Bartz R, Heink U (2008) Bewertung „ökologischer Schäden" infolge des Anbaus gentechnisch veränderter Organismen (GVO) in der Landwirtschaft. Naturschutz Biol Vielfalt. Bd. 56 (BfN, Bonn-Bad Godesberg)

Kreh W (1935) pflanzensoziologische Untersuchungen an Stuttgarter Auffüllplätzen. Jahresheft der vaterländische Naturkunde Württemberg 91:59–120

Kreuz A (1994) Einheimische oder fremde Pflanzen? Überlegungen zur Herkunft „potentieller Unkräuter" und ihrer Verbreitung zur Zeit der Bandkeramik. Archaeo-Physika 13:23–33

Küster H (1985) Herkunft und Ausbreitungsgeschichte einiger Secalietea-Arten. Tuexenia 5:89–98

Küster H (2010) Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. C.H. Beck, München

Küster H (2013) Am Anfang war das Korn. C.H. Beck, München

Landolt E (1970) Mitteleuropäische Wiesenpflanzen als hybridogene Abkömmlinge von mittel- und südeuropäischen Gebirgssippen und submediterranen Sippen. Feddes Repertorium 81:61–66

Le Houérou HN (1981) Impact of man and his animals on Mediterranean vegetation. In: Di Castri F, Goodall DW, Specht Rl (Hrsg) Mediterranean-type shrublands. Elsevier, Amsterdam, S 479–521

Ludemann T (1994) Vegetations- und Landschaftswandel im Schwarzwald unter anthropogenem Einfluss. Ber Reinhold Tüxen-Ges 6:7–39

Ludemann T (1996) Die Wälder im Sulzbachtal (Südwest-Schwarzwald) und ihre Nutzung durch Bergbau und Köhlerei. Mitt Ver Forstl Standortskunde Forstpflanzenzüchtung 38:87–118

Lüning J, Stehli P (1989) Die Bandkeramik in Mitteleuropa: von der Natur- zur Kulturlandschaft. Spektrum Wissenschaft 1989(4):78–88

Lundholm JT, Marlin A (2006) Habitat origins and microhabitat preferences of urban plant species. Urban Ecosystems 9:139–159

Marten M, Werth C, Marten D (2004) Der Marmorkrebs (Cambaridae, Decapoda) in Deutschland – ein weiteres Neozoon im Rheineinzugsgebiet. Lauterbornis 50:17–23

Nentwig W (Hrsg) (2007) Biological invasions. Springer, Berlin

Nentwig W (2010) Invasive Arten UTB Profile. Haupt, Berlin

Ober S (2007) Agrotechnik versus Biodiversität. Transgene Pflanzen beeinträchtigen die biologische Vielfalt. In: Köstner B, Vogt M, van Saan-Klein B (Hrsg) Agro-Gentechnik im ländlichen Raum. JH Röll, Dettelbach

Oeggl K (2014) Reuten in den Alpen. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 26:97–108

Patzig GC (1858) Verbesserung der Wiesen durch Bewässerung. Reichenbach, Leipzig

Pignatti S (1983) Human impact on the vegetation of the Mediterranean basin. In: Holzner W, Werger MJA, Ikusima I (Hrsg) Man´s impact on vegetation. Dr W Junk, The Hague, S 151–161

Pott R (1990) Die Haubergswirtschaft im Siegerland. Schriftenreihe Wilhelm-Münker-Stiftung, Bd. 28. Selbstverlag, Siegen

Pott R (1995) The origin of grassland species an grassland communities in Central Europe. Fitosociol 29:7–32

Pott R (1996) Die Entwicklungsgeschichte und Verbreitung xerothermer Vegetationseinheiten in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. Tuexenia 16:337–369

Richardson DM, Pyšek P (2008) Fifty years of invasion biology: the legacy of Charles Elton. Diversity Distrib 6:93–107

Riecken U, Schröder E (2012) Management kleinparzellierter „Offenlandökosysteme". Naturschutz Biol Vielfalt, Bd 115. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Rikli M (1903) Die Anthropochoren und der Formenkreis des Nasturtium palustre (Leyss) DC. Ber Schwei Bot Ges 13:71–82

Schellberg S (2005) Meadow irrigation in the federal state Baden-Württemberg. Portrayal of a nearly forgotten land use system. Schriften Deutsche Wasserhist Ges Sonderband 2:123–131

Scherer-Lorenzen, Elend A, Nöllert, Schulze E-D (2000) Plant invasions in Germany - General aspects and impact of nitrogen deposition. In: Mooney HA, Hobb R (Hrsg) In-

vasive species in a changing world. Island Press, Covelo, S 351–368
Schickhoff U (2014) Die Bedeutung gemeinschaftlicher Wald- und Weidenutzung für die Entwicklung und den aktuellen Wandel der Kulturlandschaft im Himalaya. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 26:51–64
Schmidt JEU, Hilbeck A (2005) Auswirkungen transgener Bt-Kulturpflanzen auf Nichtzielorganismen. Natur Landschaft 80:350
Schröder FG (1969) Zur Klassifizierung der Anthropochoren. Vegetatio 16:225–238
Sousa WP (1979) Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity. Ecol 60:1225–1239
Speier M (1997) Die Entstehung und Entwicklung gehölzdominierter Ökosysteme in Mitteleuropa. Natur- Kulturlandschaft 2:56–69
Sukopp H, Scholz H (1997) Herkunft der Unkräuter. Osnabrücker Naturwiss Mitt 23:327–333
Teufel J (2005) Transgene Fische – Nutzungspotentiale und Risiken. Natur Landschaft 80:328–329
Thellung A (1905) Einteilung der Ruderal- und Adventivflora in genetische Gruppen. In: Naegeli O, Thellung A (Hrsg) Die Flora des Kanton Zürich, 1. Teil. Vierteljahresschrift Naturforsch Ges Kanton Zürich, Bd. 50., S 232–236
von Chamisso A (1827) Übersicht der nutzbarsten und der schädlichsten Gewächse, welche wild oder angebaut in Norddeutschland vorkommen. Dümmler, Berlin
Weidner H, Sellenschlo U (2010) Vorratsschädlinge und Hausungeziefer, 7. Aufl. Spektrum, Heidelberg
Wiese V (2010) Die Schließmundschnecke Alinda biplicata. Weichtier des Jahres 2010. Kuratorium „Weichtier des Jahres", Cismar
Wilkinson DM (1999) The Disturbing History of Intermediate Disturbance. Oikos 84:145–147
Willerding U (1986) Zur Geschichte der Unkräuter Mitteleuropas. Göttinger Schriften Vor- Frühgeschichte 22:1–382
Williamson M (1996) Biological invasions. Chapman & Hall, London
Williamson M, Brown KC (1986) The analysis and modelling of British invasions. Philosoph Transact Royal Soc London B 314:505–522
Williamson M, Fitter A (1996) The characteristics of successful invaders. Biol Conservation 78:163–170
Wittig R (2012) Geobotanik. Haupt, Bern
Wittig R, Streit B (2004) Ökologie. Ulmer, Stuttgart

Wie kann man die weltweite Vielfalt überblicken?

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

4.1 Das biologische System – 66

4.2 Biogeografische Ordnung – 71

4.2.1 Holarktis – 72

4.2.2 Paläotropis – 73

4.2.3 Neotropis – 77

4.2.4 Capensis – 78

4.2.5 Australis – 80

4.2.6 Holantarktis – 83

4.3 Das pflanzensoziologische System – 86

4.4 Biotop- und Ökosystemtypen – 87

Literatur – 88

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_4, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Auch wenn für das richtige Verständnis des Gesamtthemas der Begriff „Biodiversität" treffender ist als „Biologische Vielfalt" (▶ Abschn. 1.2), kann man nicht bestreiten, dass die Vielzahl der Arten (▶ Box 4.1) und Ökosysteme bereits innerhalb eines Landes, erst recht aber weltweit, im Detail nahezu unüberschaubar ist. Bereits die ersten weltweiten Forschungsreisen zeigten die große Vielfalt, aber auch die Unterschiede in der Zusammensetzung der Flora und Fauna der verschiedenen Regionen der Erde. Eine logische Konsequenz war es, diese Vielfalt nachvollziehbar und übersichtlich zu gliedern, wobei die alte Volksweisheit „Ordnung ist das halbe Leben" genutzt wurde: Ordnungssysteme ermöglichen es, zumindest einen groben Überblick schnell zu erhalten und von diesem ausgehend eine detaillierte Bestimmung des einzelnen Objekts vorzunehmen. Man muss nicht sofort den Namen jedes einzelnen Objekts wissen, aber erkennen können, in welche „Schublade" oder in welchen „Ordner" es gehört.

Im Folgenden werden die gängigen Ordnungssysteme beginnend mit den Arten (▶ Abschn. 4.1) und deren geografischer Verteilung (▶ Abschn. 4.2) über die der pflanzlichen Lebensgemeinschaften (▶ Abschn. 4.3; ein ähnlich anerkanntes System für zoologische Gemeinschaften existiert nicht) bis hin zu Biotopen und Ökosystemen (▶ Abschn. 4.4) behandelt.

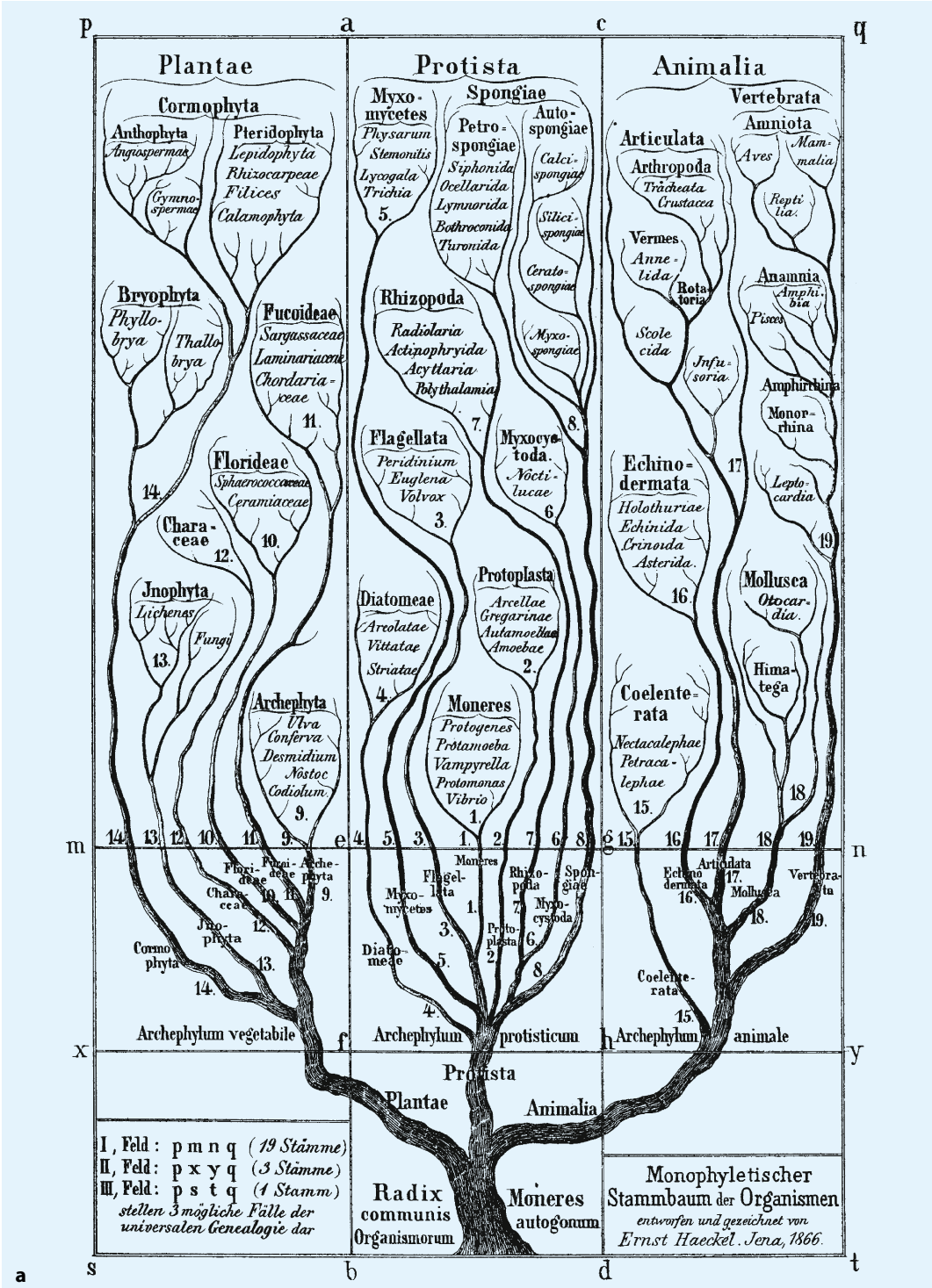
4.1 Das biologische System

In wohl allen Sprachen und Kulturen gibt es Ansätze, die Organismen bestimmten Kategorien zuzuordnen, wobei als untere Ebene oft eine in etwa unserem Artbegriff (▶ Box 1.2) entsprechende Kategorie existiert. Die Einordnung der Arten in höhere Rangstufen erfolgt traditionell nach gut sichtbaren Merkmalen, z. B. nach Aussehen und Größe (Bäume, Sträucher, Kräuter) oder nach der Nutzbarkeit bzw. sonstigen Bedeutung (Obst, Gemüse, Salate, Gewürze, Heilpflanzen, Futterpflanzen, Ackerunkräuter) bzw. nach der Fortbewegungsweise (Flieger, Läufer, Kriecher, Schwimmer) oder dem vorwiegenden bzw. differenzierenden Lebensraum (Luft, Land/über dem Boden, Land/im Boden, Wasser).

Von biologischen Systematikern werden die Arten nach ihrer phylogenetischen Verwandtschaft geordnet, die früher allein aus dem Grad ihrer Ähnlichkeit erschlossen wurde, während heute molekulargenetische Untersuchungen großes Gewicht besitzen. In diesem System werden Arten zu Gattungen, Gattungen zu Familien und Familien zu Ordnungen zusammengefasst. Die höchste Ordnung ist in der Zoologie der Stamm, in der Botanik die Abteilung. Um welche dieser Kategorien es sich handelt, kann teilweise an der Endsilbe ihres wissenschaftlichen Namens erkannt werden (◘ Tab. 4.2). Darüber gibt es noch die Reiche: Tiere, Pflanzen, Pilze, Einzeller, Bakterien und Archäa. Bereits in ▶ Abschn. 2.1 wurde erläutert, dass ähnliche Standortbedingungen auch bei wenig miteinander verwandten Arten ein ähnliches Erscheinungsbild erzeugen können. Im Rahmen der Embryonalentwicklung (**Ontogenese**) werden aber bei Tieren wichtige Stadien der stammesgeschichtlichen Entwicklung (**Phylogenese**) wiederholt, sodass erkennbar wird, welche Merkmale für ein phylogenetisches System von Bedeutung sind und welche nicht. Nach Lorenz (1965, S. 283) besitzen übrigens bereits Kleinkinder einen Blick für wichtige und weniger wichtige Merkmale: *Der kleine Sohn eines Mitarbeiters bezeichnete hartnäckig … auch Pferde, Katzen und Mäuse als „Wau-Wau". Die Bestürzung der Zoologeneltern wandelte sich erst dann in Freude, als sich herausstellte, dass „Wau-Wau" einfach „Säugetier" hieß und irrtumsfrei auf alle Wessen dieser Klasse angewandt wurde, einschließlich des neugeborenen Schwesterchens.*

Bildlich (◘ Abb. 4.1a) wurde der phylogenetische Zusammenhang der Organismen zunächst

◘ Abb. 4.1a–c Unterschiedliche Darstellungsweisen des Stammbaums der Organismen: **a** „klassische" Form (aus Haeckel 1866); **b** moderner Stammbaum, ermittelt durch vergleichende RNA-Analyse (nach Gerday und Glansdorff 2007), die Länge der Zweige repräsentiert den Unterschied der Analyse-Ergebnisse; **c** computergenerierte Form des Stammbaums all derjenigen Organismen, deren Genom zum Zeitpunkt der Erstellung des Baumes vollständig bekannt war (nach Ciccarelli et al. 2006), die Länge der Zweige repräsentiert den Unterschied des Genoms; in **b** und **c** sind die Namen weniger bekannter kleiner Gruppen nicht aufgeführt.


p
a
c
q
Plantae
Protista
Animalia
Cormophyta
Anthophyta
Angiospermae
Gymnospermae
Pteridophyta
Lepidophyta
Rhizocarpeae
Filices
Calamophyta
Bryophyta
Phyllobrya
Thallobrya
Fucoideae
Sargassaceae
Laminariaceae
Chordariaceae
11.
Florideae
Sphaerococcaceae
Ceramiaceae
14.
Characeae
12.
10.
Jnophyta
Lichenes
Fungi
13.
Archephyta
Ulva
Conferva
Desmidium
Nostoc
Codiolum
9.
Myxomycetes
Physarum
Stemonitis
Lycogala
Trichia
5.
Spongiae
Petrospongiae
Siphonida
Ocellarida
Lymnorida
Bothroconida
Turonida
Autospongiae
Calcispongiae
Silicispongiae
Ceratospongiae
Myxospongiae
Rhizopoda
Radiolaria
Actinophryida
Acyttaria
Polythalamia
7.
8.
Flagellata
Peridinium
Euglena
Volvox
3.
Myxocystoda.
Noctilucae
6.
Protoplasta
Arcellae
Gregarinae
Autamoebae
Amoebae
2.
Diatomeae
Areolatae
Vittatae
Striatae
4.
Moneres
Protogenes
Protamoeba
Vampyrella
Protomonas
Vibrio
1.
Vertebrata
Amniota
Aves
Mammalia
Reptilia.
Articulata
Arthropoda
Tracheata
Crustacea
Vermes
Annelida
Rotatoria
Scolecida
Infusoria
Anamnia
Amphibia
Pisces
Amphirhina
Monorrhina
Leptocardia
19.
Echinodermata
Holothuriae
Echinida
Crinoida
Asterida.
16.
17.
Mollusca
Otocardia.
Himatega
18.
Coelenterata
Nectacalephae
Petracalephae
15.
m
n
e
f
g
h
x
y
Archephylum vegetabile
Archephylum protisticum
Archephylum animale
Cormophyta
Jnophyta
Florideae
Fungi
Characeae
Archephyta
Myxomycetes
Flagellata
Rhizopoda
Spongiae
Myxocystoda
Protoplasta
Diatomeae
Moneres
Articulata
Vertebrata
Echinodermata
Mollusca
Coelenterata
Protista
Plantae
Animalia
I, Feld: p m n q (19 Stämme)
II, Feld: p x y q (3 Stämme)
III, Feld: p s t q (1 Stamm)
stellen 3 mögliche Fälle der universalen Genealogie dar
Radix communis Organismorum
Moneres autogonum
Monophyletischer Stammbaum der Organismen
entworfen und gezeichnet von
Ernst Haeckel. Jena, 1866.
a
s
b
d
t

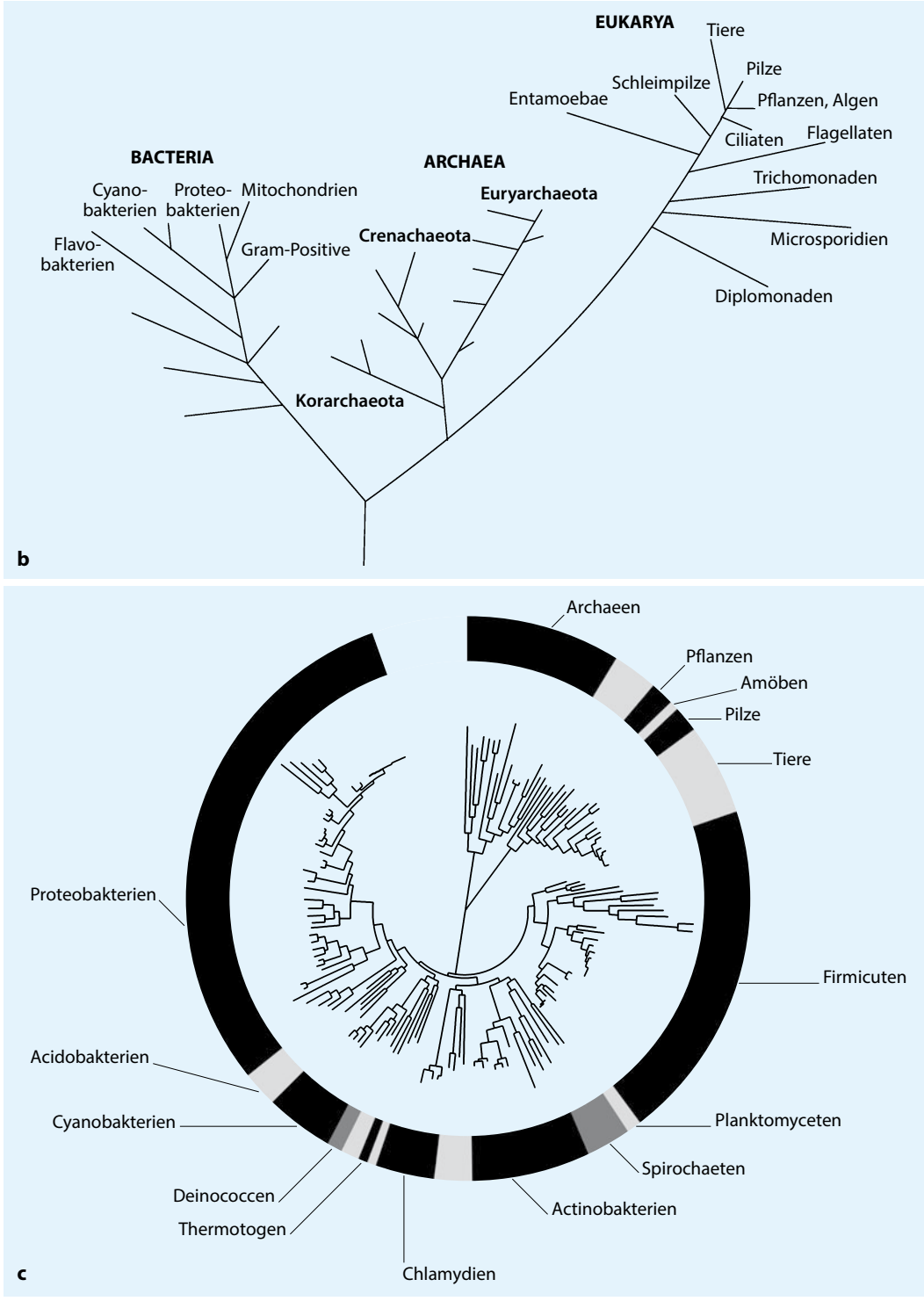


Abb. 4.1a–c (*Fortsetzung*)

Box 4.1 Wie viele Arten gibt es?

Wie viele Arten es auf der Welt gibt (May 1988; Govaerts 2001), weiß niemand genau. Die in den vergangenen zwei Jahrzehnten erfolgten Schätzungen variieren von 3,6 Mio. bis zu 112 Mio. Alle Schätzungen legen die von der UNEP (1995) auf der Basis der Kenntnis der 1990er-Jahre veröffentlichte Zahl von 1,75 Mio. beschriebenen Arten zugrunde und extrapolieren diesen Wert anhand von eigenen Untersuchungen oder Annahmen. Beispiele:

Hawksworth (1991) rechnete die Zahl der auf den (sehr gut erforschten) Britischen Inseln bekannten Pilzarten auf die restliche Welt (in der insbesondere die tropischen Regionen nur sehr mangelhaft bearbeitet sind) hoch und kam so auf ca. 1,5 Mio. Pilzarten. Verglichen mit den bisher beschriebenen ca. 70.000 Pilzarten würde dies eine über 200 fache Steigerung der Artenzahl bedeuten.

Rechnet man beispielsweise für die gut bekannte Insektenfauna Englands das Verhältnis der dort lebenden 67 Tagfalterarten zur Gesamtzahl der dortigen anderen 22.000 Insektenarten aus und setzt dann voraus, dass dieses Verhältnis weltweit in etwa gleich ist, so ergibt sich aus den weltweit 15.000 bis 20.000 Tagfaltern (da es früher viele Schmetterlingssammler gab, ist diese Insektengruppe deutlich besser bekannt als die übrigen Insekten) eine Zahl von 4,9–6,6 Mio. Insektenarten (Stork 1993).

Mora et al. (2011) gehen davon aus, dass zwischen der Zahl der höheren Taxa eines Stammes und der Zahl seiner Arten ein allgemein konstantes Verhältnis besteht. Dieses Verhältnis wurde für einige gut untersuchte Gruppen ermittelt und auf die übrigen Taxa hochgerechnet. Auf diese Weise wurden 8,7 Mio. Arten eukaryotischer Organismen auf der Erde errechnet, von denen 6,5 Mio. an Land und 2,2 Mio. in den Ozeanen leben.

In den von Mora et al. (2011) genannten 8,7 Mio. Arten sind die Prokaryoten nicht enthalten, da die Autoren der Ansicht sind, dass hiervon nicht einmal alle höheren Taxa beschrieben sind, sodass die von ihnen benutzte Methode auf jeden Fall viel zu niedrige Zahlen liefert. Wie unzureichend die Kenntnis bei den Prokaryoten ist, zeigt eine Untersuchung von Dykhuizen (2005): Er analysierte aus Bodenproben erhaltene Bakterien bezüglich ihrer genetischen Ähnlichkeit und definierte alle Gruppen, deren Ähnlichkeit geringer als 70 % war, als eigene Arten. Eine Hochrechnung seiner Ergebnisse auf die gesamte Welt ergab eine Milliarde Bakterienarten. Da Bakterien wohl niemals als Schutzgrund für ein Gebiet oder als Ziel von Schutzgebietsmanagement zur Diskussion stehen werden, ist die Frage ihrer Artenzahl allerdings sicher rein akademischer Natur.

Nach Streit (2006) lag die Zahl der in den letzten Jahrzehnten neu beschriebenen Arten jährlich konstant bei 12.000–13.000. Seit der o. g. Veröffentlichung der UNEP (1995) müssten also zu den damaligen 1,75 Mio. beschriebenen Arten ungefähr 300.000 hinzugekommen sein, sodass heute (d. h. im Jahre 2014) allein für die bekannten Arten die Grenze von 2 Mio. weit überschritten sein dürfte.

Aber nicht nur die Zahl der noch nicht bekannten Arten ist kaum gesichert einzuschätzen, sondern auch die der bekannten. Hierfür sind drei Gründe zu nennen:

- Bekanntermaßen werden Arten nicht selten mehrfach beschrieben und es ist damit zu rechnen, dass bei Weitem nicht alle Mehrfachbeschreibungen als solche erkannt wurden.
- Da das wichtigste Kriterium für eine Biospezies, die potenzielle Fortpflanzungsgemeinschaft, meist nicht überprüft, sondern nur vermutet wird, hängt bereits diese grundlegende Artabgrenzung von der Einschätzung des Bearbeiters ab.
- Molekulargenetische Untersuchungen morphologisch gut definierter „Arten" haben in einigen Fällen gezeigt, dass innerhalb vieler „Arten" Gruppen existieren, die genetisch so stark verschieden sind, dass es sich wohl um Arten handelt (z. B. Pfenninger et al. 2003; Bickford et al. 2006; Dépraza et al. 2010). Derartige nur molekulargenetisch unterscheidbare Spezies bezeichnet man als **kryptische Arten**. Pfenninger und Schwenk (2007) kommen im Rahmen einer Metaanalyse zu dem Schluss, dass kryptische Tierarten innerhalb der höheren Taxa und der größeren geografischen Regionen homogen verteilt sind.

Ohne Apomikten sind in Deutschland, je nach Artkonzept und Einschätzung des Einbürgerungsgrades, rund 3000 (Wisskirchen und Haeupler 1998) bis 4000 (Ludwig et al. 2007) Arten von Gefäßpflanzen (Farn- und Blütenpflanzen) einheimisch, wobei sich nur die erstgenannte Zahl für den nachfolgenden Vergleich eignet. In der viel kleineren Schweiz (ein Neuntel der Fläche von Deutschland) sind es immerhin ca. 2600 Arten und in Österreich (knapp ein Viertel der Fläche von Deutschland) sogar mehr als in Deutschland (Tab. 4.1). Für die (in Tab. 4.1 nicht aufgeführten) Niederlande (gleiche Fläche wie Österreich) werden dagegen nur rund 1600 Arten angegeben. Die Vergleiche Deutschland/Österreich und Österreich/Niederlande verdeutlichen die Bedeutung der Hochgebirge sowie insgesamt des Reliefs für die Artenvielfalt. Erheblich größer als in Mittel- und West-Europa ist die Artenzahl in den Mittelmeerländern, so sind z. B. aus Kroatien (ein Sechstel der Fläche von Deutschland) ca. 4500 Gefäßpflanzenarten bekannt, zur Flora Italiens (ca. 15 % weniger

Box 4.1 *(Fortsetzung)* **Wie viele Arten gibt es?**

Fläche als Deutschland) zählen etwa 6000 Gefäßpflanzenarten. Bezüglich der terrestrischen Wirbeltierfauna bestehen ähnliche Relationen, was sicherlich ebenfalls auf die Unterschiede in Klima und Reliefvielfalt zurückzuführen ist.

Nach Völkl und Blick (2004) sind in Deutschland rund 45.000 Tierarten bekannt, die Zahl der Pilze beträgt ca. 14.400 (BfN 2012), sodass man mit den Gefäßpflanzen (s. o.), Moosen und Algen momentan (Stand 2014) auf gut 70.000 mehrzellige Arten kommt. In Österreich beträgt die Gesamtzahl ca. 67.000 (Sauberer et al. 2008), in der Schweiz sind bisher ca. 50.000 Arten bekannt (Baur et al. 2004), aber Duelli (2004) schätzt, dass es wohl etwa 70.000 sein dürften.

4

Tab. 4.1 Artenzahlen und Fläche einiger europäischer Länder (Quellen: Fläche aller Länder: European Environment Agency (1995); Italien Fauna: Italian Ministry of the Environment (2003); Kroatien Flora: Rauš und Dundovic (1992); Deutschland Fauna: BfN (2013); Deutschland Flora: NetPhytoD und BfN (2013); Liechtenstein Flora: Broggi und Waldbrugger (1984); Österreich Flora: Fischer et al. (2005); Schweiz Flora: Lauber und Wagner (2012); alle anderen Angaben: Froment (1998)

		Artenzahl				
Staat	Fläche (km^2)	Säuger	Vögel	Reptilien	Amphibien	Flora[1)]
Deutschland	357.030	93	314	13	21	ca. 3000
Italien	301.340	118	473	58	38	ca. 9000
Kroatien	56.540	102	245	41	23	ca. 4500
Liechtenstein	160	64	134	7	10	ca. 1600
Österreich	83.860	88	239	16	21	2763
Schweiz	41.290	75	201	14	18	2572
Tschechien	78.870	81	227	12	19	ca. 1800

[1)] Farn- und Blütenpflanzen, ohne Kleinarten (meist Apomikten)

in Form eines Baumes dargestellt, wobei die Lage der Verzweigungen und die Position der jeweiligen Gruppe die zeitliche Entwicklung und die „Entwicklungshöhe" symbolisierten. Heute verwendet man in der Regel abstraktere „Bäume" (Abb. 4.1b) oder kreisförmige Darstellungen (*collapsed trees*), die mithilfe von Computerprogrammen auf Basis der genetischen Unterschiede konstruiert werden (Abb. 4.1c).

Was man unter einer Art versteht, wurde bereits erläutert (▶ Box 1.2). Für die Bedeutung des Artbegriffes ist wichtig, dass von allen systematischen Kategorien nur die Arten real existieren. Arten ähneln in vieler Hinsicht Individuen: Sie entstehen („werden geboren"), haben eine individuelle „Lebenszeit" und erlöschen („sterben"). Alle anderen Kategorien sind Abstrakta, deren Existenz und Inhalt von der Auffassung und Kenntnislage der Systematiker abhängt.

Für das Ziel „Erhaltung der weltweiten Biodiversität" ist es daher weniger wichtig (allerdings nicht unwichtig: s. u.), welcher Gattung, Familie, Ordnung etc. eine Art angehört, denn die Zugehörigkeit zu diesen systematischen Einheiten (Taxa, Einzahl: Taxon) kann bei Änderung des Kenntnisstandes wechseln. Vor die Tatsache gestellt, nur drei der vier Arten *Vincetoxicum hirundinaria*, *Vinca minor*, *Menyanthes trifoliata* und *Gentiana lutea* erhalten zu können, hätte man sich bei hoher Gewichtung der Familienzugehörigkeit noch vor wenigen Jahr-

Tab. 4.2 Hauptrangstufen[1] der Taxonomie mit Beispielen[2]

Reich	Plantae	Animalia
Stamm	Tracheo**phyta**	Chordata
Klasse[3]	Magnoli**opsidae**	Mammalia
Ordnung	Fab**ales**	Primates
Familie	Fab**aceae**	Homini**dae**
Gattung [4]	*Trifolium*	*Pan*
Art [4]	*Trifolium pratense*	*Pan troglodytes*

[1] Zu allen Stufen gibt es Zwischenstufen, die durch Zusammenfassung einiger Taxa dieser Stufe (z.B. Familen zu Überfamilien, Ordnungen zu Überordnungen etc.) oder Unterteilung (z. B. Arten in Unterarten, Klassen in Unterklassen etc.) gebildet werden.

[2] Einige Stufen sind stets an ihren Endungen zu erkennen, die hier halbfett gedruckt sind.

[3] In der Botanik oft Abteilung genannt

[4] Der Gattungs-und Artname wird in der wissenschaftl. Literatur kursiv geschrieben.

zehnten für die beiden Erstgenannten und lediglich eine der Letztgenannten entscheiden müssen, denn Erstere wurden verschiedenen Familien (Asclepiadaceae und Apocynaceae) zugeordnet, während die beiden Letzteren zur Familie der Gentianaceae zählten, man also bereits mit einer dieser Arten wenigstens die Familie erhalten hätte. Neuerdings aber werden alle ehemaligen Asclepiadaceae bei den Apocynaceae eingeordnet, während *Menyanthes* nicht mehr zu den Gentianaceae gehört, sondern eine eigene Familie (Menyanthaceae) repräsentiert. Die Entscheidung müsste nun also anders ausfallen.

Unwichtig ist die Zugehörigkeit zu den höheren Taxa auch deshalb nicht, weil sie ein Maß für die genetischen Unterschiede zu anderen Arten darstellt: Arten der gleichen Gattung sind genetisch relativ ähnlich, Arten verschiedener Stämme dagegen sehr unterschiedlich.

4.2 Biogeografische Ordnung

Als Mittel zur weltweiten geografischen Gliederung von Flora und Fauna dient der **Floren-** bzw. **Faunenkontrast**. Hierunter versteht man die Summe derjenigen Taxa zweier benachbarter Gebiete, die ausschließlich oder zumindest schwerpunktmäßig in einem dieser beiden Gebiete vorkommen. Die Berechnung des Kontrasts auf je hundert Kilometer Entfernung zwischen den zu vergleichenden Gebieten ergibt das **Floren-** bzw. **Faunengefälle.** Die Grenzen zwischen zwei biogeografischen Einheiten werden dort gezogen, wo das stärkste Gefälle besteht.

Die höchste Rangstufe der Gliederung bilden die **Faunen**- und **Florenreiche** bzw. als Synthese die **Bioreiche.** Ihre Abgrenzung beruht überwiegend auf der Lage der Schwerpunktvorkommen ganzer Familien sowie seltener auch Gattungen, nicht dagegen von Arten. Seit Rikli (1913) werden meist sechs Florenreiche unterschieden: Holarktis, Paläotropis, Neotropis, Capensis, Australis und Antarktis, wobei logischerweise entweder Letzteres Holantarktis oder Ersteres Arktis heißen müsste. Manche Autoren, z. B. Pott (2005), werten die pazifischen Inseln als eigenes Florenreich (Ozeanien). Zoologen differenzieren oft stärker, wobei sieben bis acht Faunenreiche gebildet werden. Aber auch da, wo gleiche Namen benutzt werden, ist die Abgrenzung oft nicht identisch, wie Abb. 4.2 zeigt. Die gemeinsame Berücksichtigung von Tieren und Pflanzen führt zu Bioreichen. Bemerkenswert ist, dass die Reiche von Nord nach Süd zunehmen, wobei ihre Größe abnimmt. Dies ist auf erdgeschichtliche Ursachen zurückzuführen (▶ Abschn. 2.2.1). Alle Reiche lassen sich nach den gleichen Prinzipien in kleinere Einheiten untergliedern (Regionen, Provinzen, Bezirke). Nachfolgend werden die oben genannten sechs Florenreiche kurz charakterisiert. Das Prinzip der Untergliederung in Regionen wird in ▶ Box 4.2 am Beispiel Europas dargestellt.

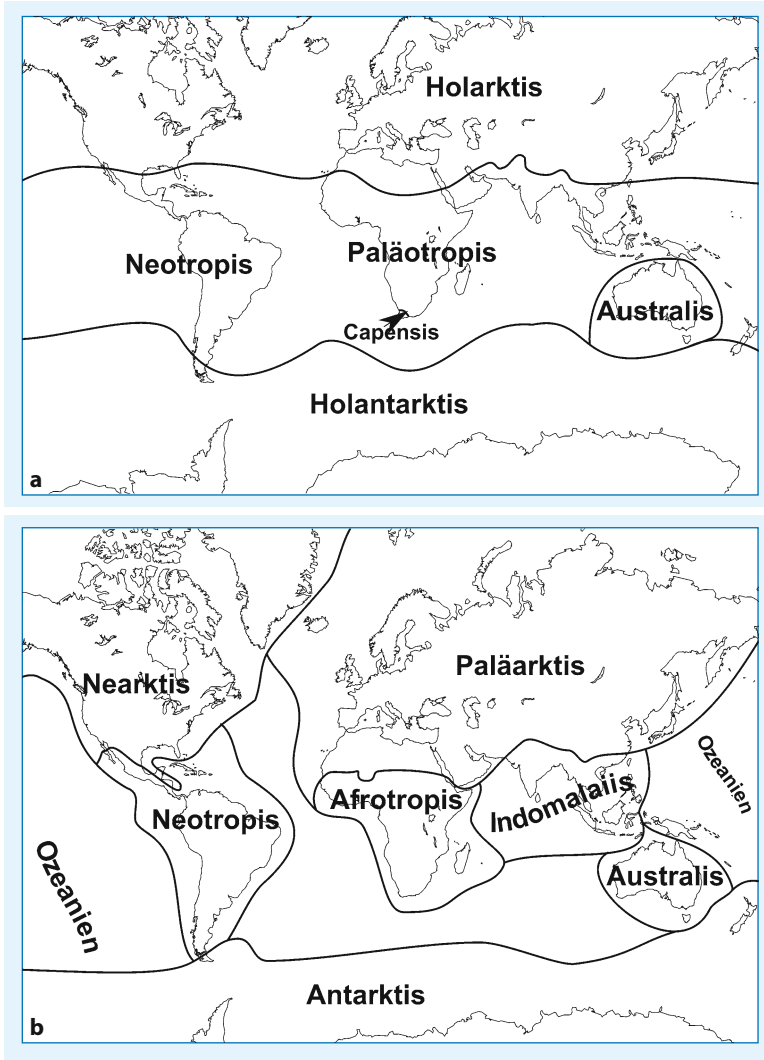


Abb. 4.2a,b Florenreiche (**a**) und Faunenreiche (**b**); a kombiniert nach Takhjatan (1969) und Walter und Straka (1970); b nach Olson et al. (2001)

4.2.1 Holarktis

Die Holarktis ist das flächenmäßig größte Bioreich. Sie umfasst die gesamte nördliche Hemisphäre mit Ausnahme eines kleinen tropisch-subtropischen Anteils. In der Holarktis haben die Familien Apiaceae, Betulaceae, Brassicaceae, Caryophyllaceae, Fagaceae, Rosaceae und Salicaceae ihren Schwerpunkt, allerdings ohne auf dieses Florenreich beschränkt zu sein. Schwerpunktmäßig oder sogar ausschließlich holarktisch verbreitete Tierarten oder -gattungen sind z. B. Braunbären (*Ursus*), Wisent/Bison (*Bison bison* und *B. bonasus*), Wolf (*Canis lupus*), Echte Marder (*Martes*), Elch (*Alces alces*), Rentier (*Rangifer tarandus*), Murmeltiere (*Marmota*) und Steinadler (*Aquila chrysaetos*). Zwischen amerikanischem, europäisch-westsibirischem und ostasiatischem Teil der Holarktis bestehen aufgrund der relativ schwer überwindbaren geografischen Barrieren (Ozeane bzw. Wüsten) vergleichsweise große Unterschiede. Da diese Bereiche erdgeschichtlich und evolutionsbiologisch gesehen erst seit Kurzem getrennt sind, reicht den meisten Biogeografen das Florengefälle aber nicht aus, um sie als eigene Reiche zu werten. Einige Autoren, insbesondere solche mit zoologischem Schwerpunkt, nehmen jedoch eine Trennung in **Paläarktis** (Eurasien) und **Nearktis** (Nordame-

Tab. 4.3 Artenzahlen[1)] einiger Baumgattungen in Deutschland (D), Japan (J), N-Amerika (A) (aus Wittig 2012; Quellen: Floren der Länder bzw. Bundesstaaten)

Gebiet	D	A[2)]	J
Fläche (km²)	357	377	378
Ahorn (*Acer*)	4	6	22
Erle (*Alnus*)	3	3	8
Birke (*Betula*)	2	5	11
Hainbuche (*Carpinus*)	1	1	5
Buche (*Fagus*)	1	1	2
Esche (*Fraxinus*)	1	4	7
Eiche (*Quercus*)	3	19	6

[1)] inklusive eventueller strauchförmiger Arten
[2)] NewYork, Ohio, Pensylvania

rika) vor. Die beiden nördlichsten Florenregionen der Holarktis, die als arktische und boreale Region bezeichnet werden, erstrecken sich polumfassend (zirkumpolar) über alle drei Nordkontinente. Zirkumpolar in der Arktis verbreitete Tierarten sind u. a. der Eisbär (*Ursus maritimus*), die Schneeeule (*Bubo scandiacus*) und die Lemminge (*Lemmus*). Das Rentier (*Rangifer tarandus*) lebt im Sommer in der Arktis, im Winter im borealen Bereich. Eine umfassende Dokumentation und Bewertung des Zustandes der Biodiversität der arktischen Region, an der 34 Wissenschaftler beteiligt waren, wurde von Meltofte (2013) herausgegeben.

Bezüglich der α-Diversität des holarktischen Bereichs erweist sich Ostasien als das reichste Gebiet, Euro-Westsibirien als das ärmste. Mehrere in Asien und/oder Nordamerika beheimatete Gattungen fehlen in Europa und viele in Europa vorkommende Gattungen sind in Nordamerika und/oder Ostasien mit weit mehr Arten vertreten als in Euro-Westsibirien, wie ein Vergleich der Artenzahl der waldbildenden Laubbaumgattungen Deutschlands mit den Zahlen für klimatisch ähnliche Bereiche Japans und Nordamerikas eindrucksvoll zeigt (Tab. 4.3). Beispiele für in Europa (heute) fehlende, aber in Asien und Nordamerika vorkommende und fossil auch in Europa nachgewiesene Gattungen des Pflanzenreiches sind *Catalpa, Chamaecyparis, Gleditschia, Kerria, Liriodendron, Lithocarpus*, *Magnolia*, *Pseudotsuga, Thuja* und *Weigelia*. Beispiele für (heute) natürlicherweise nur in Ostasien, nicht aber in Europa und Amerika wachsende Gattungen sind *Ginkgo* (Abb. 4.3) und *Metasequoia*; nur noch in Amerika ist *Sequoiadendron* heimisch. Alle diese Gattungen findet man aber angepflanzt in den Parkanlagen und Gärten Europas, wo sie in der Regel problemlos wachsen, blühen und fruchten. Bei Tieren ist eine eiszeitliche Verarmung des europäischen Gattungsspektrums weniger ausgeprägt, was sicher auf deren größere Mobilität zurückzuführen ist. Beispiele für rein ostasiatisch-montan (v. a. in China) verbreitete Tiergattungen sind Großer und Kleiner Panda (*Ailuropoda melanoleuca* und *Ailurus fulgens*; Abb. 14.4c,d), von denen allerdings nur der Große im holarktischen Bereich, der Kleine im paläotropischen Bereich Ostasiens vorkommt. Übrigens sind die beiden Pandas nicht näher verwandt: Ersterer gehört zu den Bären, Letzterer dagegen zu den Hundeartigen.

Auf die Untergliederung des europäischen Bereichs der Holarktis wird in ▶ Box 4.2 sowie ▶ Kap. 7 eingegangen, wobei in Letzterem allerdings nicht die Gliederung, sondern die Ökosysteme im Vordergrund stehen.

4.2.2 Paläotropis

Das paläotropische Florenreich umfasst den größten Teil Afrikas (Nordafrika gehört zur Holarktis und das Kapland bildet ein eigenes Florenreich), die südlich des Wendekreises des Krebses gelegenen Teile Asiens (inklusive zugehöriger Inselgruppen) und die Südseeinseln. Typisch für die Paläotropis sind z. B. die stammsukkulenten Vertreter der Gattung *Euphorbia* (Abb. 2.17b) und die Drachenbäume, die allerdings beide mit wenigen Arten auch in anderen Reichen präsent sind. Weiterhin liegt der Schwerpunkt u. a. folgender Familien in der Paläotropis: Nepenthaceae, Moraceae (hier vor allem die Gattung *Ficus*, die mit über tausend Arten vertreten ist) und Pandanaceae.

Insbesondere afrikanisch verbreitete Pflanzen sind die Combretaceae, während die Zingiberaceae schwerpunktmäßig im malaiischen Raum behei-



Abb. 4.3 Die heute wild wachsend – nur in der Provinz Szechuan (China) vorkommende Gattung *Ginkgo* war früher auf der gesamten Nordhemisphäre verbreitet. (nach Tralau 1967; aus Wittig 2012)

Box 4.2 Florenregionen in Europa

Im europäisch-westsibirischen Raum werden meist sechs bis sieben Florenregionen unterschieden, die teils auf Europa beschränkt sind, teils darüber hinausgehen: Die arktische, boreale, atlantische, mitteleuropäische, submediterrane/mediterrane, pontische, turanische und makaronesische Region (Abb. 4.4).
Zur Charakterisierung und Differenzierung der Florenregionen wird neben floristischen und klimatischen Eigenschaften auch die Vegetation benutzt. Beispielsweise wird die arktische Florenregion gemäß ihrer Vegetation als Tundrenregion, die boreale als Taigaregion bezeichnet. Udvardy (1975) charakterisiert die biogeografischen Provinzen in seiner weltweiten Aufstellung sogar ausschließlich anhand der Vegetation. Weil den diversen Gliederungen drei so unterschiedliche Merkmalskategorien zugrunde liegen, werden manche Gebiete von einigen Autoren als Florenregion, von anderen dagegen nur als Unterregion eingestuft und von wieder anderen gar nicht genannt (z. B. Makaronesien; s. u.). Allgemein lässt sich sagen, dass die meisten Autoren dazu neigen, ihren Heimatbereich oder ihr Hauptarbeitsgebiet, also den ihnen bestbekannten Bereich, feiner zu untergliedern bzw. hochrangiger einzustufen als weniger gut bekannte Gebiete. Dementsprechend fassen die meisten nicht aus Mitteleuropa stammenden Autoren die atlantische, mitteleuropäische und pontische Region nur als Untereinheiten einer gemeinsamen Region auf. Als Konsequenz einer diesbezüglichen Übersicht listet Schroeder (1998) für Europa fünf Regionen auf: arktisch, boreal (beide zirkumpolar), südeurosibirisch, mediterran und makaronesisch.
Als **Makaronesien** (Inseln der Glücklichen; griech. *makar* = glücklich, *nesia* = Inseln) werden die Azoren, Madeira, Kanaren und Kapverden bezeichnet. Auf den drei erstgenannten Inselgruppen kommen Lorbeerwälder vor, weshalb sie als **Lauri-Makaronesien** zusammengefasst werden. Wegen ihrer weit in den Atlantik vorgeschobenen Position sind die Azoren floristisch gut von **Zentral-Makaronesien** unterscheidbar, das aus den Kanaren und Madeira besteht. Bereits Meusel et al. (1965) zählen die Kapverden zum afrikanischen Unterreich der Paläotropis, also nicht mehr zum holarktischen Makaronesien. Pott et al. (2003) plädieren sogar für eine völlige Auflösung der makaronesischen Florenregion und stellen die Azoren zur atlantischen, Madeira zur mediterranen und die Kanaren gemeinsam mit den Kapverden zur saharo-arabischen Florenregion (s. a. Lobin 1982; Lüpnitz 1995).
Anders als bei den in der Regel klar durch geografische Grenzen getrennten Reichen bestehen zwischen den Regionen meist keine

Box 4.2 (*Fortsetzung*) Florenregionen in Europa

schwer überwindbaren Grenzen, sodass Übergangsbereiche bestehen. Diese werden terminologisch durch die Vorsilbe „sub-" gekennzeichnet, z. B. subarktisch, subatlantisch.
Da die Artenzusammensetzung der Bioregionen überwiegend durch das Klima bestimmt wird, dieses aber lokal vom Durchschnittsklima der Region abweichen kann, kommen in einer Bioregion an klimatischen Sonderstandorten stets auch Arten der benachbarten, manchmal sogar entfernterer Regionen vor. So findet man in Mitteleuropa in kühlen Schluchten und an kalten Quellen Arten, die schwerpunktmäßig boreal verbreitet sind. Atlantische Arten kommen am regenreichen Fuß von Mittelgebirgen, pontische im Regenschatten der Mittelgebirge vor und an südexponierten Hängen treten submediterrane Arten auf.
In höheren Lagen können Arten, die im Tiefland ausschließlich in kühlen Gebieten anzutreffen sind (in Europa also nur in Skandinavien, Schottland und der zugehörigen Inselwelt) noch weit im Süden existieren. Beispielsweise kommen *Bistorta vivipara* und *Ranunculus glacialis* (Abb. 2.12b) in der arktischen Tundra, aber auch in oberhalb der Waldgrenze gelegenen Naturrasen der Alpen und sogar in alpinen Regionen Südeuropas vor (Abruzzen, Pyrenäen).

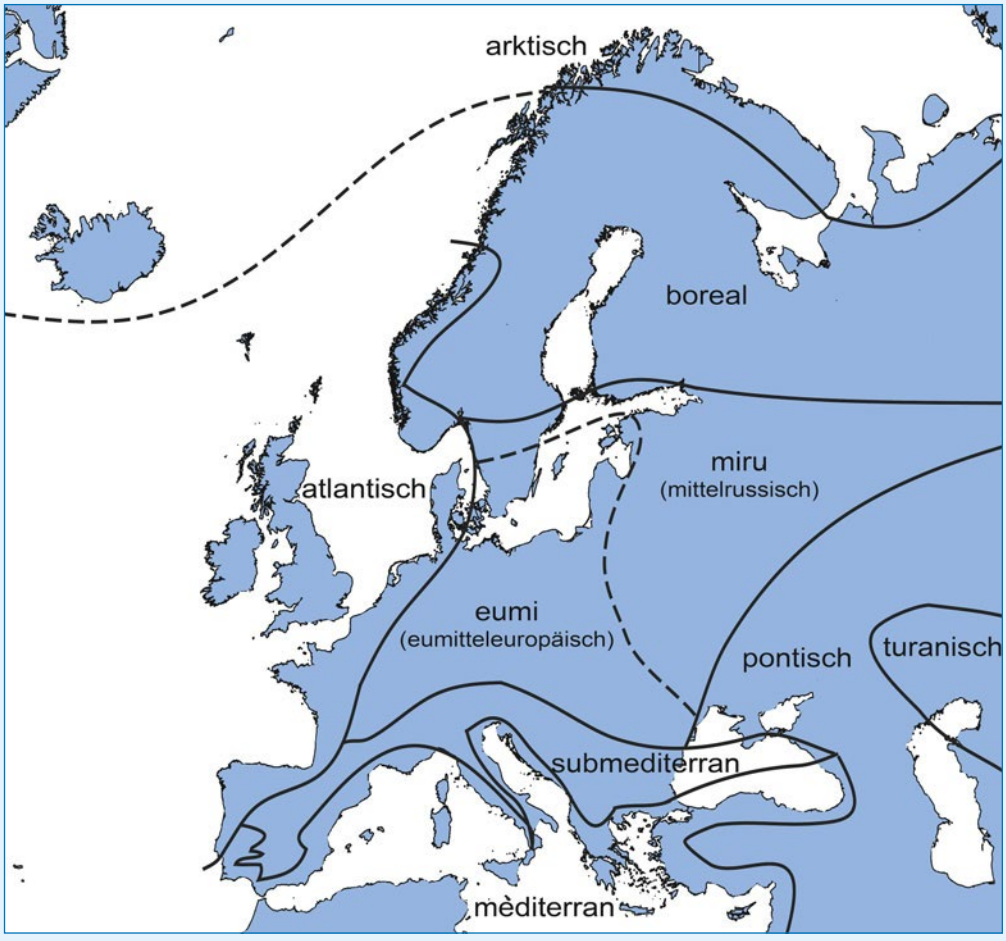


Abb. 4.4 Florenregionen in Europa. (nach Walter und Straka 1970)



Abb. 4.5a–c Beispiele für paläotropische Tierfamilien, die in den Unterreichen durch unterschiedliche Arten vertreten sind; **a** Elefanten; **a1**: Afrikanischer Steppenelefant (*Loxodonta africana*), Tanzania 1976; **a2**: Indischer Elefant (*Elephas maximus*), Sri Lanka 1971; **b** Nashörner; **b1**: Breitmaulnashorn (*Ceratotherium simum*), Reservat Mkhaya, Swasiland; **b2**: Indisches Panzernashorn (*Rhinoceros unicornis*), Chitwan-Nationalpark, Nepal 2002; **c** Menschenaffen; **c1**: Schimpansen (*Pan troglodytes*), Uganda 2013; **c2**: Orang-Utan (*Pongo abelii*) – Auswilderungsprojekt der ZGF im Bukit-Tigapuluh-Nationalpark, Sumatra/Indonesien 2011. Fotos: R. Wittig (a, c1); M. Niekisch (b1); Udo Schickhoff (b2); Norbert Guthier (c2)

matet sind. Groß ist die Zahl derjenigen Taxa, die ausschließlich oder schwerpunktmäßig auf den Südseeinseln (Polynesien) anzutreffen sind. Daher wird der polynesische Bereich von einigen Geobotanikern als eigenes Reich eingestuft. Manche Zoologen (z. B. Udvardy 1975) unterscheiden sogar drei paläotropische Faunenreiche, das afrikanische (Aethiopis), indo-malaiische (Orientalis) und polynesische (Ozeanien), einige rechnen den südöstlichsten Teil der asiatischen Tropen zur Australis. Andere Zoologen wiederum bleiben bei Paläotropis, schließen aber die Capensis ein, dagegen nicht die Sahara und die Arabische Halbinsel.

Für die Paläotropis bezeichnende Großsäuger (Abb. 4.5a) sind u. a. die Elefanten, Löwen, Leoparden, Geparden, Nashörner und Menschenaffen,



Abb. 4.6a–d Die Lemuren sind bezeichnende Faunenelemente des Madagassis; **a** Rotstirnlemur (*Eulemur rufifrons*); **b** Katta (*Lemur catta*); **c** Diademsifaka (*Propithecus diadema*); **d** Maki (*Lepilemur leucopus*); alle Madagaskar. Fotos R. Wittig 2003 (a, b); C. Michael Hogan 2006 (c); Udo Schickhoff 2012 (d)

die (mit Ausnahme der zwei Großkatzen) allerdings in Afrika (Aethiopis) und Asien (Orientalis) jeweils durch unterschiedliche Arten oder Gattungen vertreten sind. Nur in Afrika findet man Flusspferde, Giraffen und Zebras, nur in Asien den Tiger. Da Letzterer auch in der asiatischen Holarktis vorkommt, ist er aber keine Charakterart der asiatischen Tropen. Typisch für die Aethiopis sind außerdem u. a. Flösselhechte (*Polypteridae*), Lungenfische (*Protopterus*), Krallenfrösche (*Xenopus*), Strauß (*Struthio camelus*), Perlhühner (*Numididae*), Sekretär *(Sagittarius serpentarius)* und Klippschliefer (*Procavia capensis)*. Innerhalb der Aethiopis weist die Madagassis (Madagaskar, Komoren, Seychellen und Maskarenen) zahlreiche zoologische Besonderheiten auf, von denen die Lemuren (*Lemuriformes*) wohl die bekannteste ist (Abb. 4.6). Mit der Familie der Didieraceae in ihrer alten Fassung, der heutigen Unterfamilie Didieroideae, ist auch eine sehr eigentümliche Pflanzengruppe auf Madagaskar endemisch (Abb. 4.7). Für das faunistische Unterreich der Orientalis sind u. a. Schleichkatzen (*Viverridae*), Tupaias i. w. S. (*Scandentia*), Koboldmakis (*Tarsiidae*), Malaienbär (*Helarctos malayanus*) und Gibbons (*Hylobatidae*) charakteristisch.

4.2.3 Neotropis

Die Neotropis beginnt im Süden Mexikos und umfasst das gesamte Mittelamerika sowie Südamerika (außer dem Süden Chiles und Argentiniens). Obwohl sie deutlich kleiner als die Paläotropis ist, unterscheiden sich die Anteile, die diese beiden Florenreiche an der Gesamtzahl aller tropisch verbreiteten Pflanzengattungen haben, nicht wesentlich: 40 % der tropischen Gattungen kommen nur in der Neotropis und 47 % in der Paläotropis vor. Schwerpunkt-



Abb. 4.7a,b Didieraceen-„Wald" im Süden Madagaskars (**a**) mit dominierender *Allaudia procera* (**b**). Fotos R. Wittig 2003

mäßig in Südamerika (und damit in der Neotropis) verbreitet sind die Bromeliaceae (Abb. 4.8a). Eine Gattung mit Schwerpunkt in der Neotropis ist *Solanum*, zu der die beiden inzwischen weitverbreiteten, aus Mittelamerika stammenden Kulturpflanzen Tomate (*Solanum lycopersicon* = *Lycopersicon esculentum*) und Kartoffel (*S. tuberosum*) gehören. Nach Good (1974) gibt es 45 rein neotropische Pflanzenfamilien. Charakteristische Faunenbestandteile der Neotropis sind u. a. die gesamte Überordnung der Nebengelenktiere (Xenarthra; Abb. 4.8b), zu denen die Ameisenbären, Faultiere und Gürteltiere (auch im südöstlichen N-Amerika vorkommend) gehören, sowie die **Neuwelt-** oder **Breitnasenaffen** (Platyrrhini), zu denen die Brüllaffen (Abb. 4.8c) zählen. Die Kamele der Gattungen *Lama* und *Vicugna* (Abb. 4.8d) sind ebenfalls typisch für die Neotropis, wobei das Vikunja (*Vicugna vicugna*) nur die höheren Regionen der Anden bewohnt, während das Guanako (*Lama guanicoe*), die Stammform des domestizierten Lamas, auch in den patagonischen Ebenen im Süden Südamerikas vorkommt.

4.2.4 Capensis

Die im Kern das Kapland (Südspitze Südafrikas) umfassende Capensis kann sich flächenmäßig nicht einmal mit den meisten Florenregionen der anderen Reiche messen, ist aber floristisch sehr gut charakterisiert (Linder 2005). Beispielsweise liegt im Kapland der Schwerpunkt der Gattungen *Mesembryanthemum*, *Pelargonium* (> 200 Arten) und bemerkenswerter Weise auch der Gattung *Erica* (> 600 Arten). Darüber hinaus beherbergt die Capensis mehrere Gruppen, die im übrigen Afrika nicht vorkommen, wohl aber in der Australis oder, seltener, in der Holantarktis. Beispiele sind die Proteaceen-Gattungen *Protea* und *Leucadendron* und die Restionaceae, von denen etwa 75 % nur in Südafrika vorkommen (Abb. 4.9). Von den rund 8900 Blütenpflanzen des Gebietes sind 70 % endemisch (Goldblatt und Manning 2000, 2002). Die typische naturnahe Vegetation ist der Fynbos, der etwa 7000 Gefäßpflanzenarten (ca. 8 % der Capensis-Flora) beherbergt, von denen etwa die Hälfte endemisch ist (Cowling und

Abb. 4.8a–d Typische Elemente der Neotropis sind u. a. die Pflanzenfamilie der Bromeliaceae (**a1** *Vriesea cacuminis*, Panama; **a2** *Tillandsia magnusiana,* Mexiko); die Überordnung der Nebengelenktiere (Ameisenbären, Gürteltiere, Faultiere), **b1** Südlicher Tamandua (Kleiner Ameisenbär; *Tamandua tetradactyla*), Zoo Frankfurt; **b2** Gürteltier (*Dasypus novemcinctis*), Venezuela; **b3** Dreifingerfaultier Faultier (*Bradypus variegatus*), Panama; die Brüllaffen (**c** Brüllaffe (*Aluatta caraya*), Rio Usimancita) und die Gruppe der Lamas (**d** Guanacos (*Lama guanicoe*), Chile). Fotos: Ralph Daniel Mangelsdorff (a); Michael Leibfritz (b1); R. Wittig (b2); Stefan Laube „Tauchgurke" (b3); Oro Verde (c); Renate Hirschfelder (d)


a1
a2
b1
b2
b3
c
d



Abb. 4.9a,b Proteaceae (**a** *Protea cynaroides*) und Restionaceae (**b** *Elegia persistens*) sind bezeichnende Pflanzenfamilien der Capensis, sind aber auch (mit anderen Gattungen) in der Australis vertreten; beide Südafrika 2009. Fotos R. Wittig (a), Stefan Dressler (b)

Richardson 1995; Cowling und McDonald 1997). Die Abgrenzung und Gliederung des Florenreiches wurde von Jürgens (1991, 1997) neu definiert und umfasst nun die *Greater Cape Region* als ein über die engere Kapregion hinausreichendes Winterregengebiet, innerhalb dessen die *Cape Floristic Region* mit der *Core Cape Flora* (Manning und Goldblatt 2013) und die *Succulent Karoo Region* mit der *Extra Cape Flora* (Snijman 2013) unterschieden werden.

Zoologisch ist der Unterschied zwischen dem Kapland und dem restlichen Afrika wohl weniger bedeutend, denn es gibt kein entsprechendes Faunenreich. Folglich findet man die Capensis auch in gesamt-biogeografischen Gliederungen (z. B. Müller 1981) nicht.

4.2.5 Australis

Wie wohl jedem zoologisch Interessierten bekannt ist, beherbergt Australien, zu dem biogeografisch gesehen auch Tasmanien gehört, eine sehr spezielle Fauna: Bis auf wenige Ausnahmen sind die **Beuteltiere** (Marsupialia; Abb. 2.18, Abb. 4.10b) auf die Australis beschränkt und die **Kloakentiere** (Monotremata) genannten, urtümlichen, eierlegenden Säugetiere (Ameisenigel und Schnabeltiere; Abb. 4.10a) kommen ausschließlich dort vor. Zudem gibt es zahlreiche bezeichnende Mitglieder der Avifauna, von denen u. a. der Helmkasuar, einige Sittiche sowie die Familie der Kakadus (Cacatuidae) in der Australis bzw. in Australasien endemisch sind (Abb. 4.10c), und charakteristische Reptilien wie den Dornteufel (*Moloch horridus*; Abb. 4.10d). Es ist also nicht verwunderlich, dass auch die Flora Australiens ebenfalls eine weltweite Sonderstellung einnimmt, die u. a. durch die Schwerpunktvorkommen der Gattung *Eucalyptus* (Abb. 4.11a) der Casuarinaceae (Gattung *Casuarina* und *Allocasuarina*; Abb. 4.11b, c) sowie die nur dort vorkommende Proteaceen-Gattung (*Banksia*; Abb. 4.11d) und die Familie der Grasbäume (Xanthorrhoeaceae) (Abb. 4.11e) begründet wird. Es ist daher unumstritten, dass es sich um ein eigenständiges Bioreich handelt.



Abb. 4.10a,b Tiere Australiens: **a** Eierlegende Säugetiere (Monotremata), **a1** Schnabeltier (*Ornithorhynchus anatinus*), **a2** Kurzschnabeligel (*Tachyglossus aculeatus*), Zoo Frankfurt; **b** Beuteltiere (Marsupialia), **b1** Riesenkänguru (*Macropus giganteus*), **b2** Koala (*Phascolarctus cinereus*), **b3** Tüpfelkuskus (*Dasyurus viverrinus*), **b4** Beutelteufel (*Sarcophilus harrisii*) Fotos: Holger Heinze (a1, b1, b3, b4, c2); Winfried Faust (a2); R. Wittig (b2)



Abb. 4.10c–d *(Fortsetzung)* Tiere Australiens: **c** bezeichnende und auffällige Vogelarten, **c1** Helmkasuar (*Casuarinus casuarinus*), Zoo Frankfurt, **c2** Pennantsittich (*Platycercus elegans*); **c3** Allfarbenlori (*Trichoglossus haematodus*); **c4** Rosakakadu (*Eolophus roseicapillae*); **c5** Gelbhaubenkakadu (*Cacatua galerita*); **d** endemische Reptilart, Wüstenteufel (*Moloch horridus*). Fotos: Michael Leibfritz (c1); Wittig (c3–c5); M. Niekisch (d)



Abb. 4.11a–e Die Gattung *Eucalyptus* aus der Familie Myrtaceae (**a**), die Gattungen *Allocasuarina* (**b**) und *Casuarina* (**c**) der Familie Casuarinaceae, die Proteaceen-Gattung *Banksia* (**d**) und die Familie der Grasbäume mit der Gattung *Xanthorrhoea* (**e**) sind bezeichnende Pflanzentaxa der Australis; **a** *Eucalyptus* spec.; **b1/b2** lockerer Gehölzbestand bzw. Zweige mit Früchten der Wüstenkasuarine (*Allocasuarina decaisneana*); **b3** fruchtende Zweige der Schachtelhalm-Kasuarine (*Casuarina equisetifolia*); **d** Blütenstand der Säge-Banksie (*Banksia serrata*); **e** Grasbäume (*Xanthorrhoea* spec.), im Hintergrund Eukalyptus-Bäume; alle Queensland, Australien 2014. Fotos: R. Wittig 2013; (e) aus Kerner von Marilaun (1890)

4.2.6 Holantarktis

Geografisch gesehen stellt die Holantarktis (oder Antarktis) das südhemisphärische Gegenstück zur Holarktis der Nordhalbkugel dar. Anders als auf der Nordhalbkugel wird der größte Teil dieses Bereichs von Meeren eingenommen oder ist ständig von Eis bedeckt und daher (fast) pflanzenfrei, während die zumindest zeitweise eisfreien Festlandsgebiete (Südspitze Südamerikas) und die subantarktischen Inseln nur vergleichsweise geringe Flächen aufweisen. Dementsprechend ist das antarktische Florenreich eher negativ differenziert. Zu den wenigen Charaktertaxa gehören die Gattung *Azorella* und der wegen seines Vitamin-C-Gehaltes früher von Seefahrern geschätzte Kerguelenkohl (*Pringlea antiscorbutica*). Auf dem antarktischen Kontinent, der (noch) zu 99 % eisbedeckt ist (Abb. 4.12a), waren ursprünglich nur zwei Blütenpflanzen beheimatet: das Gras *Deschampsia antarctica* und das Nelkengewächs *Colobanthus quitensis* (Abb. 4.12b). In der Umgebung einiger Forschungsstationen treten inzwischen *Poa annua*, *P. pratensis* und *Stellaria media* als eingeschleppte Neophyten auf. Die weit bedeutsamere Komponente der arktischen Vegetation aber sind die Flechten und Moose (Abb. 4.12c, d). Im nörd-



Abb. 4.12a–d Landschaft (**a**), die beiden einzigen einheimischen Blütenpflanzen (**b**) sowie einige Flechten (**c**) und Moose (**d**) des antarktischen Kontinents; **b1** *Colobanthus quitensis*; **b2** *Deschampsia antarctica;* **c1** *Caloplaca regalis;* **c2** *Placopsis contortuplicata*; **c3** *Xanthoria candelabria* und *Physcia dubia*; **d1** *Andrea regularis*; **d2** *Polytrichastrum alpinum*. Fotos: Christian Printzen 2006



Abb. 4.13 Subantarktische *Nothofagus*-Wälder und Tussock-Vegetation; Argentinien 2008; **a** *Nothofagus*-Wald in Tierra del Fuego; **b** *„wind waves"*, spanisch *„franjas de viento"* (► Box 4.3) mit *Nothofagus betuloides*, Puerto Cook, Isla de los Estados; **c** Felsenpinguine (*Eudyptes crestatus*) zwischen Tussock (*Poa flabellata*), Bahia Flinders, Isla de los Estados. Fotos: M. Niekisch 2008



Abb. 4.14 Bewohner der Antarktis; **a** See-Elefanten (*Mirounga leonina*) und Eselspinguine (*Pygoscelis papua*), King George Island, South Shetland Islands 2006; **b** Königspinguine (*Aptenodytes patagonicus*), Salisbury Plain, Südgeorgien. Fotos: Indra Ottich (a), Fritz Jantschke (b)

lichen subarktischen Bereich sind windgeschorene, kleinblättrige Gehölze, z. B. *Nothofagus betuloides* (► Box 4.3; Abb. 4.13a, b) und weiter südlich Tussock-Graslandschaften (Abb. 4.13c) bezeichnend.

Auch die Zahl der antarktischen Tierarten ist relativ gering (Odening 1984; Moss und de Leiris 1992; Roland 2009). Ständige Bewohner der schmalen, eisfreien Küstengebiete sind lediglich einige Bärtierchen (Tardigrada), Milben (Acaria) und Springschwänze (Collembola) sowie eine flügellose Mückenart (*Belgica antarctica*), die mit zwölf Millimeter Länge das größte permanent an Land lebende Tier darstellt. Alle höheren Tiere sind nur zeitweilig an Land anzutreffen, da sie darauf angewiesen sind, ihre Nahrung im Meer zu suchen. Im Nahrungsnetz der Antarktis spielt der Antarktische Krill (*Euphausia superba*) die wohl bedeutendste Rolle. Dieser sich v. a. von Plankton ernährende Krebs bildet die Nahrungsgrundlage für Tintenfische, Knochenfische, Pinguine, Seevögel, Robben und Wale.

Besonders an das Leben bei sehr niedrigen Temperaturen angepasst sind die barschartigen Antarktisfische (Notothenioidei), die mit 96 Arten im Küstenbereich und unter dem Schelfeis der Antarktis leben. Robben und Wale („Meeressäuger") sind die einzigen Säugetiere der Antarktis, wobei die Robben mit sechs Arten, darunter der Südliche See-Elefant (*Mirounga leonina*; Abb. 4.14a) und der Seeleopard (*Hydrurga leptonyx*), die Wale mit 14 Arten vertreten sind, unter ihnen die beiden größten rezenten Säugetiere: der Blauwal und der Finnwal, die sich beide von Krill ernähren.

Von den ausschließlich auf der Südhalbkugel zu findenden Pinguinen, sind folgende der insgesamt achtzehn bekannten Arten reine Antarktisbewohner: der ausschließlich auf dem antarktischen Kontinent lebende Kaiserpinguin (*Aptenodytes forsteri*), der größte Tauchvogel der Erde, sowie die vier (auch) auf den subantarktischen Inseln lebenden Arten Adelie- (*Pygoscelis adeliae*), Esels- (*P. papua;* zum Namen ► Box 1.3; Abb. 4.13c), Zügel- (*P. antarctica*) und Goldschopfpinguin (*Eudyptes chrysolophus*). Auch der zweitgrößte Pinguin der Erde, der Königspinguin ist in der Subantarktis

Box 4.3 Wind waves – franjas de viento

Ein äußerst seltenes Phänomen sind die „*wind waves*", spanisch „*franjas de viento*" (Abb. 4.13b). Sie sind nur von ganz wenigen Stellen der Welt bekannt. In Nordamerika und Japan werden sie von Nadelbaumwäldern gebildet. Im Ostteil der Hauptinsel Feuerland, nämlich der Peninsula Mitre (Puigdefábregas et al. 1999) und auf der Isla de los Estados (Niekisch und Schiavini 1998), beide Argentinien, wurden sie an nur zwei Stellen festgestellt und werden hier von Laubbaumwäldern, nämlich *Nothofagus betuloides*, teils durchsetzt mit *Drimys winteri*, gebildet. Die linearen Strukturen stehen quer zur Windrichtung, die relativ konstant ist. Sie entstehen dadurch, dass Bäume dem starken Wind ausgesetzt sind und nach Erreichen eines bestimmten Alters dem Wind nicht mehr standhalten bzw. absterben. In der Zwischenzeit hat sich aber in deren Windschatten, also auf der Lee-Seite, im geschützten „Wellental" junge, aufwachsende Waldvegetation gebildet, die nach dem Zusammenbrechen des vor ihr stehenden Waldstreifens ihrerseits den Schutz der hinter ihr liegenden Vegetation übernimmt bis auch sie abstirbt usw. Es handelt sich also um eine Art „rollierendes System" der Naturverjüngung, dessen genaues Verständnis weiterer Forschung bedarf. Mit Puigdefábregas et al. (1999) kann man dies als einen oszillierenden Prozess aus Naturverjüngung, Wachstum und Absterben interpretieren.

anzutreffen (*Aptenodytes patagonicus;* 4.14b). Außer den Pinguinen kommen in der Antarktis noch knapp 30 weitere Arten von Seevögeln vor, die u. a. zur Gruppe der Albatrosse, Sturmvögel, Raubmöwen und Seeschwalben gehören.

4.3 Das pflanzensoziologische System

Die Artenzusammensetzung einer Biozönose ist nicht zufallsbedingt, sondern unterliegt bestimmten Gesetzen. Demzufolge weist jeder Lebensraum eine für ihn charakteristische Artenkombination auf. Da Pflanzen ihren Standort nicht wechseln können, ist die Vergesellschaftung von Pflanzen konstanter und daher leichter zu studieren als die von Tieren. Es hat sich daher innerhalb der Pflanzenökologie eine eigene Teilwissenschaft herausgebildet, die je nach Blickwinkel oder Schwerpunktsetzung Pflanzensoziologie, Vegetationsökologie oder Vegetationskunde genannt wird (Braun-Blanquet 1964; Dierßen 1990; Dierschke 1994; Pfadenhauer 1997; Wilmanns 1998). Untersuchungsobjekt der Pflanzensoziologie, die vorwiegend im deutschen, romanischen und slawischen Sprachraum sowie in Japan betrieben wird, sind die Pflanzengesellschaften (Oberdorfer 1982-1992; Mucina et al. 1993; Pott 1995; Rennwald 2000; Fischer (2003); Bernhardt und Mühlbauer 2009; Klötzli et al. 2010).

Eine **Pflanzengesellschaft** ist eine floristisch, physiognomisch und ökologisch einheitliche Artenkombination von Pflanzen, die sich im Gelände überall dort wiederholt, wo die Resultierende der Standortbedingungen gleich ist. Man erhält die charakteristische Artenkombination einer Pflanzengesellschaft, indem man von Flächen, welche die im voraufgehenden Satz für eine Pflanzengesellschaft genannten Bedingungen erfüllen, halbquantitative Artenlisten (sogenannte **Vegetationsaufnahmen** oder pflanzensoziologische Aufnahmen) anfertigt, in Tabellen zusammenstellt und vergleicht. Zur charakteristischen Artenkombination gehören diejenigen Arten, die in mindestens 40 % aller Bestände (aller Aufnahmen) vorkommen. Wie groß die Aufnahmefläche sein sollte, um die charakteristische Artenkombination zu erfassen, ist in Mitteleuropa durch langjährige Erfahrung bekannt. Dieses **Minimumareal** variiert von Gesellschaftstyp zu Gesellschaftstyp. Arbeitet man in vegetationskundlich bisher nicht untersuchten Gebieten, so kann man es mithilfe einer durchschnittlichen Arten-Flächen-Kurve (Mittelwerte aus 5–10 Bestandsaufnahmen) annähernd bestimmen.

Eine Pflanzengesellschaft, die eine oder mehrere **Charakterarten** besitzt (Arten, die in dieser Gesellschaft mit deutlich höherer Stetigkeit als in anderen Gesellschaften auftreten), nennt man **Assoziation**. Ihre Benennung erfolgt nach ein oder zwei Arten und ist an der Endung „-etum" erkennbar. Beschrieben wird eine Gesellschaft mittels einer Tabelle, die aus mehreren Aufnahmen besteht. Um die Vielzahl der inzwischen beschriebenen Pflanzengesellschaften besser überblicken zu können, benutzt man ein

Tab. 4.4 Die Kennzeichnung der Hauptsyntaxa[1)] des pflanzensoziologischen Systems

Einheit	Endung	Beispiel[2)]
Assoziation	-etum	Galio odorati-Fagetum (sylvaticae)
Verband	-ion	Fagion (sylvaticae)
Ordnung	-etalia	Fagetalia (sylvaticae)
Klasse	-etea	Querco (roboris-)Fagetea (sylvaticae)

[1)] Die Endungen der Nebensyntaxa (Untereinheiten) sind -etosum, -enion, -enalia und -enea.

[2)] Die eingeklammerten Namensteile werden oft weggelassen, da es in Europa nur eine *Fagus*-Art gibt, ist der Bezug in diesem Fall klar. Großflächig waldbildende *Quercus*-Arten gibt es dagegen zwei, die aber beide bezeichnend für die Klasse sind, sodass es vertretbar (wenn auch nich korrekt) ist, die Artbezeichnung wegzulassen. Die Gattung *Galium* ist in Mitteleuropa dagegen durch zahlreiche Arten vertreten, von denen einige auch in Wäldern vorkommen. Daher ist hier der Zusatz der Artbezeichnung unbedingt erforderlich. Das Artepitheton ist, falls möglich, in den Genitiv zu setzen (*Fagus sylvatica* Fagetum sylvaticae; was für ein Fagetum?: das Fagetum der *Fagus sylvatica*; daher Genitiv).

hierarchisches System (Tab. 4.4), innerhalb dessen floristisch ähnliche Pflanzengesellschaften dann zu einem Verband zusammengefasst werden können, wenn einige Arten existieren, deren ökologisches Optimum innerhalb dieser Gruppe von Gesellschaften liegt. Diese gemeinsamen Arten werden als Verbandscharakterarten bezeichnet. Nach dem gleichen Prinzip, d. h. auf der Basis von Charakterarten, fasst man floristisch ähnliche Verbände zu Ordnungen und ähnliche Ordnungen zu Klassen zusammen. Existieren innerhalb einer dieser Einheiten Teilmengen, die sich durch eine bestimmte Gruppe von Arten auszeichnen, die aber nicht als Charakterarten gewertet werden können, weil ihr Optimum in anderen Gesellschaften liegt, so ist mithilfe dieser **Differenzialarten** eine Aufteilung der Einheiten in Untereinheiten (z. B. Unterverbände) möglich.

Ein Maß für die Bindung von Arten an einen bestimmten Vegetationstyp ist die relative **Stetigkeit**, die die Arten in dem zur Diskussion stehenden Typ und in anderen erreichen. Die relative Stetigkeit bezeichnet die Wahrscheinlichkeit, eine Art in verschiedenen Beständen einer bestimmten Gesellschaft anzutreffen (Zahl der Bestände einer Gesellschaft, in denen die Art angetroffen wurde, dividiert durch die Anzahl aller untersuchten Bestände). Unterschiede und Gemeinsamkeiten in der Artenzusammensetzung verschiedener Gesellschaften lassen sich durch tabellarische Gegenüberstellung der Stetigkeiten der Arten übersichtlich darstellen. Stetigkeit darf nicht mit **Frequenz** verwechselt werden, denn diese bezeichnet die Wahrscheinlichkeit, eine Art in Teilflächen (z. B. von 1 m^2) eines größeren Bestandes einer Gesellschaft anzutreffen.

4.4 Biotop- und Ökosystemtypen

Wie Arten, so sind auch Ökosysteme Individuen. Für Inventuren oder Naturschutzplanungen ist aber eine Typenbildung unerlässlich. Ein Standard dafür, wie ähnlich Ökosysteme sein müssen, um zum gleichen Typ gerechnet zu werden, existiert nicht. Genau wie bei Arten und Pflanzengesellschaften wird meist ein hierarchisches System verwendet. Dabei werden Biotoptypen zugrunde gelegt, aber zu deren Identifizierung die Biozönose mit herangezogen. Tabelle 4.5 zeigt am Beispiel eines Ausschnitts der für die **Biotopkartierung** in Nordrhein-Westfalen (Deutschland) benutzten Biotopliste, dass für die verbale Benennung der mittleren und unteren Einheiten oft die Namen von Pflanzengesellschaften Verwendung finden.

Was als Ökosystem angesehen wird und damit auch die Gliederung der Ökosysteme, hängt weit mehr als bei Arten und Gesellschaften vom Blickwinkel des Bearbeiters ab. Für eine erste Grobgliederung eignet sich die Einteilung in terrestrische und aquatische Systeme. Letztere können in Salz- und Süßwasserlebensräume und diese wiederum

in stehende und fließende Gewässer unterteilt werden. Schwierigkeiten bestehen aber auf der unteren Ebene: Während bei gut begrenzten Lebensräumen, z. B. einem See, meist (zumindest auf den ersten Blick) Klarheit besteht, stellt sich bereits bei einem Wald die Frage, ob der Lebensraum (bzw. das Ökosystem) „Wald" die eventuell in ihm liegenden Windwurfflächen oder Schonungen begrifflich einschließt oder ob es sich hierbei um gesondert zu nennende Systeme handelt. Im Rahmen von Biotopkartierungen wird auf Landes- und erst recht auf regionaler und lokaler Ebene meist eine Trennung vorgenommen, d. h. Wald und Windwurffläche werden als gesonderte Biotope geführt.

Noch schwieriger ist die Einstufung etwa eines temporären Minigewässers, das sich in einer Baumhöhle gebildet hat. Es kann Lebensraum für ganze Organismengemeinschaften sein, ist es also ein Ökosystem? Diese Frage muss mit einem klaren Nein beantwortet werden, denn zu einem Ökosystem gehört definitionsgemäß neben einer bestimmten Lebensgemeinschaft, auch die Fähigkeit zur Selbstregulierung, die in diesem Fall aber nicht gegeben ist.

Bei den bisher genannten Beispielen handelt es sich in allen Fällen um Systeme mit klar sichtbaren Grenzen. Oft aber existiert zwischen zwei im Kern deutlich verschiedenen Systemen ein fließender Übergang. Derartige Übergangszonen nennt man **Ökotone**. Bei Biotopkartierungen werden sie in der Regel zu Recht gesondert aufgeführt, da sie besonders artenreich sind. Man findet in ihnen nämlich einerseits Arten, für die gerade diese Übergangssituation den typischen Lebensraum darstellt, andererseits aber auch die (meisten) Arten der beiden hier ineinander übergehenden Ökosysteme. Ökotone verdienen daher die besondere Aufmerksamkeit des Naturschutzes.

Eine probate Methode zur Charakterisierung und Differenzierung von Ökosystemen oder Ökosystemkomplexen bis hin zu Landschaften ist die von Tüxen (1973, 1979) begründete Sigmasoziologie, die gewissermaßen eine Transformation der Pflanzensoziologie auf die Landschaftsebene darstellt: Hier werden nicht die Arten einer einheitlichen Probefläche halbquantitativ erfasst, sondern die Vegetationstypen in einem Biotopkomplex, z. B. einem Bachtal (s. Schwabe 1999). Der tabellarische Vergleich der in vielen gleichgearteten Biotopkomplexen gewonnenen Ergebnisse ermöglicht das Erkennen der Gemeinsamkeiten des Typs, aber auch von regionalen und ökologischen Unterschieden (z. B. Goetze 1996; Köppler und Schwabe 1996).

Tab. 4.5 Beispiele für die Gleichsetzung von Biotoptypen mit Vegetationseinheiten in der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. (Aus Riecken et al. 2006)

Code-Nr.	Biotoptyp
34	Trockenrasen sowie Grünland trockener bis frischer Standorte
34.01	**Trockenrasen**
34.02	**Halbtrockenrasen**
34.03	**Steppenrasen**
34.04	**Sandtrockenrasen**
34.05	**Schwermetallrasen**
34.06	**Borstgrasrasen**
38	Röhrichte (ohne Brackwasserröhrichte)
38.01	**Teichsimsenröhricht**
38.02	**Schilfröhricht**
38.03	**Rohrkolbenröhricht**
38.04	**Schneidenröhricht**
38.05	**Wasserschwadenröhricht**
38.06	**Rohrglanzgrasröhricht**
38.07	**Sonstige Röhrichte**

Literatur

Baur B (2010) Biodiversität. Haupt, Bern

Baur B, Duelli P, Edwards PJ, Jenny M, Klaus G, Künzle I, Martinez S, Pauli D, Peter K, Schmid B, Seidl I, Suter W (2004) Biodiversität in der Schweiz – Zustand, Erhaltung, Perspektiven. Haupt, Bern

Bernhardt K-G, Mühlbauer S (2009) Die Pflanzengesellschaften des Fürstentums Liechtenstein – Ergebnisse einer fünfzehnjährigen Erfassung. Ber Bot-Zool Ges Liechtenstein-Sargans-Werdenberg 34:79–118

Bickford D, Lohman DJ, Sodhi NS, Ng PKL, Meier R, Winkler K, Ingram KK, Das I (2006) Cryptic species as a window on diversity and conservation. Trends Ecol Evol 22:148–155

BfN (2009) Wirbeltiere Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Bd. 1. BfN, Bonn-Bad Godesberg

BfN (Hrsg) (2013) Daten zur Natur 2012. Landwirtschaftsverlag, Münster

Braun-Blanquet J (1964) Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde, 3. Aufl. Springer, Berlin

Broggi MF, Waldbrugger E (1984) Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen. Naturkundl Forschung Fürstentum Liechtenstein 1:1–40

Ciccarelli FD, Doerks T, von Mering C, Creevey CJ, Snel B, Bork P (2006) Toward automatical reconstruction of a highly resolved tree of life. Sci 311:1283–1287

Cowling RM, Richardson DM (1995) Fynbos: South Africa's Unique Floral Kingdom. Fernwood Press, Kapstadt

Cowling RM, McDonald DJ (1997) Local endemism and plant conservation in the Cape Floristic Region. In: Rundel PW, Montenegro G, Jaksic F (Hrsg) Land degradation in Mediterranean ecosystems. Springer, Berlin, S 171–188

Cowling RM, Richardson RM, Pierce SM (Hrsg) (2004) The vegetation of Southern Africa. Cambridge University Press, Cambridge

Dépraza A, Hausser J, Pfenninger M (2010) A species delimitation approach in the Trochulus sericeus/hispidus complex reveals two cryptic species with a sharp contact zone. BMC Evolutionary Biol 9:171

Dierschke H (1994) Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart

Dierßen K (1990) Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Wiss. Buchgesellschaft, Darmstadt

Duelli P (2004) Wieviele Arten leben in der Schweiz? Informationsblatt Forschungsbereich Landschaft 61:4

Dykhuizen D (2005) Species numbers in Bacteria. Proc California Acad 56(6, Suppl 1):62–71

European Environment Agency (1995) Europe`s Environment: The Dobris Assessement. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg

Fischer A (2003) Forstliche Geobotanik. Eine Einführung in die Geobotanik. Ulmer, Stuttgart

Fischer MA, Adler W, Oswald K (2005): Exkursionsflora von Österreich. 3. Aufl., Land Oberösterreich, Linz

Gerday G, Glansdorff N (2007) Physiology and Biochemistry of Extremophiles. ASM Press, Washington DC

Goetze D (1996) Zur Typisierung von Landschaftsausschnitten in Bachtälern des Oden- und Nordschwarzwaldes auf der Grundlage von Vegetationskomplexen. Braunschweiger Geobot Arb 4:259–268

Goldblatt P, Manning J (2000) Cape Plants. National Botanical Institute, Kapstadt

Goldblatt P, Manning J (2002) Plant diversity of the Cape region of southern Africa. Ann Missouri Bot Garden 85:281–302

Good R (1974) The Geography of Flowering Plants, 4. Aufl. Wiley, London

Govaerts R (2001) How many species of seed plants are there? Taxon 50:1085–1090

Haeckel E (1866) Generelle Morphologie der Organismen. Reimer, Berlin

Hawksworth (1991) The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance and conservation. Mycol Res 95:441–456

Italien Ministry of the Environment (2003) Checklist of the species of the Italian fauna. Ministero dell'Ambiente, Rom

Jürgens N (1991) A new approach to the Namib region I: phytogeographic subsivision. Vegetatio 97:21–38

Jürgens N (1997) Floristic biodiversity and history of African arid regions. Biodiversity Conservation 6:495–514

Kerner v Marilaun A (1890) Gestalt und Leben der Pflanze. Pflanzenleben, Bd. I. Bibliographisches Institut, Wien u. Leipzig

Klötzli F, Dietl W, Marti K, Schubiger-Bossard C, Walther G-R (2010) Vegetation Europas: Das Offenland in vegetationskundlich-ökologischem Überblick. hep verlag, Bern

Köppler D, Schwabe A (1996) Typisierung und landschaftsökologische Gliederung S- und W-exponierter Jura-„Steppenheiden" mit Hilfe von Vegetationskomplexen. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 8:159–192

Lauber K, Wagner W (1998): Flora Helvetica, 2. Aufl., Haupt, Bern

Linder HP (2005) The evolution of diversity: the Cape flora. Trends Plant Sci 10:537–542

Lobin W (1982) Untersuchungen über Flora, Vegetation und biogeographische Beziehungen der kapverdischen Inseln. Cour Forsch Inst Senckenberg, Bd. 53.

Lorenz (1965) Gestaltwahrnehmung als Quelle wissenschaftlicher Erkenntnis (1959). Gesammelte Abhandlungen Bd II. Piper, München, S 255–300

Ludwig G, May R, Otto C (2007) Verantwortung Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn- und Blütenpflanzen. BfN-Skripten 220. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Lüpnitz D (1995) Beitrag zur phytogeographischen Stellung der kanarischen Inseln. Mainzer naturwiss Arch 33:83–98

Manning J, Goldblatt P (Hrsg) (2013) Plants of the greater Cape Floristic Region 21: The core Cape flora Strelitzia, Bd. 29. National Bot Inst Southern Africa, Pretoria

May RM (1988) How many species are there on Earth? Sci 247:1441–1449

Meltofte H (Hrsg) (2013) Arctic biodiversity assessment. Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri

Meusel H, Jäger E, Weinert E (1965) Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora I. Fischer, Jena (2 Bde)

Mora C, Tittensor DP, Adl S, Simpson AGB, Worm B (2011) How many species are there on Earth and in the Ocean? PLoS Biol 9(8):e1001127 doi:10.1371/journal.pbio.1001127

Moss S, de Leiris L (1992) Antarktis. Ökologie eines Naturreservats (Originaltitel: Natural History of the Antarctic Peninsula. Übersetzung Raschke I). Spektrum, Heidelberg

Müller P (1981) Arealsysteme und Biogeographie. Ulmer, Stuttgart

Mucina L, Grabherr G, Ellmauer T (Hrsg) (1993) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Fischer, Jena (3 Bde)

NetPhytoD, BfN (2013) Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Landwirtschaftsverlag, Münster

Niekisch M, Schiavini I (1998) Desarrollo y Conservación de la Isla de los Estados (Tierra del Fuego, Argentina). Informe. Deutsche Gesellschaft Technische Zusammenarbeit (unveröff.)

Oberdorfer E (1982-1992) Süddeutsche Pflanzengesellschaften. 4 Bde. I: 3. Aufl (1992), II: 2. Aufl (1982), III: 3. Aufl (1983), IV A u. B (1992). Fischer, Jena

Odening K (1984) Antarktische Tierwelt. Einführung in die Biologie der Antarktis Berliner Tierpark-Buch, Bd. 37. Urania, Leipzig

Olson DM, Dinerstein E, Wikramanyage ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'Amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR (2001) Terrestrial ecoregions of the world: New map of life on earth. Bioscience 51:933–938

Pfadenhauer J (1997) Vegetationsökologie – ein Skriptum, 3. Aufl. IHW-Verlag, Eching

Pfenninger M, Schwenk K (2007) Cryptic animal species are homogeneously distributed among taxa and biogeographical regions. BMC Evolutionary Biol 7:121

Pfenninger M, Staubach S, Albrecht C, Streit B, Schwenk K (2003) Ecological and morphological differentiation among cryptic evolutionary lineages in freshwater limpets of the nominal form-group Ancylus fluviatilis (O.F. Müller1774). Molecular Ecol 12:2731–2745

Pott R (1995) Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer, Stuttgart

Pott R (2005) Allgemeine Geobotanik. Springer, Berlin/Heidelberg

Pott R, Hüppe J, Wildpret de laTorre W (2003) Die Kanarischen Inseln. Ulmer, Stuttgart

Puigdefábregas J, Gallart F, Biaciotto O, Allogia M, del Barrio G (1999) Banded vegetation patterning in a subantarctic forest of Tierra del Fuego, as an outcome of the interaction between wind and tree growth. Acta Oecol 20:135–146

Rauš D, Dundovic J (Hrsg) (1992) Sume u Hrvatskoj (Forest of Croatia). Zagreb

Rennwald (Bearb) E (2000) Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde, Bd. 35. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Riecken U, Finck P, Raths U, Schröder E, Ssymank A (2006) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bd. 34. BfN, Bonn-Bad Godesberg (2. fortgeschriebene Fassung 2006)

Rikli M (1913) Florenreiche. Handwörterbuch der Naturwissenschaften, Bd. IV. Fischer, Jena, S 776–857

Roland NW (2009) Antarktis – Forschung im ewigen Eis. Spektrum, Heidelberg

Sauberer N, Moser D, Grabherr G (2008) Biodiversität in Österreich. Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt. Bristol-Stiftung, Bd. 20. Haupt, Bern

Schroeder F-G (1998) Lehrbuch der Pflanzengeographie. Quelle & Meyer, Wiesbaden

Schwabe A (1999) Spatial arrangement of habitats and biodiversity: an approach to a sigmasociological view. In: Kratochwil A (Hrsg) Biodiversity in ecosystems. Kluwer, Dordrecht, S 75–106

Snijman DA (Hrsg) (2013) Plants of the greater Cape Floristic Region 2: The extra Cape flora. Strelitzia, Bd. 30. National Bot Inst Southern Africa, Pretoria

Stork NE (1993) How many species are there? Biodiversity Conservation 2:215–232

Streit B (2006) Biozahl 2006 – 2 Millionen-Grenze erreicht. Natur und Museum 136:131–134

Tralau H (1967) The phytogeographic evolution of the genus Gingko L. Bot Not 120:409–422

Takhjatan A (1969) Flowering Plants, origin and dispersal. Oliver and Boyd, Edinburgh

Tüxen R (1973) Vorschlag zur Aufnahme von Gesellschaftskomplexen in potentiell natürlichen Vegetationseinheiten. Acta Bot Acad Sci Hung 19:379–384

Tüxen R (1979) Sigmeten und Geosigmeten, ihre Ordnung und ihre Bedeutung für Wissenschaft, Naturschutz und Planung. Biogeographica 16:79–92

Udvardy MDF (1975) A classification of the biogeographical provinces of the world IUCN Occasional Paper, Bd. 18. Morges, Switzerland

UNEP (1995) Global biodiversity assessment. Cambridge University Press, Cambridge

van Saan-Klein B (Hrsg) (2007) Agro-Gentechnik im ländlichen Raum: Potentiale, Konflikte, Perspektiven. JH Röll, Dettelbach

Völkl W, Blick T (2004) Die quantitative Erfassung der rezenten Fauna von Deutschland – Eine Dokumentation auf der Basis der Auswertungen von publizierten Artenlisten und Faunen im Jahr 2004. Gutachten im Auftrag des BfN

Walter H, Straka H (1970) Arealsysteme und Biogeographie. Ulmer, Stuttgart

Wilmanns O (1998) Ökologische Pflanzensoziologie, 6. Aufl. Quelle & Meyer, Wiesbaden

Wisskirchen R, Haeupler H (1998) Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart

Wittig R (2012) Geobotanik. Haupt, Bern

Wittig R, Streit B (2004) Ökologie. Ulmer, Stuttgart

Die räumliche Verteilung der Biodiversität

Kapitel 5 **Die terrestrischen Großlebensräume der Erde – 93**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 6 **Aquatische Lebensräume – 125**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 7 **Die Lebensräume Mitteleuropas – 149**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 8 **Schwerpunkte der Biodiversität – 191**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Die terrestrischen Großlebensräume der Erde

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

5.1 Klimazonen, Vegetationszonen und Biome – 94

5.2 Zonobiome – 95

5.2.1 Kältewüsten – 97
5.2.2 Tundra – 98
5.2.3 Taiga – 98
5.2.4 Steppen und Wüsten arid-gemäßigter Zonen – 99
5.2.5 Sommergrüne Laubwälder – 103
5.2.6 Temperate Regenwälder – 104
5.2.7 Hartlaubvegetation – 104
5.2.8 Subtropische Wüsten – 107
5.2.9 Savannen und halbimmergrüne bis regengrüne Wälder – 110
5.2.10 Tropische Regenwälder, Bergregenwälder und Mangroven – 113

5.3 Orobiome – 119

5.4 Pedobiome – 120

Literatur – 121

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_5, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Die weltweite Verteilung der höchstrangigen ökologischen Einheiten, der Großlebensräume oder **Biome**, wird vom Großklima bestimmt (▶ Abschn. 5.1). Klimazonen und Großlebensräume stimmen daher weitgehend überein (▶ Abschn. 5.2), wobei es höhen- und bodenbedingte Abweichungen gibt (▶ Abschn. 5.3 und 5.4). Auf die Gewässer wird in ▶ Kap. 6 eingegangen.

5.1 Klimazonen, Vegetationszonen und Biome

Offensichtlich ist das Klima großräumig gesehen der für die Verteilung der Arten und Biozönosen sowie für die Beschaffenheit der terrestrischen Ökosysteme wichtigste Faktorenkomplex, wie man aus der weitgehenden Deckungsgleichheit von Klimazonen und Biomen ersehen kann. Die unterschiedliche Kombination von Temperatur (heiß, warm, gemäßigt, kalt) und Niederschlägen sowie der zeitlichen Dauer und jährlichen Verteilung der Niederschlagsereignisse ermöglicht die Unterscheidung von zehn Klimazonen. Da ihnen jeweils eine bezeichnende Kombination von Ökosystemtypen zugeordnet werden kann, werden sie auch als **ökologische Regionen** oder **Bioregionen** bezeichnet. Das Bild dieser Regionen wird jeweils von charakteristischen Vegetationstypen geprägt. Daher spricht man auch von Vegetationszonen (◘ Abb. 5.1).

Zusammen mit seinem Organismenbestand bildet der durch das Klima geprägte Lebensraum einer Bioregion eine ökologische Einheit höheren Ranges, ein **Biom** (Walter 1976**)**. Der so definierte Begriff „Biom" ist also ein abstrakter. Um zwischen diesem abstrakten Begriff und einer geografisch-räumlichen Einheit von Ökosystemen zu unterscheiden, sprechen manche Autoren einerseits von **Biom-Typ** (als abstraktem Begriff) und andererseits von Biom (als konkreter Einheit); also z. B. vom Biom-Typ „Immergrüner Regenwald" (weltweit) und dem Biom „Immergrüner Regenwald in Zentralamazonien".

Wohl wegen der Identität von Vegetationszonen und Großlebensräumen werden die weitgehend vegetationsfreien Kältewüsten von manchen Autoren, z. B. Walter und Breckle (1999) bei der Aufzählung der Biome nicht genannt. Aufgrund ihrer großen Bedeutung für die Tierwelt werden sie aber im Folgenden gleichrangig mit den Biomen behandelt. Detaillierter als die in ◘ Abb. 5.1 dargestellte Gliederung von Walter und Breckle (1999) in neun Zonen ist die von Schultz (2002), der 14 Ökozonen unterscheidet, und die des WWF, die 16 Ökoregionen aufweist (◘ Abb. 8.5). Auf der Basis von Vorkommen und Physiologie der Pflanzen, Bodeneigenschaften und Klima unterscheiden Prentice et al. (1992) 17 Biome. Noch weiter geht Schmitthüsen (1976), in dessen Weltkarte 30 Vegetationszonen verzeichnet sind (◘ Abb. 5.2). Eine Beschreibung von 14, 16 oder gar 30 Typen würde aber den Rahmen dieses Buches sprengen.

Erstmals verwendet wurde der Begriff „Biom" wohl von Clements (1916), zunächst allerdings in einer von der heutigen Bedeutung stark abweichenden Weise (nämlich für Biozönose), danach aber von ihm selbst sowie von anderen Autoren in Richtung der heutigen Bedeutung abgewandelt. Ganz einheitlich ist die weltweite Verwendung jedoch nicht. Im deutschen Sprachraum hat sich die oben erläuterte Bedeutung durchgesetzt.

Weil sich das Klima und damit die Vegetation mit zunehmender Höhe über dem Meeresspiegel ändern, unterscheidet man die Höhenstufen planar, kollin, submontan, montan, subalpin, alpin und nival (◘ Abb. 5.3). Da regelmäßige Wolkenbildung starke klimatische und ökologische Auswirkungen hat, wird auch die Wolkenzone (oreal) besonders benannt. Sie befindet sich meist im oberen montanen Bereich. Nur jeweils das Flach- und das niedrige Hügelland einer Region (planare und kolline Stufe) entsprechen tatsächlich dem Klima der betreffenden Zone; in den höheren Lagen (montan, alpin, nival) gibt es Abwandlungen des Klimas und folglich der Lebensgemeinschaften. Man unterscheidet daher zwischen:

- Zonobiom: planarer bis kolliner Bereich des Bioms, also Gebiete mit für die Zone typischem Klima (◘ Tab. 5.1);
- Orobiom: Bereiche mit höhenbedingter Abwandlung des Klimas und damit auch der Lebensgemeinschaften (▶ Abschn. 5.3);
- Pedobiom: Sonderstandorte, die nicht vom Klima, sondern vom Boden bestimmt werden,

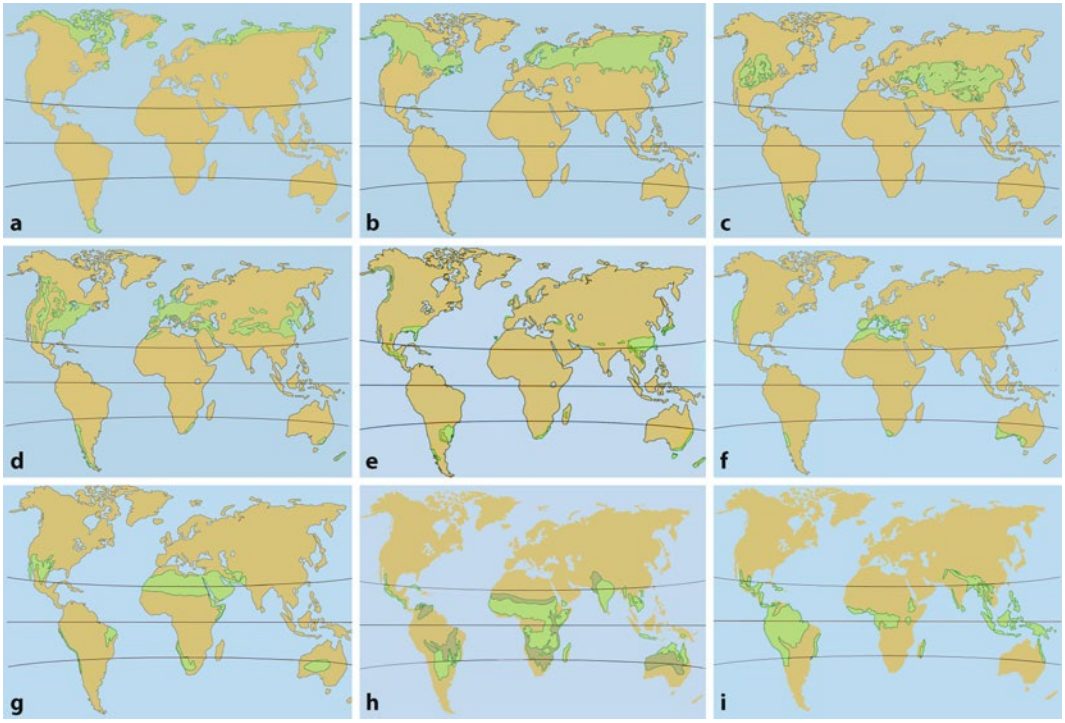


Abb. 5.1a–i Vereinfachte Karten der Vegetationszonen, ohne edaphische oder anthropogene Abwandlungen; **a** Tundra; **b** boreale Nadelwälder (Taiga); **c** Steppen und winterkalte (Halb-)Wüsten; **d** nemorale sommergrüne Wälder; **e** Lorbeerwälder und andere warm-temperate Regenwälder (grün) sowie kühl-temperate Regenwälder (oliv); **f** Hartlaubgehölze mit Winterregen („Mediterranvegetation"); **g** heiße Wüsten und Halbwüsten; **h** halbimmergrüne und regengrüne Wälder (grün), Trockengehölze und Savannen (braun); **i** tropische Regenwälder. (aus Pott 2005, z.T. verändert: (e) ergänzt nach Frey und Lösch 2010; (h) ergänzt nach Walter und Breckle 1999)

z. B. Felsen, flachgründige Gesteinsböden, Sande, sumpfige, zeitweilig überflutete, salzhaltige, nährstoffarme sowie schwermetallreiche Böden (▶ Abschn. 5.4).

Obige Gliederung eignet sich sehr gut für abstrakte theoretische Fragen und Betrachtungen. Im konkreten Fall sind Zono-, Oro- und Pedobiom oft so eng verzahnt, dass starke ökosystemare Beziehungen bestehen. Im Übergangsbereich zweier Biome treten die Arten beider Großlebensräume nebeneinander auf. Derartige Grenzzonen werden von Ökologen gesondert betrachtet und als **Ökotone** bezeichnet. Hinsichtlich der Fassung der Biome besteht in der Literatur keine völlige Übereinstimmung. Wir folgen hier weitgehend der Gliederung von Pott (2005), führen aber wie Frey und Lösch (2010) die Kältewüsten gesondert auf.

5.2 Zonobiome

Die Reihenfolge der Zonobiome in diesem Abschnitt entspricht in etwa der Abfolge von den Polen zum Äquator. Sie beginnt daher mit den Kältewüsten. Die sommergrünen Wälder werden nur sehr knapp berücksichtigt, da wir im Rahmen der Lebensräume Mitteleuropas auf sie zurückkommen (▶ Abschn. 7.1).

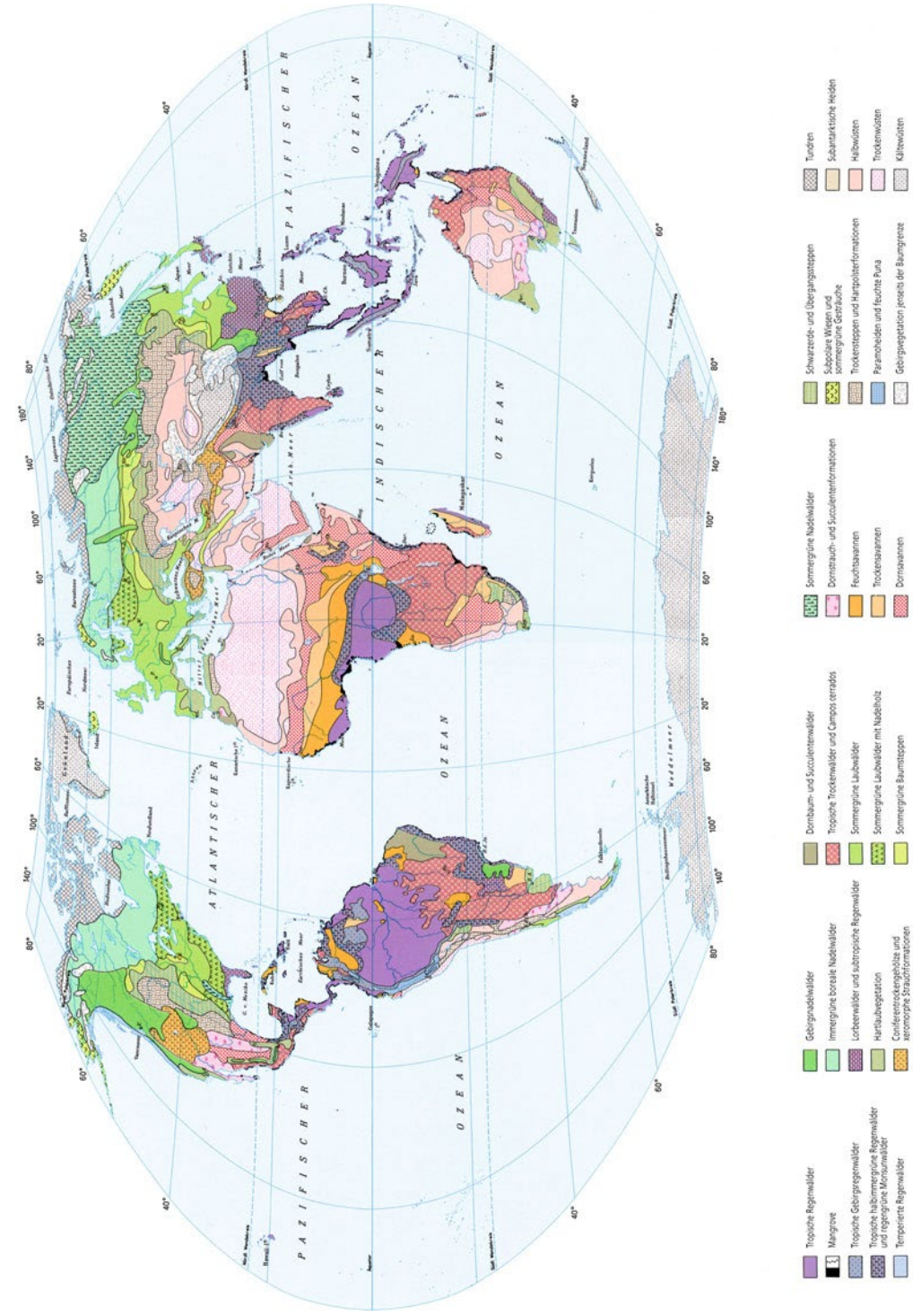


Abb. 5.2 Detaillierte Karte der Vegetationszonen. (aus Schmitthüsen 1976)

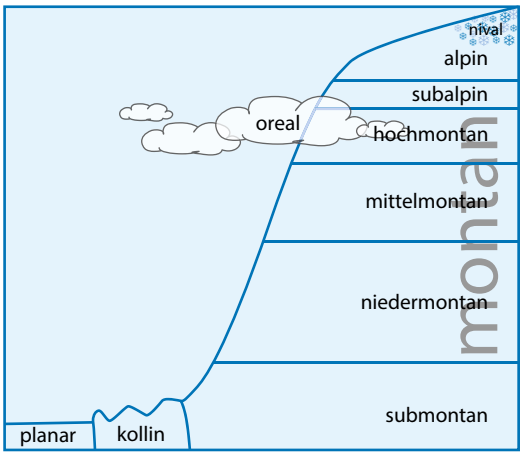


Abb. 5.3 Benennung der Höhenstufen

5.2.1 Kältewüsten

Kältewüsten findet man zonal in den Polarregionen sowie höhenbedingt (quasi als Orobiom) in allen Hochgebirgen. Zur arktischen Kältewüste, deren südliche Grenze ungefähr durch die 2 °C-Juli-Isotherme gebildet wird, gehören unter anderem Südost-Spitzbergen, Grönland und die Nordkanadischen Inseln. Die äußerst spärliche Vegetation dieser Gebiete wird weltweit von weniger als 200 Gefäßpflanzenarten gebildet. Zentralasiatische Kältewüsten sind der Pamir und das Hochland von Tibet. Auf der Südhalbkugel stellt der gesamte Antarktische Kontinent eine Kältewüste dar (s. Bargagli 2005). Flechten sind dort die wichtigsten Komponenten

Tab. 5.1 Vegetationszonen, Klima und Zonobiome (aus Frey und Lösch 2010; vgl. auch Walter und Breckle 1999 (Zonobiome) und Schultz 2008 (Ökozonen))

	Vegetationszonen, Klima		Zonobiome (n. Walter 1990)
0	Kältewüsten; arktisch und antarktisch		
1	Tundra; subarktisch/subantarktisch mit sehr kurzen Sommern	XI	Arktisches einschl. antarktisches Z.
2	Immergrüne boreale Nadelwälder; kalt-gemäßigt mit kühlen Sommern und langen Wintern	VII	Kalt-gemäßigtes Z. mit kühlen Sommern (boreales Z.)
3	Steppen, Halbwüsten und Wüsten; arid, mit heißen Sommern und kalten Wintern	VII	Arid-gemäßigtes Z. mit kalten Wintern (kontinentales Z.)
4	Sommergrüne Laubwälder; gemäßigt, mit kurzer Winterkälte	VI	Typisch gemäßigtes Z. mit kurzer Frostperiode (nemorales Z.)
5	Temperate Regenwälder, Lorbeerwälder und subtropische Regenwälder; ± gleichmäßige Verteilung der jährlichen Niederschlagsmenge (boreal bis subtropisch)	V	Warmtemperiertes Z. (ozeanisches Z.)
6	Hartlaubvegetation (Sklerophylle); Winterregen, Sommerdürre	IV	Winterfeuchtes Z. mit Sommerdürre (mediterranes Z.)
7	Subtropische Wüstenvegetation; subtropisches arides Wüstenklima	II	Subtropisch-arides Z. (Wüstenklima)
8	Tropische halbimmergrüne Regenwälder, regengrüne Monsunwälder und Savannen; Sommerregenzeit und kühlere Dürrezeit, Monsunregen	II	Tropisches Z. mit Sommer- oder Monsunregen
9	Immergrüne tropische Regenwälder und tropische Gebirgsregenwälder; Tageszeitenklima, meist immerfeucht	I	Äquatoriales Z. mit Tageszeitenklima (perhumides Z.)

der Vegetation (Abb. 4.12). Die wenigen dort lebenden Gefäßpflanzen wurden bereits in ▶ Abschn. 4.2.6 genannt.

Auch wenn hier kaum oder keine Vegetation existiert, besitzen die Kältewüsten eine hohe Biodiversität. Mit Eisbären (Abb. 4.14b) sowie diversen Wal-, Robben- und Pinguinarten (Abb. 4.14) leben dort herausragende „Werbeträger" des Naturschutzes, sodass diese Lebensräume von großer Bedeutung für die weltweite Verbreitung des Naturschutzgedankens sind. Auf die Funktion und Rolle solcher „*flagship species*" wird in ▶ Kap. 14 näher eingegangen.

5.2.2 Tundra

Bei der Tundra handelt es sich um eine auf der Nordhalbkugel zirkumpolar (Walker et al. 2005) ausgedehnte, kältebedingt baumlose Zone **(Kältesteppe)**. Auf der Südhalbkugel ist dieses Zonobiom nur kleinflächig auf Feuerland und den Falklandinseln ausgebildet(Abb. 5.1a). Daniels et al. (2000) unterscheiden in der Arktis von Norden nach Süden in Anlehnung an Elvebakk et al. (1999) fünf Unterzonen:

- Arktische Krautzone,
- nördliche arktische Zwergstrauchzone,
- mittlere arktische Zwergstrauchzone,
- südliche arktische Zwergstrauchzone,
- arktische Strauchzone.

Weniger deutlich zonenartig, sondern eher boden- und reliefabhängig ist die von Frey und Lösch (2010) vorgenommene Gliederung der Tundra:

- **Flechten-Tundra:** auf Sand- und Felsböden;
- **Moos-Tundra:** auf Lehmböden und verwitterter Lava (Solifluktion);
- **Gras-Tundra:** in klimatisch günstigen Lagen; meist stark beweidet, zum Teil sogar gedüngt;
- **Zwergstrauch-Tundra:** der borealen Nadelwaldzone vorgelagert, außerdem in besonders günstigen Gebieten.

Obwohl die Jahresniederschläge gering sind, führen die niedrige Verdunstungsrate und der teilweise permanent gefrorene Boden zu Vermoorungen. Viele der im temperaten Klima für die dortigen Moore bezeichnenden Vegetationstypen (s. z. B. Dierßen und Dierßen 2001) sind daher in ähnlicher Artenzusammensetzung auch in der Tundra anzutreffen (s. Dierßen 1996; Daniels et al. 2000). Zur charakteristischen Fauna der Tundra gehören u. a. Schnee-Eule (*Bubo scandiacus*), Lemminge (*Lemmus*), Polarfuchs (*Vulpes lagopus*), Moschusochse (*Ovibos moschatus*) und Rentier (*Rangifer tarandus*). Nur in Eurasien kommt z. B. der Schneehase (*Lepus timidus*) vor, nur in Nordamerika der Polarwolf (*Canis lupus arctos*).

Einen in vielen Bestandteilen mit der Tundrenvegetation übereinstimmenden Lebensraum bilden die alpinen Regionen der eurasischen und nordamerikanischen Hochgebirge. Auch dort findet man Flechten- und Moosfluren, grasdominierte Biotope (alpine Matten) und ausgedehnte Zwergstrauchbestände, die eine ähnliche Artenkombination aufweisen wie die Tundrenvegetation, allerdings viel artenreicher sind.

5.2.3 Taiga

Genau wie die Tundra erstreckt sich auch das südlich angrenzende Zonobiom zirkumpolar. Es handelt sich dabei um das von Natur aus größte geschlossene Waldgebiet der Erde, die **Taiga** (Abb. 5.1b). Die natürliche Vegetation dieses etwa 25 % der gesamten potenziellen Waldfläche der Welt repräsentierenden Ökosystems besteht überwiegend aus Nadelbäumen der Gattungen *Picea*, *Pinus*, *Abies* und *Larix*, beigemischt sein können kleinblättrige Laubgehölze (*Betula, Alnus incana, Sorbus aucuparia, Populus tremula* und *Salix*). Im Unterwuchs dominieren Zwergsträucher der Gattung *Vaccinium*, Moose oder Flechten. Die wichtigste Baumart der borealen Zone Europas ist *Picea abies*, wobei es sich im Westen um *P. a. abies*, in Nordskandinavien und Nordosteuropa um *P. a. obovata* handelt. Auf extremen Standorten (nährstoffarm trocken, nährstoffarm nass) wird sie durch *Pinus sylvestris* ersetzt (in Asien auch durch *P. sibirica*), die auch auf Störstellen (Windwurf- oder Brandflächen, aufgelassenes Kulturland) zur Dominanz gelangen kann. Im maritimen Bereich wachsen Birken-Eichenwälder und auf einigen günstigen Sonderstandorten kommen lokal weitere Laubbaumarten zur Dominanz (Diekmann 2004). Nach Osawa et al.

(2010) herrschen im extrem kontinentalen Klima Ostsibiriens natürlicherweise sommergrüne Lärchenwälder mit *Larix sibirica* bzw. *L. gemelinii* vor.

Reicher an Gattungen und dementsprechend auch an Arten als die eurasische Taiga ist die nordamerikanische. Zusätzlich zu den bereits für Eurasien genannten Gattungen kommen dort *Chamaecyparis*, *Juniperus* und *Thuja* vor (Peinado et al. 1998). An kleinblättrigen Laubbäumen treten u. a. *Populus tremuloides* (Abb. 2.16) und *Betula papyrifera* auf.

Ebenfalls wie in der Tundra, finden sich auch in der Taiga starke **Vermoorungen**. Typische Arten der Bodenflora der Fichtenwälder sind *Linnaea borealis*, *Trientalis europaea*, *Pyrola*-Arten und *Vaccinium myrtillus*. In Kiefernwäldern ist *Vaccinium vitis-idaea* häufig anzutreffen. Oft existieren Moosteppiche, in denen unter anderem *Pleurozium schreberi* dominieren kann. Bei Vermoorung treten *Polytrichum commune* und diverse *Sphagnum*-Arten auf. So wie die Tundra der alpinen Region ähnelt, gibt es auch für die Taiga ein analoges Orobiom in der **subalpinen Stufe:** Hier wie dort gehört die potenzielle natürliche Vegetation zur Klasse der holarktischen Nadelwälder **(Vaccinio-Piceetea)**.

Im nördlichen, noch lückenhaften Bereich der Taiga sowie dort, wo der Mensch die Taiga entwaldet hat, findet man fast alle für die Tundra erwähnten Tierarten. Außerdem leben dort u. a. Bären, Wölfe, Luchse, Füchse, Marder, Otter, Biber, Eichhörnchen, Hasen, Hirsche und Elche. Nur in Nordamerika findet man Streifenskunks. Der Puma ist von Alaska bis Südamerika verbreitet, also auch in der nordamerikanischen Taiga anzutreffen. In Teilen der ostsibirischen Taiga leben Tiger. Alle genannten Arten, Gattungen und Gruppen sind aber nicht nur in der Taiga, sondern auch in den südlich angrenzenden Biomen oder sogar auf dem gesamten jeweiligen Kontinent zu finden. Weitverbreitete Arten sind in der Taiga (und ihrer engeren Umgebung) aber oft durch eine eigene Unterart vertreten, z. B. der Tiger durch *Panthera tigris altaica*.

5.2.4 Steppen und Wüsten arid-gemäßigter Zonen

Steppen sind ein baumfreier Vegetationstyp, dessen Aspekt oft von xeromorphen Gräsern, manchmal auch von niedrigen Zwerg- und Halbsträuchern bestimmt wird, in dem aber auch Chamae-, Geo- und Therophyten in der Regel reich vertreten sind. In Europa erstrecken sie sich vom pontischen Bereich in floristisch ähnlicher Form bis nach Südsibirien, wo der eurasische Steppengürtel durch die interkontinentalen Wüsten unterbrochen wird, sich dann aber mit den mongolischen und chinesischen Steppen fortsetzt. Diese zeigen ein sehr ähnliches Gattungsinventar wie die eurasischen Steppen und weisen sogar einige identische Arten auf, z. B. kommen dort u. a. das Echte Labkraut (*Galium verum*) und das Kamm-Schillergras (*Koeleria cristata*) vor (s. u. a. Wittig und Xie 2010). Standörtlich unterscheidet man die feuchteren Wiesensteppen (Abb. 5.4a) von den trockeneren Federgrassteppen (Abb. 5.4b), die aus mitteleuropäischer Sicht eher wie Steppen aussehen und beispielsweis auch in Ungarn (Abb. 5.4c) oder sogar in Österreich und Deutschland an Sonderstandorten auftreten, dort aber anthropogen sind. Für Letztere sind in „echten" Steppen insbesondere Federgräser (*Stipa*) und Beifußarten (*Artemisia*) charakteristisch, in den Wiesensteppen treten Arten auf, die in Mitteleuropa für Frisch- und Feuchtwiesen bzw. -weiden bezeichnend sind, z. B. Gänse-Fingerkraut (*Potentilla anserina*) und Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) (Wittig und Xie 2010).

Ein sehr großes Steppengebiet, die **Prärie**, liegt im Inneren des nordamerikanischen Kontinents. Von seiner natürlichen Steppenvegetation ist nur noch wenig erhalten: Im Osten ist es bis auf kleine Reste in Ackerland umgewandelt, im Westen aufgrund von Überweidung stark degradiert. Vor Eintreffen der Europäer unterschieden sich die nordamerikanischen Prärien floristisch deutlich von den eurasischen Steppen. Überweidung und das Ausbringen oder die Einschleppung europäischer Arten haben jedoch zu einer Nivellierung der Unterschiede geführt (Abb. 5.5). Physiognomisch werden die nordamerikanischen Steppen in *tall-grass*, *mixed-grass* und *short-grass prairies* unterteilt. Floristisch bestehen deutliche Unterschiede zwischen den kühl- und den warm-temperierten Steppen. Insgesamt gehören ca. 7500 Gefäßpflanzenarten zum Inventar der nordamerikanischen Steppen (Phillip 1988).

Das größte geschlossene Steppengebiet der Südhalbkugel bildet die argentinische **Pampa**, für



Abb. 5.4a–c Eurasische Steppen; **a, b** Wiesen- bzw. Federgrassteppe in Südsibirien; **c** pontische Steppe, NP Kiskunsag, Ungarn. Fotos R. Wittig



Abb. 5.5 Von invasiven Neophyten aus Europa, hier Stachel-Lattich (*Lactuca serriola*) sowie Hafer- und Trespenarten (*Avena*, *Bromus*), dominierte Steppe im südlichen Nordamerika. Foto R. Wittig



Abb. 5.6 Bunter Blühaspekt einer südrussischen Steppe (aus Kerner v. Marilaun 1890)

Tab. 5.2 Phänologie der pontischen Steppe (nach Walter und Straka 1970)

Zeit	Farbaspekt	Arten
Vorfrühling	Lila	*Pulsatilla pratensis*
Erstfrühling	Gelb Hellblau	*Adonis vernalis* *Hyacinthus leucophaeus*
Vollfrühling	Weiß Weiß Lila	*Lathyrus pannonicus* *Anemone sylvestris* *Iris aphylla*
Spätfrühling	Blau Gelb Gelb Weiß	*Myosotis sylvatica* *Senecio vernalis* *Ranunculus polyanthemos* *Trifolium montanum*
Frühsommer	Lila Gelb Silbrig	*Salvia pratensis* *Tragopogon pratensis* Grannen der *Stipa*-Arten
Vollsommer	Weiß Weiß Blau Blau Hell-lila (rosa)	*Leucanthemum ircutianum* *Filipendula vulgaris* *Campanula persicifolia* *Campanula sibirica* *Echium russicum*
Hochsommer	Rosa Gelb	*Onobrychis viciifolia* *Galium verum*

deren trockeneren Teilbereich natürlicherweise hohe, horstförmig wachsende *Stipa*-Arten charakteristisch sind, während im feuchteren Bereich eher geschlossene Grasbestände aus *Bothriochloa*- und *Stipa*-Arten vorherrschen. Auch dieses Gebiet ist heute fast vollständig in Acker- und Weideland umgewandelt. Das inzwischen weltweit als Ziergras zu Ehren gekommenen Pampasgras (*Cortaderia selloana*) ist nach Pott (2005) übrigens kein typischer Bestandteil der Pampas, sondern weitgehend auf grundwassernahe Böden an Flüssen und in Versickerungsgebieten beschränkt. Der in Europa wohl bekannteste Pampasbewohner ist das Meerschweinchen. Weitere in der Pampa anzutreffende Tierarten

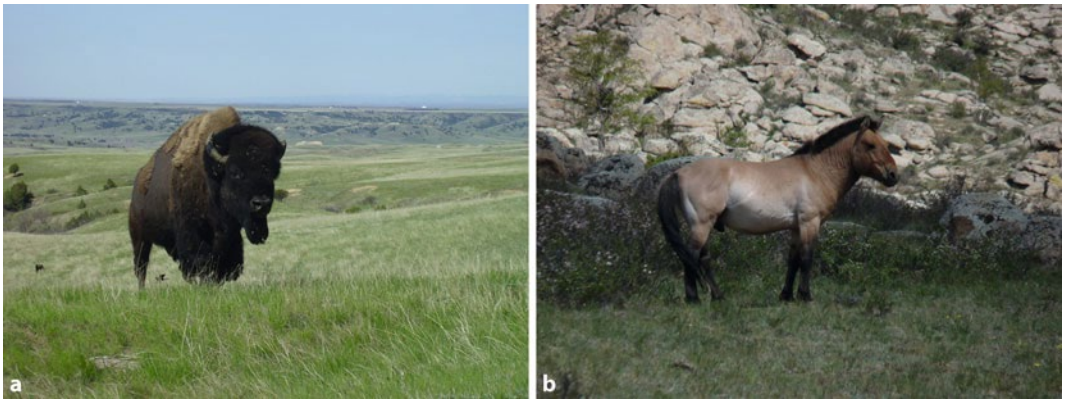


Abb. 5.7a,b Große Weidegänger der Steppen; **a** Bison (*Bison bison*) in der nordamerikanischen Steppe; **b** Przewalski-Pferd (*Equus ferus*) im Nationalpark Hustai, Mongolei. Fotos: Nationalpark Service der USA (a), Hermann Ansorge (b)

sind z. B. Nandu (*Pterocnemia pennata*), Pampashasen (*Dolichotis*: 2 Arten), Guanako (*Lama guanicoe*) und Pampashirsch (*Ozotoceros bezoarticus*).

Steppen sind durchaus artenreich. Barthlott et al. (1996) geben einen Bestand von bis zu 1000 Gefäßpflanzenarten pro 10.000 km² an. In Deutschland und Österreich gehören Steppenexklaven wie der Mainzer Sand, das Mitteldeutsche Trockengebiet und Teile Niederösterreichs zu den artenreichsten Gebieten (s. Korneck 1976; Böttner et al. 1997; Wiesbauer 2008), Dabei handelt es sich nicht etwa nur um Gräser, sondern das Bild der Steppen wird vom Frühling bis in den Sommer hinein von bunt blühenden Kräutern und Stauden bestimmt (Tab. 5.2, Abb. 5.6), die Nahrung für eine Vielzahl von Insekten bieten. Diese wiederum bilden die Existenzgrundlage für zahlreiche Reptilien-, Kleinsäuger- und Vogelarten.

Steppen waren früher von riesigen Herden großer Weidegänger bevölkert. Beispiele sind der nordamerikanische Bison (*Bison bison*) und das Eurasische Wildpferd (Abb. 5.7), das zeitweilig nur noch in Zoos existierte (▶ Box 5.1). Heute durchstreifen wieder einige Bisonherden die Prärien und auch das Eurasische Wildpferd, genau genommen seine einzig überlebende Unterart, das Przewalski-Pferd, kann man wieder in Freiheit beobachten.

Vom Menschen landwirtschaftlich intensiv genutzte Bereiche haben oft ein steppenähnliches Aussehen, weshalb sie als „**Kultursteppen**“ bezeichnet werden. Mit dem Steppenbiom hat diese Bezeichnung ansonsten nicht notwendigerweise etwas zu tun: Zwar werden viele Steppen heute intensiv landwirtschaftlich genutzt, aber mindestens ebenso häufig wurden Waldregionen in Kultursteppen umgewandelt.

Vegetationsfreie oder lediglich eine sehr lückenhafte Vegetation aufweisende Gebiete nennt man Wüsten, wobei in der Regel zwischen Voll- und Halbwüsten unterschieden wird (z. B. Schultz 2008; Frey und Lösch 2010). Auch Erstere sind bei großräumiger Betrachtung nicht völlig ohne Vegetation, aber diese ist hier punktförmig oder linienhaft auf die Umgebung von Quellen (Oasen) oder temporäre bzw. unterirdische Flüsse (Wadis) beschränkt. Da dies sowohl für die hier behandelten „winterkalten“ als auch für die weiter unten aufgeführten „heißen“ Wüsten gilt (▶ Abschn. 5.2.8), stammen unsere diesbezüglichen Fotos aus warmen Wüsten (Abb. 5.13a, b). Im Gegensatz zu einer derart kontrahierten Vegetation weisen die Halbwüsten eine diffuse Vegetation auf. Die Grenze gegen Steppen bzw. Savannen liegt nach Pott (2005) bei einer 25%igen Vegetationsbedeckung. Wüsten und Halbwüsten gibt es nicht nur in Regionen mit ganzjährig heißem Klima (▶ Abschn. 5.2.8), sondern überall dort, wo Trockenheit, Kälte oder ungünstige edaphische Faktoren (Salzgehalt: **Salzwüsten**, Fehlen von Bodenbildung: z. B. Wüsten auf jungem Lavagestein) die Ausbildung von Vegetation stark behindern. Großflächige **winterkalte Wüsten** (Abb. 5.8) sind die zentralasiatische Gobi und die chinesische Taklamakan. In Nordamerika gehören die intermontanen Wüsten,

Box 5.1 Die Rettung des Przewalski-Pferdes

Von den Wildpferden (*Equus ferus*), den Vorfahren unserer Hauspferde, die einst die gesamte eurasische Steppe besiedelten, hat nur die östlichste Unterart, das Przewalski-Pferd (*E. f. przewalskii*) überlebt (Volf 1996). Allerdings war auch diese Unterart des Eurasischen Wildpferdes in Freiheit bereits ausgerottet: Das letzte frei lebende Exemplar wurde im Jahre 1969 gesichtet. Glücklicherweise befanden sich aber um 1950 noch knapp 40 Exemplare in Zoos und in Privatbesitz, aus denen der heutige Bestand von inzwischen über 2000 Individuen wieder aufgebaut werde konnte. Wie an anderer Stelle erläutert (▶ Abschn. 15.2), bedarf es dazu eines Zuchtbuches, das in diesem Fall im Kölner Zoo geführt wird.

Wildpferde benötigen großflächige Steppen. Die Hauptursache für das Fast-Aussterben dürfte in der zunehmenden Besiedlung der Steppenregionen liegen, durch die die Tiere in nahrungsmäßig und klimatisch immer ungünstigere Gebiete abgedrängt wurden. Zwei relativ nahe aufeinanderfolgende harte Winter (1948, 1956) dezimierten einerseits den sowieso bereits kleinen Wildpferdebestand und zwangen andererseits die ansässige Bevölkerung zu erhöhter Jagdaktivität, da auch deren Viehbestand stark gelitten hatte. Zusätzlich wurde der Jagddruck dadurch erhöht, dass die chinesische Regierung in der Nähe der letzten Refugien der Wildpferde Kasachen angesiedelt hatte, die überwiegend von der Jagd lebten (Boyd und Houpt 1994).

Nachdem in Zoos wieder ein größerer Bestand aufgebaut werden konnte, laufen seit dem letzten Jahrzehnt des vergangenen Jahrtausends mehrere Auswilderungsprojekte. Bisher am erfolgreichsten verlief die Wiederansiedlung im mongolischen Hustai-Nationalpark (◘ Abb. 5.7b). Dort leben inzwischen rund 200 Exemplare. Weitere Bestände wurden im mongolischen Teil der Gobi (z. Zt. etwa 130 Exemplare), in der West-Mongolei, in der Sperrzone um das havarierte Kernkraftwerk Tschernobyl (Ukraine) sowie im ungarischen Nationalpark Hortobagy angesiedelt (Bökönyi 2001).



◘ **Abb. 5.8a–c** Winterkalte Halbwüsten (**a**) und Wüsten (**b, c**); **a** salzbeeinflusste Halbwüste, Utah 1988, **b** Ostrand der Gobi, Innere Mongolei 2011, **c** Satellitenaufnahme des Tarim-Beckens mit der Taklamakan-Wüste 2001, im Süden davon liegen das Gebirge. Kunlun Shan und die nordwestlichen Ausläufer des Tibetischen Hochlandes. Fotos: R. Wittig (a); Tina Vanadis Bundschuh (b); NASA/MODIS (c)

Tab. 5.3 Charakteristika und Biodiversität einiger Wüsten sowie eines tropischen Regenwaldgebietes (nach Breckle 2000; Arten/10.000 km² nach Barthlott et al. 1996)

Name	Typ	Fläche (km²)	JNs (mm)	Arten	Arten/10.000 km²	Arten/mm JNs
Negev	Heiße Wüste	51.000	70	800	200–500	5
Atacama	Heiße/temper.Wüste	200.000	4	250	< 100	20–25
Zentrale Namib	Heiße/temper.Wüste	200.000	20	500	100	5
Aralkum	Kalte/temper. Wüste	41.000	90	270	200	2–3
Costa Rica	Trop. Regenwald	51.000	2500	13.000	5000	2

z. B. das Great Basin, zu diesem Wüstentyp. Sie alle sind großflächig betrachtet allerdings im überwiegenden oder zumindest in einem großen Bereich Halbwüsten (Abb. 5.8). Sala (2001) bezeichnet einen großen Teil dieser Gebiete nicht als Wüsten, sondern zählt ihn zu den von ihm behandelten *temperate grasslands*. Aber auch die „echten" Wüsten können nach (meist nur im Abstand von mehreren Jahren eintretenden) Regenperioden kurzfristig ergrünen, indem scheinbar trockene Bäume wieder Laub entwickeln und im Boden verborgene Samen auskeimen.

Aus klimatischer Sicht unterscheidet man:

- Kältewüsten (▶ Abschn. 5.2.1),
- kalte Wüsten (dieser Abschnitt),
- temperate Wüsten (Mittelstellung zwischen kalten und heißen Wüsten und daher hier nicht besonders behandelt),
- heiße Wüsten (▶ Abschn. 5.2.8).

Das Überleben im Extrembiom „Wüste" ist nur mit entsprechenden extremen Anpassungen möglich. Wüstenorganismen unterscheiden sich daher von Arten anderer Lebensräume stark, tragen also in hohem Maße zur weltweiten Biodiversität bei. Ein bemerkenswerter Ansatz zur Diversität der Flora von Wüsten ist die Berechnung der Artenzahl pro mm² durchschnittlicher Jahresniederschlag (Breckle 2000). Hierbei zeigen sich die Wüsten diverser als tropische Regenwälder (Tab. 5.3)

5.2.5 Sommergrüne Laubwälder

Die in der mitteleuropäischen Florenregion natürlicherweise vorherrschenden sommergrünen (nemoralen) Laubwälder (▶ Abschn. 7.1) findet man auch in allen analogen Klimagebieten der Nordhemisphäre (s. z. B. Pignatti 1977 und Ching 1991 für Ostasien; Barns 1991 und Greller 2000 für Nordamerika). Abgesehen davon, dass Amerika und Asien insgesamt arten- und gattungsreicher sind als Europa (Tab. 4.3), sind Physiognomie und Ökologie dieses Waldtyps nahezu überall identisch. Da die sommergrünen Laubwälder allesamt im Bereich von Ländern mit hoch entwickelter Land- und Forstwirtschaft liegen, ist ein Großteil der ursprünglich flächendeckend vorhandenen Waldvegetation in Ackerland oder Forste umgewandelt.

Als Orobiom finden sich nemorale Laubwälder auch außerhalb ihrer Klimazone. So kommen Buchenwälder u. a. in montanen Bereichen Griechenlands (Raus 1980; Volpers 1989; Bergmeier 2001), Spaniens (Montserrat 1968; Wittig und Thiel 1995) und Italiens vor (Abbate et al. 2003; Rosati et al. 2004), wobei Reif und Löblich-Ille (1999) für Nordgriechenland die Frage aufwerfen, ob es sich hierbei um eine Höhenstufe oder eine extrazonale Ausbildung handelt.

Verglichen mit Regenwäldern ist die Artendiversität in sommergrünen Laubwäldern deutlich geringer. Ihre Arten und Biozönosen aber sind spezifisch, sodass insbesondere die letzten großflächig erhaltenen Bestände dieses Biom-Typs hoch schutzwürdig sind.

5.2.6 Temperate Regenwälder

Temperate Regenwälder benötigen ein perhumides (Jahresniederschläge 1000–2000 mm) (warm-) temperates Klima, wie man es in Meeresnähe vor großen Gebirgssystemen und an den Westküsten von Kontinenten oder Inseln findet. Vom Klima der tropischen Regenwälder unterscheidet sich das der temperaten durch das Auftreten von kühlen, im Gegensatz zum Klima der nemoralen Wälder aber nicht kalten Wintern. Nach Pott (2005) sind in einem derartigen Klima insbesondere Lorbeerwälder weitverbreitet (◘ Abb. 5.9a, b), die nicht unbedingt aus Lorbeerarten bestehen müssen, sondern aus solchen mit lorbeerähnlichen Blättern (laurophylle Arten; ◘ Abb. 5.9c). Man findet sie in Galizien, am Schwarzen Meer, auf den Kanaren und den Azoren, an der Küste Nordkaliforniens, in Mittelchile und Argentinien, auf den Juan-Fernandez-Inseln (Südpazifik), in Neuseeland (Meurk 1995) und in Südwestaustralien. Neben laurophyllen Arten können stellenweise auch sommergrüne Laubbäume sowie Nadelbäume am Aufbau der Baum- und Strauchschicht beteiligt sein. Die hohen Niederschläge ermöglichen die Existenz einer reichen Epiphyten- und Lianenflora (◘ Abb. 5.9d) und von Vertretern der extrem austrocknungsempfindlichen Hautfarne (Hymenophyllaceae; ◘ Abb. 5.9e). Als beweidungsbedingte Degradationsstadien stellen sich oft von Ericaceen dominierte macchienähnliche Gebüsche ein (s. Hildebrand 1983 und Hildebrand-Vogel 1984 für Südchile; Pott et al. 2003 für die Kanarischen Inseln), weshalb Bereiche stark degenerierter Lorbeerwälder von manchen Autoren zum mediterranen Biom gestellt werden (z. B. Frey und Lösch 2010). Fast die Hälfte der Bestände wurde bereits abgeholzt oder durch Beweidung vernichtet. Auf den Kanarischen Inseln insgesamt existieren nur noch 18 % der Bestände, wobei die Zahlen im Einzelnen für La Palma und Teneriffa noch weit niedriger sind, während Gomera mit 48 % einen relativ hohen Regenwaldanteil aufweist (Arndt 2006). Da diese Wälder nicht so bekannt sind wie die tropischen Regenwälder, geschieht ihre Vernichtung nahezu unbemerkt von der Weltöffentlichkeit.

Neben den Lorbeerwäldern existieren temperate Regenwälder, die nicht von laurophyllen Arten dominiert werden. In ihnen kommen einige der mächtigsten Baumarten der Erde vor, z. B. *Sequoia sempervirens* (N-Amerika) und *Fitzroya cupressioides* (S-Amerika; ◘ Abb. 5.10a). Auf der Südhalbkugel sind stellenweise auch Arten der Gattung Südbuche (*Nothofagus*; ◘ Abb. 5.10b) bezeichnend (z. B. Armesto et al. 1995; Schroeder 2003). Die *Nothofagus*-Wälder stellen die letzten Reste eines ehemals auf dem Südkontinent Gondwana weitverbreiteten Vegetationstyps dar. Ebenfalls ein Relikt ist die in Chile stellenweise vorkommende Araukarie (*Araucaria araucana*; ◘ Abb. 5.10c). Gondwana-Relikte sind auch in den temperaten Regenwäldern anderer Regionen der Südhalbkugel vorhanden, in Tasmanien z. B. die Konifere *Lagarostrobus franklinii* (Enright und Hill 1995). Die Koniferenwälder des neuseeländischen Westlandes (Reif und Allen 1988) existieren nach Schuster (1976) bereits seit dem Abdriften Neuseelands von Gondwana, also seit ca. 80 Mio. Jahren, und dürften damit die ältesten Wälder der Erde sein. Lawford et al. (1996) zählen auch in den höheren Breiten N-Amerikas gelegene regenreiche Nadelwälder zu den temperaten Regenwäldern. Für diese sind u. a. *Abies amabilis, Chamaecyparis nootkaensis, Pinus sitchensis, Pseudotsuga menziesii, Thuja plicata* und *Tsuga heterophylla* bezeichnend.

Die teilweise kleinflächige Verteilung der temperaten Regenwälder auf alle Kontinente bedingt, dass keine faunistischen Gemeinsamkeiten bestehen. In der Regel sind die für die Makrofauna des Faunenreich bzw. für die großflächig angrenzenden Biome bezeichnenden Arten vorhanden.

5.2.7 Hartlaubvegetation

Die auf allen Kontinenten und Subkontinenten der Erde zu findende Hartlaubvegetation ist typisch für Gebiete mit mediterranem Klima (Specht und Moll 1983), wie man es in Teilen von Amerika und Australien (Arroyo et al. 1995), auf den Kanarischen Inseln (Pott et al. 2003), im südafrikanischen Kapland (Cowling und Richardson 1994) sowie im Mittelmeergebiet antrifft (◘ Abb. 5.11). Das mit der mediterranen Florenregion identische eurasisch-nordafrikanische Hartlaubgebiet ist das flächenmäßig größte dieses Typs auf der Welt. Bezeichnend sind dort **Steineichenwälder (Quercetea ilicis)** und de-



Abb. 5.9a–d Lorbeerwälder und andere temperate Regenwälder; **a** Lorbeerwald der Kanaren; **b** Lorbeerwald in Chile (valdivianischer Wald); **c** Beispiele für laurophylle Arten in Chile: **c1** *Eucryphia cordifolia*; **c2** *Myrceugenia planipes*; **d** Lorbeerwälder beherbergen viele Lianen und Epiphyten sowie auch einige Hautfarne: **d1** *Sarmienta scandens*; **d2** *Asteranthera ovata*; **d3** *Philesia magellanica*; **d4** *Mitraria coccinea*; **d5** *Hymenophyllum* spec. Fotos: R. Wittig (a); alle anderen Renate Hirschfelder



Abb. 5.10a–c Nichtlaurophylle temperate Regenwälder bzw. Baumarten dieser Wälder in Südamerika (Chile); **a** *Fitzroya cupressoides*; **b** *Nothofagus dombeyi* -Wald; **c** *Araucaria araucana*. Fotos Renate Hirschfelder



Abb. 5.11a–d Mediterrane Lebensräume; **a** Stein-Eiche (*Quercus ilex*), die namensgebende Charakterart der mediterranen Wälder Europas (Quercetea ilicis), Mallorca 1969; **b** Macchie, Mallorca 1977; **c** Garigue, Griechenland; **d** Chaparral, Kalifornien. Fotos: R. Wittig (a, b, d); Thomas Raus (c)

ren Degradationsstufen (**Macchie**, **Garigue**). Auch in Kalifornien gibt es von hartlaubigen Eichen (*Quercus agrifolia*, *Q. engelmannii*) gebildete Wälder sowie den macchienähnlichen **Chaparrall** (Keeley und Keeley 1988). Im mediterranen Teil Australiens bilden Wälder mit *Eucalyptus*-Bäumen und Proteaceen in der Strauchschicht die natürliche Vegetation. Das kleine capensische Hartlaubgebiet bildet ein eigenes Florenreich (▶ Abschn. 4.2.4). Für die dortige Hartlaubvegetation, die ***Fynbos*** genannt wird, sind Proteaceen, Ericaceen und Restionaceen bezeichnend.

Weitgehende Frostfreiheit und hohe Sonneneinstrahlung verbunden mit sommerlicher Trockenheit machen die mediterranen Gebiete zu Lebensräumen, die für wärme- und lichtliebende, an Sommertrockenheit angepasste Arten ideal sind. In der Regel findet man daher eine reiche Insekten- und Reptilienfauna. Beispielsweise kommen in der kleinen Kapregion ca. 100 Reptilien- (Baard 1997) und 234 Schmetterlingsarten vor (Rebelo 1992).

Auf die historisch bedingte Degradation der natürlichen Vegetation des europäisch nordafrikanischen Hartlaubgebietes wurde bereits in ▶ Abschn. 3.1 hingewiesen. Inzwischen gibt es ähnliche Erscheinungen aber auch in den anderen Hartlaubregionen der Erde (Rundel et al. 1998).

5.2.8 Subtropische Wüsten

Bei „Wüste“ denkt man in der Regel nicht zuerst an die bereits oben erwähnten Typen (**kalte Wüsten**; ▶ Abschn. 5.2.4 und **Kältewüsten**; ▶ Abschn. 5.2.1), sondern an die subtropischen Trockenwüsten (Abb. 5.12 und 5.13), die auch **heiße Wüsten** oder zumindest **warme Wüsten genannt werden,** da es dort keine ausgesprochen kalte Jahreszeit gibt. Die wohl bekannteste heiße Wüste ist die Sahara (z. B. Ozenda 2004), außerdem gehören z. B. die chilenische Atacama- und die südafrikanische Namib-Wüste zu diesem Typ. Die in Kalifornien, Nevada, Arizona, Neu Mexiko und Mexiko gelegenen nordamerikanischen „winterlosen“ Wüsten werden von McMahon (1988) als warme Wüsten bezeichnet.



Abb. 5.12a–d Warme Wüsten mit kontrahierter Vegetation; **a** Sahara, Tunesien 1987; **b** Namib, Namibia 1997; **c** Eureka Valley, Kalifornien 1988; **d** Coober Pedy, Queensland, Australien 2014. Fotos R. Wittig

Verglichen mit der Sahara oder den zentralen Bereichen von Gobi und Taklamakan handelt es sich, wie im Falle der nordamerikanischen winterkalten Wüsten (▶ Abschn. 5.2.4), eher um Halbwüsten (Abb. 5.13). Genau wie die kalten, sind auch die heißen Wüsten großflächig betrachtet nicht völlig vegetationsfrei, sondern es gibt die bereits in ▶ Abschn. 5.2.4 beschriebene kontrahierte Vegetation. Die in der Namib vorkommende wohl eigentümlichste aller Wüstenpflanzen, *Welwitschia mirabilis*, wächst allerdings auch völlig isoliert (Abb. 5.14). Viele der an die Wüsten angrenzenden ehemaligen Savannengebiete wurden anthropogen inzwischen in Halbwüsten verwandelt.

Da langanhaltende Hitze und Trockenheit nicht nur für die heißen, sondern auch die kalten Wüsten bezeichnend sind, findet man in beiden Wüstentypen ähnlich gebaute und auch oft nah verwandte Arten. Charakteristische Pflanzentypen sind:

- **Therophyten** (überdauern die Dürrezeit als Samen),
- **Xerophyten** (sind in der Trockenzeit inaktiv, befinden sich aber nur in einem Teilruhezustand),
- **Poikilohydre** (gehen in der Trockenzeit völlig in den Zustand des latenten Lebens über),
- **Sukkulente** (besitzen große Wasserspeicherorgane, sind daher auch in der Trockenzeit aktiv).

Ökophysiologisch betrachtet sind viele Arten den **Halophyten** zuzurechnen. Eine sehr eigentümliche, von allen anderen momentan existierenden Pflanzen der Welt deutlich verschiedene Wüstenpflanze ist *Welwitschia mirabilis* (Abb. 5.14). Sie besitzt nur zwei Blätter, die zeitlebens weiter wachsen, dabei bis zu 2,5 m lang werden können und sich an den Enden meist aufspalten. Die Art wird wahrscheinlich bis zu 2000 Jahre alt und ist außerdem auch stammesgeschichtlich sehr alt. Sie ist der einzige Vertreter Ihrer Gattung und bildet sogar eine eigene Familie. Daher ist sie im Hinblick auf die Erhaltung phylogenetischer Diversität besonders schutzwürdig.

Aufgrund der extremen Lebensbedingungen unterscheiden sich Flora und Fauna der Wüsten in der Regel deutlich von der der angrenzenden

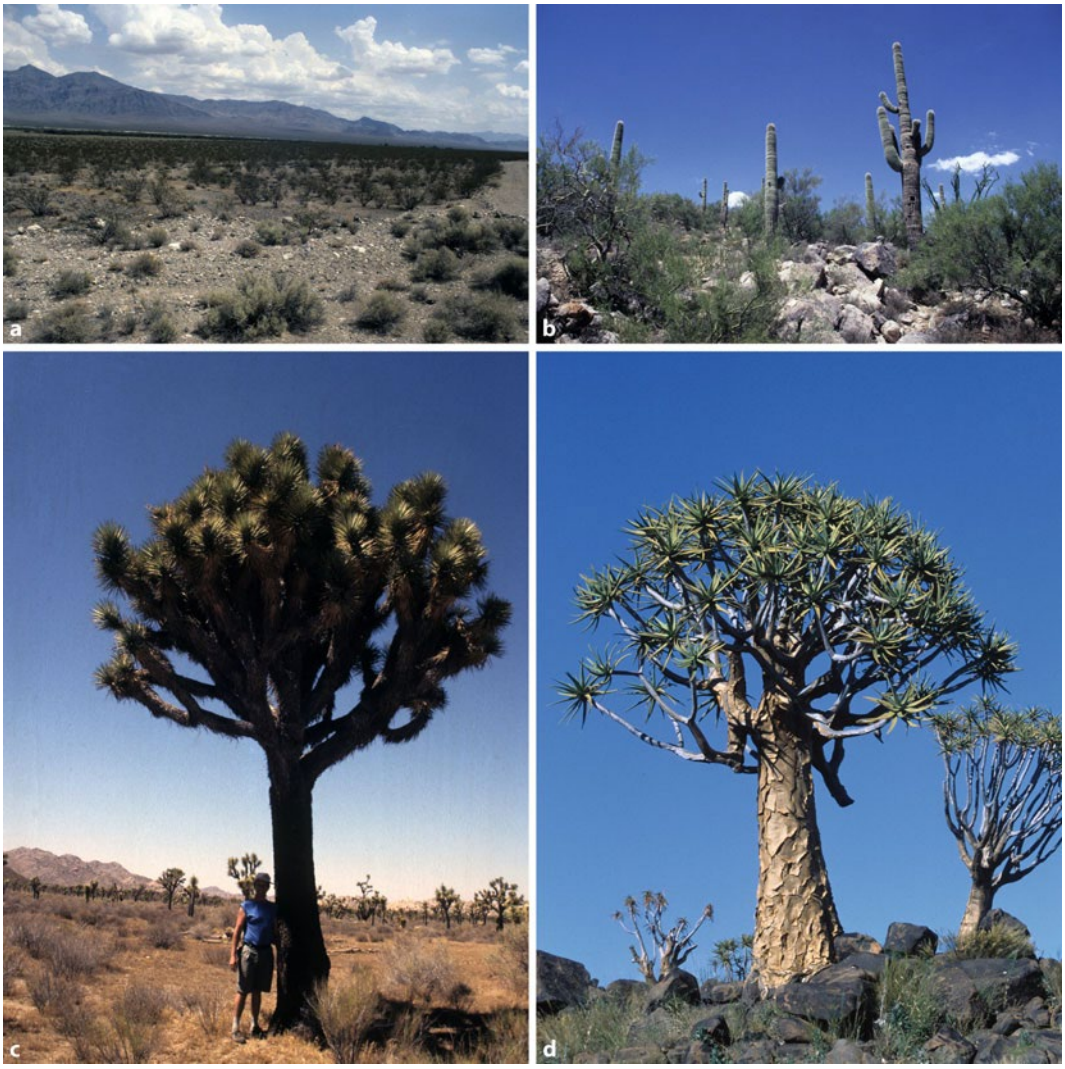


Abb. 5.13a–d Warme Halbwüsten mit diffuser Vegetation; **a** Black brush (*Larrea-tridentata*-)Halbwüste, Mojave-Wüste, Kalifornien 1988; **b** Halbwüste mit *Cereus giganteus*, Arizona 1988; **c** Halbwüste mit Joshua Trees (*Yucca brevifolia*), Kalifornien 1988; **d** Halbwüste mit Köcherbäumen (*Aloe dichotoma*), Namibia 1997. Fotos R. Wittig

Biome. Dies liegt sicherlich v. a. daran, dass sich die Wüstenarten zwar an extremen Stress, dafür aber nicht an Konkurrenz anpassen mussten. Der in benachbarten, weniger extremen Lebensräumen herrschenden Konkurrenz sind sie daher nicht gewachsen. Wüsten sind für ihre Bewohner also Inseln, sodass jede Wüste zahlreiche endemische Arten aufweist (Tab. 5.4), worauf in ▶ Box 5.2 am Beispiel der Sukkulenten-Karoo eingegangen wird.

Für die Artenvielfalt hat es große Bedeutung, in welcher Jahreszeit der spärliche Regen fällt: Winterregen-Wüsten haben etwa doppelt so viele Pflanzenarten wie Sommerregen-Wüsten. Innerhalb der südafrikanischen Namib-Wüste hat die Sukkulenten-Karoo (▶ Box 5.2), ein Winterregengebiet, eine ca. 2,6-mal so hohe Artendichte wie die benachbarte Nama-Karoo, die ihren Regen im Sommer erhält (Cowling et al. 1998).



Abb. 5.14 *Welwitschia mirabilis*, die wohl eigentümlichste aller Wüstenpflanzen; Namib, Namibia 1997. Foto R. Wittig

Tab. 5.4 Endemismus in einer Halbwüste: das Beispiel der Karoo im südlichen Afrika (Desmet und Cowling 2004; s. a. Jürgens 1991; Vernon 1999)

Gruppe	Artenzahl (gesamt)	Endemitenzahl	% Endemiten
Blütenpflanzen	6356	2539	40
Insekten[1)]	?*	?*	ca. 50
Skorpione	70	18	26
Reptilien	94	15	16

[1)] Gesamtartenzahl nicht bekannt, die Prozentangabe beruht auf Stichproben

Box 5.2 Sukkulenten-Karoo und Namib-Wüste

Die sich vom südlichen Namibia bis weit hinein nach Südafrika erstreckende, im weiteren Sinne zur Namib-Wüste gehörende Sukkulenten-Karoo ist eine von zwei Halbwüsten (stellenweise allerdings mit Übergängen zu steppen- oder savannenartigen Bereichen), die von Mittermeier et al. (2004) zu den weltweiten Hotspots der Biodiversität gezählt werden, wofür u. a. eine hohe Endemitenzahl Voraussetzung ist (Tab. 5.4). Darüber hinaus ist die Sukkulenten-Karoo aber auch überaus artenreich: Sie beherbergt fast viermal so viele Pflanzenarten wie gleich große nordamerikanische Halbwüsten (Cowling et al. 1998). Die Gesamtzahl der Gefäßpflanzenarten in der Sukkulenten-Karoo beträgt etwa 6350, wobei 1002 Gattungen und 168 Familien repräsentiert sind (Driver et al. 2003). Die charakteristische Vegetation bilden offene Sukkulentengebüsche (Abb. 5.15a), in denen Mesembryanthemaceae, Crassulaceae, Asteraceae und Liliaceae dominieren (Milton et al. 1997). Weltweit einmalig ist nach Jürgens (1986) der hohe Anteil an Blattsukkulenten (1700 von ca. 1850 Arten), da es bei diesen in der Karoo zu einer starken Artaufspaltung gekommen ist (Klak et al. 2004). Ebenso einmalig ist die Vielzahl der „Lebenden Steine" (Abb. 5.15b), die mit rund 700 Arten und sechs Gattungen repräsentiert sind (*Argyroderma*, *Bulbine*, *Conophytum*, *Crassula*, *Haworthia* und *Lithops*). Die Zahl der endemischen Blütenpflanzen liegt bei über 2500 und macht ca. 40 % der Gesamtartenzahl aus. In der Fauna (s. Vernon 1999) weisen wohl die Insekten den höchsten Anteil an endemischen Arten auf (> 50 %), wobei die Zahl auf der Untersuchung weniger Gruppen beruht (Desmet und Cowling 2004). Auch unter den Skorpionen ist der Anteil an Endemiten relativ hoch (26 %), ebenso wie unter den Reptilien (33 %). Verständlicherweise spielen Amphibien keine große Rolle in einer Halbwüste. Immerhin aber gibt es 29 Arten, darunter eine endemische, den Wüsten-Regenfrosch (*Breviceps macrops*). Etwa 90 % der Fläche werden beweidet, wobei insbesondere das im Allgemeinbesitz befindliche Land unter Überbeweidung leidet, 5 % der Fläche sind durch Bergbau (Diamanten, Schwermetalle) oder Landwirtschaft irreversibel gestört. Optimistisch geschätzt befinden sich noch knapp 30 % der Fläche in naturnahem Zustand, wahrscheinlich aber deutlich weniger. Die wachsende Straußenfarmindustrie könnte für weitere Degradation sorgen (Desmet und Cowling 2004).

5.2.9 Savannen und halbimmergrüne bis regengrüne Wälder

In Trockengebieten hat der Wurzelraum der Bäume und Sträucher oft einen so großen Radius, dass das nächste Gehölz aus Konkurrenzgründen erst in vergleichsweise großer Entfernung gedeihen kann. In den Zwischenräumen können Gräser wachsen, die mit ihrem feinverzweigten, den Boden intensiv durchziehenden Wurzelsystem während der Regenzeit Haftwasser aus der obersten Bodenschicht aufnehmen. Die Bäume dagegen reichen in tiefere



Abb. 5.15a–g Pflanzen der Sukkulenten-Karoo; **a** *Cotyledon orbiculatum*, Südliches Richtersveld, 2007; **b** *Gibbaeum pubescens*, Kleine Karoo 1994; **c** *Stapelia gariepensis*, Richtersveld National Park 2006; **d** *Dracophilus dealbatus*, Nördliches Richtersveld 2004; **e** *Mesembryanthemum gariusianum*, Richtersveld National Park, 2003; **f** *Cheiridopsis peculiaris*, Südliches Richtersveld 2007; **g** *Argyroderma delaetii*, Knersvlakte, Farm 2005. Fotos: Elke Erb (a); Detlev Kandinski (f, g); Norbert Jürgens (b–e)

Schichten hinab und sind daher oft noch während der Trockenzeit grün, während die Gräser bereits verdorrt sind. Ein typischer Baum der afrikanischen Savannen und Trockenwälder ist der Baobab (*Adansonia digitata*; Abb. 5.16a), weitere charakteristische Gehölze gehören den Familien Combretaceae (*Combretum*, *Terminalia*) und Mimosaceae (*Acacia*) an.

Die für den Optimalbereich der Trockensavannen bezeichnenden Bäume (**Baumsavannen**) werden im Übergangsbereich zur polwärts angrenzenden subtropischen Wüstenvegetation mehr und mehr durch Sträucher ersetzt (**Strauchsavannen**; Abb. 5.16b). Wohl aufgrund starken Beweidungsdrucks werden dabei insbesondere dornbewehrte Arten ausgelesen (Abb. 5.16c), sodass in diesen Grenzbereichen **Dornsavannen** vorherrschen. Im Übergansbereich zu den Trockenwäldern sind größere Baumgruppen oder sogar kleine Wäldchen in

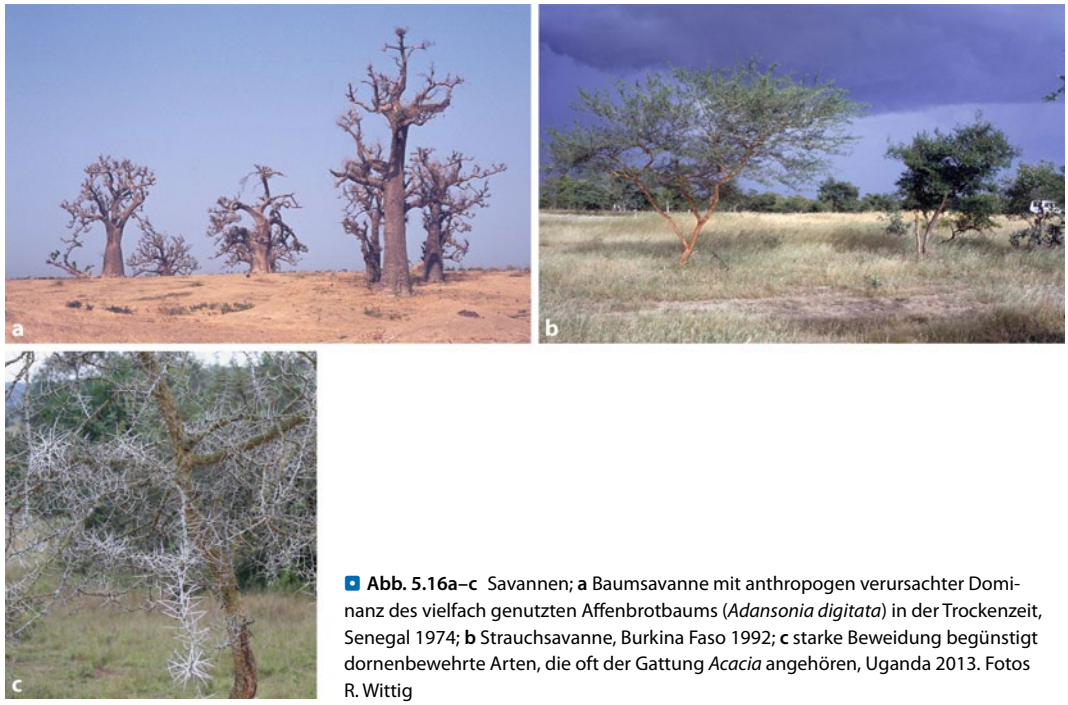


Abb. 5.16a–c Savannen; **a** Baumsavanne mit anthropogen verursachter Dominanz des vielfach genutzten Affenbrotbaums (*Adansonia digitata*) in der Trockenzeit, Senegal 1974; **b** Strauchsavanne, Burkina Faso 1992; **c** starke Beweidung begünstigt dornenbewehrte Arten, die oft der Gattung *Acacia* angehören, Uganda 2013. Fotos R. Wittig

die Savannen eingestreut. Einen solchen Vegetationskomplex nennt man **Waldsavanne**, wobei diese Bezeichnung streng betrachtet im Widerspruch zur Definition von „Savanne" steht. Wird ein geschlossener Baumbestand nicht durch Trockenheit, sondern durch lang anhaltende Überflutung verhindert, so entstehen **Feuchtsavannen**, wie man sie beispielsweise in Südamerika in den Llanos am Orinoko sowie in Teilen des Gran-Chaco-Gebietes findet.

Das Feinmaterial, welches Termiten zum Bau ihrer Hügel aus tieferen Bodenschichten an die Erdoberfläche transportieren, besitzt in der Regel eine größere Wasserkapazität und einen höheren Nährstoffgehalt als der Savannenboden. Termitenhügel stellen daher Sonderstandorte dar, auf denen sich Arten ansiedeln können, die in der „normalen" Savanne nicht gedeihen würden (Kirchmair et al. 2012), sodass dichte Termitenpopulationen zu speziellen **Termitensavannen** führen.

Der in weiten Regionen der semiariden Tropen übliche **Wechselfeldbau** *(shifting cultivation)* erzeugt in der Regel ein ebenfalls savannenartiges Landschaftsbild (s. z. B. Wittig und Neumann 2013). Weite Bereiche der von Natur aus bewaldeten semihumiden Tropen sind von derartigen anthropogenen Savannen bedeckt (Abb. 3.3). Im Bereich der Baumsavannen werden mit zunehmendem Bevölkerungsdruck nur noch diejenigen Baumarten vom Fällen ausgenommen, die einen hohen Nutzwert haben, sodass sogenannte Nutzbaum- oder Parksavannen entstehen (Abb. 5.16a).

Im Hinblick auf das Thema „Biodiversität", v. a. die faunistische, ist die ostafrikanische Savanne und hier insbesondere die **Serengeti** (▶ Box 5.3) aufgrund ihrer riesigen Tierherden (Antilopen, Büffel, Gnus, Zebras), der davon lebenden großen Beutegreifer (Löwen, Leoparden, Geparden) sowie der eher in kleinen Gruppen oder einzeln vorkommenden Großsäuger (Elefant, Giraffe, Nashorn) am bekanntesten. Auch in den Savannen und Halbwüsten Südafrikas und Namibias kann man all diesen Säugetieren begegnen. Bei der westafrikanischen Savanne handelt es sich dagegen um ein altes Kulturland, in dem Großsäuger selten geworden sind.

Entlang größerer Flüsse existieren in Savannen oft dichte Waldstreifen, die als **Galeriewälder** bezeichnet werden. In ihnen findet man viele Pflanzen- und auch einige Tierarten, deren biogeografischer Schwerpunkt in benachbarten feuchteren Regionen liegt.

5.2.10 Tropische Regenwälder, Bergregenwälder und Mangroven

Immergrüne tropische Regenwälder (s. z. B. Whitmore 1993), die im Bereich dieser Wälder die unterste Gebirgsstufe bedeckenden Bergregenwälder (z. B. Fischer 2004) und die für tropische Meeresküsten und Flussmündungen bezeichnenden amphibischen Wälder (Mangroven) bedecken zwar nur 12,5 % der Erdoberfläche, sind aber die Heimat von mehr als der Hälfte aller Tier- und Pflanzenarten (z. B. weit über 50 % der Gefäßpflanzenarten; Leuschner 2014). Durch Holzeinschlag und Brandrodung ist bereits ein großer Teil dieser Wälder vernichtet worden. Das Ausmaß des Biodiversitätsverlustes ist dramatisch: Viele Arten werden ausgestorben sein, ehe sie bekannt wurden. Wälder der drei genannten Typen sind in der Neo- und Paläotropis sowie in der Australis zu finden. Das flächenmäßig größte Vorkommen liegt in der Neotropis (Amazonas-Orinoko-Becken sowie tropische Küstenbereiche). Im Bereich der Paläotropis gibt es sowohl in Afrika als auch in Indien und Ostasien entsprechende Wälder; in der Australis bilden sie einen schmalen Küstenstreifen. Etwa 58 % der um 2000 weltweit noch existenten Regenwälder befanden sich in Südamerika, je 21 % in Afrika und Asien (Mayaux et al. 2005).

Tropische Regenwälder und Bergregenwälder Die in Höhen von 200–900 m ü. NN bei Jahresniederschlägen von 2600–3800 mm wachsenden Tieflandsregenwälder sind durch die absolute Dominanz der Bäume geprägt. Die Baumschicht besteht aus mehreren Etagen, von denen die oberste bis zu 60 m Höhe erreicht. Entsprechend groß ist die Zahl der Baumarten. Nach Vareschi (1980) gibt es allein in Venezuela mehr als 1000 Baumarten (zum Vergleich: in Deutschland sind es knapp 70) und manche Familien, die in anderen Biomen nur mit krautigen Arten vertreten sind, kommen baumförmig vor. Beispielsweise sind die Veilchengewächse (Violaceae) im tropischen Südamerika mit 80 baumförmigen Arten vertreten. Insgesamt beherbergen die tropischen Wälder ca. 43.000 Baumarten, das sind 85 % der Baumarten der Erde (Leuschner 2014), wobei die südamerikanischen Wälder mit einem Median von ca. 180 Arten pro Hektar die deutlich artenreichsten sind, während die asiatischen pro ha „nur“ ca. 150 und die afrikanischen lediglich ca. 90–110 Arten aufweisen (Leuschner 2014; nach Daten aus Turner 2001).

Je höher ein Baum wird, desto mehr muss er in seine Stabilisierung investieren. Wegen ihrer Festigkeit sind Tropenhölzer daher auf dem Markt sehr gefragt. Zur Verankerung dienen zusätzlich besondere Wurzelformen, z. B. Brettwurzeln oder Stelzwurzeln (Abb. 5.19a).

Die aus mehreren Etagen bestehende Baumschicht lässt nur wenig Licht bis zum Boden durchdringen. Eine echte Krautschicht fehlt daher oft völlig, jedoch findet man stellenweise reichen Jungwuchs der Gehölze.

Kletterpflanzen (**Lianen**) sind im Wettbewerb um einen „Platz an der Sonne“ bevorteilt, da sie keine Energie in die Ausbildung eines umfangreichen Stammes stecken müssen, sondern sich mithilfe ihrer Trägerpflanzen dem Licht entgegenstrecken können. Wegen der Dunkelheit am Boden gelingt dies allerdings nur dann sehr gut, wenn die Lianen gleichzeitig oder wenigstens kurz nach den Bäumen aufwachsen können. In ungestörten Wäldern findet man daher nur selten Lianen, während Lianenreichtum eher in Sekundärwäldern auftritt, also ein Störungsindikator ist. Eine andere Methode, um schnell ans Licht zu gelangen, haben die **Baumwürger** (Würgfeigen) der Gattung *Ficus* entwickelt: Sie keimen auf einem Baum, umwachsen diesen zunächst netzartig, bilden dann eine geschlossene Hülle um den Baum und „erwürgen“ ihn allmählich (Abb. 5.19b).

Allerdings töten nur wenige der in Regenwäldern zahlreich vorkommenden Arten von **Epiphyten** später ihren Trägerbaum. Die meisten leben mit dem Baum in **Parabiose**, worunter man das Zusammenleben zweier Arten versteht, von denen eine einen Nutzen hat, die andere weder Nutzen noch Schaden. Besonders viele Epiphyten der tropischen Regenwälder stammen aus den Familien Bromeliaceae und Orchidaceae (Abb. 5.19c1, c2) sowie aus dem Stamm der Farne, z. B. die bei uns als Zimmerpflanzen beliebten Geweihfarne (Abb. 5.19c3). Reich vertreten sind in der Epiphytenflora auch Moose, Algen und Pilze. Nicht selten findet man auf Blättern epiphytischer Gefäßpflanzen Moose und/oder Pilze, auf denen wiederum Algen leben (Abb. 5.9d).

Box 5.3 Serengeti

Insbesondere im deutschsprachigen Bereich ist die Serengeti aufgrund des 1959 von Bernhard und Michael Grzimek gedrehten Dokumentarfilms „Serengeti darf nicht sterben" die wohl bekannteste aller Savannen (Buch zum Film: Grzimek und Grzimek 1959; s. a. Job und Schmid 2011). Aufrecht erhalten und gefördert wird der aber auch weltweit hohe Bekanntheitsgrad durch die gute touristische Erschließung des Gebietes. Grund für die Anziehungskraft der Serengeti, die mit knapp 15.000 km² zu den größten Nationalparks der Welt gehört, sind die riesigen Tierherden und die damit verbundene hohe Zahl an großen Prädatoren. In der Regel besteht nämlich ein unübersehbarer positiver Zusammenhang zwischen der Zahl großer Raubtiere und der Besucherzahl der afrikanischen Nationalparks. Das gesamte Serengeti-Ökosystem umfasst allerdings etwa 35.000 km² die als Jagdschutzgebiete (*game reserves*) oder Naturschutzgebiete (*conservation area*) ebenfalls unter Schutz stehen, z. B. der Ngorongoro-Krater und das kenianische Massai-Mara Game Reserve (◘ Abb. 5.17). Da starke Wilderei stattfand und irreversible Zerstörungen absehbar waren, wurde die Bevölkerung aus dem bereits 1951 gegründeten Nationalpark wenige Jahre später ausgewiesen, bekam aber Rechte in der rund 8300 km² umfassenden Ngorongoro Conservation Area (NCA). Dieses Gebiet ist heute UNESCO-Biosphärenreservat, was bedeutet, dass der Schutz der vom Menschen geprägten Kulturlandschaft im Vordergrund steht. Außerdem hat der im Bereich der NCA liegende eigentliche Krater den Status eines UNESCO-Welterbes.

Der zentrale, ebene Teil der Serengeti ist eine baumarme Savanne (◘ Abb. 5.18a). Auf diesen Landschaftscharakter geht der Name zurück, der sich von dem Massai-Wort „*Siringitu*" ableitet, was „endlose Ebene" oder „endloses Land" bedeutet. Dominante Gräser der Savanne sind *Digitaria macroblephara, Sporobolus marginatus* und *S. kentrophyllus*. Stellenweise sind auch Waldsavannen vorhanden, die in den tieferen Lagen von *Acacia drepanolobium, A. gerrardii* und *Commiphora africana* gebildet werden, in den höheren Lagen von *Acacia lahai* und *A. seyal*. Wie überall im Savannenbereich findet man entlang der Flüsse Galeriewälder.

In der Serengeti trifft man auf riesige Tierherden, die im Verlaufe eines Jahres ausgedehnte Wanderungen von ihrem Südrand bis ins angrenzende kenianische Wildreservat Massai-Mara und zurück durchführen. Die wandernden Herden von Streifengnus (*Connochaetes taurinus*), Zebras, Gazellen und Antilopen werden von Löwen (*Panthera leo*; ◘ Abb. 5.18b1), Streifen- und Tüpfelhyänen (*Hyaena hyaena* und *Crocuta crocuta*) sowie Schakalen (*Canis adustus, C. aureus, C. mesomelas*) begleitet. An auffälligen Prädatoren kommen außerdem Leopard (*Panthera pardus*; ◘ Abb. 5.18b2) und Gepard (*Acinonyx jubatus*; ◘ Abb. 5.18b3) vor. Unübersehbare Großsäuger sind Afrikanischer Elefant (*Loxodonta africana*), Giraffe (*Giraffa camelopardalis*) und Kaffernbüffel (*Syncerus caffer*). Vom Spitzmaulnashorn (*Diceros bicornis*) sind dagegen nur noch wenige Exemplare vorhanden (◘ Abb. 5.18b4). Weitere teils in großen, oft gemischten Herden auftretende Weidegänger sind ▶ Elen-, Kuh- Leier- und Pferdeantilopen (*Taurotragus oryx, Alcelaphus buselaphus, Damaliscus lunatus, Hippotragus equinus*), ▶ Grant- und ▶ Thomsongazellen (*Nanger granti, Eudorcas thomsoni*), ▶ Kleiner Kudu (*Tragelaphus imberbis*) und Steppenzebras (*Equus quagga*). Ried- und Wasserbock (*Redunca redunca, Kobus ellipsiprymnus)* sowie Warzenschwein (*Phacochoerus africanus*) bevorzugen die etwas feuchteren bis sumpfigen Bereiche. In Gewässern kommen Flusspferd (*Hippopotamus amphibius*) und Kapotter (*Aonyx capensis*), an Felsen der Klippspringer (*Oreotragus oreotragus*), eine Gazellenart, und der entfernt mit den Elefanten verwandte Klippschliefer (*Procavia capensis*) vor. Von der Vielzahl der kleineren Säugetiere fallen dem Besucher in der Regel u. a. die Affenarten ▶ Südliche Grünmeerkatze (*Chlorocebus pygerythrus*), ▶ Husarenaffe (*Erythrocebus patas*) und ▶ Mantelaffe (*Colobus guereza*), die Mangusten (Herpestidae, 7 Arten), das ▶ Indische Stachelschwein (*Hystrix indica*), die Ginsterkatzen (*Genetta*, 2 Arten) und das ▶ Erdferkel (*Orycteropus afer*) auf.

Reich ist auch die Avifauna: Über 500 Arten, darunter 34 Prädatoren und sechs Geier, sind aus der Serengeti bekannt. An Reptilien trifft man an Gewässern fast stets auf Krokodile (*Crocodylus niloticus*), manchmal auch auf Nilwarane (*Varanus niloticus*). An Felsen lebt eine auffällige Agame (*Agama mwanzae*).

Angesichts der zoologischen Attraktivität und der guten touristischen Infrastruktur ist es nicht verwunderlich, dass allein die touristisch besonders gut erschlossene NCA in den 2000 er-Jahren durchschnittlich 438.000 Besucher pro Jahr hatte (Job und Schmid 2011) und der Nationalpark in der Saison 2012/2013 auf 336.000 Besucher kam, wodurch sich der Tourismus inzwischen zum zweitwichtigsten Wirtschaftsfaktor Tansanias entwickelt hat. Dies steigert einerseits das Interesse der Regierung an der Beibehaltung des Schutzes, bringt aber andererseits große Probleme mit sich, beispielsweise durch während der Hochsaison täglich bis zu 250 den Ngorongoro-Krater befahrende Kleinbusse und Jeeps (s. a. ◘ Abb. 17.3) oder die Versuche, die Tiere „touristenfreundlich" in der Nähe der Lodges zu konzentrieren (◘ Abb. 17.4).

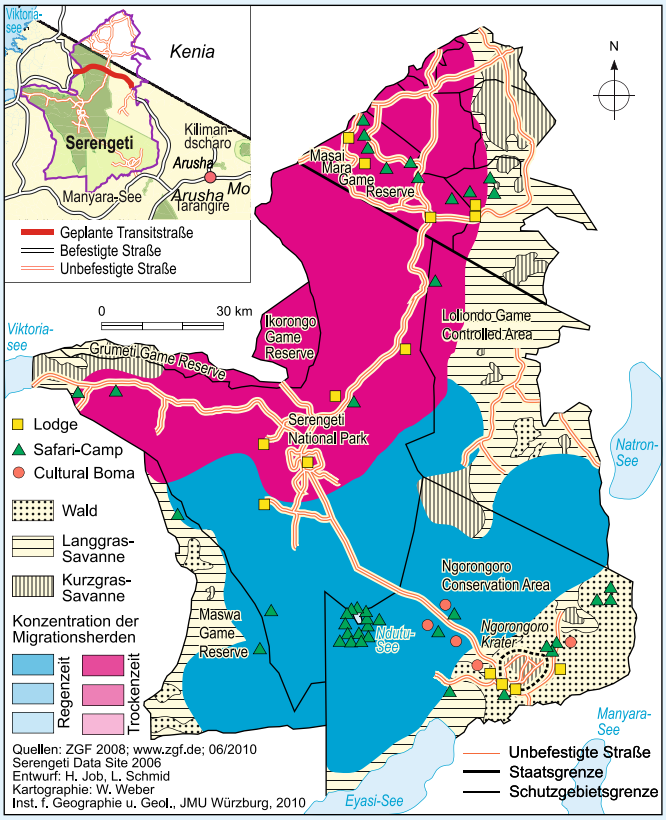


Abb. 5.17 Das Serengeti-Ökosystem – Konzentration der wandernden Tierherden und touristische Infrastruktur. (aus Job und Schmid 2011)

Eine weitere Besonderheit der tropischen Regenwälder ist das Auftreten von Stamm- und Astblütigkeit (**Cauliflorie** bzw. **Ramiflorie**). Da als Bestäuber nicht nur Insekten, sondern auch Vögel und Fledermäuse zur Verfügung stehen, die sich z. T. bevorzugt in den unteren Stockwerken aufhalten, erfüllen Blüten auch dort ihren Zweck.

Farne, Moose und Algen kommen mit weniger Licht aus als Samenpflanzen, sodass sie in den unteren Etagen der Regenwälder weniger Probleme haben. Hinzu kommt, dass die immerfeuchten Regenwälder für diese Pflanzengruppen einen besonders guten Lebensraum darstellen, da Farne und einige Moose schlechtere, Algen und die Mehrzahl der Moose gar keine Wasserleitungssysteme besitzen, also für ihre Wasserversorgung auf regelmäßige Niederschläge angewiesen sind. Auch besitzen diese Pflanzengruppen kaum Schutzmechanismen gegen Wasserverlust durch Transpiration, sodass die in Regenwäldern ständig gegebene hohe Luftfeuchtigkeit für sie eine erhebliche Erleichterung darstellt.

Die ab etwa 900 m ü. NN auftretenden **Bergregenwälder** sind einfacher strukturiert als die Tieflandsregenwälder (Fischer 2004), dennoch aber ebenfalls sehr artenreich (z. B. Beck et al. 2008; Bendix et al. 2013), u. a. besitzen sie noch mehr Epiphyten. Ihre Wuchshöhe beträgt maximal 35 m. Der Epiphytenreichtum nimmt mit der Meereshöhe zu und erreicht sein Maximum in der sogenannten **Nebelstufe**, für die ein starker Flechtenbehang der Bäume bezeichnend ist.

Berg- und Tieflandsregenwälder der Tropen sind der ausschließliche Lebensraum von vier Arten unserer nächsten Verwandten, des Westlichen und des Östlichen Gorillas (*Gorilla gorilla* und *Gorilla beringei*), des Zwergschimpansen oder Bonobos (*Pan paniscus*), die alle drei in Afrika leben, und des in Südostasien beheimateten Orang-Utans. Auch den Gemeinen Schimpansen (*Pan troglody-*

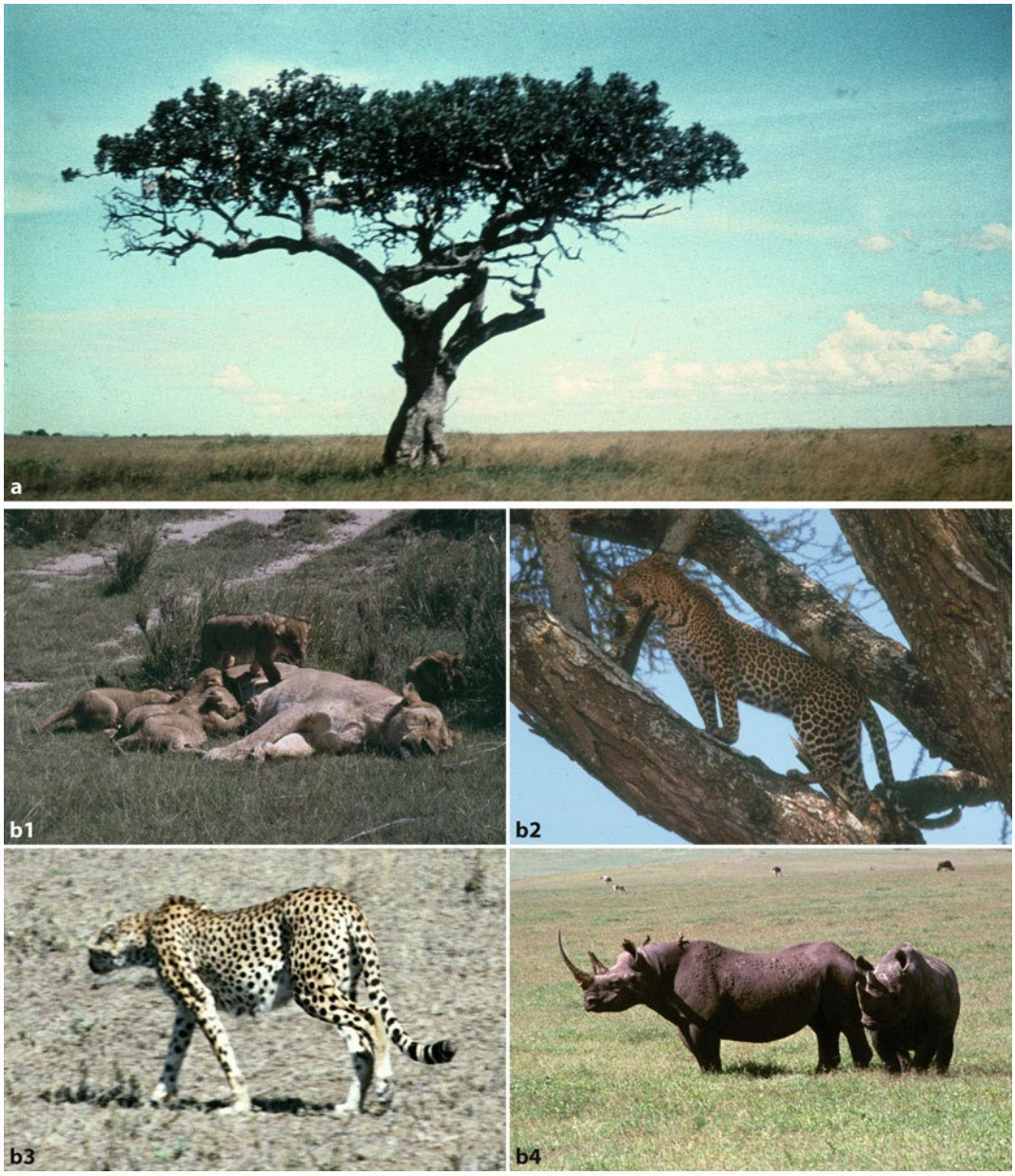


Abb. 5.18a,b Serengeti; **a** Die Serengeti ist eine weitgehend baumarme Savanne; **b** einige Großsäuger der Serengeti und angrenzender Schutzgebiete: **b1** Löwe (*Panthera leo*), Massai-Mara Reservat 1976; **b2** Leopard (*Panthera pardus*); **b3** Gepard (*Acinonyx jubatus*), Serengeti 1976; **b4** das vom Aussterben bedrohte Spitzmaulnashorn (*Diceros bicornis*), Ngorongoro-Krater 1976. Fotos: M. Niekisch (b2); R. Wittig 1976 (a, b1, b3, b4)

tes) kann man in tropischen Wäldern antreffen, aber sein Lebensraum reicht von den Regen- über die Trockenwälder bis hin zur Savanne. Weitere bezeichnende Großsäuger der tropischen (Berg-) Regenwälder sind die mit drei Arten in Südamerika und mit einer Art in Südostasien vertretenen Tapire (*Tapirus*) sowie das in Zentralafrika lebende Okapi (*Okapia johnstoni*). Das feuchte Klima macht die tropischen Regenwälder zu einem idealen Lebensraum für Amphibien, die ihre Eier in den zahlrei-



Abb. 5.19a–d Einige Charakteristika von tropischen Regen- und Bergregenwäldern; **a** Brettwurzeln, Uganda 2013; **b** Baumwürger (*Ficus watkinsiana*), Queensland, Australien 2014; **c** Epiphyten (gemeinsames Charakteristikum mit den temp. Regenwäldern): **c1** Bromelie (*Tillandsia eizii*), Mexiko 2012; **c2** Orchidee (*Trichopilia marginata*), Panama 2004; **c3** Geweihfarn (*Platycnerium*), Queensland, Australien 2014; **d** Epiphyllen-Gemeinschaft: Blatt mit foliosen Lebermoosen sowie diversen Laub- und Krustenflechten und einer Feldheuschrecke im Bergregenwald Panamas. Fotos: R. Wittig (a, b, c3); Ralph Daniel Mangelsdorff (c1, c2); Meike Piepenbring (d)

chen Mini- und Mikrogewässern (Baumhöhlen, Astgabeln, Blattscheiden) ablegen oder aufgrund der hohen Luftfeuchtigkeit gar nicht ablegen müssen, sondern mit sich herumtragen können.

Mangrove Unter Mangrove versteht man einen im Gezeitenbereich wachsenden Wald, der während der Flut im Wasser steht und während der Ebbe trocken liegt (s. z. B. Saint Paul und Schneider 2010). Man findet ihn an den Küsten (Salzwasser) sowie im

Mündungsgebiet der großen Flüsse (Brackwasser), stellenweise bis in die Süßwasserbereiche hinein. Das optimale Wuchsgebiet liegt im äquatorialen Bereich, stimmt also mit dem Biom der tropischen Regenwälder überein. Verarmte Mangrovenformationen reichen aber stellenweise über das Areal des Regenwaldes nach Norden bzw. Süden hinaus. Die nördlichsten Bestände existieren auf den Bermudainseln (32° N) sowie im Persisch-Arabischen Golf und am Golf von Aquaba (29° N). In Südamerika (Brasilien) findet man Mangroven bis zum 29. Breitengrad Süd und in Neuseeland sogar noch bei 37° S. Bemerkenswerterweise werden all diese Außenposten von der gleichen Art, *Avicennia marina*, gebildet. Die am weitesten ins Meer hinein vorstoßende Art ist in der Regel *Rhizophora mangle*. Da die Mangrove nicht an eine Klimazone gebunden ist und erst recht keine höhenbedingte Abwandlung der zonalen Vegetation darstellt, ist sie also weder ein Zono- noch ein Orobiom. Obwohl sie auch nicht in erster Linie boden-, sondern überflutungsbedingt ist, könnte man sie am ehesten als Pedobiom bezeichnen (▶ Abschn. 5.4), denn ihr Vorkommen ist an (periodisch) überflutete Böden gebunden. Da ihr Optimum im Bereich der tropischen Regenwälder liegt, wird sie aber in der Regel gemeinsam mit diesen behandelt.

Nach Giri et al. (2011) beherbergen 15 Länder etwa 75 % des Weltbestandes der Mangrove. Einsamer Spitzenreiter ist Indonesien, auf dessen Gebiet über 20 % der Bestände wachsen. Mit deutlichem Abstand folgen Australien und Brasilien (je 7 %) sowie Mexiko und Nigeria (je 5 %).

Wegen der täglichen Überflutungen existiert keine Krautschicht. Die Vegetation besteht aus ungefähr 90 Arten von Gehölzen, von denen lokal bis zu 25 auftreten können, sowie zahlreichen Epiphyten. Die östliche Mangrove (Südostasien, Ostafrika) ist wesentlich artenreicher als die westliche (Westafrika, Amerika). In beiden Regionen sind Arten der Gattungen *Rhizophora* und *Avicennia* vertreten. Diese zeigen, neben der bei vielen Arten der Mangrove ausgebildeten hohen Schwimmfähigkeit der Samen oder Früchte sowie der Fähigkeit zur Regulation des osmotischen Wertes (Absalzung) noch weitere starke Anpassungen an das Leben im Gezeitenbereich:

- Die bei *Rhizophora* entwickelten **Stelzwurzeln** (◘ Abb. 5.20a) sind, neben hoher Salztoleranz, sicher ein wichtiger Grund dafür, dass *Rhizophora*-Arten am weitesten ins Salzwasser vordringen.
- Die aus dem Boden herausragenden **Atemwurzeln** von *Avicennia* (◘ Abb. 5.20b) sind vorteilhaft, wenn im Boden starker Sauerstoffmangel herrscht. Dies ist dort der Fall, wo keine Wellenbewegung herrscht und sich dementsprechend Schlick abgelagert hat. *Avicennia*-Arten findet man daher eher in ruhigen Buchten sowie am uferseitigen Rand des Gezeitenbereichs.
- Bei *Rhizophora* ist außerdem **Viviparie** ausgebildet, d. h. Keimen des Embryos bereits auf der Mutterpflanze. Der Embryo entwickelt bereits dort ein mächtiges, stilettartiges Hypokotyl, das sich beim Abfallen in den Boden bohren und den Keimling so fest verankern kann (◘ Abb. 5.20c).

Als zwischen Meer und Land vermittelndes Ökoton sind die Mangroven ein zoologisch sehr bedeutender Lebensraum. In touristisch frequentierten Regionen wurden sie leider stellenweise beseitigt, um Badestrände zu schaffen. Zusätzlich erfolgten, insbesondere in Südostasien, in jüngerer Zeit großflächige Rodungen, um Krabbenfarmen anzulegen (▶ Abschn. 11.3.2).

Die Mangrove nimmt weltweit rund zwei Drittel des tropischen Uferbereichs ein. Auf Korallenriffen und auf Sand wächst Mangrove nicht oder nur dürftig. Am besten wächst sie an geschützten Ufern, z. B. hinter Barriereriffen, vorgelagerten Inseln oder auch in Buchten. An Orten großen Tidenhubs schaut während der Flut nur die Krone der entsprechenden Büsche oder Bäume aus dem Wasser, während zur Ebbezeit selbst die Wurzeln freigelegt sind.

Zur **Tierwelt** der Mangrove gehören die auffälligen Winkerkrabben sowie semiterrestrische Schlammspringer (*Periophthalmus*), bei denen es sich um amphibische Fische handelt. Unter den Vögeln finden sich Reiher, Ibisse und Kormorane. Vielfach leben im Bereich der Mangrove auch Krokodile. Von den Säugetieren begeben sich in Nordamerika Waschbären bei Ebbe in die Sümpfe.

Mangrovesümpfe können zusammen mit ihrer Pflanzen- und Tierwelt als eigene semiterrestrische/semimarine (Teil-)Ökosysteme betrachtet werden. Sie sind vergleichsweise produktiv. Wie in Wäldern



Abb. 5.20a–c Drei Charakteristika der Mangrove; **a** Stelzwurzeln (*Rhizophora*); **b** Atemwurzeln (*Avicennia*); **c** Viviparie; die Früchte der Gattung *Rhizophora* (**c1**) sind bereits an der Mutterpflanze so weit entwickelt, dass sie sich beim Abfallen von der Mutterpflanze mit ihrem spitzen Hypokotyl in den Boden einbohren und sofort ihre Blätter ausbilden können, Queensland, Australien 2014 (**c2**). Fotos: M. Niekisch (a, b), R. Wittig (c)

und Gebüschen des Festlandes wird die Phytomasse zum größten Teil erst nach dem Absterben über detritivore Organismen konsumiert. Allerdings wird größenordnungsmäßig etwa die Hälfte der so anfallenden Biomasse ins offene Meer getragen.

5.3 Orobiome

Bezüglich der Artenzusammensetzung und Abfolge der Orobiome kann man bei grober Verallgemeinerung feststellen, dass die Abfolge der Vegetation in den Höhenstufen eines Hochgebirges von unten nach oben eine kurze Wiederholung der Zonenfolge von Süden nach Norden (auf der Nordhalbkugel) darstellt (Abb. 7.12). Hierin, d. h. in der Tatsache, dass mindestens eine Vegetationszone durchstoßen wird (Abb. 5.21), unterscheiden sich Hochgebirge von Mittelgebirgen und Hügelländern (Miehe und Burga 2004). In Mitteleuropa erfüllen außer den Alpen auch Erzgebirge, Schwarzwald und Harz diese Bedingung, denn sie reichen von der Laub-

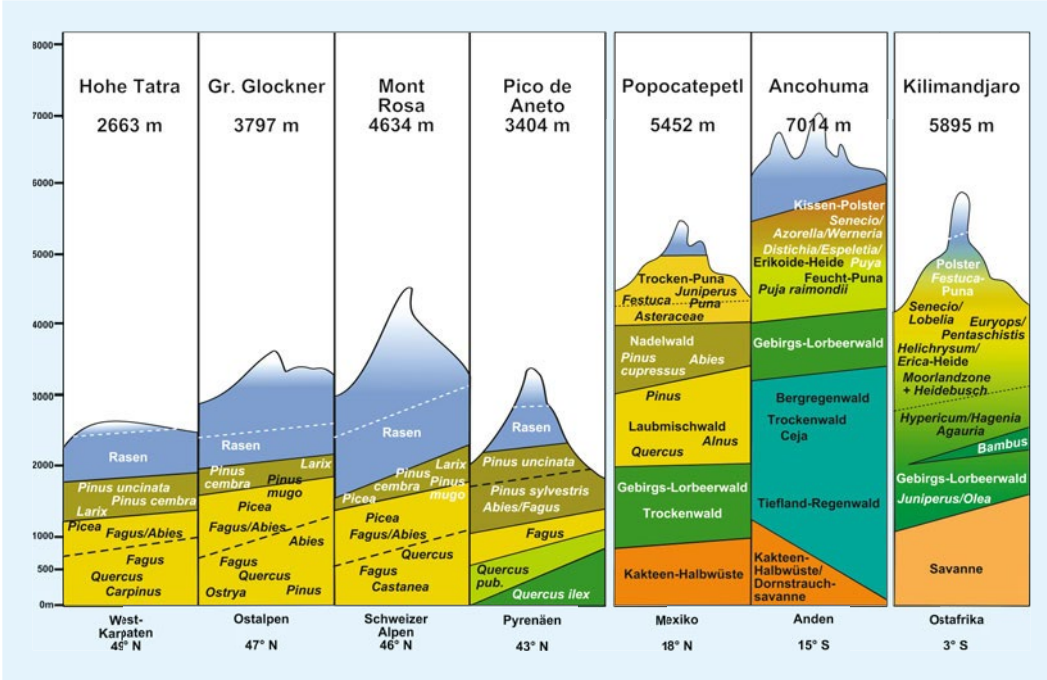


Abb. 5.21 Vegetationsstufen ausgewählter Hochgebirge. (nach Miehe et al. 2004, verändert)

wald- bis in die Nadelwaldzone hinein. Eifel und Rothaargebirge sind dagegen Mittelgebirge. Im Mittelmeerraum gibt es zahlreiche Gebirge, die sogar bis in die alpine und nivale Stufe hineinreichen, z. B. Pyrenäen, Abruzzen und das balkanische Gebirge. Auch auf einigen Mittelmeerinseln existieren Gebirge, die mehrere Höhenstufen aufweisen, z. B. auf Korsika und Kreta (Bergmeier 1995). Je polnäher ein Gebirge ist, desto niedriger liegt seine nivale und alpine Stufe. Den in Abb. 5.3 schematisch dargestellten Höhenstufen können also keine absoluten Höhenangaben zugeordnet werden.

In Europa und Nordamerika bestehen nicht nur physiognomische Übereinstimmungen zwischen den Biozönosen der Orobiome und der nördlichen Zonobiome, sondern es sind auch viele gemeinsame Arten vorhanden. Der Grund für diese Ähnlichkeit ist die Vermischung der arktischen und der alpinen Fauna und Flora während der Eiszeit (▶ Abschn. 2.2.3). Seitdem ist es allerdings in Gebirgen, vermutlich aufgrund ihres Inselcharakters, zu einer stärkeren Neubildung von Arten gekommen als in den polaren und arktischen Regionen. Weil dort oft sämtliche Vegetationszonen eines Kontinents auf engstem Raum vereint sind, weisen alle Hochgebirge eine außergewöhnliche Artenvielfalt auf. Hinzu kommt noch das in Abb. 7.13 schematisch am Beispiel der Alpen dargestellte kleinräumige Nebeneinander unterschiedlichster Biotope, das von der Stein- und Geröllwüste bis hin zu Quellfluren und Mooren reicht. In Deutschland werden die Alpen daher zu Recht zu den Hotspots der Biodiversität gezählt (Abb. 8.3). Aufgrund unterschiedlicher Definition sind sie dagegen bei Mittermeier et al. (2004) nicht als Hotspots aufgelistet. Besonders reich an Endemiten sind die Südalpen (Pedrotti und Gafta 2003).

Selbst nur wenige Meter hohe Erhebungen können sich bezüglich Fauna, Flora und Vegetation deutlich von ihrer Umgebung unterscheiden, weshalb das Studium von Inselbergen von großem Interesse ist (Porembski und Barthlott 2000; ▶ Abschn. 8.9).

5.4 Pedobiome

Sind die Bodenverhältnisse (inklusive der nicht klimabedingten Wasserverhältnisse) so extrem, dass

sie sich stärker bemerkbar machen als das zonale Klima oder das Klima der betreffenden Höhenstufe, so findet man Vegetationstypen, die die Grenzen einer Vegetationszone oder eine Höhenstufe deutlich überschreiten. Ein Beispiel ist die bereits weiter oben (► Abschn. 5.2.10) erwähnte Mangrove, deren Wuchsgebiet sich über die Zonen des tropischen Regenwaldes, der Savanne und der subtropischen Wüsten erstreckt. Der extreme Standort (Gezeitenbereich des Meeres) ist hier so lebensbestimmend, dass die daran angepassten Arten im gesamten tropisch-subtropischen Bereich konkurrenzfähig sind.

Weitere Beispiele sind die ombrotrophen Moore, deren Vegetation sich vom arktischen bis zum mitteleuropäischen Bereich weitgehend ähnelt (Klasse **Oxycocco-Sphagnetea**), die Vegetation salzbeeinflusster Standorte (sehr ähnliche Salzwiesen aus der Klasse **Asteretea tripolii** existieren beispielsweise im mitteleuropäischen Küstenbereich und in der pontischen Steppe) und die amphibischen Bereiche der Binnengewässer, deren Vegetation im gesamten Bereich von Tundra, nemoralen Laubwäldern sowie Mediterran- und Steppenvegetation der Nordhemisphäre nur eine einzige Vegetationsklasse (**Phragmitetea**) bildet.

Literatur

Abbate G, Pirone G, Ciaschetti G, Bonacquisti S, Giovi E, Luzzi D, Scassellati E (2003) Considerazioni preliminari sui boschi a Fagus sylvaticaL. E Taxus baccata L. dell'Italia peninsulare e della Sicilia. Fitosoc 40:97–108

Armesto JJ, Villagran C, Arroyo MK (Hrsg) (1995) Ecologia de los bosces nativos de Chile. Santander, Santiago de Chile

Arndt E (2006) Die Lorbeerwälder der Kanarischen Inseln: Ökologische Probleme und Naturschutz. Natur Landschaft 81:393–399

Arroyo MTK, Zefler PK, Fox MD (1995) Ecology and biogeography of mediterranean ecosystems in Chile, California and Australia Ecol Studies, Bd. 108. Springer, Berlin

Baard EHW (1997) Conservation strategy for the Geometric Tortoise Psammobates geometricus. In: van Abbema J (Hrsg) Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An International Conference. Turtle and Tortoise Society, New York, S 324–329

Bargagli R (2005) Antarctic Ecosystems Ecol Studies, Bd. 175. Springer, Berlin

Barns BV (1991) Deciduous forest of North America. In: Röhrig E, Ulrich B (Hrsg) Temperate deciduous Forests. Ecosystems of the world 7. Elsevier, Amsterdam, S 219–344

Barthlott W, Lauer W, Placke A (1996) Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. Erdkunde 50:317–327

Beck E, Bendix J, Kottke I, Makeschin F, Mosandl R (Hrsg) (2008) Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador Ecol Studies, Bd. 198. Springer, Berlin

Bendix J, Beck E, Bräuning A, Makeschin F, Mosandl R, Scheu A, Wilcke W (Hrsg) (2013) Ecosystem services, biodiversity and environmental change in a tropical mountain ecosystem of Ecuador Ecol Studie, Bd. 221. Springer, Berlin

Bergmeier E (1995) Die Höhenstufung der Vegetation in Südwest-Kreta (Griechenland) entlang eines 2450 m-Transektes. Phytoceonol 25:317–361

Bergmeier E (2001) Fagus sylvatica forest vegetation in Greece: syntaxonomy and gradient analysis. J Vegetation Sci 12:109–126

Bökönyi S (2001) Das Przewalski-Pferd oder das mongolische Wildpferd. Die Wiederbelebung einer fast ausgestorbenen Tierart. Verlag der Sprachwissenschaften, Budapest und Innsbruck (Deutsche Bearbeitung von Wolfgang Meid)

Böttner I, Frey W, Hensen I (1997) Carex humilis-Gesellschaft im unteren Unstruttal (mitteldeutsches Trockengebiet) – Lebensstrategien einer xerothermen Vegetationseinheit. Feddes Repertorium 108:583–602

Bourlière F (Hrsg) (1983) Tropical savannas Ecosystems of the world, Bd. 13. Elsevier, Amsterdam

Boyd L, Houpt K (Hrsg) (1994) Przewalski's Horse – The History and Biology of an Endangered Species. State University of New York, Albany

Breckle S-W (2000) Biodiversität von Wüsten und Halbwüsten. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 12:207–222

Ching KK (1991) Temperate deciduous forest in East Asia. In: Röhrig E, Ulrich B (Hrsg) Temperate deciduous Forests. Ecosystems of the world, Bd. 7. Elsevier, Amsterdam, S 539–555

Clements FE (1916) The development and structure of biotic communities. Ecological Society of America – New York meeting, Dec 27–29 1916 (program 5)

Cole M (1986) The savannas: biogeography and geobotany. Academic Press, London

Cowling R, Richardson D (1994) Fynbos: South Africa´s unique floral kingdom. Royal Botanic Gardens, Kew

Cowling RM, Rundel PW, Desmet PG, Esler KJ (1998) Extraordinary regional-scale plant diversity in southern African arid lands: subcontinental and global comparisons. Diversity Distribution 4:27–36

Daniels FJA, Bültmann H, Lünterbusch C, Wilhelm M (2000) Vegetation zones and biodiversity of the North American Arctic. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 12:131–151

Desmet P, Cowling RM (2004) Succulent Karoo. In: Mittermeier RA, Robes Gil P, Hoffmann M, Pilgrim J, Brooks T, Goetsch, Mittermeier C, Lamoreuy J, da Fonseca GAB (Hrsg) Hotspots revisited. CEMEX, Mexico City, S 134–138

Diekmann M (2004) Sommergrüne Laubwälder der boreo-nemoralen Zone Nordeuropas. Tuexenia 24:73–88

Dierßen K (1996) Vegetation Nordeuropas. Ulmer, Stuttgart

Dierßen K, Dierßen B (2001) Moore. Ulmer, Stuttgart

Driver A, Desmet PG, Rouget M, Cowling RM, Maze K (2003) Succulent Karoo Ecosystem Plan: biodiversity component technical report. Cape Conservation Unit, Kapstadt
Elvebakk A, Elven R, Razzhivin VY (1999) Delimitation, zonal and sectorial subdivison for the Panarctic Flora Project. Norske Videnskap Akad I. Matematik. Naturv Klasse Skrifter NS 38:375–386
Enright NJ, Hill RS (Hrsg) (1995) Ecology of the southern conifers. Smithsonian Inst Press, Washington
Fischer E (2004) Flora und Vegetation der Bergwälder Rwandas – eine Übersicht. Koblenzer Geograph Koll 26:55–77
Frey W, Lösch R (2010) Geobotanik, 3. Aufl. Spektrum, Heidelberg
Giri C, Ochieng E, Tieszen LL, Zhu Z, Singh A, Loveland T, Masek J, Duke N (2011) Status and ditribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. Global Ecol Biogeogr 20:154–159
Greller AM (2000) Deciduous forest. In: Barbour MG, Billings WD (Hrsg) North American terrestrial vegetation. Cambridge University Press, Cambridge, S 287–316
Grzimek B, Grzimek M (1959) Serengeti darf nicht sterben. 367000 Tiere suchen einen Staat. Ullstein, Berlin
Hawkins BA, Rodríguez MA, Weller SG (2011) Global angiosperm family richness revisited: linking ecology and evolution to climate. J Biogeogr 38:1253–1266
Hildebrand R (1983) Die Vegetation der Tieflandgebüsche des südchilenischen Lorbeerwaldgebiets unter besonderer Berücksichtigung der Neophytenproblematik. Phytocoenol 11:145–223
Hildebrand-Vogel R (1984) Acerca de la vegettción de los matorrales de tierras bajas en la región del bosque laurifolio valdiviano en el sur de Chile. Phytocoenol 12:251–259
Huntley BJ, Walker BH (Hrsg) (1982) Ecology of tropical savannas Ecol Studies, Bd. 42. Springer, Berlin
Job H, Schmid L (2011)„Serengeti darf nicht sterben!" – 50 Jahre integriertes Nationalparkmanagement in Tanzania. Natur Landschaft 86:52–58
Jürgens N (1986) Untersuchungen zur Ökologie sukkulenter Pflanzen des südlichen Afrika. Mitteilungen Inst Allgem Bot Hamburg 21:139–365
Jürgens N (1991) A new approach to the Namib region I: phytogeographic subsivision. Vegetatio 97:21–38
Keeley JE, Keeley SC (1988) Chaparral. In: Barbour MG, Billings WD (Hrsg) North American terrestrial vegetation. Cambridge University Press, Cambridge, S 165–208
Kerner v Marilaun A (1890) Gestalt und Leben der Pflanze. Pflanzenleben, Bd. I. Bibliographisches Institut, Wien u. Leipzig
Kirchmair I, Schmidt M, Zizka G, Erpenbach A, Hahn K (2012) Biodiversity islands in the savanna – analysis of the phytodiversity on termite mounds in northern Benin. Flora Veg Sudano-Sambesica 15:3–14
Klak C, Reeves GT, Hedderson T (2004) Unmatched tempo of evolution in Southern African semi-desert ice plants. Nature 427:63–65
Klötzli F (2000) Savannen – in globaler Betrachtung. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 12:31–63
Korneck D (1976) Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten Schriftenreihe Vegetationskunde, Bd. 7. Bundesanstalt für Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg
Landmann T, Machwitz M, Schmidt M, Deck S, Vlek P (2010) Changement de la couverture terrestre d`après les observations par télédétection satellitaire/Land cover change in West Africa as observed by satellite remote sensing. In: Thiombiano A, Kampmann D (Hrsg) Atlas de la Biodiversité de l`Afrique de l`Ouest Tome 2. Burkina Faso, Biodiversity. Atlas of West Africa 2. Burkina Faso. JW Goethe-Universität und Université de Ouagadougou, Frankfurt und Ouagadougou, S 92–97
Lawford RG, Alaback PB, Fuentes E (1996) High-latitude rainforests and associated ecosystems of the west coast of the Americas. Ecol Studies, Bd. 116. Springer, Berlin
Leuschner C, Homeier C (2014) Ber Reinhold-Tüxen Ges 26:119-135
Mayaux P, Holmgren P, Achard F, Eva H, Stibig H-J, Branthomme A (2005) Tropical forest cover change in the 1990 s and options for future monitoring. Phil Trans Royal Soc B 360:373–384
McMahon (1988) Warm deserts. In: Barbour MG, Billings WD (Hrsg) North American terrestrial vegetation. Cambridge University Press, Cambridge, S 231–264
Meurk CD (1995) Evergreen broadleaved forests of New Zealand and their bioclimatic definition. In: Box EO, Peet RK, Masuzawa T, Yamada I, Fujiwara K, Maycock PF (Hrsg) Vegetation science in forestry. Handbook of Vegetation Science, Bd. 12/1. Kluwer, Dordrecht, S 151–197
Miehe G, Burga CA (2004) Geographische Merkmale der Hochgebirge. In: Burga CA, Klötzli F, Grabherr G (Hrsg) Gebirge der Erde. Landschaft, Klima, Pflanzenwelt. Ulmer, Stuttgart, S 20–21
Miehe G, Burga CA, Klötzli F (2004) Vegetationsstufen der Gebirge im globalen Vergleich. In: Burga CA, Klötzli F, Grabherr G (Hrsg) Gebirge der Erde. Landschaft, Klima, Pflanzenwelt. Ulmer, Stuttgart, S 31–36
Milton SJ, Yeaton R, Dean WRJ, Vlok JHJ (1997) Succulent Karroo. In: Cowling RM, Richardson DM, Pierce SM (Hrsg) Vegetation of Southern Africa. Cambridge University Press, Cambridge, S 131–166
Mistry J, Berardi A (Hrsg) (2005) Savannas and dry forests. Ashgate, Bulington
Mittermeier RA, Robles Gil P, Hoffmann M, Pilgrim J, Brooks T, Goettsch Mittermeier C, Lamoreux J, da Fonseca GAB (2004) Hotspots revisited. Cemex, Mexico City
Montserrat P (1968) Los hayedos navarros. Collect Bot 7:845–893
Osawa A, Zyryanova OA, Matsuura Y, Kajimoto T, Wein RW (2010) Permafrost ecosystems. Siberian larch forests. Ecol. Studies 209. Ecol Studies 209. Springer, Berlin
Ozenda P (2004) Flore et végétation du Sahara, 4. edit. CNRS, Paris
Pedrotti F, Gafta D (2003) The high mountain flora and vegetation of the Apennines and the Italian Alps. In: Nagy L, Grabherr G, Körner C, Thompson DBA (Hrsg) Alpine biodiversity in Europe. Springer, Berlin

Peinado M, Aquirre JL, de la Cruz M (1998) A phytosociological survey of the boreal forests (Vaccinio-Piceetea) in North America. Plant Ecol 137:151–202

Phillip LS (1988) Grasslands. In: Barbour MG, Billings WD (Hrsg) North American terrestrial vegetation. Cambridge University Press, Cambridge, S 265–286

Pignatti A (1977) Die Waldvegetation Japans und Westeuropas – ein Vergleich. In: Miyawaki A, Tüxen R (Hrsg) Vegetation science and environmental protection. Maruzen, Tokyo, S 495–500

Porembski S, Barthlott W (2000) Inselbergs: Biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions. Ecological Studies 146. Springer, New York

Pott R (2005) Allgemeine Geobotanik. Springer, Heidelberg

Pott R, Hüppe J, Wildpret de la Torre W (2003) Die Kanarischen Inseln. Natur und Kulturlandschaften. Ulmer, Stuttgart

Prentice C, Cramer W, Harrison SP, Leemans R, Monserud RA, Solomon AM (1992) A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. J Biogeogr 19:117–134

Raus T (1980) Die Vegetation Ostthessaliens (Griechenland). III. Querco-Fagetea und azonale Gehölzgesellschaften. Bot Jahrb Syst 101:313–361

Rebelo AG (1992) Preservation of biotic diversity. In: Cowling RM (Hrsg) The ecology of fynbos: nutrients, fire and diversity. Oxford University Press, Oxford, S 309–344

Reif A, Allen RB (1988) Plant communities of the steep land conifer-broadleaved hardwood forest of central Westland, South-Island, New Zealand. Phytocoenol 16:145–224

Reif A, Löblich-Ille K (1999) Sind die Rotbuchenwälder im Pieria-Gebirge (Nordgriechenland) höhenzonal oder extrazonal? Eine Studie zum Übergang zwischen temperaten und submediterranen Wäldern in Nordgriechenland. Phytocoenol 29:87–106

Röhrig E (1991) Temperate deciduous forests in Mexico and Central America. In: Röhrig E, Ulrich B (Hrsg) Temperate deciduous Forests. Ecosystems of the world 7. Elsevier, Amsterdam, S 371–376

Rosati L, Filibeck G, De Lorenzis A, Lattanzi E, Surbera F, Fascetti S, Blasi C (2004) La vegetazione forestale dei Monti Alburni, nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano (Campania): analisi fitosociologica e significato fitogeografico. Fitosoc 41:17–55

Rundel PW, Montenegro G, Jaksic FM (1998) Landscape degradation and biodiversity in mediterranean-type ecosystems. Ecological Studies Bd 136. Springer, Heidelberg

Saint PU, Schneider H (Hrsg) (2010) Mangrove dynamics and management in North Brasil Ecol Studies, Bd. 211. Springer, Berlin

Sala, O. E. (2001) Temperate grasslands. In Chapin FS, Sala OE, Huber-Sannwald, E (eds): Global Biodiversity in a Changing Environment. Springer, New York, S 121-137

Salzmann U (2000) Are modern savannas degraded forests? – A Holocene pollen record from the Sudanian zone of NE Nigeria. Veg Hist Archaeobot 9:1–15

Schmaltz J (1991) Deciduous forests of southern South America. In: Röhrig E, Ulrich B (Hrsg) Temperate deciduous Forests. Ecosystems of the world, Bd. 7. Elsevier, Amsterdam, S 371–376

Schmitthüsen J (1976) Atlas zur Biogeographie. Bibliographisches Institut, Mannheim

Schroeder F-G (2003) Flora und Vegetation des chilenisch-patagonischen Waldgebietes. Mitt Deutsch Dendrol Ges. Flora 88:7–37

Schultz J (2008) Die Ökozonen der Erde. Ulmer, 4. Aufl., Stuttgart

Schuster RM (1976) Plate tectonic and its bearing on the origin and dispersal of angiosperms. In: Beck CB (Hrsg) Origin and early evolution of angiosperms. Columbia Univ Press, New York

Solbrig OT, Medina E, Silva L (Hrsg) (1996) Biodiversity and savanna ecosystems: a global perspective. Ecol Studies. Springer, Berlin

Specht und Moll (1983) Mediterranean type ecosystems. Springer, Heidelberg

Turner IM (2014) The ecology of trees in the tropical rainforest. Cambridge University Press, Cambridge

Vareschi V (1980) Vegetationsökologie der Tropen. Ulmer, Stuttgart

Vernon CL (1999) Biogeography, endemism and diversity of animals in the Karoo. In: Dean WRJ, Milton SL (Hrsg) The Karoo: ecological patterns and processes. Cambridge University Press, Cambridge

Volf J (1996) Das Urwildpferd. Neue Brehm-Bücherei, Bd. 249. Westarp, Magdeburg

Volpers T (1989) Changing in microclimate and vegetation after thinning in a montane virgin forest. Phytocoenol 17:71–104

Walker DA, Raynolds MK, Daniels FJA, Einarsson E, Elvebakk A, Gould WA, Katenin AE, Kholod SS, Markon CJ, Melnikov ES, Moskalenko NG, Talbot SS, Yurtsev BA (2005) The cicumpolar arctic vetation map. J Veg Sci 16:267–282

Walter H (1976) Die ökologischen Systeme der Kontinente (Biosphäre). Fischer, Stuttgart

Walter H (1990) Vegetation und Klimazonen. 6.Aufl. Ulmer, Stuttgart

Walter H, Breckle W (1999) Vegetationszonen und Klima, 7. Aufl. Ulmer, Stuttgart

Walter H, Straka H (1970) Arealkunde, Floristisch-historische geobotanik. Ulmer, Stuttgart

West NE (Hrsg) (1983) Temperate deserts and semi-deserts Ecosystems of the world, Bd. 5. Elsevier, Amsterdam

Whitmore TC (1993) Tropische Regenwälder. Spektrum, Heidelberg

Wiesbauer H (Hrsg) (2008) Die Steppe lebt – Felssteppen und Trockenrasen in Niederösterreich. Amt der niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten

Wittig R, Neumann K (2013) Die westafrikanische Savanne – ein Lebensraum unter starkem anthropogenen Einfluss. Ber Reinhold-Tüxen Ges 25:150–165

Wittig R, Streit B (2004) Ökologie. Ulmer, Stuttgart

Wittig R, Thiel A (1995) Buchenwälder in Nordwest-Spanien. Carolinea 53:185–198

Wittig R, Xie Y, (2010) Formationen und Höhenstufen der Vegetation des Naturschutzgebietes Yunwushan (Autonome Region Ningxia, VR China). Braun-Blanquetia 46:367-371

Xie Y, Becker U, Wittig R (2007) Vegetation of the Stipa loess steppe in Ningxia (northern China) in relation go grazing intensity. Grassland Sc 53:143–154

Young MD, Solbrig OT (Hrsg) (1993) The world's savannas MAB-Ser, Bd. 12. Parthenon-Unesco, Paris

Aquatische Lebensräume

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

6.1 Meere bzw. Ozeane – 126
6.1.1 Diversität der Lebensbedingungen im Meer – 126
6.1.2 Diversität der marinen Lebensräume – 130
6.1.3 Tropische Litoralregionen: Mangrove und Riffe – 131
6.1.4 Europäische Meere – 134

6.2 Binnengewässer – 137
6.2.1 Stillgewässer – 137
6.2.2 Fließgewässer – 142
6.2.3 Quellen – 143

6.3 Unterirdische Gewässer – 144

Literatur – 146

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_6, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Je nachdem, ob ein Gewässer kontinentumfassend ist oder innerhalb eines Kontinents liegt, unterscheidet man zwischen Meeren (Ozeanen; ▶ Abschn. 6.1) und Binnengewässern (▶ Abschn. 6.2). Beim Wort „Gewässer" denkt man normalerweise an sichtbare, d. h. an Oberflächengewässer, daneben gibt es aber auch unterirdische (▶ Abschn. 6.3). Einen besonderen Lebensraum mit artenarmer, aber charakteristischer Biozönose, die hier nicht näher behandelt wird, bildet der Grenzbereich zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser, der sogenannte **Interstitialraum**.

6.1 Meere bzw. Ozeane

Meere unterscheiden sich deutlich von den terrestrischen Lebensräumen (◘ Tab. 6.1), z. B. in ihrem Gesamtanteil an der Erdoberfläche, der 70 % beträgt. Man findet sehr unterschiedlich ausgestaltete Meeresbecken und -areale, wobei man folgende Haupttypen unterscheiden kann:

- Schelfmeere, die über dem Kontinentalsockel liegen (z. B. Nordsee, Südchinesisches Meer);
- Tiefseebereiche mit sowohl ebenen Tiefseeböden als auch unterseeischen Gebirgen mit geologisch aktiven Regionen (z. B. Pazifik, Atlantik und Indischer Ozean);
- Randmeere und jüngere Meere in tektonisch unruhigen Erdregionen (z. B. Mittelmeer und Schwarzes Meer, Golf von Mexiko, Rotes Meer).

Die Ufer- und Flachwasserbereiche (Fels- oder Sandküste, Schwemmwatt, Mangrove, Ästuare, Riffe usw.) stellen oft hochdiverse und dementsprechend artenreiche Lebensräume dar. Wohl aufgrund des Artenreichtums der Küstenregionen sind kleine Meere relativ artenreicher als große (◘ Tab. 6.2). Das Wissen über die Biodiversität der Meere wurde zu Anfang dieses Jahrtausends durch ein zehnjähriges (2000–2010) weltweites Forschungsprogramm erheblich gesteigert (Costello et al. 2010; Alexander et al. 2011; ◘ Abb. 6.1). Aus dem Projekt gingen rund 2600 Publikationen hervor, darunter auch Übersichtsartikel zur Biodiversität einzelner Meere oder bestimmter Meeresregionen (Übersicht bei O´Dor et al. 2010), von denen einige im weiteren Verlauf dieses Kapitels zitiert werden. Als Ergebnis von 538 Feldexkursionen wurden bis zum Jahre 2010 etwa 1200 bisher unbekannte Arten beschrieben; weitere neu gefundene Spezies warten noch auf ihre Beschreibung, sodass das Projekt insgesamt sicherlich 1300 neue Arten erbringen könnte. Da das Projekt rund 650 Mio. US Dollar gekostet hat, können die Kosten für die Entdeckung einer Art auf 50.000 Dollar beziffert werden.

6.1.1 Diversität der Lebensbedingungen im Meer

Meerwasser zeichnet sich durch eine recht einheitliche **Salzkonzentration** von ca. 35 ‰ aus, die nur in subtropisch-tropischen Randmeeren infolge starker Verdunstung und geringen Wasseraustauschs etwas erhöht ist. Umgekehrt verringert sich in manchen Randmeeren, wie der Ostsee oder der Hudson Bay, die Salzkonzentration bis zu der der zufließenden Flüsse, die typischerweise unter 0.3 ‰ beträgt.

Die Temperatur von Meerwasser bewegt sich im Bereich von über 30 °C (z. B. im Roten Meer) bis zu etwa −2 °C; diese untere Temperatur entspricht dem Gefrierpunkt von Meerwasser, das infolge des Salzgehalts bei 0 °C noch flüssig ist. Die komplex verlaufenden Temperaturen des Oberflächenwassers in den Weltmeeren können allerdings nur verstanden werden, wenn der Verlauf der **Meeresströmungen**, die als Oberflächenströme verlaufen (z. B. Golfstrom) oder in Auftriebsgebieten kaltes Auftriebswasser aus der Tiefe hervorbringen, mitberücksichtigt wird.

Meeresströme haben großen Einfluss auf die marine und terrestrische Biodiversität, indem sie für die angrenzende Küstenregion ein vom Großklima abweichendes Regionalklima erzeugen. Kaltes (und nährstoffreiches) Auftriebswasser, wie es insbesondere an den Westseiten von Südamerika (Humboldtstrom), von Afrika (Benguelastrom) und von Australien (Westaustralstrom) auftritt, verhindert z. B. das Wachstum von Korallenriffen an diesen Kontinentseiten. Weiterhin regnen sich die auf das Land zutreibenden Wolken bereits über dem vom Steigungswasser gekühlten Meer ab. Die Küstenregion erhält daher nur wenig Regen, was zu Wüstenbildung (z. B. Atacama-Wüste in Chile, Na-

Tab. 6.1 Charakteristika mariner und terrestrischer Ökosysteme (nach Haszprunar 1998, verändert und ergänzt)

Kriterium	marin	terrestrisch
Anteil an der Erdoberfläche	70%	30%
Charakteristische Organismengruppe	Meistens Tiere Ausnahme z. B. Sargasso-See	Immer Pflanzen (inkl. Flechten)
Umweltbedingungen	Meist einheitlich	Oft sehr divers
Primärproduzenten	Klein, oft mobil	Relativ groß, sessil
Symbiosen	Meist bezüglich der Primärproduktion	Meist bezüglich der Konsumption und Resorption
Trophische Interaktion zwischen Habitaten	Hoch	Gering
Genfluss	Oft weltweit	Oft eng begrenzt
Gefahr der Verinselung	Gering	Groß
Eigene Stämme (Phyla)	13 – 18 (je nach Autor)	Keine

Tab. 6.2 Fläche, Volumen, Gesamtzahl eukaryotischer Arten, Artendichte (Arten/1000 km²) und Artendichte-Rangfolge der im Rahmen des *Marine-Census-of-Life*-Projekts untersuchten Meeresregionen (aus Costello et al. 2010)

Region	Arten	Meeresboden km²	Volumen km³	Arten/1000 km²	Rang
Alaska	5925	3.654.304	8.666.714	1,6	22
Antarktis	8200	21.186.153	70.628.284	0,4	25
Europäischer Atlantik[1)]	12.270	3.572.655	4.553.917	3,4	18
Australien	32.889	6.819.501	15.272.583	4,8	13
Ostsee[2)]	5865	411.218	26.353	14,3	4
Brasilianisches Schelf	9101	2.520.420	6.797.196	3,6	17
Kanadische Arktis	3038	3.233.113	2.769.789	0,9	24
Ostkanada	3160	823.799	705.744	3,8	16
Westkanada	2636	317.363	271.883	8,3	7
Karibik	12.046	2.828.125	7.219.167	4,3	15

SA = Südamerika (außer den karibischen Küsten); *Trop* = tropisch

[1)] Norwegische, Nordirische, Grönländische und Schottische See; Bucht von Biskaya; englischer, St. Georg- und Bristol-Kanal; Innere See von West Schottland;

[2)] Ostsee, Kattegat, Bottnischer Meerbusen, Golf von Finnland, Golf von Riga;

[3)] Mittelmeer, Tyrrhenisches Meer, Ägäisches Meer, Ionisches Meer, Adria, Ligurisches Meer, Straße von Gibraltar, Alborisches Meer

Tab. 6.2 (*Fortsetzung*) Fläche, Volumen, Gesamtzahl eukaryotischer Arten, Artendichte (Arten/1000 km²) und Artendichte-Rangfolge der im Rahmen des *Marine-Census-of-Life*-Projekts untersuchten Meeresregionen (aus Costello et al. 2010)

Region	Arten	Meeresboden km²	Volumen km³	Arten/1000 km²	Rang
China	22.365	831.966	66.825	26,9	2
Golf von Mexiko	15.374	1.518.067	2.344.179.	10,1	5
Hawaii	8244	2.459.609	11.212.445	3,4	18
Humboldt-strom	10.186	3.127.380	8.434.076	3,3	20
Japan	32.777	3.970.743	14.721.516	8,3	7
Mittelmeer[3)]	16.848	2.451.059	3.833.673	6,9	11
Neuseeland	12.780	4.073.895	10.004.545	3,1	21
Patagonisches Schelf	3776	2.693.614	7.264.273	1,4	23
SA Trop Westatlantik	2743	604.068	1.629.080	4,5	14
Südafrika	1295	846.463	1.758.244	15,3	3
Südkorea	9900	306.674	166.752	32,3	1
Tropischer Ostpazifik	6696	905.540	2.442.107	7,4	9
US Kalifornien	10.160	1.053.172	1.933.718	9,6	6
Nordost USA	5045	692.073	1.270.708	7,3	10
Südost USA	4229	624.984	1.147.525	6,8	12

SA = Südamerika (außer den karibischen Küsten); *Trop* = tropisch

[1)] Norwegische, Nordirische, Grönländische und Schottische See; Bucht von Biskaya; englischer, St. Georg- und Bristol-Kanal; Innere See von West Schottland;

[2)] Ostsee, Kattegat, Bottnischer Meerbusen, Golf von Finnland, Golf von Riga;

[3)] Mittelmeer, Tyrrhenisches Meer, Ägäisches Meer, Ionisches Meer, Adria, Ligurisches Meer, Straße von Gibraltar, Alborisches Meer

mib in Namibia und Angola) oder zur als *Dahomey gap* bezeichneten Unterbrechung des Westafrikanischen Küstenregenwaldes im Bereich von Togo und Benin geführt hat (Salzmann 2005). Andererseits bewirkt das kühle, sauerstoffreiche Wasser eine erhöhte Produktivität und damit einen großen Nahrungsreichtum, sodass an den dortigen Küsten große Seevogel- und Robbenkolonien in unmittelbarer Nachbarschaft von Wüstenlandschaften zu finden sind (Abb. 6.2).

Die Verteilung der großen Meeresströmungen wird über das Großklima gesteuert, wobei Veränderungen im Ozean-Atmosphäre-System zu grundlegenden ökologischen Veränderungen im Meer und auch auf dem Festland führen können. Das El-Niño-Phänomen im tropischen Pazifik ist eine derartige im Abstand von 2–10 Jahren auftretende Erscheinung, bei der kaltes, nährstoff- und fischreiches Wasser vor den Küsten Lateinamerikas durch warmes nährstoffarmes Wasser überlagert wird. Gleichzeitig ändern sich die Luftdruckbedingungen, was zu ausgiebigem Regen und anderen Anomalien in Südamerika und sekundär auch anderen Kontinenten führen kann.

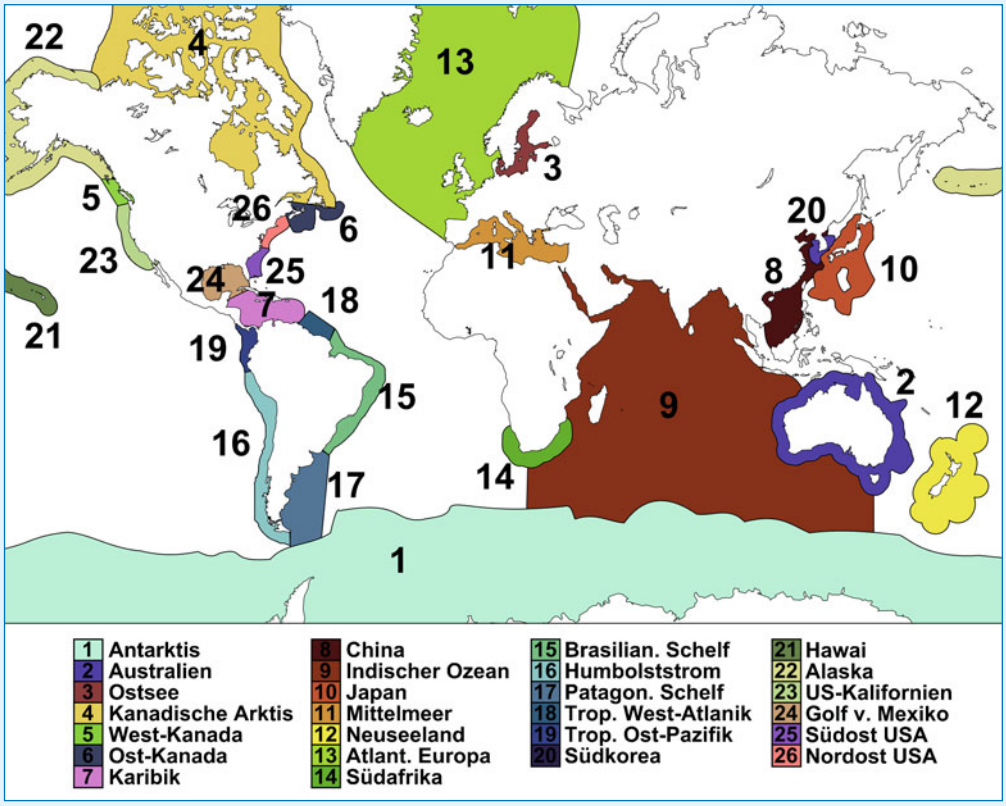


Abb. 6.1 Die Regionen des *„marine census of life"*. (aus Costello et al. 2010)

Die Sauerstoffkonzentration ist im Meerwasser meist ausreichend. Der Nachschub erfolgt durch Meeresströmungen, die bis in große Tiefe reichen, sodass die dort lebenden Organismen, anders als in vielen Seen, keine speziellen Anpassungen an niedrige Sauerstoffkonzentrationen benötigen.

Die Gesamtenergie der ins Meerwasser einfallenden Lichtstrahlung fällt nach einem Exponentialgesetz ab, weist allerdings manchmal „Knickstellen" als Folge unterschiedlicher Eigenschaften der Wasserkörper auf. Die verschiedenen Wellenlängen dringen zudem unterschiedlich tief ein. Bei ungefähr 1 % der Oberflächenstrahlungsenergie von Licht ist die Tiefenzone erreicht, wo eine positive Fotosynthesebilanz nicht mehr erzielt werden kann. In stark getrübten Küstengebieten liegt diese Kompensationsebene manchmal in weniger als 1 m Tiefe, in den nördlichen gemäßigten Breiten vielfach zwischen 1 m und 50 m, in klarem tropischem Ozeanwasser bei rund 50–150 m. Parallel dazu ändert sich auch die Meeresfarbe von grau-grünlich über bläulich bis zu tiefblau. Blaue Meeresfarbe ist im Allgemeinen mit einer geringen Primärproduktion gekoppelt. In Riffgebieten mit ebenfalls sehr klarem Wasser kann allerdings eine erhebliche Primärproduktion durch Symbiose erfolgen (▶ Abschn. 6.1.3).

Die Wasserschicht oberhalb der Kompensationsebene heißt euphotische Zone. An diese schließt sich nach unten die Zone der zunehmenden Dunkelheit an, die dysphotische Zone, deren Untergrenze man etwa dort festlegen kann, wo keinerlei Lichtorientierung im oben genannten Sinne mehr möglich ist. Die Wasserschicht unterhalb dieser Zone heißt aphotische Zone. Viele der dort lebenden **Tiefseeorganismen** besitzen Leuchtorgane, die zur Art- oder Geschlechterkennung, zum Anlocken von Beute oder wohl auch als Suchlicht dienen.



Abb. 6.2 Robbenkolonien in unmittelbarer Nachbarschaft einer Wüste – Südafrikanische Seebären (*Arctocephalus pusillus*) am Kreuzkap in Namibia, 2001. Foto R. Wittig

6.1.2 Diversität der marinen Lebensräume

Vereinfacht lassen sich drei unterschiedliche geografische Großlebensräume unterscheiden:

- Die **Litoralzone**, die ungefähr zwischen Ebbe und Flut liegt und den Übergang des Festlandes in den marinen Bereich darstellt;
- die **Flachmeer- oder neritische Zone** (auch Flachsee oder Schelfmeer genannt), die den bis etwa 200 m Tiefe reichenden Teil umfasst und sich bis zum geologischen Kontinentalrand erstreckt; während der Eiszeit lag dieser Bereich zu einem großen Teil trocken; die Flachsee macht heute ca. 8 % der Meeresoberfläche aus;
- die **ozeanische Zone**, die den Bereich mit Wassertiefen von über 200 m bis in die größte Tiefe des jeweiligen Meeres umfasst. Die größten Tiefen finden sich entlang des Pazifischen Ozeans in den Tiefseegräben, wo Tiefen bis 11.000 m auftreten. Der überwiegende Teil der Tiefenregion ist etwa 4000 bis 5000 m tief.

Etwas detaillierter ist die folgende Untergliederung (◘ Abb. 6.3):

Supralitoral bezeichnet den nur bei außerordentlichen Ereignissen (Sturmfluten) überfluteten Bereich oberhalb der Flutlinie; an Felsküsten finden sich dort von Spritzwasser erfüllte Felstümpel (*rockpools*), an Weichküsten durch Gischt versalzte Böden mit entsprechend salztoleranten Pflanzen.

Litoral ist der bei Ebbe mehr oder weniger lange trocken fallende Bereich; in Meeren ohne nennenswerte Gezeiten, wie Ostsee und Mittelmeer, wird als Litoral im allgemeinen derjenige ufernahe Bereich bezeichnet, wo ein Einfluss der Wellen und der Brandung vorherrschend ist.

Sublitoral ist ein nicht einheitlich benutzter Begriff. Oft wird darunter der gesamte Bereich verstanden, der sich von unterhalb des Litorals bis zum Kontinentalrand, also bis ca. 200 m Tiefe, erstreckt. Je nach Meer haben sich aber unterschiedliche Abgrenzungen durchgesetzt.

Bathyal nennt man den Raum vom Kontinentalrand in rund 200 m Tiefe bis zum abyssalen Tiefseeboden in 2000–3000 m Tiefe. In vielen Fällen ist es von marinen Canyons (Tiefseerinnen) durchsetzt und weist dann ein insgesamt reichhaltiges Leben auf. Typische Bewohner sind Kieselschwämme, Seelilien, Garnelen, Muscheln, Schlangensterne und Schimären. Die Biozönosen der Tiefsee, des durchschnittlich 4000–5000 m tiefen **Abyssal,** werden erst in jüngster Zeit systematisch erforscht (► Box 6.1).

Das **Pelagial** der neritischen und ozeanischen Zonen wird von zahlreichen Plankton- und Nekton-Formen besiedelt. Das bakterielle **Plankton** ernährt sich von toten Zellen und gelöster organischer Substanz (engl. *dissolved organic material*: *DOM*), die im Wesentlichen durch den Zerfall toter oder die Ausscheidungen lebender Organismen freigesetzt wird. Das Zooplankton besteht neben kleinen auch aus erheblich größeren Formen als das des Süßwassers. Kopepoden, Quallen, Staatsquallen und Rippenquallen sind Beispiele hierfür. Speziell

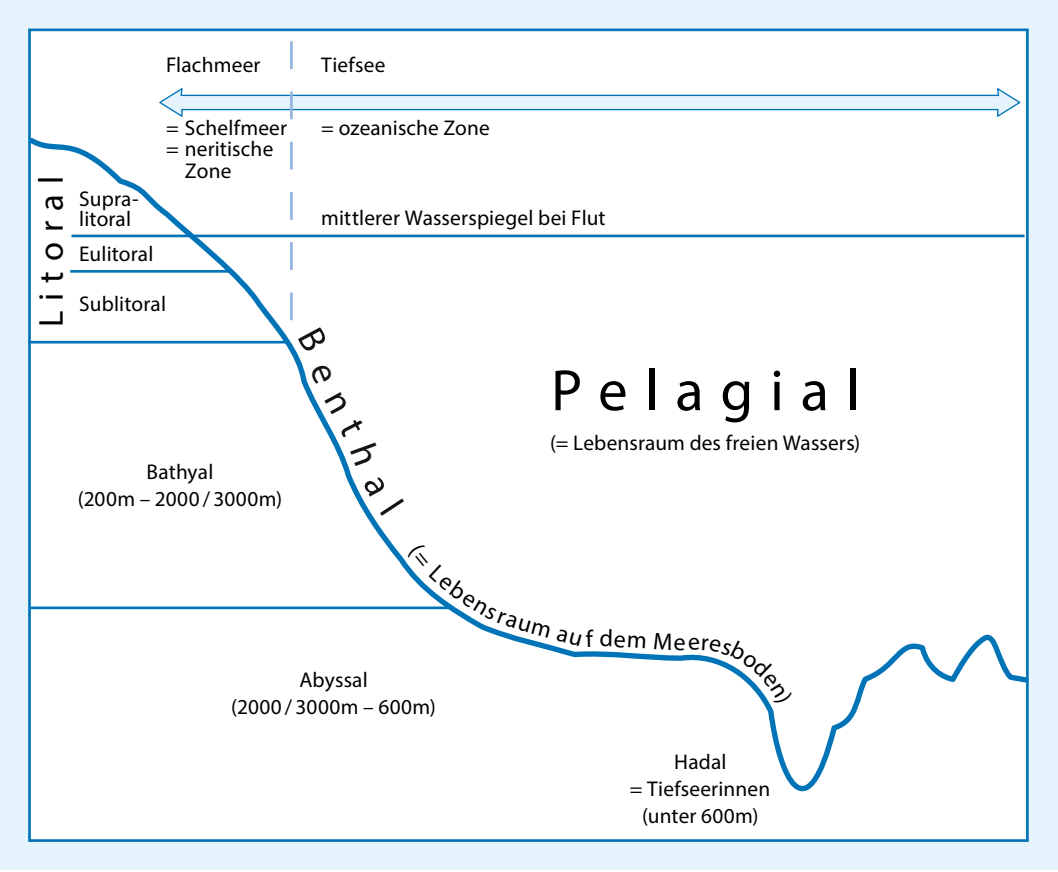


Abb. 6.3 Hauptlebensräume eines Weltmeeres. Die Ausdehnungen der Bereiche sind für verschiedene Meere unterschiedlich und auch unterschiedlich definiert. Zum Beispiel erstreckt sich der Kontinentalrand im Bereich der Nordsee weit in den Atlantik hinein, was eine große Ausdehnung der Flachsee (des Schelfs) bedeutet, während im westlichen Südamerika ein steiler Abfall direkt in die Tiefseerinne vorliegt. Der Tiefseeboden ist nicht eben, sondern es gibt kleine Berge und auch unterseeische Gebirge. (nach Streit 1994, stark verändert)

tritt neben dem eigentlichen Plankton oder Holoplankton, welches seinen gesamten Lebenszyklus planktisch verbringt, auch Meroplankton auf, das aus Larven von im Adultleben benthischen Tieren besteht (z. B. Seepocken, Seeigel, Polychaeten, Krabben). Unter dem **Nekton** dominieren u. a. Heringe, Sardinen, Thunfische, Tintenfische, Haie und Wale. Seevögel, z. B. Albatrosse, Pelikane, Möwen und Pinguine, ernähren sich von den Meeresorganismen.

Als **Hadal** grenzt man vielfach die Regionen der Tiefseegräben in den Randgebieten des Pazifiks ab. Es erstreckt sich bis auf etwa doppelte Tiefe im Vergleich zum Abyssal. Als Lebensraum bietet es aber keinen grundsätzlich anderen Aspekt.

6.1.3 Tropische Litoralregionen: Mangrove und Riffe

Der an tropischen und subtropischen Meeren im Ebbe-Flut-Bereich ausgebildete Lebensraum der **Mangrove** wurde wegen seines semiterrestrischen Standorts bereits in ► Abschn. 5.2.10 behandelt.

Korallen (Anthozoa) sind als isolierte Arten weit verbreitet, z. B. auch in der Nordsee. Korallenriffe existieren aber nur in warmen tropischen Gewässern oberhalb 20 °C und daher praktisch nur innerhalb der Wendekreise, wobei 23–25 °C eine insgesamt optimale Wassertemperatur ist (Loya und Klein 1998). Sie fehlen demzufolge an den Ostseiten von Südamerika, Afrika und Australien,

Box 6.1 Biodiversität der Tiefsee

Vollkommene Dunkelheit und eine konstante Temperatur von 2–3 °C charakterisieren den eher gleichförmigen Lebensraum des Abyssals. In zwei Meeren gibt es allerdings eine „warme" Tiefsee (Türkay 2008): Da diese Gewässer aufgrund flacher Schwellen an ihren Eingängen von der atlantischen Zirkulation weitgehend ausgeschlossen sind, wird ihr Tiefenwasser vor Ort gebildet, kann also nicht kälter sein als die Temperatur der Bildungsgebiete. Im Roten Meer herrscht in dessen größter Tiefe (2000 m) eine Temperatur von gut 20 °C, im Mittelmeer sind es bis zu 5000 m Tiefe immerhin noch 13,5 °C. Mit zunehmender Tiefe nimmt die Artenzahl allerdings auch in diesen Meeren ab (im Mittelmeer ab 800 m mit einem deutlichen Abfall bei 1500 m; Danovaro et al. 2010), die Evenness dagegen zu.

Das Nahrungsnetz der Tiefsee umfasst die Detrivoren, die den organischen Teil des Sediments konsumieren, unter denen Nematoden oft dominierend sind (s. z. B. Danovaro et al. 2008; Pusceddu et al. 2009), zu denen aber auch Seegurken, Mollusken, Crustaceen und Polychaeten gehören. Von diesen Detrivoren ernähren sich räuberische Organismen, z. B. der Anglerfisch. Bakterien spielen eine wesentliche Rolle beim Abbau organischer Substanz und als Ausgangsbasis für das Nahrungsnetz.

Die Tiefsee ist der größte Lebensraum unseres Planeten: Rund 60 % der Erdoberfläche liegen in einer Wassertiefe von mehr als 1000 m. Erste Hinweise auf große Artenzahlen fanden Hessler und Sanders (1967). Aber noch bis zum Beginn der 1980er-Jahre war die Untersuchungsdichte so gering, dass Nybakken (1982, S. 147) die Vorstellung von der Existenz einer hoch diversen Tiefseefauna für spekulativ hielt („*the idea of a highly diverse deep-sea fauna must remain speculative*"). Mit Kastengreifern am Kontinentalhang der Ostküste der USA in einer Tiefe von 1500–2500 m entlang eines 176 km langen Transektes auf insgesamt 14 Probestellen durchgeführte Untersuchungen des dortigen Meeresbodens zeigten jedoch einen unerwarteten Arten- und Individuenreichtum: Auf nur 21 m^2 wurden 898 vielzellige Tierarten aus 171 Familien und insgesamt mehr als 90.000 Individuen gefunden (Grassle und Maciolek 1992). Bei allem Erstaunen über den unerwarteten Artenreichtum der Tiefsee sollte aber nicht vergessen werden, dass Küstengewässer in der Regel noch erheblich artenreicher sind (Gray et al. 1997).

Die Biodiversität der Tiefsee ist im Detail immer noch weitgehend unerforscht. Seit Beginn dieses Jahrtausends konnten jedoch im Rahmen des internationalen Forschungsprojektes CeDAMar (*Census of the Diversity of Abyssal Marine Life*), eines Teilprojektes des Marine Census of Life, deutlich Fortschritte gemacht werden (Ebbe et al. 2010). Allerdings waren im Jahre 2005 immer noch lediglich $1{,}4 \times 10^{-9}$ % des in Meerstiefen > 4000 m gelegenen Tiefseebodens erforscht (Stuart et al. 2008). Im Rahmen des weltweiten Projektes wurden bisher rund 500 neue Tiefseearten entdeckt, wobei es sich in der deutlich überwiegenden Zahl (fast 250) um Krebstiere (Crustacea) handelte. Die bezüglich neuer Arten nächst größeren Gruppen waren Nematoden (55) und Mollusken (etwa 40, darunter etwa 30 Schnecken). Die von Ebbe et al. (2010) referierten Ergebnisse des Projektes lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- „Extrem" ist „normal": Offenkundig ist die Tiefsee nur aus menschlicher Sicht extrem. Für eine Vielzahl von Arten bildet sie den typischen Lebensraum, ist also für sie nicht „extrem", sondern „normal". Auch sind die Lebensgemeinschaften der Tiefsee nicht statisch, sondern zeigen, genau wie „normale" Biozönosen, dynamische Artenwechsel (Billet et al. 2009; Soto et al. 2009).
- „Selten" ist „häufig": Anders als außerhalb der Tiefsee, wo es oft eine Gruppe häufiger Arten gibt, sind in der Tiefsee fast alle Arten selten (z. B. Rose et al. 2005).
- Die Biodiversität der Tiefsee ist deutlich größer als noch vor wenigen Jahrzehnten vermutet: Nicht nur die Artenzahlen (α-Diversität) sind hoch, sondern es gibt auch regionale Unterschiede im Arteninventar (β-Diversität). Die β-Diversität dürfte nicht zuletzt auf Unterschiede in der Struktur des Meeresbodens und die hieraus resultierende Nischenzahl zurückzuführen sein. Beispielsweise stellten Miljutina et al. (2009) eine Abhängigkeit der Artenkombination von der Existenz von Manganknollen fest.
- Die schon lange gehegte Auffassung, dass es im Abyssal viele Kosmopoliten gibt, trifft weitgehend zu: In allen untersuchten Gruppen gibt es einen hohen Anteil an über mehrere Meere verbreiteten Arten. Allerdings konnten bei genetischer Analyse fast stets einige kryptische Arten entdeckt werden, die offenbar weniger oder gar nicht kosmopolitisch sind (z. B. Raupach et al. 2009; Mincks et al. 2009), was bereits von Etter et al. (1999) vermutet wurde.
- Dennoch gibt es, anders als bisher angenommen, auch in der Tiefsee breitenkreisabhängige Unterschiede in der Artenzusammensetzung (z. B. Sun et al. 2006).
- Der Einfluss der Tiefe auf den Artenreichtum ist im Vergleich der verschiedenen Organismengruppen nicht einheitlich: Ellingsen et al. (2007) fanden für den atlantischen Sektor des Süd-Ozeans eine Kumulation

Box 6.1 (*Fortsetzung*) Biodiversität der Tiefsee

der Asseln (Isopoda) im mittleren Bereich (um 3000 m), eine Abnahme der Borstenwürmer (Polychaeta) mit zunehmender Tiefe und eine Gleichverteilung der Muscheln (Bivalvia).

- Veränderungen in der Produktivität des Peligials spiegeln sich in der Artenkombination des Abyssals wider (Smith et al. 2008). Dies gilt sowohl für die durch dekadische Oszillation des Klimas bedingten Änderungen (z. B. Ruhl und Smith 2004; Ruhl 2007) als auch für saisonale Änderungen (Smith et al. 1997; Beaulieu 2002).

Von derzeit starkem wissenschaftlichem Interesse sind die **Hydrothermalquellen** mit heißen Gasaustritten, die in ozeanischen Rücken, speziell des Atlantiks, existieren. Diese Quellen stellen „Wärme-Oasen" in der kalten Tiefsee dar. Sie sind Lebensraum von Prokaryoten, die ihre Energie durch Oxidation des ausströmenden Methans und Schwefelwasserstoffs gewinnen. Offensichtlich ist die Produktion sehr ergiebig, denn sie ernährt eine vergleichsweise reiche Fauna. Mehrere Vertreter dieser Fauna haben Prokaryoten als Symbionten aufgenommen und ernähren sich teilweise oder ausschließlich von deren Stoffwechselprodukten. Während über das Benthos der Tiefsee dank der o. g. Untersuchungen immerhin bereits einiges bekannt ist, bestehen bezüglich ihres Pelagials nach Ansicht von Webb et al. (2010) noch besonders große Forschungslücken. Verglichen mit anderen Regionen unseres Planeten sehen Ramirez-Llodra et al. (2011) die Tiefsee offensichtlich noch als relativ unbeeinflusst vom Menschen an, denn sie bezeichnen sie als die letzte große Wildnis.

da dort Kaltwasserströme vorherrschen. Im Vergleich zum offenen Ozean sind solche Riffe sehr produktiv, was, verbunden mit ihrer inselhaften Lage, zu hohem Artenreichtum geführt hat (z. B. Wells und Hanna 1992). Sie werden von sowohl die Tiefsee als auch das Flachwasser bis zur Wasseroberfläche besiedelnden Steinkorallen (Scleractinia) gebildet, die im Laufe vieler Jahrhunderte aus ihren Kalkskeletten die Riffstruktur aufbauen. Daneben tragen auch Feuerkorallen (*Millepora*) sowie, im tropischen Indopazifik, die Blaue Koralle (*Heliopora coerulea*) zur Riffbildung bei (Schumacher 1988).

Das Prinzip der **Riffentstehung** wurde bereits von Darwin (1842) beschrieben: Korallen wachsen zunächst entlang des Rands einer Insel oder eines Kontinents in der für die verschiedenen Arten jeweils zusagenden Tiefe. Wenn der Untergrund absinkt oder der Seespiegel sich hebt, wachsen die Riffe nach oben. Nach einiger Zeit können sie völlig losgelöst von früheren Inseln oder Festlandsockeln bestehen, wodurch Atolle oder Barriereriffe entstehen können (Steininger und Maronde 1997). Das größte und berühmteste Barriereriff ist dasjenige vor der Ostküste Australiens. Nach Brümmer und Leinfelder (1997) ist es sogar aus dem Weltall sichtbar. Der Einfluss von Süßwasser und eingetragenem Schlamm behindert ein Riffwachstum bzw. wirkt schädigend auf bereits vorhandene.

Heutige Korallenriffe bedecken rund 600.000 km² Meeresoberfläche oder 0,17 % der Weltmeere und bestehen in ihrem Masseanteil überwiegend aus abgestorbenen Riffteilen. Nur ein dünner Überzug repräsentiert das lebende Riff, das aufgrund ständiger Kalkabscheidung der Korallen, aber auch unter Beteiligung anderer Organismen, kontinuierlich wächst. Beispielsweise helfen Rotalgen und Bryozoen, Kalkbruchstücke zu festigen. Die Tiefenerstreckung des lebenden Riffteils geht von knapp unterhalb der Niedrigwasserlinie bis in ungefähr 50 m Tiefe.

Riffe unterliegen vielfachen Störungen. Außer der physikalischen Beanspruchung und der Erosion durch Brandung sind es insbesondere manche Muschelarten sowie Polychaeten und Schwämme, die sich in das Riff bohren. Die während der Eiszeiten aufgetretenen starken Meeresspiegelschwankungen übten dadurch eine Störwirkung aus, dass sie den Ort des jeweils lebenden Riffwachstums verlagerten. Darüber hinaus können Orkane dazu führen, dass Riffe stark in Mitleidenschaft gezogen werden. Die Regeneration dauert in solchen Fällen viele Jahre.

Korallenriffe sind komplexe Ökosysteme, die neben den bereits oben genannten Organismen zahlreichen weiteren Arten aus der Gruppe der Würmer, Weichtiere, Schwämme, Stachelhäuter und Krebstiere Lebensraum bieten. Viele dieser Organismen gehören zur „Putzkolonne" des



Abb. 6.4a–c Korallenfische; **a** Anemonenfisch (*Amphiprion ocellari*); **b** Banggai-Kardinalbarsch (*Pterapogon kauderni*); **c** Gelber Segeldoktor (*Zebrasoma flavescens*). Fotos: Ingo Hamann (a); Anna Schmitz (b); Susanne Hemmerling (c)

Riffes: Krabben fressen die toten Fische und Seeigel sowie einige Fische und Schnecken weiden die Algen ab, die sonst das Riff überwuchern würden. Wegen ihres Reichtums an bunten Korallenfischen (Abb. 6.4) sind sie bei Tauchern und Schnorchlern äußerst beliebt und besitzen als Touristenattraktion wirtschaftliche Bedeutung. Eine ebenfalls auch aus ökonomischer Sicht unverkennbare Bedeutung haben Korallenriffe als „Kinderstube" für im Erwachsenenstadium pelagisch lebende Fische. Lough und van Oppen (2009) bezeichnen Korallenriffe als den diversesten aller marinen Ökosystemtypen.

6.1.4 Europäische Meere

Der Atlantik, eines der Weltmeere, ist in seinem europäischen Bereich (Narayanaswamy et al. 2010) mit drei Randmeeren verbunden: der Nordsee, der Ostsee und dem Mittelmeer, welches in Gestalt des Schwarzen Meeres ein eigenes Nebenmeer besitzt. Bezüglich der volkstümlichen Namen ist auffällig, dass die beiden mitteleuropäischen Randmeere „See" genannt werden. Seen bezeichnet man dagegen in Nordwestdeutschland oft als „Meere", z. B. „Steinhuder Meer", „Zwischenahner Meer", „Heiliges Meer" bei Hopsten. Folgerichtig wurde in den Niederlanden die Zuiderzee nach ihrer Eindeichung in Ijsselmeer umbenannt.

Auf die Küsten von Nord- und Ostsee wird im Rahmen der Behandlung mitteleuropäischer Lebensräume eingegangen. Nicht näher behandelt werden der offene Atlantik (einschließlich des sog. Kanals), der im Bereich der Westküsten Frankreichs und der iberischen Halbinsel an Europa grenzt und sich durch besonders hohe Ebbe-Flut-Unterschiede auszeichnet, sowie das Nördliche Eismeer mit der Barentssee, die im Bereich Nordskandinaviens an die Küsten Europas reicht.

Die Nordsee Die in ihrer heutigen Form in etwa seit 8000 Jahren existierende Nordsee hat eine mittlere Tiefe von nur 70–90 m. Die Salzkonzentration ihres Oberflächenwassers wird im Nordteil durch das Atlantikwasser bestimmt (ca. 35 ‰), im südlichen Teil durch die einmündenden Flüsse auf 32–34 ‰ reduziert und im Nordosten von der salzarmen Ostsee noch deutlicher auf 25–31 ‰ gesenkt. Die Jahresschwankungen können mehrere ‰ betragen.

Die Nordsee ist eines der fischreichsten Meere der Erde. Sie liefert 5 % des Weltseefischfangs, während ihr Flächenanteil an den Weltmeeren nur 1,6 % beträgt. Gefischt werden v. a. Hering, Makrele, Kabeljau, Schellfisch, Köhler, Scholle, Seezunge und auch Krebse (Krabben und Garnelen). In der Nordsee kommen fünf Meeressäugetiere vor (Tab 6.3): Gemeiner Seehund, Kegelrobbe, Schweinswal, Weißschnauzendelfin und Zwergwal.

Die **Nordseeküste** ist stark durch die Wirkungen von Ebbe und Flut geprägt. Der mittlere Tidenhub an der deutschen Küste beträgt 2–4 m, wobei die höchsten Werte im Jadebusen auftreten. Zum Schutz vor Sturmfluten hat man seit dem Mittelalter Deiche errichtet. Das Deichvorland wurde später oft ebenfalls eingedeicht und in Weideland umgewandelt. Denjenigen Bereich der Nordsee, der bei Ebbe trocken fällt, bezeichnet man als **Wattenmeer**. Dieser eine weltweite Besonderheit darstellende Biotopkomplex wird im Rahmen der mitteleuropäischen Lebensräume behandelt (▶ Abschn. 7.4.1).

Ostsee In der Ostsee, von der Wulff et al. (2001) eine Ökosystemanalyse zusammengestellt haben,

Tab. 6.3 Meeressäugetiere der Nord- und Ostsee (Rice 1998; Borkenhagen 2001; BfN 2007; Kaschner et al. 2010)

Deutscher Name	Wiss. Name	Areal	Häufigkeit und Bestandsentwicklung					Literatur
			welt-weit	Nordsee		Ostsee		
				allgem	D	all-gem	D	
Seehund	*Phoca vitulina*	Nordhalb-kugel, v.a. arktisch bis gemäßigt	H ?	H ↑	H ↑	Y	Y	Reijnders et al. (1995, 2013)
Kegel-robbe	*Halichoerus grypus*	Atlantik, arktisch bis gemäßigt	H ?	H ↑	M ↑	Y	M ↑	TSEG (2006), Scheibel und Weidel (1988), Graner und Hartwig (1993), Härkönen et al. (2007), Herrmann et al. (2007)
Schweins-wal	*Phocoena phocoena*	Nordhalb-kugel, v. a. boreal bis gemäßigt	H =	H = (↑ V)	H =	M ↓	M ↓	Benke et al. (1998), Huggenberger et al. (2002), Camphuysen (2004), Thomsen et al. (2006, 2007), Teil-mann et al. (2007) Scheidat et al. (2004, 2008), Wiemann et al. (2010),
Weiß-schnnau-zendelphin	*Lageno-rhynchus albirostris*	N-Hemi-sphäre: Atlantik, subarktisch bis gemä-ßigt	H ?	H =	S ?	S ?	Y	Hammond et al. (2002), Kinze (2009)
Zwergwal	*Balaenop-tera acuto-rostra*	Nordhalb-kugel, v. a. arktisch bis gemäßigt	H ?	M =	Y ?	–	–	Hammond et al. (2002)

Quellen s. außerdem die Spalte „Literatur"
H häufig; *M* mittlere Häufigkeit; *S* selten; *Y* zufällig oder sporadisch; – nicht vorkommend
↑ zunehmend; = unverändert; ↓ abnehmend; ? keine sichere Information

sind die Gezeiten nahezu bedeutungslos. Im Kattegat, der Verbindung zwischen Nord- und Ostsee beträgt der durchschnittliche Tidenhub bereits nur noch 50 cm. Die Ostsee besitzt daher kein Watt. Der Salzgehalt sinkt entlang der dänischen Küste von 30 ‰ auf 8 ‰ und danach nur noch langsam auf ca. 3 ‰ in den nördlichsten und östlichsten Teilen der Ostsee. An der deutschen Küste fällt die Konzentration von im Westen 15 ‰ auf 7,8 ‰ im Osten (Rheinheimer 1996).

Die am Meeresboden wurzelnden Algen- und Gefäßpflanzengesellschaften (im Tiefenbereich genügender Lichtintensität) sind vergleichsweise artenreich und stark gegliedert (Küster 2002). Der

Fischfang in der Ostsee umfasst v. a. Dorsch (Kabeljau), Hering und Sprotte, außerdem Lachs, Scholle, Flunder und Aale (Küster 2002). Von den für die Nordsee erwähnten Meeressäugern (Tab. 6.3) sind in der Ostsee nur Kegelrobbe und Schweinswal heimisch (Siebert et al. 2012).

Als relativ kleines Meer ist die Ostsee gegenüber Stoffeinträgen weit empfindlicher als die Nordsee oder gar der Atlantik (Grimvål und Stallnacke 2001). Da viele große, mit Nährstoffen überfrachtete Flüsse in sie münden und an ihren Ufern zahlreich Großstädte und Industriegebiete liegen, hat die ursprünglich oligotrophe Ostsee inzwischen einen mesotrophen Zustand erreicht. Beispielsweise sind die Nitrat- und Phosphatkonzentration in den 1970er-/80er-Jahren um das 3-fache gestiegen. Versuche, den Nährstoffeintrag zu reduzieren, waren bisher nur bedingt erfolgreich. Ende des ersten Jahrzehntes dieses Jahrtausends wurden jährlich immer noch 45.000 t Phosphor und 1.000.000 t Stickstoff eingetragen (Hupfer 2010). Hieraus resultiert eine stark erhöhte Produktion von Biomasse, die nach ihrem Absterben stellenweise anaerobe Bedingungen verursacht, was insbesondere für den Dorsch bedrohlich ist.

Mittelmeer Das **Mittelmeer** (s. Hofrichter 2001) hat eine Fläche von rund 2.500.000 km² (ohne das im weiteren Sinne manchmal zum Mittelmeer hinzugerechnete Schwarze Meer) und eine mittlere Tiefe von 1430 m. Die maximale Tiefe beträgt 5102 m (Matapangraben im westlichen Teil). Es ist geologisch ein Restmeer der Tethys, des vor rund 200 Mio. Jahren entstandenen „Urmittelmeeres". Vor rund 5,7 Mio. Jahren wurde seine Verbindung zum Atlantik unterbrochen, wodurch es vorübergehend austrocknete. Danach blieb die Verbindung konstant offen und führte zu regelmäßigen Neubesiedlungen aus dem Ozean im Anschluss an die jeweiligen Kaltzeiten des Pleistozäns.

Das Mittelmeer zeigt, außer im direkten Einzugsgebiet von Flüssen und nach starken Regenfällen, Salinitätswerte von über 35 ‰, die von Westen nach Osten von 36 auf 39 ‰ ansteigen. Der Wasseraustausch mit dem Atlantik ist in der Tiefe gehemmt, wodurch das Tiefenwasser eine konstante Temperatur von ca. 14 °C aufweist. Da das Mittelmeer stark strukturiert ist, weisen die einzelnen Meeresteile vielfach von der Norm abweichende Einzelwerte auf. So können das Adria- und das Ägäisbecken in ihren nördlichen Teilen im Winter recht kühl werden (5–7 °C Wassertemperatur), während es im südlichen Teil mit 14–15 °C Wintertemperaturen in einem auch für den Rest des Mittelmeeres charakteristischen Rahmen bleibt. Die Temperaturen des Oberflächenwassers betragen im August um 24–26 °C, in der Libyschen See und im östlichsten Mittelmeer (Bereich Ägypten, Zypern, Syrien) bis über 28 °C.

Die Tidenhöhe ist mit meist ca. 30–40 cm gering, nur in Randregionen kann sie ausgeprägter sein (z. B. im nördlichen Adriabecken und in der Ägäis bis 1 m, an der tunesisch-libyschen Küste bis 1,8 m). Die im Uferbereich gemessenen Wasserstände werden aber im großen Ganzen stärker vom Wind kontrolliert als von den Gezeiten. Bei auflandigen Winden beobachtet man Fluthöhen bis ca. 2 m.

Charakteristisch für viele Küstenbereiche des Mittelmeeres sind Felsküsten. In deren Supralitoral leben einerseits Tierarten, die Schalen zum Schutz vor Austrocknung haben, andererseits solche, die aufgrund ihrer Beweglichkeit in der Lage sind, zu diesem Zweck tiefere Spalten aufzusuchen. Charakteristisch sind Schnecken der Gattung *Littorina*, Seepocken der Gattung *Chthamalus* und die Klippenassel, *Ligia italica*, welche besonders morgens und abends scharenweise auf Felsen und Mauern zu finden ist. Die Zone des Eulitorals ist infolge des niedrigen Tidenunterschieds meist relativ schmal. An den südfranzösischen Küsten treten knapp über der Niedrigwasserlinie die von der Steinalge *Lithophyllum toruosum* gebildeten „Trottoirs" auf. Unterhalb davon finden sich Seerosen und die Pferdeaktinie *(Actinia equina)* sowie Algen der Gattung *Enteromorpha* und *Corallina.*

Im Sublitoral existieren sehr unterschiedliche Lebensgemeinschaften, wobei im oberen Bereich Grünalgen (*Ulva* und *Cladophora*), an Stellen geringeren Lichtgenusses Rotalgen, Schwämme und Gorgonien aspektprägend sind. Ebenfalls in größerer Tiefe wachsen Seegräser (v. a. *Posidonia* und *Zostera*) als Vertreter der Blütenpflanzen. Die Seegraswiesen bilden den Ernährungslebensraum für viele Fische, aber auch für manche Flohkrebse (*Talitrus*, *Orchestia*), welche die absterbenden Pflanzen konsumieren. In der noch tieferen Zone treten

auffallende pflanzliche Organismen zurück und das Benthos wird von Seefedern etc. beherrscht. Wo Fels oder Steinblöcke dominieren, leben zahlreiche Schnecken, Krebse, Seeanemonen, Röhrenwürmer und an Schlupfwinkel gebundene Fische (z. B. Muränen). Einen speziellen Geröllboden bildet der Korallengrund, der v. a. von Kalk ausscheidenden Organismen gebildet wird (Korallen, Bryozoen, Kalkalgen). In Sandgründen kommen Massen des Lanzettfischchens (*Branchiostoma lanceolatum*) vor sowie u. a. die Weichtiergattung *Dentalium* aus der Klasse der Scaphopoden (Kahnfüßer).

Im Pelagial der Hochsee des Mittelmeeres leben Sardinen, Thunfische, Quallen, Schwertfische, Haie und Delfine. Tiergeografisch weist das Mittelmeergebiet deutliche Beziehungen zur atlantischen Tier- und Pflanzenwelt auf und es finden sich auch regelmäßig Irrgäste aus dem Atlantik, z. B. planktivore Riesenhaie. Allerdings ist über die in Form des Suezkanals seit 1869 bestehende Verbindung zum Roten Meer sowie durch eingeschleppte Formen auf regionaler Ebene teilweise ein bedeutsamer Faunen- und auch Florenwandel eingetreten. Besonders auffällig ist die ursprünglich aus dem Indopazifik stammende Schlauchalgenart *Caulerpa taxifolia*, die sich massiv ausbreitet (Meinesz et al. 1993) und durch ihr schnelles Wachstum viele Tier- und Pflanzenarten verdrängt, weshalb sie „Killeralge" genannt und auch andernorts als invasiv bezeichnet wird (Meinesz 1993; Jousson et al. 2000) wird. Inzwischen wird auch die über den Suezkanal ins Mittelmeer eingewanderte Art *Caulerpa racemosa* als potenziell gefährlich eingeschätzt.

Wegen der Nährstoffarmut der oberen Schichten ist der Fischereiertrag begrenzt. Am bedeutsamsten sind Sardinen, Sardellen, Stöcker, Makrelen, Thunfische, Muscheln, Tintenfische, Krebse und auch Schwämme.

Der Artenreichtum ist, wie bereits für Meere allgemein erwähnt, an den Küsten größer als im offenen Wasser (◘ Abb. 6.5a). Besonders reich an endemischen Fischarten ist die Adria (◘ Abb. 6.5b). Das Mittelmeer steht über die Meerenge von Gibraltar mit dem Atlantik im Wasser- und Besiedlungsaustausch, was die allgemein höhere Artendichte des westlichen Bereichs erklärt. Die bereits oben erwähnte Verbindung zum Roten Meer erklärt die hohe Neobiotadichte im östlichen Teil des Mittelmeeres (◘ Abb. 6.5c; s.a. Galil 2006).

Schwarzes Meer Das **Schwarze Meer**, das über das Marmarameer mit dem Mittelmeer verbunden ist, misst 461.000 km² bei einer mittleren Tiefe von knapp 1200 m und einer Maximaltiefe von 2212 m (Ascherson 1996). Infolge der zahlreichen Flussmündungen (Donau, Dnjepr, Don) liegt die Salzkonzentration im Oberflächenwasser bei nur 13–18 ‰. Das Wasser der Tiefenschicht ist salzreicher, aufgrund nur geringer Turbulenzen vom Austausch mit der Oberschicht ausgeschlossen und dadurch unterhalb von 100–150 m anaerob. Es enthält 6–7 cm³ Schwefelwasserstoff pro Liter und beherbergt demzufolge Schwefelbakterien. In der Oberschicht hat sich eine pelagische Lebewelt entwickelt, die derjenigen in der Nordsee nicht unähnlich ist. Wirtschaftlich bedeutsame Fischarten sind Stör, Hausen, Sardelle, Hering, Makrele und Scholle.

6.2 Binnengewässer

In allen den Verfassern bekannten Sprachen wird zwischen stehenden und fließenden Gewässern unterschieden, auch wenn deren ökologischer Unterschied bzw. der zwischen den sie besiedelnden Biozönosen nicht immer augenfällig ist. Nicht zuletzt liegt das daran, dass insbesondere viele große Stillgewässer von Fließgewässern durchzogen (z. B. in Mitteleuropa der Bodensee, im Kongo der Albertsee) oder gespeist werden (alle Stauseen und Teiche). Auch haben manche Flüsse ihren Ursprung in stehenden Gewässern, z. B. der Nil im Viktoriasee.

6.2.1 Stillgewässer

Ein See ist ein im Binnenland gelegenes großes Gewässer, das im Gegensatz zu einem Binnenmeer (z. B. dem Mittelmeer und der Ostsee) auf der 0-Meter-Höhenlinie keine direkte Verbindung zu einem Weltmeer hat. Im Gegensatz zu einem Fließgewässer weist ein See kein Gefälle auf. Auch wenn ein See von einem Fließgewässer gespeist und entwässert wird, sind daher Zu- und Abflussmenge in der Regel gegenüber der Gesamtwassermenge des Sees

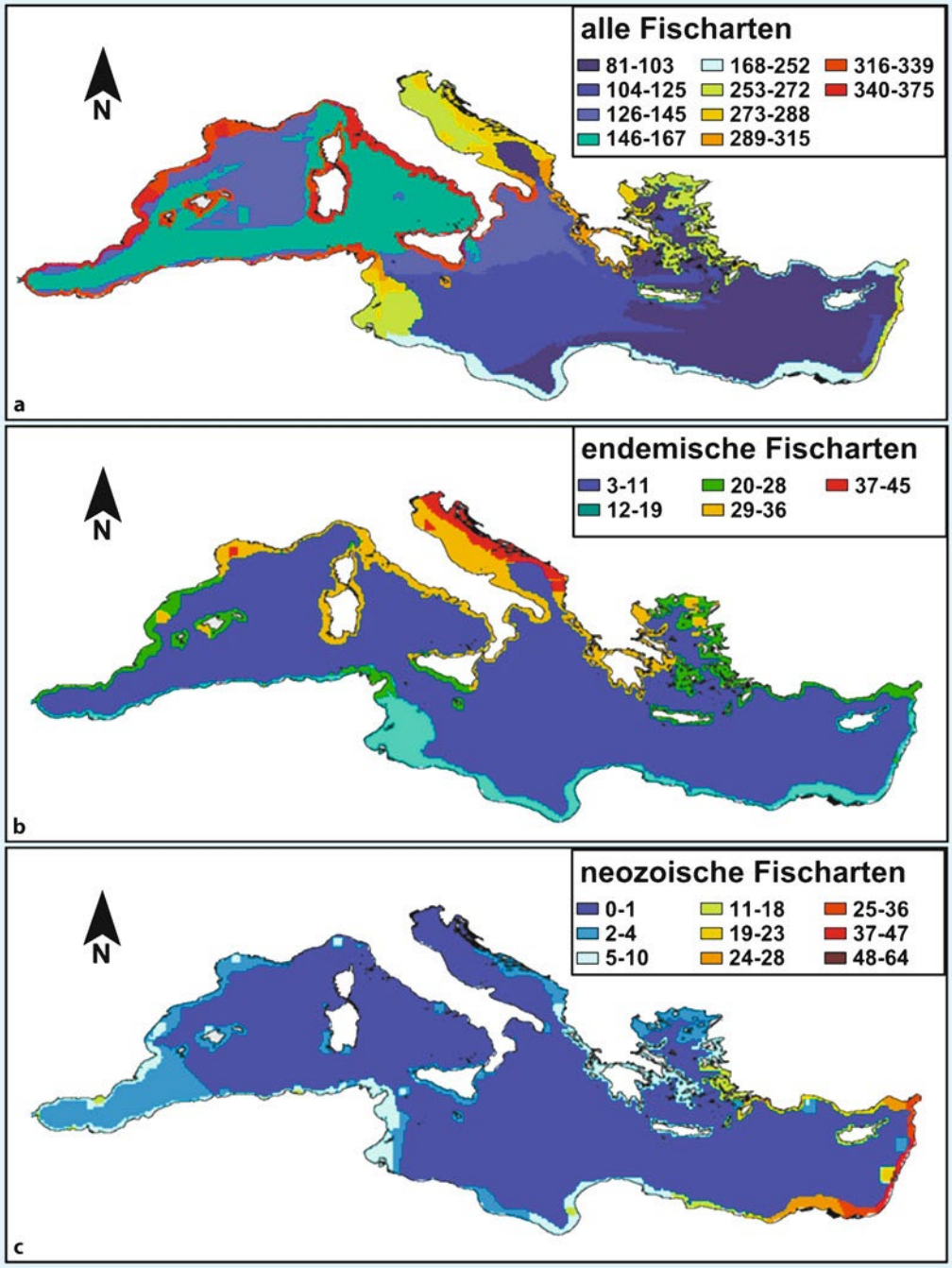


Abb. 6.5a–c Arten- (**a**), Endemiten- (**b**) und Neobiotadichte (**c**) im Mittelmeer. (aus Coll et al. 2010, verändert)

gering. Um Seen des Binnenlandes von Strandseen, küstennahen Brackwasserseen oder durch Eindeichung der Küste entstandenen Seen abzugrenzen, benutzt man den Begriff Binnensee. Er verhindert außerdem die Verwechslung mit den Randmeeren, die im volkstümlichen deutschen Sprachgebrauch ja auch „Seen" heißen (vgl. ▶ Abschn. 6.1.4).

Limnologen bezeichnen ein Gewässer unabhängig von seiner Flächenausdehnung nur dann als See, wenn es so tief ist, dass sich eine über Tage bis Monate stabile Temperaturschichtung ausbilden kann. Flache Steppenseen wie der Neusiedler See oder der Plattensee sind also keine „echten" Seen. Eher volkstümlich ist die Definition über die Fläche: Die Mindestgröße eines Sees beträgt etwa einen Hektar.

Zwar enthält die weitaus größere Zahl der Seen Süßwasser, aber es gibt auch einige Salzseen, z. B. den Aralsee, das Kaspische und das Tote Meer. Innerhalb der Salzseen unterscheidet man die eben genannten „echten" Salzseen (mit dominierendem Natriumchlorid) von den Soda- und den Natronseen (Natriumcarbonat und -hydrogencarbonat), z. B. Lake Mono in Kalifornien (◘ Abb. 6.6). Natronseen weisen hohe pH-Werte und Salzkonzentrationen auf, an die nur wenige Spezialisten angepasst sind, v. a. Bakterien, Archaeen und Algen sowie einige Ruderfußkrebse. In drei ostafrikanischen Natronseen hat sich eine endemische Barschgattung entwickelt, die Sodabarsche (*Alcolapia*).

Die heute für die meisten mitteleuropäischen Seen typische Form und die Hauptlebensbereiche sind in ◘ Abb. 6.7 am Beispiel eines Sees des Flach- oder Hügellandes zusammengestellt. Die Abbildung verdeutlicht die Existenz mehrerer Teillebensräume: Das meist seichte Ufergebiet der Randzone, das im Bereich der regulären Wasserstandsschwankungen liegt, wird **Litoral** genannt. Es ist nach oben vom maximalen Wasserstand bestimmt, der typischerweise im Frühjahr nach der Schneeschmelze auftritt, nach unten von der nachlassenden Wirkung der Brandung. Im oberen Bereich des Litorals wachsen natürlicherweise stets Röhrichte und Schwimmblattgesellschaften. Ob und bis in welche Tiefe der untere Bereich bewachsen ist, hängt von der Sichttiefe ab: In klaren Gewässern kann man bis zu 10 m Tiefe noch Gefäßpflanzen finden, Armleuchteralgen (Charophyta) reichen noch weiter hinab. Ob und inwieweit ein Gewässer klar ist, hängt u. a. von der Dichte des Planktons ab, die wiederum vom Nährstoffgehalt mitbestimmt wird. In den heute weitverbreiteten eutrophen Gewässern, in denen ein tiefes Eindringen von Licht zeitweilig durch dichte Schwärme einzelliger Algen verhindert wird, ist der untere Litoralbereich daher vegetationsfrei.



◘ **Abb. 6.6** Durch auskristallisiertes Karbonate bizarr geformte Landschaft am Lake Mono (Kalifornien), einem Natronsee, 1988. Foto R. Wittig

Der Lebensraum des Gewässerbodens wird als **Benthal** bezeichnet, seine Lebensgemeinschaft als **Benthos** (manchmal auch Benthon). Dem Benthal gegenüber steht der Lebensraum des freien Wassers, das **Pelagial** mit dem Plankton und dem Nekton. Das **Plankton** umfasst im Süßwasser überwiegend Kleinformen von unter 1–2 cm Größe, die nicht zu größerer Fernbewegung befähigt sind, insbesondere ein- bis wenigzellige Algen (z. B. Kieselalgen, Grünalgen, Dinoflagellaten), Prokaryoten (Vertreter der auch „Blaualgen" genannten Cyanobakterien) sowie heterotrophe Bakterien, heterotrophe (tierische) Einzeller (z. B. Ciliaten), Rädertierchen und Kleinkrebse (Wasserflöhe, Ruderfußkrebse). Zum **Nekton** gehören die aktiv weit umherschwimmenden Organismen, in Mitteleuropa praktisch nur Knochenfische, z. B. Felchen und Seeforellen. Die Mehrzahl der übrigen Fische ist eher dem Benthal zuzurechnen, da sie die Weite offener Seewasserbereiche meiden. Pelagial und Benthal sind oft nicht scharf gegeneinander abgegrenzt und funktionell eng vernetzt.

Zum Benthos, also den pflanzlichen und tierischen Organismen des Benthals, zählen die im Untergrund wurzelnden Gefäßpflanzen, die dem

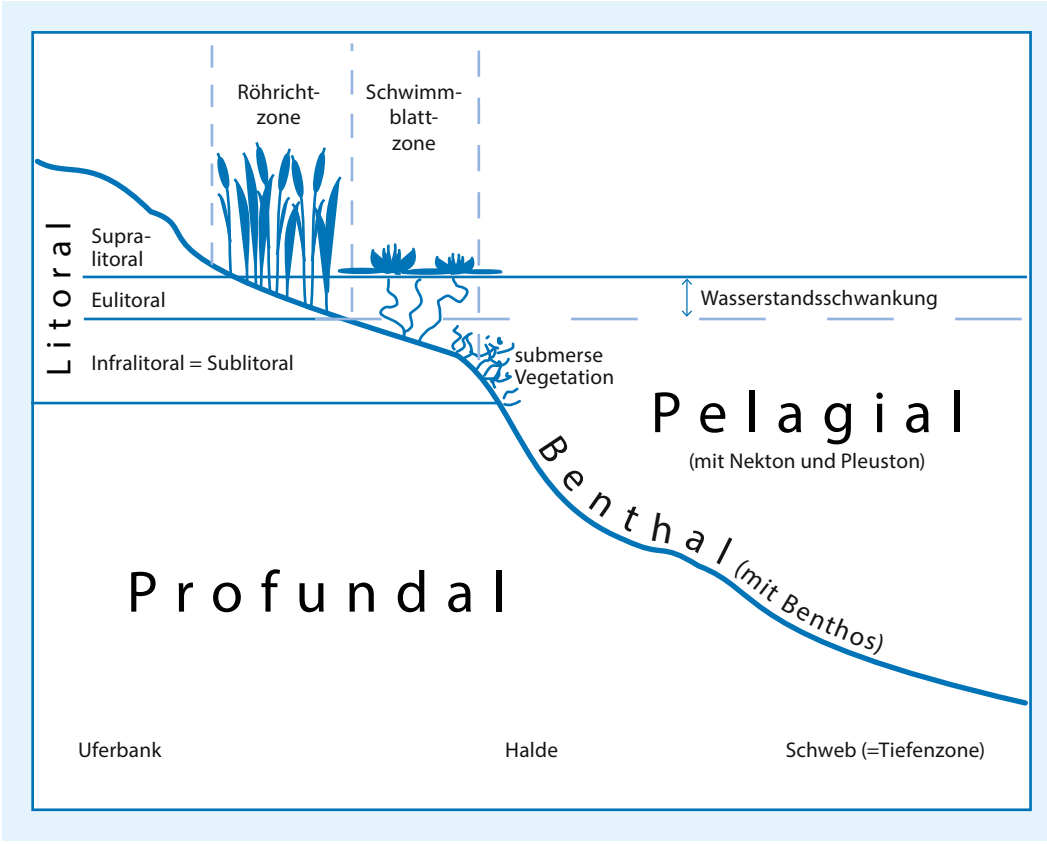


Abb. 6.7 Hauptlebensräume eines Sees des Flach- und Hügellandes. Gliederung nach Morphologie (Neigung und Tiefe des Seebodens) sowie Lebensbereichen (Endung -al) und Lebensgemeinschaften (Endung -on und -os). Das Benthal wird in die beiden Großbereiche Litoral und Profundal gegliedert. (nach Streit 1994, stark verändert)



Abb. 6.8 Von Wasserlinsen völlig bedecktes Ems-Altwasser im NSG Borkener Paradies, Niedersachsen. Foto R. Wittig 2010

Sediment oder den Gefäßpflanzen selber anhaftenden Algen sowie zahlreiche Tierarten. Je nach Meereshöhe und Klima, der Nährstoffsituation, der Windexposition und dem Tiefenprofil des Gewässers sind die auftretenden Pflanzenarten und -gesellschaften unterschiedlich. Vielfach hat sich ein Röhrichtgürtel eingestellt, dem seewärts ein Schwimmpflanzen- und (bei ausreichender Eindringtiefe des Lichts) ein Unterwasserpflanzengürtel folgt. In ruhigen Buchten können sich frei schwimmende Pflanzen ansammeln: Wasserlinsen (Lemnaceae; Abb. 6.8), bestimmte Wasserfarne (*Azolla, Salvinia*) oder in den Tropen die dekorative Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*; Abb. 6.9), die dort vielerorts zum Problem geworden ist (▶ Abschn. 11.4).



Abb. 6.9a–d **a** Die dekorative Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) stammt ursprünglich aus der Neotropis. Inzwischen ist sie in den Tropen weltweit verbreitet und vielerorts, wie hier im Mekongdelta Vietnams, zum Problemfall für die Schifffahrt geworden (**b**); sie wird hier in großen Mengen geerntet und getrocknet (**c**) und anschließend zu Möbelteilen und Dekorationsgegenständen geflochten (**d**). Fotos: a) R. Wittig, Burkina Faso 2005; b–d) M. Niekisch, Mekongdelta Vietnam 2008

Vor allem isoliert gelegene Seen besitzen oft eine endemitenreiche aquatische Fauna und Flora. Ein nicht nur unter Aquarianern bekanntes Bespiel sind die großen afrikanischen Seen mit ihren endemischen Buntbarschen (Tab. 6.4). Darüber hinaus haben alle Seen große Bedeutung als Lebensraum für Wasservögel, Amphibien und einige amphibisch lebende Säugetiere. Auf die Vegetation der mitteleuropäischen Seen kommen wir in ▶ Abschn. 7.3 zurück.

Ein stehendes Gewässer, das so flach ist, dass es auf der gesamten Bodenfläche von höheren Pflanzen besiedelt werden kann (welche höchstens, je nach Wasserqualität, bis etwa 10 m Tiefe wachsen), wird in der Gewässerökologie meist als **Weiher** bezeichnet. Demzufolge ist der kaum 2 m tiefe Neusiedlersee (ein leicht salzhaltiges Binnengewässer) limnologisch als Weiher einzustufen. Die Biozönose der Weiher ähnelt der der Seen. Wegen der sommerlich oft starken Erwärmung und dem damit verbundenen periodischen Sauerstoffmangel fehlen allerdings einige sauerstoffbedürftige Arten. An Sommerwärme gebundene Arten sind dagegen häufiger.

Stauseen werden oft auch Talsperren genannt, da sie ihre Existenz einem das Tal versperrenden Staudamm verdanken. Die meist im Gebirge liegenden künstlichen Gewässer dienen der Elektrizitätserzeugung oder Trinkwasserspeicherung. Im oberen Bereich eines Stausees findet man meist die Arten des aufgestauten Fließgewässers, im unteren dagegen auf natürliche Weise eingetragene bzw. im Falle von Fischen und Uferpflanzen auch vom Menschen eingebrachte Organismen.

Teiche sind regulierbare, insbesondere ablassbare Gewässer, die zum Zweck der Fischzucht, der Reservoirbildung (Feuerlöschteiche) oder der Erholung künstlich angelegt worden sind. Umgangs-

Tab. 6.4 Diversität und Endemismus der Buntbarsche (Cichlidae) in Seen des ostafrikanischen Grabens. (Quelle: ▶ http://www.fishbase.org/)

See	Gesamt-	Endemiten	
	zahl	absolut	%
Malawi	393	339	86
Tanganyika	195	171	88
Victoria	163	85	52

sprachlich wird häufig nicht zwischen Teichen und Weihern unterschieden. Teiche haben potenziell eine große Bedeutung für den Amphibienschutz. Besatz mit Fischen, auch sogenannten „Friedfischen" wie Karpfen, können diese Funktion jedoch erheblich einschränken oder zunichtemachen, da nicht nur Raubfische die Entwicklungsstadien der Lurche fressen.

Ein nur temporäres Gewässer heißt „periodisch" oder „ephemer" und wird als **Tümpel** (z. B. Waldtümpel), **Rockpool** (klein und am Rande eines größeren Gewässers) oder **Pfütze** (klein und vielfach durch Regen verursacht) bezeichnet. Organismen der Tümpel sind entweder flugfähige Insekten (z. B. Stechmücken) oder durch resistente Dauerstadien ausgezeichnet (manche, bei uns meist sehr selten gewordene Krebse, z. B. *Triops*). Einige Amphibien (Günther 1996; Kwet 2005) legen ihre Eier u. a. oder sogar ausschließlich in pfützenartigen Gewässern ab, z. B. in Panzerspuren auf Truppenübungsplätzen oder früher in Wagenspuren auf unbefestigten Wald- und Feldwegen. Ein Beispiel ist die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), die man in Mitteleuropa nur in höher gelegenen Gebieten findet, insbesondere Mittelgebirgsregionen (Niekisch 1990; Gollmann und Gollmann 2002). Nur dort bleiben nämlich die von ihr benötigten Klein- und Kleinstgewässer wie Lehmpfützen und Wagenspuren lange genug wassergefüllt, um den Larven ihre Entwicklung zu ermöglichen. Die im Tiefland verbreitete Rotbauchunke (*Bombina bombina*) besiedelt dagegen etwas größere Gewässer (Krone und Kühnel 1996). Da die Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) ihre Eier bis zum Schlüpfen der Larven mit sich herumträgt, kommt sie mit „kurzlebigen" Gewässern aus und kann für ihre Larven daher ebenfalls Pfützen und Fahrspuren benutzen, ist aber nicht darauf beschränkt.

6.2.2 Fließgewässer

Fließgewässer werden nach ihrer Größe in Bäche und Flüsse unterteilt, wobei die Abgrenzung willkürlich ist. Meist spricht man bei einer Breite von bis zu 3 m von Bach, bei breiteren Gewässern von Fluss. Große Tieflandflüsse werden oft durch die Bezeichnung Strom gesondert hervorgehoben. Fließgewässer kann man auch durch Ordnungszahlen charakterisieren, wobei das aus einer Quelle austretende Gewässer die Zahl 1 erhält, das durch Zusammenfluss zweier Gewässer 1. Ordnung entstandene die Zahl 2 etc. Ab der 4. Ordnung handelt es sich meist um Flüsse.

In den meisten natürlichen oder renaturierten Fließgewässern wechseln Zonen bewegten Wassers (sog. **lotische Zonen**) mit solchen ruhenden Wassers ab (**lenitische Bereiche**). Letztere können beim Übergang in ein Flachgebiet und bei starker Ausdehnung der Flussbreite über weite Strecken auftreten, aber auch in verschiedenen Formen von Randgewässern, Totarmen, in Fluss-Seen (seeartig verbreiterte Flussabschnitte) oder in eigentlichen Seen. Die Umweltbedingungen und dementsprechend die Besiedler sind in den beiden Bereichen unterschiedlich. Im lenitischen Bereich gleichen sie mehr oder weniger stark denjenigen der Seen. In ruhigeren Bereichen dominieren eher hochrückige Fische, in lotischen Bereichen eher solche mit rundlichem Körperquerschnitt oder gar mit Anpassungen zur Anheftung an den Untergrund. Die unterschiedlichen Sedimenttypen, die sich in den beiden Bereichen herausbilden, führen ebenfalls zu unterschiedlicher Besiedlung. Im lenitischen Bereich überwiegen naturgemäß Schlammbewohner (z. B. Flussmuscheln: *Unio*), auf Hartsubstrat festgeheftete Arten (z. B. Dreikantmuscheln: Dreissenidae; ▶ Abschn. 11.4).

Während die lenitischen Bereiche in den abiotischen Faktoren und in der Artenzusammensetzung den stehenden Gewässern ähneln, sind die **lotischen** Bereiche die für Fließgewässer charakteristischen. Hier treten die höheren Pflanzen vielfach

zugunsten niedrigwüchsiger, die Gesteine überziehender Algen zurück. Unter eutrophen Bedingungen entwickeln sich Fadenalgen oft sehr stark. Geringe Wuchshöhe bzw. Körpergröße ist für Pflanzen und Tiere ein Schutz gegen das Abdriften. Bei Tieren bieten verschiedene Mechanismen zusätzlichen Schutz vor Verdriftung:

- Anheften an den Untergrund (z. B. Schwämme, Bryozoen, Larven der Kriebelmücken, Egel, Groppen);
- Leben innerhalb von schützenden Röhren, die selbst am Untergrund befestigt sind (bestimmte Larven von Chironomiden (*Rheotanytarsus*) und der Amphipode *Corophium*), oder frei beweglich, aber mit schützenden und zugleich beschwerenden Sandkörnern umgeben (Steingehäuse vieler Trichopterenlarven im Fließgewässer; Beschwerungsfunktion allerdings umstritten);
- Leben im Sediment (Muscheln);
- abgeflachte Körperform (Larven der Eintagsfliegenfamilie Ecdyuronidae) oder rundlicherer Querschnitt (Flussfische im Vergleich zu Seefischen);
- Anpassungen im Verhalten (Schwimmen mit kurzen kräftigen Zügen; Aufsuchen strömungsgünstiger Regionen: Forellen und andere Flussfische, Insektenlarven).

In größeren Flüssen existiert ein **Flussplankton**, das von Algen und Zooplanktern aus Stillwasserregionen der stromaufwärts liegenden Gebiete sowie von zwischengeschalteten Seen stammt. Auch die planktischen Larven mancher Muschelarten (z. B. Dreikantmuschel: *Dreissena polymorpha*), die sich auf dem Flussuntergrund absetzen und zur adulten Muschel heranwachsen, stammen vielfach aus solchen Arealen. Bei Eintagsfliegen, deren Larven ebenfalls im Flussplankton auftreten, ist ein flussaufwärts gerichteter Kompensationsflug der weiter unten schlüpfenden Imagines beschrieben worden, wodurch sich ein Besiedlungskreislauf ergeben kann. Die Basis der Nahrungskette wird in Flüssen oft nicht von dort wachsenden Pflanzen, sondern von eingeschwemmtem oder hineingefallenem Material gebildet, das Flohkrebsen und Mikroorganismen als Nahrung dient, die wiederum von Sekundärkonsumenten gefressen werden.

Die Fischfauna der Fließgewässer zeigt eine charakteristische Längsgliederung, die zur Einteilung der Flussläufe in Regionen benutzt wird. In Mitteleuropa unterscheidet man vom schnell fließenden, klaren, sauerstoffreichen, oft in Gebirgen gelegenen Oberlauf bis zur brackigen, trüben Mündung ins Meer folgende Regionen (◘ Abb. 6.10): Forellenregion, Äschenregion, Barbenregion, Brachsenregion, Kaulbarschregion (= Brackwasserregion). Bedingt durch Flussregulierungen, Abwasserbelastung, Fischbesatz durch Angler und Fischer sowie Auftreten von Neozoen ist die Fischfauna der Flüsse in den vergangenen Jahrhunderten stark verändert worden (◘ Tab. 6.5).

6.2.3 Quellen

Sieht man von den in alpinen Regionen beginnenden Bächen ab, die oft von Gletschern gespeist werden, so entspringen die meisten Fließgewässer aus Quellen. Quellgewässer zeichnen sich durch ganzjährig niedrige Temperatur und einen hohen Sauerstoffgehalt aus. Meist sind sie außerdem nährstoffreich. Sie sind daher Lebensraum einer speziellen Biozönose, zu der oft Arten gehören, die für die betreffende Region Eiszeitrelikte darstellen. Manche Quellen weisen einen hohen Salzgehalt auf, sodass sich in ihrer Umgebung kleinflächig Biozönosen ausbilden können, die großflächig für die Meeresküsten oder die Ufer von Salzseen kennzeichnend sind.

Man unterscheidet fließende Quellen (**Rheokrenen**), die sofort nach Austritt abfließen, Sumpfquellen (**Helokrenen**), die in der Regel diffus entspringen und eine übernässte (sumpfige) Zone verursachen, bevor sich das Wasser zum Quellbach vereinigt, sowie Quellen, die zunächst ein kleines stehendes Gewässer bilden (**Limnokrenen**). Die Besiedlung dieser drei Quelltypen ist entsprechend unterschiedlich. An die Quelle oder den Quellsumpf bzw. -see schließt sich der Quellbach als erster Abschnitt des entstehenden Fließgewässers an, der sich nach einer bestimmten Strecke mit einem weiteren Quellbach vereinigt. Im Laufe der Fließstrecke verändert sich die Quellwassertemperatur allmählich in Richtung der jeweils herrschenden Außentemperatur.

Neben diesen oberflächlich entspringenden gibt es Quellen, die innerhalb von Gewässern an

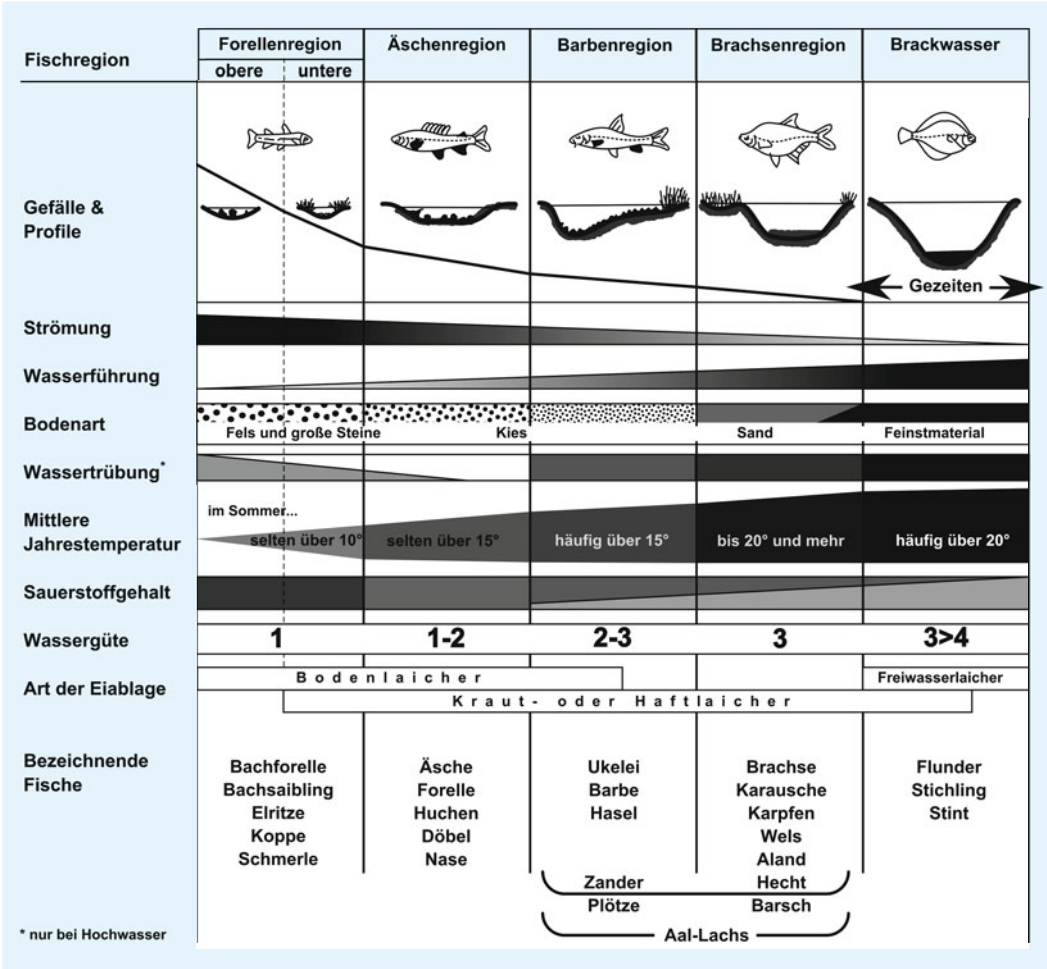


Abb. 6.10 Fischregionen (verändert und ergänzt nach Schindler 1968)

die „Außenwelt" dringen (See- und Flussquellen). Sie sind oft Orte intensiven Unterwasserpflanzenwuchses, der durch den Nährstoffreichtum und die meist ebenfalls zu beobachtende hohe Kohlensäurekonzentration ermöglicht wird.

6.3 Unterirdische Gewässer

Alle bisher behandelten Gewässer sind oberirdisch gelegen. Es gibt, v. a. in Karstgebieten, auch unterirdische stehende Gewässer (umgangssprachlich als unterirdische Seen bezeichnet). Unterirdische Seen beherbergen manchmal eine spezielle, an das Leben in lichtloser Umwelt angepasste Fauna, von der die Grottenolme (*Proteus anguinus)* der Kalkhöhlen Sloweniens und anderer Folgestaaten des ehemaligen Jugoslawiens wohl die bekanntesten europäischen Vertreter sind.

Auch unterirdische Flüsse sind bekannt. So versinkt im Landkreis Tuttlingen ein Teil des Donauquellflusses Breg (auch obere Donau genannt) in der geschichteten Kalkformation des Weißen Jura (Donauversinkung) und tritt im rund zwölf Kilometer entfernten Aachtopf wieder aus, von wo er als Radolfzeller Aach in den Bodensee und damit in den Rhein gelangt. Sofern Flüsse im Untergrund nicht frei fließen, sondern laminar zwischen Boden- und Gesteinspartikeln, spricht man von **Grundwasser** bzw. Grundwasserströmen. Es gibt

Tab. 6.5 Fischfauna des Mains bei Frankfurt vor der Flussregulierung und heute (nach Klausewitz 1974, 1977)

vorher		heute	
Quappe, Rutte	Lota lota		
Maifisch	Alosa alosa		
Flunder*	Platichthys flesus		
Bartgrundel	Noemacheilus barbatus		
Schlammpeitzger	Misgurnus fossilis		
Meerneunauge**	Petromyzon marinus		
Flußbarbe	Barbus fluviatilis		
Karausche	Carassius carassius		
Strömer	Leuciscus souffia agassizi		
Nase	Chondrostoma nasus		
Schleie	Tinca tinca		
Lachs	Salmo salar		
Stör	Accipenser sturio		
Kaulbarsch	Gymnocephalus cernua	Kaulbarsch	Gymnocephalus cernua
Ukelei	Alburnus alburnus	Ukelei	Alburnus alburnus
Hecht	Esox lucius	Hecht	Esox lucius
Aal	Anguilla anguilla	Aal	Anguilla anguilla
Wildkarpfen	Cyprinus carpio	Wildkarpfen	Cyprinus carpio
Rotfeder	Scardinus erythrophttal-mus	Rotfeder	Scardinus erythro-phthalmus
		Zander	Sander lucioperca
		Rotauge, Plötze	Rutilus rutilus
		Rotfeder x Brachsen	Rutilus rut. x Abramis brama
		Brachsen	Abramis brama
		Zwerg-, Katzenwels	Ameiurus nebulosus
		Döbel	Leuciscus cephalus
		Hasel	Leuciscus leuciscus
		Wels, Waller	Siluris glenis
		Gründling	Gobio gobio
		Flußbarsch	Perca fluviatilis
		Gew. Sonnenbarsch	Lepomis gibbosus
		Grüner Sonnebarsch	Lepomis cyanellus

*in Küstennähe lebender Meeresfisch, der aber weit in die Flüsse hinein vorstößt

** Meeresbewohner, der zum Ablaichen die Flüsse aufsucht

Grundwasserströme (unterhalb und seitlich der oberirdischen Gewässer) und ruhendes Grundwasser. Die Austrittsstellen des Grundwassers sind die **Quellen**. In Wüstengebieten existieren einige rein oder zumindest zeitlich und räumlich überwiegend unterirdische Flüsse. Ihr Verlauf ist an der dort linienhaft kontrahierten Vegetation zu erkennen (◘ Abb. 5.12b)

Literatur

Alexander V, Miloslavich P, Yarincik K (2011) The census of marine life – evolution of worldwide marine biodiversity research. Marine Biodiversity 41:545–554

Ascherson N (1996) Schwarzes Meer. Berlin Verlag, Berlin

Beaulieu SE (2002) Accumulation and fate of phytodetritus on the sea floor. Oceanography Marine Biol 40: 171-232

Behnke H, Siebert U, Lick R, Bandomir B, Weiss R (1998) The current status of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in German waters. Arch Fish Mar Res 46: 97-123

BfN (2007) Nationaler Bericht 2007: Bewertung der FFH-Arten. http://www.bfn.de/0316_bewertung_arten.html. Zugegriffen: August 2010

Billett DSM, Bett BJ, Reid WDK, Boorman B, Priede M (2009) Long-term change in the abyssal NE Atlantic: The "Amperima Event" revisited. Deep-Sea Research II 57:1406-1417

Borkenhagen P (2001) Die Säugetiere Schleswig-Holsteins: Rote Liste. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek

Brümmer F, Leinfelder R (1997) Heutige Korallenriffe – Biologie, Ökologie, Geologie und Verbreitung. In: Leinfelder R, Kull U, Brümmer F (Hrsg) Riffe – ein faszinierendes Thema für den Schulunterricht. Institut Geologie Paläontologie Universität Stuttgart, Stuttgart

Camphuysen CJ (2004) The return of the harbour porpoise (Phocoena phocoena) in Dutch coastal waters. Lutra 47: 113-122

Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, Aguzz J, Ballesteros E, Bianchi CN, Corbera J, Dailianis T, Danovaro R, Estrada M, Froglia C, Galil BS, Gasol JM, Gertwagen G, Gil J, Guilhaumon F, Kesner-Reyes K, Kitsos M-S, Koukouras A, Lampadariou N, Laxamana E, de la López-Fé Cuadra CM, Lotze HK, Martin D, Mouillot D, Oro D, Raicevich S, Rius-Barile J, Saiz-Salinas JI, San Vicente C, Somot S, Templado J, Turon X, Vafidis D, Villanueva R, Voultsiadou E (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. PLoS ONE 5(8):e11842. doi 10.1371/journal.pone

Costello MJ, Coll M, Danovaro R, Halpin P, Ojaveer H, Miloslach P (2010) A census of marine biodiversity. Knowledge, resources, and future challenges. PLoS ONE 5(8):12110 doi:10.1371/journal.pone.0012110

Danovaro R, Gambi C, Lampadariou N, Tselepides A (2008) Deep-sea nematode biodiversity in the Mediterranean basin: Testing for longitudinal, bathymetric and energetic gradients. Ecography 31:231–244

Danovaro R, Company JB, Corinaldesi C, D'Onghia G, Galil B, Gambi C, Gooday AJ, Lampadariou N, Luna GM, Morigi C, Olu K, Polymenakou P, Ramirez-Lodra E, Sabbatini A, Sarsà F, Sibuet M, Tselepides A (2010) Deep-sea biodiversity in the Mediterranean Sea: The known, the unknown, and the unknowable. PLoS ONE 5(8):11832 doi:10.1371/journal.pone.0011832

Darwin C (1842) The geology of the voyage of the beagle, part I: the structure and distribution of coral reefs. Smith Elder & Co., London

Ebbe B, Billett DSM, Brandt A, Ellingsen K, Glover A, Keller S, Malyutina M, Martínez Arbizu P, Molodtsova T, Rex M, Smith C, Tselepides A (2010) Diversity of abyssal marine life. In: McIntyre AD (Hrsg) Life in the world's oceans. Blackwell Publishing, Oxford

Ellingsen K, Brandt A, Hilbig B, Linse K (2007) The diversity and spatial distribution of polychaetes, isopods and bivalves in the Atlantic sector of the deep Southern Ocean. Polar Biol 30:1265–1273

Eschmeyer WN, Fricke R, Fong JD, Polack DA (2010) Marine fish diversity: history of knowledge and discovery (Pisces). Zootaxa 2525:19–50

Etter RJ, Rex MA, Chase MC, Quattro JM (1999) A genetic dimension to deep-sea biodiversity. Deep-Sea Res I:1095–1099

Galil BS (2006) The Suez Canal - The marine caravan - The Suez Canal and the Erythrean invasion. In: Gollasch S, Galil BS, Cohen AN (Hrsg) Bridging divides: Maritime canals as invasion corridors. Monographiae Biol.. Springer, Heidelberg, S 207–300

Gollmann B, Gollmann G (2002) Die Gelbbauchunke – von der Suhle zur Radspur. Zeitschrift Feldherpetol, Beiheft 4. Laurenti, Bielefeld

Graner F, Hartwig E (1993) Beobachtungen zum Verhalten von Kegelrobben (Halichoerus grypus) bei Helgoland. Seevögel 14(4):59–62

Grassle JF, Maciolek NJ (1992) Deep-sea species richness: regional and local diversity estimates from quantitative bottom samples. American Naturalist 139:313–341

Gray JS, Poore GCB, Ugland KI, Wilson RS, Olsgard F, Johannessen Ø (1997) Coastal and deep-sea benthic diversities compared. Marine Ecol Progress Ser 159:97–103

Grimvål, Stalnåcke (2001) Riverine inputs of nutrients to the Baltic Sea. In: Wulff F, Rahm L, Larsson P (eds) (2001) A sytem analysis of the Baltic Sea. Ecol Studies, Bd 148. Springer, Heidelberg, S 113-131

Grossenbacher K, Zumbach S (2003) Die Geburtshelferkröte – Biologie, Ökologie, Schutz. Zeitschrift Feldherpetol 10:1–2

Günther R (1996) Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Fischer, Jena

Hammond PS, Berggren P, Benke H, Borchers DL, Collet A, Heide-Jørgensen MP, Heimlich S, Hiby AR, Leopold MF, Øien N (2002) Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. J Appl Ecol 39:361–376

Härkönen T, Brasseur S, Teilmann J, Vincent C, Dietz R, Abt K, Reijnders P (2007) Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. NAMMCO Sci Publ 6:57–68

Haszprunar G (1998) Marine biodiversity: thoughts on the subjects and their investigators. In: Barthlott W, Winiger M (Hrsg) Biodiversity - a challenge for developmental research and policy. Springer, Berlin, S 43–52

Herrmann C, Harder K, Schnick H (2007) Robben an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns: Ergebnisse des Monitorings vom Februar 2007 bis Mai 2008. Naturschutzarbeit MV 50:56–70

Hessler RR, Sanders HL (1967) Faunal diversity in the deep sea. Deep-Sea Res 14:65–78

Hofrichter R (2001/2003): Das Mittelmeer Bd. 1 (2002): Allgemeiner Teil. Bd. 2/1 (2003): Bestimmungsführer. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg

Huggenberger S, Benke H, Kinze CC (2002) Geographical variation in harbour porpoise (Phocoena phocoena) skulls: support for a separate non-migratory population in the Baltic Proper. Ophelia 56:1–12

Hupfer P (2010) Die Ostsee – kleines Meer mit großen Problemen. Gebr. Bornträger, Stuttgart

Jousson O, Pawlowski J, Zaninetti L, Zechman FW, Dini F, Di Guiseppe G, Woodfield R, Millar A, Meinesz A (2000) Invasive alga reaches California. Nature 408:157

Kaschner K, Rius-Barile J, Kesner-Reyes K, Garilao C, Kullander SO, Rees T, Froese R (2010) Aqua maps: Predicted range maps for aquatic species. World wide web electronic publication. http://www.aquamaps.org/. Zugegriffen: 08/2010

Kinze CC (2009) White-beaked dolphin. In: Perrin WF, Würsing B, Thewissen JGM (Hrsg) Encyclopedia of marine mammal. Academic Press, San Diego, S 1255–1259

Klausewitz W (1974) Die frühere Fischfauna des Mains. Natur Museum 104(1):1–36

Klausewitz W (1977) Eine alte senckenbergische Fischsammlung aus dem Main. Natur Museum 107(7):211–213

Krone A, Kühnel K-D (1996) Die Rotbauchunke (Bombina bombina) – Ökologie und Bestandssituation. Rana, Bd. Sonderheft 1. Natur und Text, Rangsdorf

Küster HJ (2002) Die Ostsee, eine Natur- und Kulturgeschichte. Beck, München

Kwet A (2005) Reptilien und Amphibien Europas. Franckh-Kosmos, Stuttgart

Lough JM, van Oppen MJH (2009) Coral bleaching. Ecol Studies, Bd 205. Springer, Heidelberg

Loya Y, Klein R (1998) Die Welt der Korallen. Jahr, Hamburg

Marquet PA, Bozinovic F, Bradshaw GA, Cornelius C, Gonzalez H, Gutierrez JR, Hajek ER, Lagis JA, Lopez-Cortes F, Nuñez L, Rosello EF, Santoro C, Samaniego H, Standen VG, Torres-Mura JC, Jaksic FM (1998) Los ecosistemas del Desierto de Atacama y area andina adyacente en el norte de Chile. Rev Chilena Hist Natural 71:593–617

McIntyre A (2010) Life in the world's oceans: Diversity, distribution and abundance. Blackwell Publishing Ltd., Oxford

Meines A (1999) Killer algae. University of Chicago Press, Chicago

Meinesz A, deVaugelas J, Hesse B, Mari X (1993) Spread of the introduced tropical green alga Caulerpa taxifolia in northern Meditierranean waters. J Appl Phycol 5:141–147

Miljutina MA, Miljutina DM, Mahatma R, Galéron J (2009) Deep-sea nematode assemblages of the Clarion-Clapperton Nodule Province (Tropical North-Eastern Pacific). Marine Biodiversity 40:1–15

Mincks SL, Dyal PL, Paterson GLJ, Smith CR, Glover AG (2009) A new species of Aurospio (Polychaeta, Spionidae) from the Antarctic shelf, with analysis of its ecology, reproductive biology and evolutionary history. Marine Ecol 30:181–197

Narayanaswamy BE, Renaud PE, Duineveld GCA, Berge J, Lavaleye MSS, Reiss H, Brattegard T (2010) Biodiversity trends along the Western European margin. PLoS ONE 5(12):e14295 doi:10.1371/journal.pone.0014295

Narayanaswamy BE, Coll M, Danovaro R, Davidson K, Ojaveer H, Renaud P (2013) Synthesis of knowledge on marine biodiversity in European seas: from census to sustainable management. PLoS ONE 8(3):e58909 doi:10.1371/journal.pone.0058909

Niekisch M (1990) Untersuchungen zur Besiedlungsstrategie der Gelbbauchunke Bombina v. variegata LINNAEUS, 1758 (Anura, Amphibia). Margraf Verlag Weikersheim, 232 S.

Nybakken JW (1982) Marine biology: an acological approach. Addison Wesley, San Francisko

O'Dor R, Miloslavich P, Yarnick K (2010) Marine biodiversity and biogeography-regional comparisons of global issues, an introduction. PLoS ONE 5(8):e11871 doi:10.1371/journal.pone.0011871

Ojaveer H, Jaanus A, MacKenzie BR, Martin G, Olenin S, Radziejewaka T, Telesh I, Zettler ML, Zaiko A (2010) Status of biodiversity in the Baltic Sea. PLoS ON 5(9):e12467 doi:10.1371/journal.pone.0012467

Pusceddu A, Gambi C, Zeppilli D, Bianchelli S, Danovaro R (2009) Organic matter composition, metazoan meiofauna and nematode biodiversity in Mediterranean deep-sea sediments. Deep-Sea Research Part II 56:755–762

Ramirez-Llodra E, Tyler PA, Baker MC, Bergstad OA, Clark MR, Escobar E, Levin LA, Menot L, Rowden AA, Smith CR, Van Dover CL (2011) Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. PLOS ONE 6(8):e22588 doi:10.1371/journal.pone.0022588

Raupach MJ, Mayer C, Malyutina M, Wägele J-W (2009) Multiple origins of deep-sea Asellota (Crustacea: Isopoda) from shallow waters revealed by molecular data. Proc Royal Soc B 276:799–808

Reijnders PJH, van Dijk J, Kuiper D (1995) Recolonisation of the Dutch Wadden Sea by the grey seal Halichoerus grypus. Biol Conservation 71:231–235

Reijnders PJH, Brasseur SMJM, Tougaard S, Siebert U, Borchardt T, Stede M (2013) Population development and status of harbour seals in the Wadden Sea. NAMMCO Sci Publ 8:95–106

Reise K (1978) Experiments on epibenthic predation in the Wadden Sea. Helgoländer wiss. Meeresuntersuchungen 31:55–101

Rheinheimer G (1996) Meereskunde der Ostsee. Springer, Berlin

Rice DW (1998) Marine mammals of the world: systematics and distributio. Soc Marine Mammalogie, Special Publ, Bd. 4. Allen Press, Lawrence (Kansas)

Rose A, Seifrie S, Willen E, George KH, Veit-Köhler G, Bröhldick K, Drewes J, Moura G, Martínez Arbizu P, Schminke HK (2005) A method for comparing within-core alpha diversity values from repeated multicorer samplings, shown for abyssal Harpacticoida (Crustacea: Copepoda) from the Angola Basin. Org Diversity Evol 5(Suppl. 1):3–17

Ruhl HA (2007) Abundance and size distribution dynamics of abyssal epibenthic megafauna in the northeast Pacific. Ecol 88:1250–1262

Ruhl HA, Smith KL (2004) Shifts in deep-sea communitystructure linked to climate and food supply. Sci 305:513–515

Salzmann U (2005) The Dahomey Gap: an abrupt climatically induced rain forest fragmentation in West Africa during the late Holocene. The Holocene 15:190–199

Scheibel W, Weidel H (1988) Zum Vorkommen der Kegelrobben (Halichoerus grypus, Fabricius, 1791, Phocidae, Pinnipedia. Schleswig-Holstein Zool Anzeiger 220:65–70

Scheidat M, Kock K-H, Siebert U (2004) Summer distribution of harbour porpoise (Phocoena phocoena) in the German North Sea and Baltic Sea. J Cetacean Res Management 6:251–257

Scheidat M, Gilles A, Kock K-H, Siebert U (2008) Harbour porpoise (Phocoena phocoena) abundance in the southwestern Baltic Sea. Endangered Species Res 5:215–223

Schindler R (1968) Unsere Süßwasserfische, 3. Aufl. Franck, Stuttgart

Schumacher H (1988) Korallenriffe. BLV, München

Siebert U, Müller S, Gilles A, Sundermayer J, Narbenhaus I (2012) Artensteckbriefe mariner Säugetiere. In: BfN (Hrsg) Bedrohte Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee. Naturschutz Biol Viefalt, Bd 116. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Smith CR, Berelson W, Demaster DJ, Dobbs FC, Hammond D, Hoover DJ, Pope RH, Stevens M (1997) Latitudinal variations in benthic processes in the abyssal equatorial Pacific control by biogenic particle flux. Deep-Sea Res II 44:2295–2317

Smith CR, DeLeo FC, Bernardino AF, Sweetman AK, Martinez Arbizu (2008) Abyssal food limitation, ecosystem structure and climate change. Trends Ecol Evolution 23:518–528

Soto E, Paterson GLJ, Billett DSM, Hawkins LE, Galeron J, Sibuet M (2009) Temporal variability in polychaete assemblages of the abyssal NE Atlantic Ocean. Deep-Sea Res II 57:1396–1405

Steininger F, Maronde D (1997) Städte unter Wasser – 2 Milliarden Jahre. Kl Senckenbergreihe, Bd. 21. Kramer, Franfurt a. M.

Streit B (1994) Lexikon Ökotoxikologie, 2. Aufl. VCH, Weinheim

Streit B, Kentner E (1992) Umweltlexikon. Herder, Freiburg i.Br.

Stuart CT, Martinez Arbizu P, Smith CR, Molodtsova T, Brandt A, Etter RJ, Escobar-Briones E, Fabri M-C, Rex MA (2008) CeDAMar global database of abyssal biological sampling. Aquatic Biol 4:143–145

Sun X, Corliss BH, Brown CW, Showers WJ (2006) The effect of primary productivity and seasonality on the distribution of deep-sea benthic Foraminifera in the North Atlantic. Deep-Sea Res I 53:28–47

Teilmann J, Larsen F, Desportes G (2007) Time allocation and diving behavior of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in Danish and adjacent waters. J Cetacean Res Management 9:201–210

Thomsen F, Laczny M, Piper W (2006) A recovery of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in the southern North Sea ? A case study of Eastern Frisia, Germany. Helgoland Marine Res 60:189–195

Thomsen F, Laczny M, Piper W (2007) The harbour porpoises (Phocoena phocoena) in the central German Bight: phenology, abundance and distribution in 2002-2004. Helgoland Mar Res 61:283–289

Türkay M (2008) Der lebende Ozean – Biodiversität in marinen Ökosystemen. Forschung Frankfurt 2008(3):18–23

Webb TJ, Vanden Berghe E, O'Dor R (2010) Biodiversity's Big Wet Secret: The global distribution of marine biological records reveals chronic under-exploration of the deep pelagic ocean. PLoS ONE 5(8):e10223 (Research Article) doi:10.1371/journal.pone.0010223

Wells F, Hanna N (1992) Das Greenpeace-Buch der Korallenriffe. Beck, München

Wiemann A, Andersen LW, Berggren P, Siebert U, Benke H, Teilmann J, Lockyer C, Pawliczka I, Skora K, Lyrholm T, Paulus KB, Ketmaier V, Tiedemann R (2010) Mitochondrial control region and microsatellite analysis on harbour porpoise (Phocoena phocoena) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. Conserv Genet 11:195–211

Wittig R (1979) Wasser – Lösungsmittel, Lebensraum und Standortfaktor. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden

Wittig R, Streit B (2004) Ökologie. Ulmer, Stuttgart

Wulff F, Rahm L, Larsson P (eds) (2001) A sytem analysis of the Baltic Sea. Ecol Studies, Bd 148. Springer, Heidelberg

Die Lebensräume Mitteleuropas

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

7.1 Die sommergrünen Laubwälder – 151
7.1.1 Algemeine Charakteristika – 151
7.1.2 Buchenwälder – 155
7.1.3 Nicht von der Buche beherrschte Wälder außerhalb der Weichholzauen und Moore – 157
7.1.4 Auen- und Bruchwälder – 158
7.1.5 Pionier-, Saum- und Gebüschgesellschaften – 159
7.1.6 Historische und aktuelle Bewirtschaftung – 160
7.1.7 Historisch alte Wälder – 160
7.1.8 Forste – 162

7.2 Moore – 162
7.2.1 Hoch- und Heidemoore – 163
7.2.2 Flachmoore – 164

7.3 Süßgewässer – 164

7.4 Meeresküsten – 166
7.4.1 Der Gezeitenbereich (das Watt) – 166
7.4.2 Der Bereich oberhalb der Mittelwasserlinie – 167
7.4.3 Besonderheiten der Ostsee – 170

7.5 (Meist) kleinflächige Sonderstandorte – 170
7.5.1 Schwermetallrasen – 170
7.5.2 Felsen – 171
7.5.3 Geröll – 171

7.6 Die Lebensräume des mitteleuropäischen Hochgebirges (Alpen) – 171

7.7 Die mitteleuropäische Kulturlandschaft – 172
7.7.1 Hudelandschaften – 173

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_7, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

7.7.2 Heiden – 173
7.7.3 Magerrasen – 177
7.7.4 Streuwiesen – 180
7.7.5 Fettwiesen und -weiden – 180
7.7.6 Äcker – 181

7.8 Siedlungen – 183
7.8.1 Besonderheiten der urbanen Biodiversität – 185
7.8.2 Besonderheiten der Biodiversität von Dörfern – 186

Literatur – 186

Mitteleuropa gehört zum Zonobiom der sommergrünen Wälder (▶ Abschn. 5.2.5) und wäre daher ohne Eingriff des Menschen (▶ Kap. 3) mit Ausnahme der alpinen Regionen, der Gewässer und der Hochmoore vollständig von solchen bedeckt (◘ Tab. 7.1). Daneben kommen auf Sonderstandorten, die eine für Laubbäume zu kurze Vegetationsperiode aufweisen bzw. zu trocken, zu nährstoffarm oder zu kalt sind, Nadelbäume vor (höhere Regionen des Harzes und der Alpen; Sandgebiete Süd-, Mittel- und Ostdeutschlands; Hochmoore; Orte mit Kaltluftabfluss oder -stau). Wegen der damit weit größeren Bedeutung der Laubwälder bezieht sich ▶ Abschn. 7.1 in erster Linie auf diese. Im Anschluss daran werden die übrigen natürlichen Lebensräume behandelt (Moore ▶ Abschn. 7.2, Binnengewässer ▶ Abschn. 7.3, europäische Meeresküste und Wattenmeer ▶ Abschn. 7.4, Sonderstandorte ▶ Abschn. 7.5, Hochgebirge am Beispiel der Alpen ▶ Abschn. 7.6). Abschließend werden die vom Menschen geschaffenen Lebensräume der Kulturlandschaft (▶ Abschn. 7.7), die heute einen großen Teil der Fläche Mitteleuropas, in Dänemark und Polen sogar den größten, einnehmen, (◘ Tab. 7.2) und die Siedlungen betrachtet (▶ Abschn. 7.8).

Als ortsgebundene, den Aspekt einer Landschaft und auch der meisten Biotope bestimmende Elemente eignen sich die Pflanzen bzw. die von ihnen gebildete Vegetation am besten zur Charakterisierung von Lebensräumen. Aus diesem Grunde wird nachfolgend, in Übereinstimmung mit allen den Verfassern bekannten Lehrbüchern, eine Gliederung der Lebensräume mittels ihrer Vegetation vorgenommen. Große, vagile Tierarten sind in der Regel in mehreren der genannten Lebensräume zu finden. Kleinere Tierarten zeigen dagegen of deutliche Bindungen an einen der genannten Lebensräume oder an einen Untertyp bis hin zu einzelnen Pflanzengesellschaften. Letzteres trifft immer dann zu, wenn sich eine Tierart ausschließlich von einer Pflanzenart ernährt, die Charakterart einer bestimmten Gesellschaft ist. Eine Fülle von Beispielen für den Grad der Bindung von Tierarten oder -gruppen an bestimmte Landschaften, Biotopkomplexe, Vegetationsklassen bis hin zu Pflanzengesellschaften findet sich bei Kratochwil und Schwabe (2001). Detaillierte Darstellungen der Vegetation geben Mucina et al. (1993a, b), Grabherr und Mucina (1993), Pott (1995) und Klötzli et al. (2010).

7.1 Die sommergrünen Laubwälder

Obwohl die Artenzahl der mitteleuropäischen Laubwälder, verglichen mit tropischen Waldbiomen (▶ Abschn. 5.2.10), temperaten Regenwäldern (▶ Abschn. 5.2.6) und sogar mit den nordamerikanischen und ostasiatischen Wäldern des gleichen Biomtyps, relativ klein ist (◘ Tab. 4.3), stellen sie einen hochdiversen Ökosystemkomplex dar (▶ Abschn. 7.1.1–7.1.5). Die Nutzung hat diese Diversität zunächst erhöht, ehe sie in Form forstlicher Monokulturen stark eingeschränkt wurde (▶ Abschn. 7.1.6). Von besonderem Interesse sind historisch alte sowie ungenutzte Wälder (▶ Abschn. 7.1.7), während Forste (▶ Abschn. 7.1.8) unter Biodiversitätsaspekten weniger bedeutsam sind.

7.1.1 Algemeine Charakteristika

Nahezu alle naturnahen einheimischen Laubwälder sind mehr oder weniger deutlich in eine Gehölz-, Strauch- und Krautschicht sowie eventuell eine Moosschicht gegliedert. Die Mehrzahl der Arten der Krautschicht ist schattenverträglich, einige Arten benötigen den Schatten. Zum Ökosystemkomplex eines Waldes gehören außerdem Waldlichtungen, wie sie durch Windwurf (◘ Abb. 7.1), Absterben von Bäumen und, in unseren Breiten wohl nur sehr selten, durch Waldbrände entstehen können. Charakteristisch für diese Lichtungen sind stickstoffliebende Kräuter (z. B. *Epilobium angustifolium*, *Digitalis purpurea*) sowie in fortgeschrittenen Sukzessionsstadien Pioniersträucher (*Rubus*, *Sambucus*) und -bäume (*Betula pendula*, *Salix caprea*, *Sorbus aucuparia*). Der erhöhte Strahlungseinfall bedeutet nämlich Erwärmung, damit stärkere Aktivität der Bodenorganismen und folglich eine gesteigerte Mineralisierung des angehäuften Humus, also auch Stickstofffreisetzung. In den meisten Waldtypen ist der Boden von einer Streuschicht bedeckt, in der zahlreiche Organismen, insbesondere Insekten(-larven), Regenwürmer, Nematoden, Pilze und Bakterien für deren Recycling sorgen.

Tab. 7.1 Potenzielle natürliche Vegetation einiger mittel- bzw. westeuropäischer Länder (aus Wittig 2012a auf der Grundlage von: Bohn et al. 2000, 2005)

Vegetationsformation (Kurzbezeichnung bei Bohn et al.)	Anteil in Prozent der Landesfläche				
	B	NL	D	CH	A
Alpine, subnivale und subalpine Vegetation (A[1)], B, C)	(–)	(–)	0,12	30,3	17,39
Nadelwälder (D)	(–)	(–)	1,26	14,9	18,35
Bodensaure Eichenmischwälder (F1)	12,35	16,26	10,43	1,20	1,80
Eichen-Hainbuchenwälder (F3)	32,70	5,24	10,57	3,01	12,43
Buchen- und Buchenmischwälder (F5)	48,21	25,45	66,35	44,1	39,42
Bruch- und Sumpfwälder (T)	(–)	10,00	1,58	(–)	0,06
Auen- und feuchte Niederungswälder (U)	6,21	34,85	8,78	0,77	2,81
Vegetation von (weiteren) Sonderstandorten (G, K, P, S)[2)]	0,54	2,69	0,60	2,54	7,23

[1)] A nur in Schweiz und Österreich;
[2)] Nicht alle Sonderstandorte sind in allen Ländern vertreten



Abb. 7.1 Windwurffläche im Rothaargebirge. Foto R. Wittig

Alle mitteleuropäischen Wälder zeigen eine ausgesprochen saisonale **Dynamik** (Jahresdynamik). Besonders gut sichtbar ist sie bei solchen Wäldern, die reich an Frühjahrsgeophyten wie *Allium ursinum*, *Anemone nemorosa* und *A. ranunculoides*, *Arum maculatum*, *Corydalis*–Arten und *Lathyrus vernus* etc. sind (Abb. 7.2). Die Dynamik lässt sich am besten am Ablauf der Blüten- und Blattentwicklung sowie an der Fruchtreife verfolgen (z. B. Dierschke 1983).

Der Wechsel von belaubtem und unbelaubtem Zustand bewirkt in Kombination mit dem jährlichen Klimawandel eine deutliche jahreszeitliche Aspektfolge der Waldbiozönose. Im Frühling beginnt die Belaubung, wobei sich zuerst die Krautschicht, dann die Blätter der Strauch- und schließlich der Baumschicht entwickeln. In Wäldern auf basenreichen Standorten sind die o. g. Frühjahrsblüher zahlreich vorhanden und verwandeln die Krautschicht zu Frühlingsanfang in einen bunten Blütenteppich. Wenn im Sommer die Blätter der Bäume vollständig entfaltet sind, gedeihen am Boden nur noch Schattenpflanzen. Im Spätsommer kommen Früchte und Samen zur Reifung, die gleichzeitig die Nahrungsquelle für eine Vielzahl von Konsumenten bilden. Nach warmen Sommerregen bilden Pilze ihre Fruchtkörper aus. Unter dem im Herbst abgefallenen Laub finden viele Kleintiere des Waldes Schutz vor den kalten Wintertemperaturen. Andere Arten überwintern unter Baumborke, in Totholz oder



Abb. 7.2a–g Buchenwälder, insbesondere solche auf basenreichen Standorten, weisen oft zahlreiche Frühjahrsgeophyten auf; **a** Busch-Windröschen (*Anemone nemorosa*); **b** Gelbes Windröschen (*Anemone ranunculoides*); **c** Gefleckter Aronstab (*Arum maculatum*); **d** Maiglöckchen (*Convallaria majalis*); **e** Hohler Lerchensporn (*Corydalis cava*); **f** Frühlings-Platterbse (*Lathyrus vernus*); **g** Wald-Sauerklee (*Oxalis acetosella*). Fotos: a, c, g: R. Wittig; b und d–f: Armin Jagel

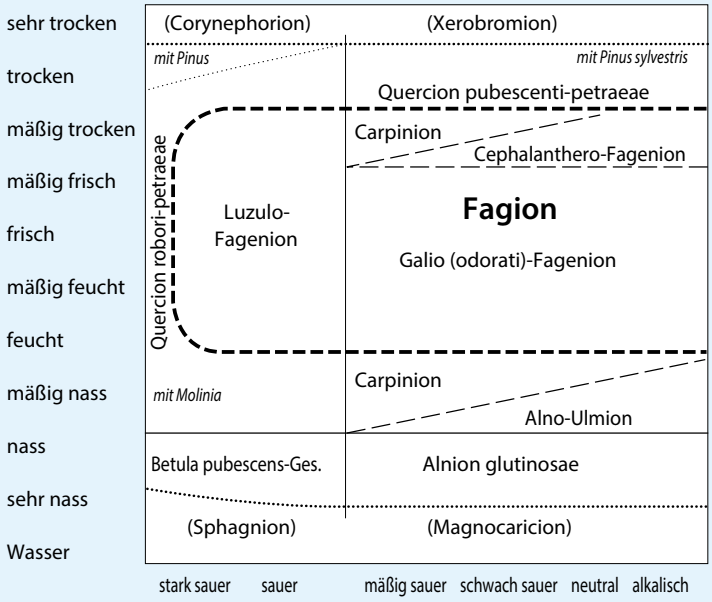


Abb. 7.3 Ungefährer Feuchtigkeits- und Säurebereich der mitteleuropäischen Laubwaldgesellschaften; Im Bereich mittlerer Standortbedingungen dominieren Buchenwälder (Fagion), lediglich im stark sauren Bereich kommen bei mittleren Feuchtigkeitsverhältnissen Eichenwälder vor (Quercion robori-petraeae). Letztere erstrecken sich auf sauren Böden bis in den trockensten noch waldfähigen Bereich hinein, während dort auf mäßig sauren bis basischen Standorten Flaum-Eichenwälder typisch sind (Quercion pubescenti-petraeae). Auf feuchten Standorten herrschen Erlen-Ulmen-Eschenwälder (Alno-Ulmion) und Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion) vor, von denen Letztere auch im mittleren Trockenbereich vorkommen. Die nassesten noch waldfähigen Standorte werden von Bruchwäldern eingenommen: Betuletum pubescentis (bzw. *Betula pubescens*-Gesellschaft) im sauren und Alnion glutinosae im mäßig sauren bis basischen Bereich. Nicht im Diagramm enthalten sind die Schlucht- und Steinschuttwälder (Tilio-Acerion) und die Weichholz-Auenwälder (Salicetea purpureae), da diese nicht in das hier benutzte Koordinatensystem passen. (nach Ellenberg und Leuschner 2010)

Hohlräumen in Pflanzen. Neben der Jahresdynamik sind langfristige Zyklen zu beachten, die über den altersbedingten Zerfall eines Waldes zur Bestandsverjüngung führen (z. B. Remmert 1991).

Unter allen mitteleuropäischen Laubbäumen ist die Buche (*Fagus sylvatica*) der konkurrenzstärkste. Buchenwälder bilden daher in Mitteleuropa die klimazonale (der Klimazone zugehörige) Vegetation. Dementsprechend sind sie dort auf weiten Strecken der von Natur aus dominierende Waldtyp (▶ Abschn. 7.1.2) und greifen in höheren Lagen auch auf die mediterranen Gebirge über (Bohn und Gollub 2007). Weil sie für Mitteleuropa so bezeichnend sind (s. u. a. Knapp et al. 2007), wurden sie in den Rang eines UNESCO Welterbes erhoben (▶ Box 7.1; s. a. Plachter et al. 2007). Auch gibt es inzwischen mehrere Nationalparks, in denen Buchenwälder den wichtigsten Bestandteil darstellen. Eine Ausweitung der Schutzfläche ist dringend erforderlich, denn aktuell sind in Deutschland nur noch 4,5 % der Landesfläche von Buchenwäldern bedeckt (Scherfose et al. 2007), was etwa 10 % der Wald- und Forstfläche entspricht (Tab. 7.6).

Außer den von der Buche beherrschten Wäldern gibt es in Mitteleuropa weitere natürliche sommergrüne Wälder (▶ Abschn. 7.1.3 und 7.1.5, Tab. 7.2 und Abb. 7.3). Nach naturbedingten Katastrophen (Windwurf, seltener auch Waldbrand) oder forstlicher Abholzung stellen sich bei jedem Typ charakteristische Pioniergesellschaften ein, zunächst solche, die überwiegend von Kräutern dominiert sind, dann strauchige sowie manchmal auch noch Pionierwaldgesellschaften, ehe dann wieder die ehemalige Waldgesellschaft entsteht. Darüber hinaus existieren von den im Folgenden beschriebenen Waldtypen in Abhängigkeit von der Breite

Tab. 7.2 Landnutzung in Mitteleuropa. (aus Wittig 2012a; Stand: 2009 (Schweiz: 2004); Quelle: Eurostat (Schweiz: Bundesamt für Statistik 2004)

	A	B	CH	CS	D	DK	F	L	NL	P	EU
Ackerland	17	27	13	35	33	48	30	22	24	36	24
Grünland	23	33	25	20	23	22	27	31	38	24	20
Wald	47	26	27	38	34	18	32	36	12	33	39
Gewässer	3	2	5	2	2	3	2	1	11	2	5
Bebaute Fläche	5	10	9	4	7	6	5	8	13	3	4
Vegetationslos	3	1	17	1	1	1	1	1	1	1	2

Die Differenz zu 100 % bilden vegetationslose Flächen (meist 1 %, Österreich 3 %, Durchschnitt EU 2 %); in der für die Schweiz benutzten Quelle gibt es diese Kategorie nicht, hier werden „unproduktive Vegetation, vegetationslose Flächen, Gletscher und Firn" zusammengefasst (insgesamt 17 %).

der Standortamplitude der bezeichnenden Baumart meist zahlreiche Subtypen (Untergesellschaften und Varianten).

Die mitteleuropäischen Wälder sind offensichtlich relativ resistent genenüber dem Eindringen von Neophyten. Beispielsweise ermittelten Schmidt et al. (2008) im komplett mit Wald bzw. Forst bestandenen zentralen Solling (Niedersachsen) einen Neophytenanteil von lediglich 7,6 %, im gesamten Solling dagegen von 11 %. In den nicht bewirtschafteten Waldreservaten fehlten Neophyten sogar völlig.

7.1.2 Buchenwälder

In den Buchenwäldern (Fagion sylvaticae), die natürlicherweise den Hauptanteil der mitteleuropäischen Waldvegetation bilden würden (Tab. 7.3), wird die Baumschicht im typischen Fall ausschließlich oder überwiegend von der Buche gebildet. Wegen der starken Schattenwirkung der Buche ist eine Strauchschicht nur schwach entwickelt. Die Artenarmut von Buchenwäldern ist aber nach Aßmann et al. (2007) nur ein Mythos. Auf Böden mit guten Puffereigenschaften und dementsprechend guter Basenversorgung ist eine dicht geschlossene Krautschicht vorhanden, die im Frühjahr aus Frühjahrsgeophyten, im Sommer aus schattentoleranten Waldkräutern gebildet wird. Mit zunehmender Verschlechterung des Pufferbereiches verringert sich der Deckungsgrad der Krautschicht. Anhand der Artenkombination, die eine Folge der Standorteigenschaften, insbesondere des im Boden vorherrschenden Pufferbereiches, ist, lassen sich im Tiefland und den unteren Berglagen Mitteleuropas drei Haupttypen von Buchenwäldern unterscheiden. Jeder dieser Typen repräsentiert mehrere Assoziationen, die wiederum mehrere Subassoziationen und Varianten aufweisen. Hinzu kommen Übergangstypen zu den höheren Berglagen und den an Mitteleuropa angrenzenden Regionen. Abbildung 7.4 zeigt einige Beispiele aus der Fülle der mitteleuropäischen Buchenwälder. Bei den drei Haupttypen handelt es sich um:

- Moder-Buchenwälder,
- Mull-Buchenwälder,
- Trockenhang-Buchenwälder.

Moder-Buchenwälder, wie z. B. das Luzulo-Fagetum (Abb. 7.4a) wachsen auf basenarmen Standorten der montanen Stufe. Die Krautschicht ist meist stark lückig. Stete Arten sind Draht-Schmiele, Weiße Hainsime und Blaubeere (*Avenella flexuosa*, *Luzula luzuloides* und *Vaccinium myrtillus*). In Nordexposition sind die Bestände oft sehr reich an Farnen (v. a. *Dryopteris dilatata, Gymnocarpium dryopteris, Phegopteris connectilis*). Mit zunehmender Höhe werden die Farne aber auch allgemein häufiger. Im hochmontanen Bereich kommt der Sprossende Bärlapp (*Lycopodium annotinum*) hinzu.

Tab. 7.3 Mitteleuropäische Laubwaldtypen unter besonderer Berücksichtigung der Buchenwälder[1]

Klassen	Querco-Fagetea	Alnetea glutinosae	Salicetea purpureae	
Ordnungen der Querco-Fagetea	Fagetalia sylvaticae	Quercetalia pubescenti-petraeae	Quercetalia robori-petraeae	
Verbände der Fagetalia sylvaticae	Fagion sylvaticae	Carpinion	Tilio-Acerion	Alno-Ulmion
Assoziationen des Fagion sylvaticae	Luzulo-Fagetum	Galio odorati-Fagetum	Hordelymo-Fagetum	Carici-Fagetum

[1)] Die in der unteren Zeile aufgeführten Buchenwald-Typen (Assoziationen) gehören zum Verband Fagion sylvaticae. Dieser bildet mit den anderen in der nächsten Zeile aufgeführten Verbänden die Ordnung Fagetalia sylvaticae, die wiederum zusammen mit zwei anderen Ordnungen die Klasse Querco-Fagetea bildet. Neben den Querco-Fagetea gibt es in Mitteleuropa zwei weitere Laubwaldklassen. Höhere Einheiten als Klassen sind nicht üblich.

7



Abb. 7.4a–c Mitteleuropäische Buchenwälder; **a1** Luzulo-Fagetum typische Ausbildung; **a2** Luzulo-Fagetum Höhenform mit Sprossendem Bärlapp (*Lycopodium annotinum*); **b** Galio odorati-Fagetum; **c** Carici-Fagetum; a und b: Rothaargebirge 2000; c: Paderborner Hochfläche 1978. Fotos R. Wittig

Tab. 7.4 Artenzahl wichtiger Gruppen der Wirbellosenfauna im Mull- (HF) und Moder-Buchenwald (LF) (aus Schaefer und Schauermann 1990)

Tiergruppe	Artenzahl HF	Artenzahl LF
Enchyträen (Enchytraeida)	36	15
Springschwänze (Collembola)	48	> 11
Raubmilben (Gamasina)	67	13
Schnecken (Gastropoda)	30	4
Regenwürmer (Lumbricidae)	11	4
Asseln (Isopoda)	6	0
Doppelfüßer (Diplopoda)	6	0
Schnellkäfer[1)] (Elateridae)	11	4

HF: Hordelymo-Fagetum
LF: Luzulo-Fagetum
[1)] Larven

Mull-Buchenwälder, wie das Galio odorati-Fagetum (Abb. 7.4b) und das Hordelymo-Fagetum (Abb. 15.5a) wachsen auf basenreichen Standorten; häufige Arten sind Waldmeister, Aronstab, Goldnessel und Wald-Bingelkraut (*Galium odoratum, Arum maculatum, Lamiastrum galeobdolon* und *Mercurialis perennis*) sowie zahlreiche Frühjahrsgeophyten. Mull-Buchenwälder sind sowohl bezüglich der Krautschicht als auch der Wirbellosenfauna erheblich diverser als die Moder-Buchenwälder (Tab. 7.4).

Trockenhang-Buchenwälder (Abb. 7.4c) sind in Mitteleuropa für südexponierte, flachgründige Standorte bezeichnend. Charakterarten sind einige wärmeliebende Seggen- und Orchideenarten sowie weitere Arten mit schwerpunktmäßig submediterraner Verbreitung. Wegen dieser floristischen Besonderheiten, die nicht selten mit entsprechenden faunistischen Raritäten verbunden sind, stehen viele Trockenhang-Buchenwälder schon seit Langem unter Naturschutz.

7.1.3 Nicht von der Buche beherrschte Wälder außerhalb der Weichholzauen und Moore

Floristisch und dementsprechend auch ökologisch lassen sich fünf Haupttypen nicht von der Buche beherrschter Wälder außerhalb der Flussauen und Moore unterscheiden:

- Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion),
- Bach-Auenwälder und Hartholzauenwälder (Alno-Ulmion; s. a. ▶ Abschn. 7.1.4),
- Schatthang-, Steilhang- und Hangfußwälder (Tilio-Acerion),
- (Birken- und Buchen-)Eichenwälder bodensaurer Standorte (Quercetalia robori-petraeae),
- Eichenwälder submediterran getönter (extrazonaler) Standorte (Quercetalia pubescenti-petraeae).

Die nach den Buchenwäldern flächenmäßig bedeutendsten **Eichen-Hainbuchenwälder** grenzen standörtlich sowohl auf der trockenen als auch auf der feuchten Seite an die Buchenwälder. Offensichtlich hat die Hainbuche und haben auch die Eichen eine breitere ökologische Amplitude als die Buche. Ein großer Teil der aktuell vorhandenen Hainbuchenwälder ist allerdings nicht natürlich, sondern wirtschaftsbedingt. Bei Niederwaldwirtschaft ist die Buche nämlich an für sie nicht optimalen Standorten weniger konkurrenzkräftig als Hainbuche und Eichen-Arten.

Unter den nicht von der Buche beherrschten mitteleuropäischen Laubwäldern außerhalb der Flussauen und Moore ähnelt die Krautschicht auf basenreichen Standorten der von Buchenwäldern basenreicher Standorte, die auf basenarmen Standorten der von Buchenwäldern basenarmer Böden. Der scheinbare Widerspruch einer sehr unterschiedlichen Baumschicht und einer sehr ähnlichen, in vielen Fällen nahezu identischen Krautschicht ist folgendermaßen erklärbar: Während die Mehrzahl der Waldkräuter in der obersten Bodenschicht, einige sogar in der Humusauflage wurzeln, reichen die Wurzeln der Bäume in tiefere Bodenschichten hinein. Bäume werden daher von hochanstehendem Grund- oder Stauwasser sowie Überflutungen in weit stärkerem Maße betroffen als die Kräuter. Im Falle eines beispielsweise in etwa 1 m Tiefe ge-

Box 7.1 Europäische Buchenwälder als UNESCO Welterbe*

Das Welterbekomitee der UNESCO hat am 25. Juni 2011 die „Alten Buchenwälder Deutschlands" als Erweiterung der Welterbestätte „Buchenurwälder der Karpaten" in die Welterbeliste aufgenommen und damit den außergewöhnlichen universellen Wert der europäischen Buchenwälder anerkannt, die das Erscheinungsbild eines ganzen Kontinents in weltweit einzigartiger Weise prägen. Bei den „Alten Buchenwäldern Deutschlands" handelt es sich um ausgewählte Waldflächen in fünf deutschen Schutzgebieten:

- Nationalpark Jasmund (Mecklenburg-Vorpommern),
- Serrahn im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern),
- Grumsin im UNESCO-Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Brandenburg),
- Nationalpark Hainich (Thüringen),
- Nationalpark Kellerwald-Edersee (Hessen).

Diese Gebiete, von denen vier Nationalparkstatus haben bzw. in einem Nationalpark liegen und das fünfte in einem Biosphärenreservat gelegen ist, repräsentieren die wertvollsten Relikte großflächiger naturbelassener Buchenwälder in Deutschland. Sie ergänzen die bereits 2007 in die Welterbeliste aufgenommenen „Buchenurwälder der Karpaten" in der Slowakischen Republik (SR) und der Ukraine (U), mit denen die deutschen Gebiete nun eine gemeinsame Welterbestätte bilden (◘ Abb. 7.5). Auch bei diesen Gebieten handelt es sich zumindest überwiegend um Nationalparks oder Biosphärenreservate.
Die Welterbegebiete in den Karpaten sind:

- Chornohora, Karpaten-Biosphärenreservat (U),
- Maramarosh, Karpaten-Biosphärenreservat (U),
- Svydovets, Karpaten-Biosphärenreservat (U),
- Kuziy-Trybushany, Karpaten-Biosphärenreservat (U),
- Uholka-Shyrokyi Luh, Karpaten-Biosphärenreservat (U),
- Stuzhytsia-Uzhok, Uzhanskyi Nationaler Naturpark (U),
- Stužica-Bukovské Vrchy, Poloniny National Park (SR),
- Havešová, Nationales Naturreservat Havešová, Poloniny-Nationalpark (SR),
- Rožok, Nationales Naturreservat Rožok, Poloniny-Nationalpark (SR),
- Vihorlat, Vihorlat Landschaftsschutzgebiet (SR).

Mit diesen Gebieten ist das Areal der europäischen Buchenwälder allerdings bei Weitem nicht abgedeckt. Panek (2011) schlägt daher die Einrichtung eines paneuropäischen Netzes vor und macht hierzu konkrete Angaben für die Gebietsauswahl.
*Quelle: ▶ http://www.weltnaturerbe-buchenwaelder.de/



◘ **Abb. 7.5** Lage der UNESCO-Welterbe-Buchenwälder. (▶ http://www.weltnaturerbe-buchenwaelder.de)

legenen Stauhorizontes sind die Kräuter gar nicht, die Bäume hingegen deutlich betroffen. Ein solcher Stauhorizont führt, genauso wie Überflutungen oder hochstehendes Grundwasser, zur Abwesenheit der Buche auf ansonsten (z. B. nach Drainierung) für die Buche geeigneten Standorten. Der zweite Grund für den Unterschied ist der, dass die hoch in den Luftraum hineinragenden Bäume dem jeweiligen Mesoklima des Standortes weit stärker ausgesetzt sind, als die geschützt am Boden wachsenden Kräuter.

7.1.4 Auen- und Bruchwälder

Auen- und Bruchwälder sind die am stärksten vom Wasser beeinflussten Waldtypen. Die Wirkung des Faktors Wasser ist so stark, dass sie den des Klimas übertrifft. Entsprechend findet man in Mitteleuropa und im Mediterrangebiet, deren klimazonale Vegetation deutlich voneinander verschieden ist (immergrüne Hartlaubwälder und sommergrüne Laubwälder), ähnliche Auen- und Bruchwälder. Diese Waldtypen sind also azonal (keiner Zone zugehörig). Davon abgesehen unterscheiden sich Auen- und Bruchwälder jedoch deutlich.

Unter **Aue** versteht man den Überflutungsbereich eines Fließgewässers. Während die ökologischen Auswirkungen der Überflutungen an Bächen und Kleinflüssen vergleichsweise gering sind, sodass

der bis an das Ufer reichende Wald floristisch noch deutliche Ähnlichkeiten mit der zonalen Vegetation aufweist, gibt es an den großen Strömen einerseits waldfreie Bereiche, andererseits einen Waldtyp, der von den bisher behandelten völlig verschieden ist. Hierbei handelt es sich um die Wälder der sogenannten **Weichholzaue** (Abb. 7.6), deren Baumschicht in erster Linie aus der Silber-Weide (*Salix alba*) besteht. Zum Wasser hin vorgelagert ist diesem Wald ein Pioniergebüsch aus Korb- und Mandel-Weide (*S. viminalis*, *S. triandra*). All diese Weidenarten haben schmale Blätter, die dem strömenden Wasser wenig Widerstand entgegensetzen. Ihre Stämme und Zweige sind zumindest in der Jugend sehr biegsam, sie regenerieren nach Beschädigung durch Eisschollen oder Flussgeschiebe leicht und haben die Fähigkeit, nach Verletzung der Rinde neu zu blühen und zu fruchten. Im Unterwuchs der Weidenauenwälder dominieren überflutungsresistente, nitrophile, Ausläufer bildende Geophyten, die man oft in der Ruderalflora antrifft, deren Heimat aber wahrscheinlich die Flussauen sind (z. B. *Urtica dioica*, *Elymus repens*).

Die sich weiter landeinwärts an die Weichgehölzwälder anschließenden **Hartholzauenwälder** sind weniger extremen Standortbedingungen ausgeliefert, sodass ihre Artenkombination schon große Ähnlichkeit zu der der zonalen Vegetation außerhalb des Überflutungsbereiches aufweist. Typische Bäume der Hartholzaue sind die Stiel-Eiche (*Quercus robur*) und Ulmen (*Ulmus*). Aufgrund des durch den Ulmen-Splintkäfer verursachten Ulmensterbens sind ausgewachsene Ulmen in Hartholzauen allerdings nur noch sehr selten anzutreffen.

Während der Wasserstand in Flussauen saisonal erheblich schwankt, sodass aus einem überfluteten zeitweise ein Trockenstandort werden kann, findet man **Bruchwälde**r auf Böden, in denen das Grundwasser dauernd nahe der Oberfläche steht, die allerdings gewöhnlich nur im zeitigen Frühjahr überschwemmt sind. Der ganzjährige Wasserreichtum des Bodens führt zu einer schlechten Sauerstoffversorgung und damit zu einem verzögerten mikrobiellen Abbau der anfallenden Streu, wodurch es zur Bildung von Torf kommt. Echte Bruchwälder stocken auf einer von ihnen selbst gebildeten Torfschicht von mindestens 10–20 cm.



Abb. 7.6 Weichholz-Auenwald am Rhein bei Düsseldorf 2009. Foto R. Wittig

Auf mittleren bis reichen Standorten wächst ein Erlenbruchwald, auf armen Standorten ein Birkenbruchwald. Die Bezeichnung „Bruchwälder" hat übrigens nichts mit „brechen" zu tun, sondern bedeutet, dass diese Wälder in einem Bruch (das Bruch, pl. die Brücher; engl *brook*; niederdeutsch *Brook* oder *Brock*) wachsen, d. h. auf einem nassen, sumpfigen Standort stehen.

7.1.5 Pionier-, Saum- und Gebüschgesellschaften

Zum Biotopkomplex der Wälder gehören ihre Pioniergesellschaften, die sich nach Katastrophen großflächig einstellen und deren Sukzession zur allmählichen Regeneration des Waldes führt, sowie die den Übergang zwischen waldfähigen und waldfeindlichen Standorten bildenden Waldmäntel und -säume. Wird beispielsweise ein bodensaurer Buchenwald (Luzulo-Fagetum) zerstört, so stellt sich zunächst das von reichblütigen Kräutern dominierte Epilobio-Digitalietum ein (Abb. 7.7). Darauf folgen ein Brombeer- oder Himbeerstadium, ein Traubenholundergebüsch, ein Birkenvorwald, an dem auch die Sal-Weide (*Salix caprea*) und die Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) beteiligt sein können, und schließlich wieder das Luzulo-Fagetum. Im naturbelassenen Wald findet man ein kleinflächiges Mosaik all dieser Gesellschaften, da dort, anders als im forstlich erzeugten Altersklassenwald, aufgrund des Absterbens alter Bäume ständig Lücken entstehen, auf denen die beschriebene Sukzession einsetzt.



Abb. 7.7 Krautige Pionierflur mit Wald-Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) und Rotem Fingerhut (*Digitalis purpurea*). Foto R. Wittig

Tab. 7.5 Vorkommen seltener Laufkäfer im Emsland (Niedersachsen) (nach Aßmann 1994)

Art	Fund-orte	Davon in HIW	
		Abso-lut	%
Carabus glabratus	28	27	96
Abax parallelipedus	21	20	95
Abax ovalis	16	14	88

HIW: Historisch alte Wälder

7

7.1.6 Historische und aktuelle Bewirtschaftung

Auf die historische Nutzung des Waldes wurde bereits in ▶ Abschn. 3.1 hingewiesen: Ein wichtiges Rohmaterial war Stangenholz, das man für die Köhlerei aber auch zur Herstellung von Werkzeugen (v. a. Stielen für Hacke, Schaufel, Spaten etc.) benötigte. Zu seiner Gewinnung wurde die sogenannte **Stockschneitelung** betrieben: Abhacken der Bäume unmittelbar oberhalb des Bodens. Der Stockausschlag wurde je nach Boden, Klima und benötigtem Stangendurchmesser alle sieben bis zwanzig Jahre wieder abgeschlagen. Der auf diese Weise entstehende Wald heißt **Niederwald**. In früheren Zeiten wurden oft ganze Regionen als Niederwald genutzt. Die Buche ist nur im atlantischen Klima als Niederwaldbaum geeignet, bei subkontinentalem oder submediterranem Einschlag des Klimas (z. B. Mittelrhein-, Mosel- und Nahetal, Süddeutschland, Österreich) wird sie durch Niederwaldwirtschaft zurückgedrängt, während Eichen und die Hainbuche gefördert werden, sodass in vielen Regionen anthropogene Eichen-Hainbuchenwälder entstanden.

Mancherorts wurden einige Bäume von der Stockschneitelung ausgenommen, um Bauholz vorzuhalten und Samenbäume zu haben. Einen solchen Wald, der ein Gemisch aus Nieder- und Hochwald darstellt, nennt man **Mittelwald**.

Der heutige Waldtyp, der nur aus hohen Bäumen besteht, heißt **Hochwald**. Großflächig gibt es ihn erst seit Beginn der Forstwirtschaft (17. Jh.). Kleinflächig war er eventuell in bevorzugten Jagdgebieten der Landesherren („Tiergärten"; ▶ Box 7.2), in denen die Bevölkerung kein oder nur eingeschränktes Nutzungsrecht hatte, auch in früheren Zeiten existent.

Dort, wo **Waldweide** betrieben wurde, konnte man keine Stockschneitelung vornehmen, da die Austriebe vom Vieh verbissen wurden. Die Bäume wurden deshalb in einer vom Vieh nicht erreichbaren Höhe geschneitelt (**Kopf**- oder **Astschneitelung**: **Kopfbäume**, astlose Bäume).

Hudewälder (▶ Box 7.4) stellen ein Gemisch aus offenen Flächen, Gebüschen (mit Säumen), Waldrelikten und -pionierstadien sowie Einzelbäumen dar. Die Einzelbäume (Eiche, Buche etc.) weisen meist eine durch Kappen zunächst des Spitzentriebes bewirkte Verbreiterung der Krone auf. Eine weitere Waldnutzung bestand früher in der Gewinnung von Streu und von Laubheu, das man in der „Laube" trocknen ließ (z. B. Pott 1983).

7.1.7 Historisch alte Wälder

Nach Wulf (1994) versteht man unter „historisch alten *W*äldern" (HIW) solche, die seit mehreren Jahrhunderten kontinuierlich existieren. Wie das Beispiel des Wolbecker Tiergartens zeigt (▶ Box 7.2), sind in HIW oft Arten zu finden (v. a. Tiere), die in den meist jungen Wäldern der Umgebung nicht vorkommen. Aßmann (1994) fand im Emsland (Nordwestdeutschland) drei Laufkäferarten (Carabidae) nahezu ausschließlich in HIW (Tab. 7.5). Sucht man nach Methoden zum Erkennen alter

Box 7.2 Der Wolbecker Tiergarten

Der Wolbecker Tiergarten ist kein Zoo, sondern ein Waldgebiet, das – wie manch andere – bereits seit dem frühen Mittelalter bis zum Ende des 18. Jahrhunderts dem Hochadel als Jagdgebiete diente und in dem Beweidung nicht erlaubt war. Ein weiteres Beispiel für diese historische Nutzungsform ist neben dem Wolbecker Tiergarten (Beckmann-Kircher und Artmann 2001) der Große Tiergarten in Berlin. Auch andernorts wie in Potsdam und Oranienburg deuten die Namen von Ortsteilen oder Fluren auf die ehemalige Existenz derartiger Jagdgebiete hin.

Der am SO-Rand von Münster (Westfalen, Deutschland) gelegene Wolbecker Tiergarten wurde erstmals im 12. Jahrhundert aus einem bewaldeten Bereich der allgemeinen Mark als landesherrliches Jagdgebiet ausgegliedert. Das seitdem vor Entwaldung geschützte Gebiet ist damit einer der ältesten Wälder im Münsterland. Die heutige charakteristische Form des Tiergartens und auch seinen Namen erhielt der Wald allerdings erst im 18. Jahrhundert, als Fürstbischof Clemens August I. von Bayern dem Tiergarten seine heutige Form gab und an den Waldrändern Wälle aufschütten ließ. Mit der Säkularisation im Jahre 1803 geriet der Tiergarten in preußische Hand. Die Preußen schossen das letzte Wild des Tiergartens nieder und nutzten den Wald seitdem zur Holzwirtschaft. 1911 wurde ein kleiner Teil des Tiergartens zum NSG erklärt, seit 2005 besitzt das gesamte Gebiet diesen Status. Gleichzeitig erfolgte die Meldung als Schutzgebiet nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union.

Im Wolbecker Tiergarten leben (teils große) Bestände mehrerer Tierarten, die in der umgebenden Kulturlandschaft selten geworden sind oder ganz fehlen. Beispielsweise existiert eine große Population des Feuersalamanders und mit Laubfrosch und Kammmolch kommen weitere bemerkenswerte Amphibien vor. Fünf Spechtarten (Klein-, Mittel-, Bunt-, Schwarz- und Grünspecht) brüten regelmäßig im Gebiet, manchmal auch der Wespenbussard. Sehr bemerkenswert sind auch die 11 nachgewiesenen Fledermausarten, von denen das Große Mausohr (*Myotis myotis*) im Gebiet Paarungsquartiere und die Fransenfledermaus, die Wasserfledermaus, die Bechsteinfledermaus sowie das Braune Langohr (*Myotis nattereri, M. daubentonii, M. bechsteinii, Plecotus auritus*) im Wald Aufzuchtquartiere (Wochenstuben) besitzen (schriftl. Mitt. C Trappmann). Die Gründe für diesen Artenreichtum dürften einerseits in der landschaftlichen Geschlossenheit des Wolbecker Tiergartens und in seiner für münsterländische Verhältnisse überdurchschnittlichen Größe liegen, andererseits insbesondere aber in der fast 1000-jährigen Kontinuität des Waldökosystems.

Wälder, liegt es daher nahe, an eine Identifizierung über den Artenbestand zu denken. Als Bioindikatoren besonders geeignet wären solche Arten, die einerseits außerhalb des Waldes auf Dauer nicht überleben können und andererseits nach der Neuanpflanzung eines Waldes nur äußerst langsam einwandern. Die zahlreichen aus Deutschland und anderen europäischen Ländern diesbezüglich vorliegenden Publikationen (Zusammenstellung bei Wulf 2004 und Wittig 2012b) zeigen allerdings, dass es keine allgemein gültigen Indikatorpflanzen gibt, wohl aber regionale. Als regionale zoologische Indikatoren eignen sich der Feuersalamander sowie einige Arten aus den Gruppen der Hundertfüßer, Fliegen, Laufkäfer, Totholz bewohnenden Käfer und Schnecken (Aßmann et al. 2013).

Zahlreiche Autoren bescheinigen den HIW einen hohen Naturschutzwert (Peterken 1977; Wulf 1994; Wulf und Kelm 1994; Zacharias 1994; Härdtle und Westphal 1998; Gerdes-Röben 2007; Frank et al. 2009), insbesondere für xylobionte Arten (Buse et al. 2009). Dieser Wert erweist sich nicht nur in der Artenkombination der HIW selber, sondern auch darin, dass junge Wälder, die in Kontakt zu HIW stehen, in der Regel einige Waldarten beherbergen, die in isolierten neuen Wäldern fehlen (Aßmann 1999).

In Hudelandschaften (► Abschn. 7.7.1) sind oft Reste alter Wälder enthalten. Aßmann und Kratochwil (1995) zeigen, dass solche Waldreste mehrere reliktische wirbellose Tierarten aus den Gruppen der Laufkäfer (Carabidae), Tausendfüßer (Chilopoda) und Schnegel (Limacidae) aufweisen. Weitere Angaben zur tierökologischen Bedeutung von Hudelandschaften findet man bei Aßmann und Falke (1997).

Der Begriff „HIW“ wird benutzt, weil auch Wälder der ersten Generation inzwischen „alt“ sein können. Auch solche alten „Neuwälder“ können für die Erhaltung der Biodiversität bedeutsam sein, insbesondere wenn sie nicht oder nur extensiv bewirtschaftet werden (Schuhmacher 2006; Flade et al. 2007). Die Tatsache, dass bewirtschaftete Wälder in der Regel mehr Pflanzenarten enthalten als unbewirtschaftete (Härdtle et al. 2001), ist kein Wi-

Tab. 7.6 Die forstlich wichtigsten Baumarten Deutschlands, Österreichs und der Schweiz (aus Wittig 2012a).

Typ	Gattung oder Art	D	A	CH
Laub	Buche (*Fagus sylvatica*)	14,8	10,1	18,3
	Eichen (*Quercus*)	9,6	1,8	2,1
	Sonstige	15,7	11,5	13,6
Nadel	Europ. Fichte (*Picea abies*)	28,2	53,3	39,7
	Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*)	23,3	5,8	3,7
	Sonstige	6,1	6,7	18,6

derspruch zu dieser Aussage, denn, wie in ▶ Kap. 1 erläutert, ist Biodiversität nicht nur Quantität, sondern auch Qualität. Die höhere Zahl an Pflanzenarten in Wirtschaftswäldern aber beruht auf dem Vorkommen von mehr oder weniger ubiquitären Waldpionieren und auch einigen Ruderalarten. In der eglischen Literatur findet man auch den Begriff „*old growth forests*" (Wirth et al. 2009).

7.1.8 Forste

Angepflanzte Wälder bezeichnet man oft als **Forst**. Kowarik (1995) schlägt jedoch vor, nur dann von Forst zu sprechen, wenn die Gehölzartenkombination von der des für den betreffenden Standort charakteristischen Naturwaldes abweicht. Weil es für das System langfristig gesehen unerheblich ist, auf welche Weise es begründet wurde, ist dieser Vorschlag aus ökologischer Sicht sehr sinnvoll. Die moderne Forstwirtschaft hat in erster Linie die Holzproduktion zum Ziel. Daneben haben Wälder (Forste) wirtschaftliche Bedeutung als Erosionsschutz, Wassergewinnungsflächen und Erholungsgebiete. Wegen der vorrangigen Holzproduktion werden schnell wachsende Nadelhölzer vielerorts den einheimischen Laubbäumen vorgezogen. Die ehemals in Mitteleuropa dominierenden Laubhölzer nehmen daher heute nur noch gut ein Drittel des Wirtschaftswaldes ein (Tab. 7.6), werden im Staatsforst inzwischen aber wieder gefördert.

Hinsichtlich der Holzernte existieren alle Übergänge zwischen großflächigem Kahlschlag und der gezielten Entnahme von Einzelbäumen. Letzteres wird **Plenterwirtschaft** genannt und entspricht dem natürlichen Waldzyklus weitgehend, ist also aus ökologischer Sicht zu favorisieren.

7.2 Moore

Im geobotanischen Sinne sind Moore in der Natur abgegrenzte Einheiten von (wenigstens größtenteils) torfbildender Vegetation auf (wenigstens zeitweise) nassen Torfböden mit einer Reihe für diese Böden charakteristischer Arten zusammen mit dem von dieser Vegetation abgelagerten Torf (Du Rietz 1954). Anders als z. B. Bodenkundler verstehen Geobotaniker unter Moor also nicht eine Lagerstätte von subfossilem Pflanzenmaterial, sondern einen Lebensraum. Da Bruchwälder definitionsgemäß auf dem von ihnen gebildeten Torf stocken und auch einige Röhrichtformationen torfbildend sind (in den untersten Schichten von Hochmooren findet man häufig Seggentorf), gehören diese Vegetationstypen gemäß obiger Definition zu den Mooren. Üblicherweise (und auch in diesem Buch) werden Bruchwälder jedoch im Rahmen der Wälder, Röhrichte im Rahmen der Gewässervegetation behandelt.

In Spezialarbeiten wird eine Vielzahl von Moortypen aufgeführt, wobei Nährstoffgehalt, pH-Wert, Hydrologie und geografische Lage zur Gliederung herangezogen werden (z. B. Dierßen und Dierßen 2001; Succow und Joosten 2001). Für eine einführende Übersicht reicht die Unterscheidung von Hoch- (▶ Abschn. 7.2.1) und Niedermooren (▶ Abschn. 7.2.2). Hochmoore besitzen aufgrund der wasserhaltenden Fähigkeit bestimmter Torfmoose einen eigenen Wasserhaushalt, sind also nicht vom Grundwasser, sondern lediglich vom Regenwasser



Abb. 7.8a–c Das Bult-Schlenkenmosaik der Hochmoore – Standortdiversität auf engstem Raum; NSG Heiliges Meer, Nordrhein-Westfalen 1981; **a** Mini-Hochmoorinitiale: links eine Schlenke, rechts ein Bult; **b** Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*), eine der Charakterarten der Hochmoorbultgesellschaft; **c** Schlenkengesellschaft mit Braunem und Weißem Schnabelried (*Rhynchospora fusca* und *R. alba*) sowie (unscharf im Hintergrund) Mittlerem Sonnentau (*Drosera intermedia*). Fotos R. Wittig

abhängig und können sich daher über den Grundwasserspiegel hinaus erheben. In Flachlandgebieten sind sie dementsprechend als kleine Erhöhungen (Hochmoorrücken) sichtbar. Nieder- oder Flachmoore sind dagegen grundwasserabhängig und wachsen nicht über das Niveau ihrer Umgebung hinaus. Die Hochmoore bilden gemeinsam mit den Heidemooren die Klasse **Oxycocco-Sphagnetea**, die Flachmoore werden in der Klasse **Scheuchzerio-Caricetea nigrae** zusammengefasst.

Hochmoore sind in der Regel von Niedermoorbereichen umgeben. Gebietsmonografien erfassen daher meist beide Typen (z. B. Kaule 1974; Dierßen und Dierßen 2001; Wittig 1980). Entsprechendes gilt auch für faunistische Untersuchungen, wobei sich allerdings durchaus Differenzierungen in der Artenkombination ergeben (z. B. Meineke 1981; vgl. außerdem Foltin 1955 mit Foltin 1961).

7.2.1 Hoch- und Heidemoore

Hochmoore stellen einen Biotopkomplex aus Bulten und Schlenken dar (Abb. 7.8). In größeren Mooren findet man außerdem Moorgewässer (Mooraugen). Auch wachsen am Moorrand Nadelwaldfragmente, in kontinentalen Hochmooren existieren sogar Fichtenbruchwälder, während die atlantischen Hochmoore waldfrei sind.

Nur die Pflanzen der Bulten müssen allein mit den im Regenwasser enthaltenen Nährstoffen auskommen. In den tiefer gelegenen Schlenken sammeln sich aus dem Pflanzenmaterial der Bulten herausgewaschene Nährstoffe sowie das von den Bulten abfallende tote Material. Dieser Standort ist daher etwas nährstoffreicher als die Bulten, sodass dort Arten dominieren, die auch in Flachmooren vorkommen. Die „echten" Hochmoorarten wachsen dagegen nur auf den Bulten. Offensichtlich als Anpassung an den nährstoffarmen Standort finden sich im Komplex der Hochmoore sowie in oligotrophen Flachmooren mehrere karnivore Arten, z. B. *Drosera rotundifolia, D. intermedia*, *Utricularia minor*, *Pinguicula vulgaris*.

Die ehemals großflächigen Hochmoore des nordwestlichen Mitteleuropas wurden allesamt zur Torfgewinnung und anschließenden Umwandlung in Ackerland entweder völlig zerstört (Abb. 11.10) oder zumindest (teil-)entwässert. In Naturschutzgebieten kann man stellenweise Regenerationsstadien von Hochmoorvegetation finden. Kleinstmoore vermitteln hier und da auf engem Raum das Bild eines intakten Hochmoores.



Abb. 7.9 Die Kalkflachmoore (Caricetalia davallianae), hier das Caricetum davallianae mit dominierender Davall-Segge (*Carex davalliana*), Sumpf-Sitter (*Epipactis palustris*) und Händelwurz (*Gymnadenia conopsea*) bilden den artenreichsten Flachmoortyp; Walchsee, Tirol, 1987. Foto R. Wittig

Intakte, großflächige Hochmoore stellen einen vergleichsweise kühlen Standort dar, weshalb ihr Artengrundstock v. a. von borealen Arten gebildet wird. Obwohl Flora und Vegetation der nordhemisphärischen Moore relativ einheitlich sind (vgl. die Beschreibung der britischen und irischen, finnischen, schwedischen und russischen Moore bei Gore 1983 sowie der skandinavischen bei Dierßen 1996 mit denen der deutschen von Dierßen und Dierßen 2001), sodass sämtliche Hochmoorgesellschaften lediglich einer Vegetationsklasse angehören und auch die Fauna keine gravierenden Unterschiede zeigt, ist aufgrund der isolierten Lage vieler Moore und der Trennung der im temperierten Klima und in den Gebirgen liegenden Moore vom Hauptareal vieler Arten mit genetischer Diversität zu rechnen.

Bei extensiver Beweidung werden nährstoffarme Feuchtwälder im Laufe der Zeit durch Gesellschaften ersetzt, die physiognomisch zwar den Heiden, floristisch aber den Hochmooren ähneln (Dominanz von *Erica tetralix*, Vorkommen von Torfmoosen und *Drosera*-Arten), weshalb vegetationskundlich beide in der Klasse Oxycocco-Sphagnetea zusammengefasst werden. Entsprechend ähnelt sich auch die Fauna dieser beiden Biotoptypen, z. B. kommen in beiden Typen charakteristische Moorbläulinge, typische Spinnenarten, bezeichnende Vogelarten sowie die Kreuzotter (*Vipera berus*) und die Mooreidechse (*Zootoca vivipara*) vor.

7.2.2 Flachmoore

Innerhalb der Flachmoorvegetation (**Scheuchzerio-Caricetea**) stellen pH-Wert und Nährstoffgehalt die wichtigsten differenzierenden Faktoren dar. Die anspruchslosesten Gesellschaften saurer Moore, wie man sie auch in den Schlenken der Hochmoore antrifft, sind relativ artenarm, die der Kalkflachmoore dagegen artenreich. Aufgrund des Vorkommens mehrerer Orchideenarten (Abb. 7.9), der Mehl-Primel (*Primula farinosa*), des Rostroten Kopfrieds (*Schoenus ferrugineus*), des Fettkrautes (*Pinguicula vulgaris)* und anderer buntblühender Arten stellen sie den floristisch attraktivsten Typ der Flachmoore dar und sind dementsprechend reich an blütenbesuchenden Tierarten.

7.3 Süßgewässer

In Abhängigkeit von Gewässertyp, Trophie, Wassertiefe und Sauerstoffgehalt sind an mitteleuropäischen Süßgewässern (limnischen Gewässern) acht Hauptbiotoptypen repräsentiert, die sich in der Existenz entsprechender Vegetationsklassen widerspiegeln (Tab. 7.7). Typisch für oligotroph-kalkarme Gewässer sind Gesellschaften der Klasse **Littorelletea**, für oligotroph-kalkreiche der **Charetea fragilis**, für dystrophe der **Utricularietea minoris** und für meso- bis hypertrophe der **Potamogetonetea** (Pott und Remy 2000).

Oft ist die Vegetation zonenartig ausgebildet: An die submerse und schwimmende Vegetation der permanenten Wasserfläche schließt sich nach außen im amphibischen Bereich ein Gürtel an, der in meso- bis eutrophen Gewässern zu den Röhrich-

Tab. 7.7 Trophieklassen, standörtliche Charakteristika, Vegetation und Verbreitung mitteleuropäischer Gewässer (aus Ellenberg und Leuschner 2010; nach Angaben bei Mietz 1996; Schwoerbel 1999 und Pott und Remy 2000)

Trophie-klasse	pH	Sicht (m)	N[1)] (µg/l)	P_{tot}[2)] (µg/l)	LF (µS/cm)	Bodentypen	Vegetation	Verbreitung
Oligotroph klar, kalkarm	< 5	6–40	150–500	< 10	< 100	Protopedon (Rohboden)	Littorelletea	Silikatgebirge, Quarzsandgebiete
Oligotroph klar, kalkreich	> 7,5	6–40	150–300	< 10	< 300	Protopedon (Seekreide), Kalkgyttja	Charetea	Kalkgebirge und Vorland, Kalkdünen etc.
Oligotroph braun (dystroph)	< 5	1–5	< 200	5–10	< 100	Dy (Torfschlamm)	Utricularietea	Hochmoorgebiete
Mesotroph	5–7	3–20	300–500	10–35	< 200	Dygyttja Gyttia	Kleinblättrige Potametea-Ges.	Sand- u. einstige Moorgebiete
Eutroph	7–8	1–7	500–1500	35–100	300–500	Gyttja Sapropel	Potamion- und Nymphaeion	Allgemein verbreitet
Hypertroph	> 8	0,5–2	> 1500	> 100	450–1200	Sapropel (Faulschlamm)	Einartbest. z. B. Ceratophyllum, Zannichellia	Durch Eutrophierung zunehmend

[1)] Gelöster anorganischer Stickstoff (DIN)
[2)] Gelöster Gesamt-Phosphor

ten (**Phragmitetea**), in dystrophen zu den Flachmoorgesellschaften (**Scheuchzerio-Caricetea**) und bei den oligotrophen zur gleichen Klasse wie die submerse Vegetation, also ebenfalls zu den Strandlingsgesellschaften (Littorelletea) gehört. Unabhängig von dieser Zonierung können sich an der Oberfläche stehender Gewässer an windgeschützten Stellen Gesellschaften freischwimmender Wasserpflanzen ausbilden, die in der Klasse **Lemnetea** zusammengefasst werden. **Quellen** stellen einen Sonderstandort dar. Ihre Gesellschaften werden in der Klasse **Montio-Cardaminetea** zusammengefasst. Die submersen Gesellschaften des **Salz-** und des **Brackwassers** bilden jeweils gesonderte Klassen (**Zosteretea marinae** und **Ruppietea maritimae**).

Auch Tiere treten zoniert auf. Sofern am Ufer eine **Geröllbrandungszone** ausgebildet ist, trifft man nur auf spezialisierte Wirbellose, die der ständigen Wasserbewegung und dem wechselnden Wasserstand widerstehen oder ausweichen können (bestimmte Egel, Insekten, Mollusken). Innerhalb von **Röhricht** (Schilf, Rohrkolben usw.) sind zahlreiche eigene Tierformen zu finden. Röhrichte eignen sich gut als Brutareale für verschiedene Wasservögel (Enten, Rallen, Schwäne) und bieten vielen schlüpfenden Jungfischen den anfänglichen Lebensraum. Einzeller und Wirbellose (Schwämme, Bryozoen, Mollusken, Kleinkrebse, Ringelwürmer, Wanzen und Käfer, die Larven von Netzflüglern, Libellen, Fliegen und Mücken) sind mit zahlreichen Arten und in reicher Individuenzahl vertreten, was dem Schutz vor starker Wasserbewegung zu verdanken ist. Es finden sich hier ferner zahlreiche Organismengruppen, die auch im Pelagial des Sees vorkommen, aber eine andere Artenzusammensetzung zeigen und zwischen den Röhrichtpflanzen frei schwimmen (litorale Vertreter der Wasserflöhe, der Hüpferlinge, der Muschelkrebschen, der Protisten usw.).

Box 7.3 Nationalpark Wattenmeer

Über ein Drittel des Wattenmeers (◘ Abb. 7.10) ist ▶ Natura-2000-Gebiet (▶ Abschn. 13.2.2), das aus Schutzgebieten nach der ▶ FFH-Richtlinie und der ▶ Vogelschutzrichtlinie besteht. Die größten Teile des Wattenmeers unterliegen der ▶ Ramsar-Konvention (▶ Abschn. 13.1.3). Der deutsche Teil wurde in den Jahren 1985 (Schleswig-Holstein), 1986 (Niedersachsen) und 1990 (Hamburg) – mit Ausnahme der großen, als Schifffahrtsrouten wichtigen Flussmündungen – zum ▶ Nationalpark erklärt. Der dänische Teil folgte 2009. Für den niederländischen Teil existiert ein Komplex mehrerer Schutzmaßnahmen. Seit 2009 gehören der ▶ schleswig-holsteinische, ▶ niedersächsische und niederländische Wattenmeerbereich zum ▶ UNESCO-Weltnaturerbe, seit 2011 auch der ▶ hamburgische Bereich. Look und Feldmann (2006) führen die Wattenmeerküste der Nordsee in ihrer Liste der 77 ▶ Nationalen Geotope.

Zum Biotopkomplex des Nationalparks gehört nicht nur der Wattbereich, sondern auch der angrenzende Küstenstreifen mit seinen Salzrasen und Dünen. Somit sind dort insgesamt drei, teilweise in sich nochmals hoch komplexe Extremlebensräume vereinigt, die allesamt keine hohen Artenzahlen aufweisen, zu deren Biozönose aber zahlreiche Spezialisten gehören, die nur in diesem Lebensraum zu finden sind oder zumindest dort ihr Optimalvorkommen haben. Deutschland hat den größten Anteil an der Wattenküste und somit weltweite Verantwortung. Der höchste Schutzstatus, Nationalpark (▶ Abschn. 13.4.1), ist daher zwingend.

7

In Richtung größerer Seetiefe schließt sich in manchen Seen, v. a. in der Norddeutschen Tiefebene, die Zone abgestorbener Muschelschalen an, die in die **Tiefenzone** übergeht, welche von schlammbesiedelnden Vertretern dominiert wird, z. B. Zuckmückenlarven, Tubificiden, Einzellern. In manchen Seen entwickeln sich auch Eier pelagisch lebender Fische (speziell Felchen, in Norddeutschland Maränen genannt) am tiefen Seeboden.

Auf trockengefallenen Teichschlammböden, im Spülsaum eutropher stehender Gewässer und auf Störstellen im Röhrichtbereich finden sich einjährige nitrophile Gesellschaften ein (**Bidentetea tripartitae**). Sehr spät und oft nur in mehrjährigem Abstand trockenfallende Böden von Seen und Teichen sowie der Grund herbstlich abgelassener Teiche, aber auch Pfützen in Sand- und Kiesgruben oder auf Waldwegen und staunasse Ackerfurchen werden von unscheinbaren Zwergbinsen-Gesellschaften (**Isoeto-Nanojuncetea**) besiedelt. In diesen stark auf Störungen angewiesenen Vegetationstypen, insbesondere in den Bidentetea tripartitae, findet man stets einige Vertreter der sich bei anthropogenen Störungen einstellenden Ruderal- und Segetalvegetation (▶ Abschn. 7.7.6). Manche heute als Ackerwildkraut oder Ruderalpflanze eingestufte Art, z. B. Floh-Knöterich und Vielsamiger Gänsefuß (*Persicaria maculosa*, *Chenopodium polypsermum*), kommt sicher ursprünglich von derartigen Standorten (▶ Abschn. 3.2.1).

7.4 Meeresküsten

Nur an der Nordsee ausgebildet ist das sogenannte Wattenmeer (▶ Abschn. 7.4.1). Der übrige Küstenbereich von Nord- und Ostsee unterscheidet sich dagegen weniger (▶ Abschn. 7.4.2).

7.4.1 Der Gezeitenbereich (das Watt)

In der Deutschen Bucht der Nordsee beträgt die zwischen Ebbe und Flut auftretende Differenz der Höhe des Wasserspiegels, der sogenannte Tidenhub, ca. 170 cm. Da das Ufer über Kilometer hinweg nur sehr flach ist, fallen während der Ebbe regelmäßig große Gebiete periodisch trocken. Nur diese Bereiche bilden das Wattenmeer i. e. S. oder kurz das Watt. Im weiteren Sinne wird aber die ganze deutsche und niederländische Nordseeküste sowie ein Teil der dänischen als Wattenmeer bezeichnet.

Dem Wattenmeer bezüglich des Tidenhubes ähnliche Regionen gibt es in der Welt mehrfach. Oft handelt es sich dabei aber um Steilküsten, sodass kein großflächiger Tidebereich existiert, oder aber die Gebiete liegen in den Tropen und sind natürlicherweise von Mangrove bewachsen. Nach Pott (2003) gab es weltweit nur in Australien ein ähnliches Ökosystem, das aber vom Menschen weitgehend vernichtet wurde. Das deutsche Wattenmeer ist daher zu Recht seit Ende der 1980er-Jahre Nationalpark (▶ Box 7.3).

Während der Zeit der Wasserbedeckung ändern sich im **Watt** die abiotischen Bedingungen kontinuierlich, da die Wasserhöhe schwankt, die Fließrichtung je nach Ebbe oder Flut genau entgegengesetzt verläuft und auch die Fließgeschwindigkeit variiert. Die Biozönose des Watts ist tiefenabhängig gegliedert. Die Gliederung beruht sowohl auf der unterschiedlichen Wirkung der abiotischen Faktoren als auch auf Konkurrenz und Räuber-Beute-Interaktionen. Konkurrenz kann u. a. zwischen verschiedenen Arten von Seepocken (*Balanus*) auftreten, aber auch zwischen Grünalgenrasen und Seepocken: Mit Grünalgen bewachsene Unterlagen lassen nämlich z. B. für die schwimmenden Jungstadien (Cyprislarven) der im erwachsenen Zustand sessilen Seepocken keine Anheftungsplätze frei. Weiterhin kann die Untergrenze der Besiedlung mit Miesmuscheln (*Mytilus*) und Seepocken durch die räuberische Tätigkeit von Seesternen bestimmt werden.

Wird der Boden des Watts von angeschwemmtem Material gebildet, spricht man von **Schwemmwatt**. Nur das Helgoländer **Felswatt** hat einen Steinboden. Das Schwemmwatt, welches somit den charakteristischen Lebensraum des Wattenmeeres repräsentiert, wurde und wird weiterhin ständig durch Sedimentation von Teilchen unterschiedlicher Korngröße gebildet. Je geringer die Korngröße der Teilchen ist, desto weiter und damit näher zur Küste werden sie transportiert. Das Absinken erfolgt mit der Abnahme der Fließgeschwindigkeit. Die meerseitige unterste Grenze des Watts ist permanent von Wasser bedeckt. Im Ebbe-Flut-Bereich, dem Watt i. e. S., existiert eine Abfolge von Sandwatt, Mischwatt und Schlickwatt. Das hell gefärbte Sandwatt enthält das gröbste Substrat und damit den niedrigsten Wassergehalt, da das Wasser schnell versickert. Es ist fest und nährstoffarm. Im Mischwatt ist das Substrat feiner als das des Sandwatts und weniger sauerstoffreich und beherbergt spezialisierte Arten und Schlickwattbewohner. Das feinste und dementsprechend den höchsten Wassergehalt aufweisende Substrat findet man im Schlickwatt. Hier ist die sauerstoffreiche Schicht sehr dünn und geht bald in schwarzbraune, sauerstoffarme bis -freie Schichten über.

Parallel zur abiotischen Zonierung des Watts sind auch die Lebensgemeinschaften zoniert. Reise (1978) unterscheidet im Wattenmeer von Sylt in Richtung vom Strand zum Meer vier Zonen: *Corophium*-Zone, *Zostera*-Zone, *Arenicola*-Zone und Schlammzone. Von den Samenpflanzen dringen Queller (*Salicornia europaea* agg.) und Schlickgras (*Spartina anglica, S. townsendii*) am weitesten in den Gezeitenbereich vor. *Spartina anglica* ist ein aus der westeuropäischen Art *S. maritima* und der aus Nordamerika eingeschleppten *S. alterniflora* entstandener Bastard. Da er sich sehr gut zur Vorlandsicherung eignet, wurde er bereits zu Anfang des vergangenen Jahrhunderts an der Westküste Schleswig-Holsteins angepflanzt. Von dort hat er sich ausgebreitet und inzwischen vielerorts die Quellerfluren ersetzt. Oberhalb der Flutlinie und damit außerhalb des Watts finden sich Salzwiesen, gefolgt von Bereichen, die nur von Sturmfluten betroffen werden können, die Dünen, Deiche und Marschen.



Abb. 7.10 Wattenmeerkarte. (aus CWSS 2003)

7.4.2 Der Bereich oberhalb der Mittelwasserlinie

An der Ostsee gibt es keinen erheblichen Tidenhub, also auch kein Watt. Ansonsten aber finden sich ähnliche Biotoptypen (s. z. B. Paul 1953; Hundt 1985a,b). Einen Überblick über die gesamte Küstenvegetation von Nord- und Ostsee gibt Tab. 7.8.

Tab. 7.8 Vegetation mitteleuropäischer Meeresküsten (aus Wittig 2012a; Gliederung nach Ellenberg und Leuschner 2010)

Klasse	Bezeichnende Arten (Beispiele)	Standort
Zosteretea marinae (unterseeische Seegrasrasen)	*Zostera marina*, *Z. noltii*	Untergetaucht, teilweise bei Ebbe kurzzeitig trockenfallend
Ruppietea maritimae (Meersaldengesellschaften)	*Ruppia cirrhosa*, *R. maritima*	Untergetaucht, Brackwasser (v. a. Ostsee)
Spartinetea maritimae (Schlickgrasgesellschaften)	*Spartina maritima* agg.	Schlick, ab ca. 10 cm unterhalb des mittleren Tidehochwassers (mThw)
Thero-Salicornetea strictae (kurzlebige Quellerges.)	*Salicornia europaea* agg.	Schlick, ab ca. 10 cm unterhalb des mThw
Saginetea maritimae (Strandmastkraut-Ges.)	*Sagina maritima, Cochlearia danica*	Grenzbereich von Salzrasen zu Dünen oder Süßweiden
Juncetea maritimi (Salzwiesen und Brackwasser-röhrichte)	*Armeria maritima, Aster tripolium, Bolboschoenus maritimus, Glaux maritima, Juncus maritimus, Puccinellia maritima*	Beweidete Flächen oder schmale Säume oberhalb des mThw, Binnen-salzstellen u. brackige Gewässer
Cakiletea maritimae (Meersenfspülsaumges.)	*Atriplex littoralis*, *Cakile maritima*	Meeres-Spülsäume
Honckenyo-Elymetea[1)] (Strandroggengesellschaften)	*Honckenya peploides, Elymus arenarius, E. farctus*	Primärdünen
Ammophiletea arenariae[1)] (Strandhaferdünenges.)	*Ammophila arenaria*	Weißdünen
Salicetea arenariae (Dünenweiden-Gebüsche)	*Salix arenaria*	Dünentäler

[1)] Bei Oberdorfer (2001) gemeinsam als Elymo-Ammophiletea

Salzrasen Der Wuchsbereich der Salzrasen (**Juncetea maritimi**) beginnt etwa 10 cm unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie. Verständlicherweise können im unteren Bereich nur stark salzresistente Arten existieren. Landeinwärts erfolgt zunehmender Entfernung von der mittleren Tidehochwasserlinie eine allmähliche Aussüßung der Böden, sodass neben den Halophyten auch Glykophyten auftreten können, insbesondere *Agrostis stolonifera* und *Trifolium repens*, aber auch *Leontodon autumnalis* und *Lolium perenne*. In den oberen Salzrasen dominiert häufig *Festuca rubra*. Arten der Salzrasen und anderer Typen der halotoleranten Küstenvegetation werden bzw. wurden früher auch von Salzquellen des Binnenlandes gemeldet, z. B. Lauterbach (1920); Faber (1930), sind aber heute meist im Rückgang begriffen oder bereits verschwunden (Ludwig 1957; Raabe und Lienenbecker 2004). Dagegen haben sich einige Arten der Salzrasen als Folge des winterlichen Streusalzeinsatzes an stark befahrenen Straßen ausgebreitet. *Puccinellia distans* ist bereits seit einigen Jahrzehnten an fast allen Autobahnen und Bundesstraßen anzutreffen (Seybold 1973; Reichert 1983); auch mehren sich Fundmeldungen von *Spergularia salina* sowie neuerdings von *Cochlearia danica* (Dunkel 1987; Koch 1997; Brennenstuhl 2008) und *Plantago coronopus* (Gerstberger 2001; Röller 2003; Breitfeld und Horbach 2006). Auch am Fuße von Rückstandshalden der Kaliindustrie ist im Binnenland Salzvegetation anzutreffen (u. a. van Elsen 1997; Garve und Garve 2000; John 2000).

Dünen Dünen entstehen dadurch, dass Wind über offene Sandflächen streicht, den Sand verbläst und ihn vor einem Hindernis wieder ablagert. Dies geschieht in Mitteleuropa heute großflächig nur noch

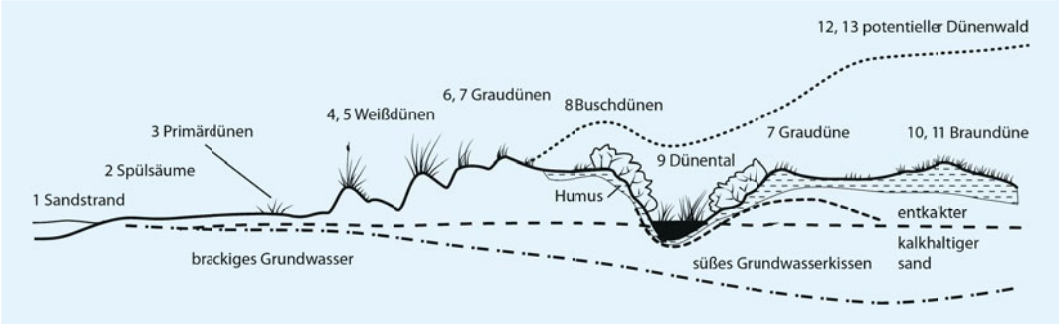


Abb. 7.11 Idealisiertes Schema des Biotopmosaiks am Nordseestrand. (nach Ellenberg und Leuschner 2010, verändert)

im Bereich der Meeresküsten. Bewegter Sand ist ein Extremstandort, der nur von wenigen Arten besiedelt werden kann. Kommt, wie an den Küsten, Salz als weiterer Extremfaktor hinzu, so sollten die Dünenstandorte der Küste eigentlich nur artenarme Spezialistengesellschaften beherbergen. Zwar ist dies in unmittelbarer Meeresnähe auch der Fall, das reich differenzierte Relief der Dünen und die daraus resultierenden unterschiedlichen Expositions-, Feuchtigkeits- und Nährstoffverhältnisse (Abtrags- und Eintragslagen) erzeugen in Verbindung mit parallel zu Meeresentfernung und Dünenhöhe einhergehender Aussüßung ein artenreiches, kleinflächig differenziertes Mosaik aus zahlreichen Biotoptypen (Abb. 7.11). Nachfolgend werden die Gesellschaften in der für die Nordseeküste typischen Abfolge vom Strand zum Binnenland behandelt. Die den Dünen in der Regel vorgelagerten Spülsäume, werden ebenfalls behandelt, obwohl sie auch unabhängig von Dünen auftreten können.

An allen Küsten werden Algen, Seegras, Treibholz, tote Tiere etc. angespült. Dieses am Strand verlaufende schmale Band aus sich zersetzendem organischen Material bildet ein ideales Keimbett für nährstoffliebende, salztolerante Arten. Da die sich hier entwickelnde Vegetation in der Regel durch winterliche Sturmfluten zerstört wird, besteht die charakteristische Artenkombination der Meeres-**Spülsäume** (**Cakiletea maritimae**) nur aus Annuellen, z. B. *Cakile maritima, Atriplex littoralis* und *A. prostrata*. Spülsäume findet man z. B. auch im Helgoländer Felswatt, wo mit *Brassica oleracea oleracea* die Stammform des in vielen Formen (Blumen-, Rosen-, Rot-, Spitz-, Weißkohl etc.) kultivierten Gemüse-Kohls (*B. oleracea sativa*) vorkommt. Auch einige Ruderal- und Segetalpflanzen sind wohl ursprüngliche Spülsaumarten, z. B. *Chenopodium glaucum*, *Senecio vulgaris* und *Tripleurospermum perforatum*.

Von den ausdauernden Pflanzenarten können die Binsen-Quecke (*Elymus farctus*) und, wo organisches Material abgelagert ist, auch die Strand-Quecke (*E. arenarius*) am weitesten in den von Sturmfluten noch oft überströmten Bereich vordringen. Aus in ihrem Windschatten abgelagertem Sand entstehen die bis 1 m hohen **Primär**- oder **Vordünen**. Sie sind stark salzbeeinflusst und durch Muschelschalen kalkreich.

Kommen weitere Arten hinzu und wächst die Düne über 1 m Höhe hinaus, sodass sie nur noch sehr selten überflutet und das Salz dementsprechend vom Regen ausgewaschen wird, kann der Strandhafer (*Ammophila arenaria*) Fuß fassen. Kräftige Rhizome und Hochwüchsigkeit machen ihn zu einem guter Sandfänger (noch effektiver ist sein Bastard mit *Calamagrostis epigejos*, der daher zum Küstenschutz häufig gepflanzt wird), sodass die Dünen nun mehrere Meter hoch werden können. Ihr geringer Humusgehalt ist kaum sichtbar, sodass sie in der Sonne weiß erscheinen und daher **Weißdünen** heißen.

Im Lee der Weißdünen nehmen Windstärke und damit Sandbewegung und Übersandung, aber auch Kalkzufuhr stark ab. Der Strandhafer blüht nicht mehr und kümmert, sodass sich Sandtrockenrasengesellschaften entwickeln können. Der zunehmende Humusgehalt färbt den Sand nun grau (**Graudünen**). Siedeln sich auch Zwergsträu-

cher, z. B. die Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) oder sogar höherwüchsige Gehölze an, fördert dies die Humusanhäufung: Aus Graudünen werden **Braundünen**. Auf den west- und ostfriesischen Inseln (s. Petersen und Pott 2005) findet man unmittelbar im Anschluss an die Strandhafergesellschaft Sanddorngebüsche (Salici-Hippophaetum). Mit zunehmendem Alter der Gebüsche treten weitere Sträucher, meistens der Schwarze Holunder (*Sambucus nigra*) und Vertreter von Pionierbaumarten (*Betula pubescens*, *B. pendula*, *Populus tremula*, *Sorbus aucuparia*) auf, die sich schließlich zu Wäldern zusammenfinden, in denen *Quercus robur* zur Dominanz gelangen kann. Weiter östlich werden solche **Dünenwälder** meist von *Pinus sylvestris* gebildet.

Je nachdem, ob sie beweidet werden, wie tief sie in den Grundwasserspiegel hineinreichen und ob sie unter Salz-, Brack- oder Süßwassereinfluss stehen, beherbergen **Dünentäler** unterschiedlichste Pflanzengesellschaften, die acht verschiedenen Vegetationsklassen angehören. Dünentälchen sind daher aus Sicht des Biodiversitätsschutzes von hoher Bedeutung, sind aber in ihren Feuchtbereichen durch Grundwasserentnahme gefährdet (Petersen 2000, Petersen 2003). Das trockene sandige Substrat bietet der Kreuzkröte (*Bufo* bzw. *Epidalea calamita*) einen Vorteil gegenüber anderen Amphibien, weshalb sie in der Dünenlandschaft die häufigste Lurchart ist (vgl. Dierking 1998).

7.4.3 Besonderheiten der Ostsee

Wie bereits weiter oben erwähnt, sind in der Ostsee die Gezeiten nahezu bedeutungslos. Im Kattegat, der Verbindung zwischen Nord- und Ostsee beträgt der durchschnittliche Tidenhub bereits nur noch 50 cm. Die Ostsee besitzt daher kein Watt. Der Salzgehalt sinkt entlang der dänischen Küste von 30 ‰ auf 8 ‰ und danach nur noch langsam auf ca. 3 ‰ in den nördlichsten und östlichsten Teilen der Ostsee. An der deutschen Küste fällt die Konzentration von im Westen 15 ‰ auf 7,8 ‰ im Osten.

Die am Meeresboden wurzelnden Algen- und Gefäßpflanzengesellschaften (im Tiefenbereich genügender Lichtintensität) sind vergleichsweise artenreich und stark gegliedert. Festlandwärts findet man charakteristische Salzpflanzengesellschaften (z. B. Fukarek 1961). Der Fischfang in der Ostsee umfasst v. a. Heringe und Dorsche (Kabeljau), außerdem Lachse, Sprotten, Schollen, Flundern und Aale.

Die ursprünglich oligotrophe Ostsee hat inzwischen einen mesotrophen Zustand erreicht. Durch den Eintrag aus den oft stark mit Nährstoffen überfrachteten Flüssen sind die Nitrat- und Phosphatkonzentration in den 1970er-/80er-Jahren um das 3-fache gestiegen. Hieraus resultiert eine stark erhöhte Produktion von Biomasse, die nach ihrem Absterben stellenweise anaerobe Bedingungen verursacht. Versuche, den Nährstoffeintrag zu reduzieren, waren bisher nur bedingt erfolgreich.

7.5 (Meist) kleinflächige Sonderstandorte

Als kleinflächige Sonderstandorte werden hier solche Lebensräume behandelt, die von Natur aus waldfrei sind, obwohl es sich weder um den alpinen Bereich, noch um Meeresküsten oder Gewässer handelt. Hierzu gehören auch die Binnensalzstellen, deren Vegetation aber der der Salzwiesen ähnelt (▶ Abschn. 7.4.2). Somit bleiben die Schwermetall- (▶ Abschn. 7.5.1), Fels- (▶ Abschn. 7.5.2) und Geröllstandorte (▶ Abschn. 7.5.3).

7.5.1 Schwermetallrasen

Einige Schwermetalle (z. B. Kupfer, Kobalt, Zink) sind zwar als Mikronährstoffe (Spurenelemente) essenziell, in höheren Konzentrationen aber wirken alle Schwermetallsalze giftig. Auf schwermetallreichen Böden können daher nur wenige Arten bzw. bestimmte Ökotypen einiger Arten existieren.

Schwermetallhaltiges Gestein tritt in verschiedenen mitteleuropäischen Gebirgen an die Oberfläche (z. B. Erzgebirge, Harz, Alpen), sodass sich dort natürliche Standorte der Schwermetallvegetation befinden. Zusätzlich findet man anthropogene Standorte in der Umgebung alter Metallhütten und Erzabbaustellen (Wittig und Bäumen 1992). Stark schwermetallhaltige sowie besonders saure und/oder sehr trockene Schwermetallböden werden, wenn überhaupt,

ausschließlich von Flechtengesellschaften besiedelt. An etwas weniger extremen Standorten finden sich jedoch speziell angepasste Gefäßpflanzen, z. B. *Viola calaminaria, V. guestphalica* (▶ Box 8.1), *Arabidopsis halleri* sowie Unterarten oder Ökotypen von *Armeria maritima*, *Minuartia verna*, *Thlaspi alpestre* und *Agrostis capillaris*. Bei Populationen der Letzteren stellte Ernst (1976) unter dem Einfluss von Zn- und Cd-haltigen Immissionen innerhalb von nur drei Jahren die Selektion schwermetallresistenter Ökotypen fest. Die von den Schwermetallpflanzen gebildeten Gesellschaften werden in der Klasse **Violetea calaminariae** zusammengefasst. Oft sind sie mit Magerrasen (▶ Abschn. 7.7.3) mosaikartig verzahnt oder grenzen an diese an.

7.5.2 Felsen

Nackter Fels ist allenfalls von Flechten besiedelbar, denn höhere Pflanzen benötigen zumindest einen minimalen Wurzelraum, d. h. sie wachsen in Felsspalten. Fast alle Arten der Felsspaltenfluren sind lichtliebend, sodass sie ihren optimalen Wuchsbereich oberhalb der Baumgrenze haben. Vorkommen in Mittelgebirgen und im Flachland sind überwiegend sekundär (Steinbrüche und Mauern). Natürliche und anthropogene Bestände gehören zur Klasse **Asplenietea trichomanis**. Auf Felsbändern und Mauerköpfen wachsen trockenrasenähnliche, sukkulentenreiche Gesellschaften der Klasse **Koelerio-Corynephoretea**. Bezeichnende Arten sind Vertreter der Gattungen Fetthenne (*Sedum*) und Hauswurz (*Sempervivum*). Zum Vegetationskomplex von Felsstandorten gehören oft auch Volltrockenrasen (▶ Abschn. 7.7.3) und Trockenheit ertragende Gebüsche (Berberidion).

7.5.3 Geröll

Auch die Geröllfluren (**Thlaspietea rotundifolii**) sind optimal v. a. im alpinen Bereich anzutreffen, ziehen sich jedoch entlang der Alpenflüsse sowie auf Lawinenbahnen in den subalpinen und montanen Bereich hinein. Einzelne Vertreter, z. B. Kleines Leinkraut, Schmalblättriger und Saat-Hohlzahn, Klebriges Greiskraut (*Chaenorhinum minus, Galeopsis angustifolia, G. segetum, Senecio viscosus*; Abb. 3.10b2), sind auf anthropogenen Standorten (Abraumhalden von Bergwerken, Bahnschotter) auch bis ins Flachland vorgedrungen, gehören also inzwischen zum Inventar der Ruderalvegetation (▶ Abschn. 7.8).

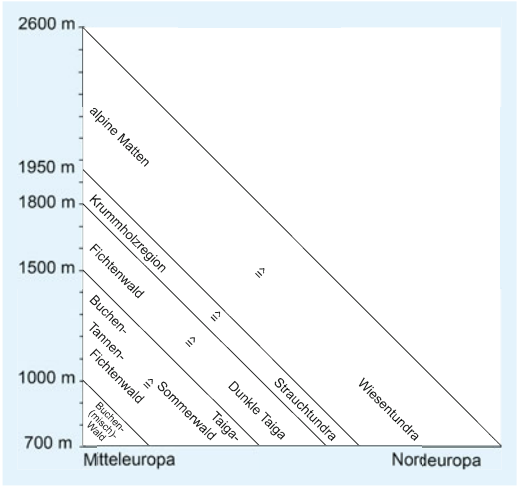


Abb. 7.12 Vegetationszonen und Höhenstufen in Mitteleuropa. (aus Wittig und Streit 2004, verändert)

7.6 Die Lebensräume des mitteleuropäischen Hochgebirges (Alpen)

Bei an Meeresküsten gelegenen Gebirgen, also z. B. an den europäischen Seealpen, durchwandert man beim Aufstieg von Meereshöhe bis zum schneebedeckten Gipfel auf wenigen Kilometern eine Abfolge von Lebensräumen, wie man sie bei einer Reise durch das europäische Flachland nur auf einer Strecke von über 1000 km sehen könnte (Abb. 7.12). Hochgebirge zeigen also hohe Diversität auf engstem Raum.

Im alpinen Bereich sind die täglichen und jährlichen Temperaturunterschiede extremer als in niedrigeren Höhenstufen. Lokale Standortunterschiede wirken sich daher hier stärker aus, sodass die naturnahe Vegetation in den Alpen in der Regel kleinräumiger differenziert ist als in den Ebenen Mitteleuropas. Neben der auf engem

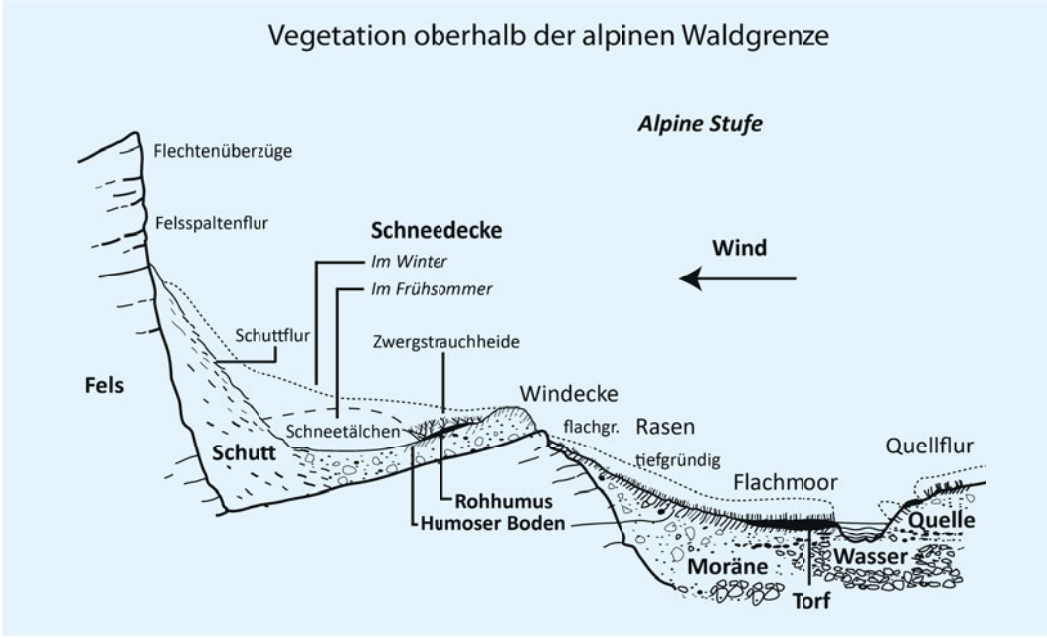


Abb. 7.13 Alpiner Biotopkomplex. (nach Ellenberg und Leuschner 2010, leicht verändert)

Raum wechselnden Höhe über NN sind folgende Faktoren für die standörtliche Differenzierung von Bedeutung:

- Bodentiefe (meist von der Neigung abhängig),
- Länge der Schneebedeckung bzw. schneefreien Zeit (= **Aperzeit**),
- Boden- und Quellwasser,
- Exposition,
- Ausgangsgestein: saure Böden (Urgesteinsalpen = Zentralalpen); basische Böden (Kalkalpen = südliche und nördliche Randalpen).

Aufgrund der großen Bedeutung des Ausgangsgesteins existieren alle in Abb. 7.13 dargestellten Vegetationstypen in mindestens doppelter Anzahl. Daneben unterscheiden sich auch Nord- und Südhänge sowie die im atlantischen, kontinentalen und submediterranen Klimabereich gelegenen Teile der Alpen bezüglich ihrer Vegetation und dementsprechend auch in ihrer Fauna.

Im subalpinen Bereich herrschen strauchige Vegetationseinheiten vor. Hierzu gehören die Alpenrosengebüsche, die auf sauren Böden von *Rhododendron ferrugineum*, auf basischen von *R. hirsutum* dominiert werden (Abb. 7.14). Weitverbreitet sind auch die von *Pinus mugo* gebildeten Latschengebüsche. Viele der wegen ihres Blütenreichtums auch von Nichtbiologen geschätzten Almweiden liegen unterhalb der natürlichen Baumgrenze. Mit zunehmender Aufgabe der Almwirtschaft setzt allmählich eine Wiederbewaldung ein, was zu Biodiversitätsverlusten führt.

Die Unzugänglichkeit mancher Hochgebirgsregionen hat weltweit dafür gesorgt, dass dort einige stark bejagte und daher im Flachland und den Mittelgebirgen ausgerottete Tierarten überleben konnten. Dies trifft in Mitteleuropa für den Alpensteinbock (*Capra ibex*; ▶ Box 14.2), in den Abruzzen und Karpaten für den Braunbären (*Ursus arctos*) zu.

7.7 Die mitteleuropäische Kulturlandschaft

Als Folge extensiver Beweidung bzw. Grünlandwirtschaft waren bis zur Mitte des 20. Jh.s verschiedene Biotoptypen in Mitteleuropa weit verbreitet, die heute fast nur noch museal in Schutzgebieten anzutreffen sind:

- Hudewälder (▶ Abschn. 7.7.1),



Abb. 7.14 Alpenrosengebüsch. (aus Kerner von Marilaun 1890)

- Heiden (▶ Abschn. 7.7.2),
- Magerrasen (▶ Abschn. 7.7.3),
- Streuwiesen (▶ Abschn. 7.7.4).

Außerdem trugen diverse Kleinbiotope und -strukturen (Ruthsatz 1984; Röser 1995; Dierschke 2000), z. B. Weg- und Ufersäume, Waldränder, Hecken und Gebüsche mit ihren Staudensäumen, zur Biodiversität bei.

Typisch für die heutige intensive Landwirtschaft sind Massentierhaltung und Einsatz großer Maschinen. Sowohl der Anbau von Nahrungsmitteln als auch der von Futter erfolgen großflächig unter dem Einsatz von Dünge- und „Pflanzenschutzmitteln" (Pestizide: Herbi-, Fungi-, Insektizide etc.). Die Mehrzahl der so genutzten Flächen ist entweder als Intensivgrünland (▶ Abschn. 7.7.5) oder als Acker (▶ Abschn. 7.7.6) zu bezeichnen.

7.7.1 Hudelandschaften

Wie bereits in ▶ Abschn. 3.1 erläutert, wurde in Mitteleuropa seit prähistorischen Zeiten bis in die Neuzeit hinein das Vieh in den Wäldern geweidet. Solange der Viehbestand nicht zu dicht wurde, was in der Regel auf Dauer nur durch Tabus und später durch Verordnungen zu gewährleisten war, wurde der Wald zwar mosaikartig aufgelichtet, sodass kleinflächig Heide- und/oder Trockenrasenbiotope entstanden, aber nicht völlig vernichtet. Bezüglich der Zahl und Verschiedenheit der Biotope und folglich auch der Arten waren und sind die wenigen heute noch in Schutzgebieten erhaltenen Hudewälder dementsprechend hoch divers (▶ Box 7.4). Die Diversität der halboffenen Hudelandschaften (Hüppe 1997) beruht nicht zuletzt auf dem Zusammenspiel von historischer Kontinuität und der in ◘ Abb. 7.15 dargestellten kleinflächigen Dynamik (s. a. Pott und Hüppe 1991).

7.7.2 Heiden

In Nordwestdeutschland und an der gesamten europäischen Atlantikküste, dem ehemaligen großflächigen Wuchsgebiet von Heiden, werden als „Heide" baumlose Zwergstrauchbestände, die meist auf armen Sandböden vorkommen, zusammengefasst (Gimingham et al. 1979, Hüppe 1993). Im Gegensatz dazu versteht man unter Heide in Süddeutschland jegliches magere, extensiv genutzte oder brach liegende Weideland, zum Beispiel Kalkmagerrasen mit Wacholder, und in Ostdeutschland lichte Kiefernwälder der sandigen Ebenen. In allen Fällen bezeichnet Heide das ehemalige gemeinsame Weideland, die Allmende (Grote 2014, Pott 2014). Noch in den 1950er-Jahren wurde das Landschaftsbild der nährstoffarmen Sandgebiete des nordwestlichen Mitteleuropas („Geest") und der aus sauren Gesteinen aufgebauten Mittelgebirge von Zwergstrauch-Heiden bestimmt (◘ Abb. 3.7), die überwiegend aus Angehörigen der Familie Ericaceae (Heidekrautgewächse) bestehen (◘ Abb. 7.16). Die ausgedehnten Heiden verdankten ihre Entstehung einem auf die Nährstoffarmut der Böden zurückgehenden Bewirtschaftungssystem, das auf einem Zusamenwirken von extensiver Weidewirtschaft (Wanderschäferei),

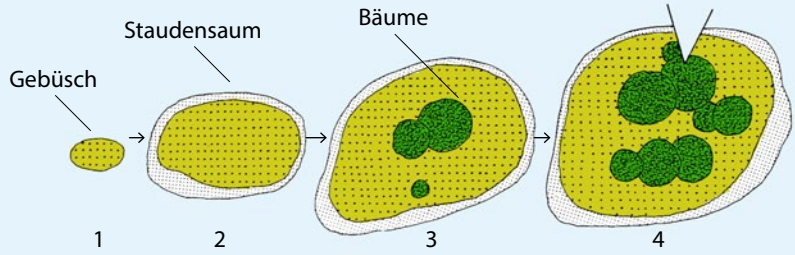


Abb. 7.15 Vegetationsdynamik im Hudewald. Auf den extensiv beweideten Flächen entstehen immer wieder dornenbewehrte Gebüschinitialen (*1*). Diese werden nur geringfügig verbissen und können sich daher zu größeren Gebüschen entwickeln, an deren Rand Hochstaudensäume entstehen (*2*). Ist das Gebüsch so breit geworden, dass sein Zentrum außerhalb der Reichweite des Weideviehs liegt, können in ihm Bäume aufkommen (*3*) und kleine Waldinseln bilden, die im Zuge ihres Wachstums Teile des sie schützenden Gebüsches beschatten, sodass diese an Wuchskraft verlieren und daher allmählich lockerer werden oder teilweise absterben. An den entstandenen Schwachstellen des Gebüschmantels dringt nun das Weidevieh in die Waldinsel ein (*4*) und verbeißt dort den Baumjungwuchs, sodass beim Absterben der Bäume kein Nachwuchs vorhanden ist, sondern eine kleine Weidefläche entsteht. (aus Burrichter et al. 1980)

der mit dem Ackerbau verbundenen Streunutzung und der Imkerei beruhte (Tüxen 1967).

Auf trockenen, nährstoffarmen, sauren Böden ist im (sub-)atlantischen Klima unter extensiver Schafbeweidung keine andere Pflanze so konkurrenzfähig wie die Besenheide (*Calluna vulgaris*). Bei feuchteren, ansonsten aber identischen Standortverhältnissen, ist die Glockenheide (*Erica tetralix*) im Vorteil. Die **Schafbeweidung** erzeugt daher einen dicht geschlossenen und reich blühenden Heideteppich. Ohne Schafbeweidung wird dieser schnell lückig und blütenarm und stirbt spätestens nach zwei Lebensjahrzehnten ab. Eine nicht mehr beweidete Heide entwickelt sich daher wieder zum Wald (z. B. Runge et al. 1993), wobei im Bereich der atlantischen Heiden Nordwestdeutschlands meist letztendlich Buchenwälder entstehen dürften (Leuschner et al. 1993).

In früheren Zeiten wurden überalterte Heidebestände von den Bauern samt der angefallenen Humusschicht und den Wurzeln abgehackt (diesen Vorgang nennt man **Plaggenhieb**). Die so gewonnenen Plaggen wurden als Stallstreu verwendet und anschließend zusammen mit den Exkrementen des Viehs als Dung auf die Felder in der Umgebung der Höfe ausgebracht. Auf diese Weise verarmte die Heide ständig an Nährstoffen, was einen immer stärkeren Vorteil von *Calluna vulgaris* gegenüber eventuellen Konkurrenten bedeutete. Die Nährstoffverarmung setzte bodenchemische Prozesse in Gang, die das charakteristische Podsol-Profil der Heideböden erzeugten.

An der Erhaltung der reich blühenden Heiden waren auch die Imker interessiert. Nicht abgeplaggte überalterte Heidebestände wurden von diesen angezündet, was ebenfalls zur Regeneration führte. Heidekraut kann nämlich auf einer dichten Humusschicht, wie sie sich unter Heide bildet, nicht keimen. Jungpflanzen entwickelten sich daher früher entweder nach dem Plaggen oder nach dem Abbrennen.

Neben dem dominierenden Heidekraut können einige weitere Zwergsträucher in der Heide auftreten, unter denen Ginsterarten besonders charakteristisch sind (*Genista anglica, G. pilosa, G. germanica*). Mit zunehmender Annäherung an die Küste bekommt *Calluna vulgaris* verstärkt Konkurrenz durch die Krähenbeere (*Empetrum nigrum*), mit steigender Bodenfeuchte durch die Glockenheide (*Erica tetralix*), die auf anmoorigen Böden eine eigene Gesellschaft bildet, das Ericetum tetralicis. Von Glockenheide dominierte Zwergstrauchbestände wachsen auch auf entwässertem Hochmoortorf, sofern durch Beweidung ein Baumaufwuchs verhindert wird. In den Zwergstrauchheiden der montanen Lagen ist häufig die Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*) dominant. Alle europäischen Zwergstrauchheiden außerhalb des Mediterrangebietes gehören nach Preising (1949) zur Vegetationsklasse **Nardo-Callunetea**.

Box 7.4 Fallstudie Hudelandschaft „Borkener Paradies“

Das in einer ehemaligen Schleife der Ems gelegene, zur Stadt Meppen gehörende heutige Naturschutzgebiet „Borkener Paradies“ ist der letzte Rest der Meppener Allmende. Wie eine Urkunde aus dem Jahre 1438 bezeugt, war die Zahl der Rinder und Pferde, die jede Familie in die Weiden der Stadt eintreiben durfte, streng limitiert. Als die Allmende gegen Ende des 18. bzw. zu Beginn des 19. Jahrhunderts aufgeteilt wurde, blieb das aufgrund seiner Lage ständig von starken Überflutungen betroffene und daher nicht exakt zu vermessende, also auch nicht aufteilbare Gebiet weiterhin im Allgemeinbesitz der sieben Anlieger, von denen jeder drei Rinder oder Pferde in das knapp 30 ha umfassende Gebiet eintreiben durfte, sodass die maximale Beweidungsdichte 21 Großvieheinheiten betrug (zum Vergleich: In der konventionellen Landwirtschaft gilt ein Richtsatz von 1,5–2 Rindern oder Pferden/ha, bei Intensivwirtschaft werden bis zu 2,5 Großvieheinheiten pro landwirtschaftlich genutzter Fläche gehalten, auf 30 ha kommen dort also 45–90 Rinder).
Ohne Beweidung wären im Gebiet drei Waldgesellschaften vorhanden: auf regelmäßig überfluteteten Standorten der Eichen-Auenwald, an höhergelegenen Stellen auf Sand der Buchen-Eichenwald und auf stärker lehmigem Boden der Eichen-Hainbuchenwald. Rechnet man pro Waldtyp drei Pionier- und Verlichtungsgesellschaften hinzu, kommt man auf zwölf verschiedene Biozönosen. Burrichter et al. (1980) fanden dagegen (ohne Wasser- und Sumpfvegetation, die sich im beweideten und unbeweideten Zustand nicht wesentlich unterscheiden würde) 18 Vegetationeinheiten vor. Folglich hat sich die Zahl der möglichen Biotopgrenzen (Ökotone) von potenziell 72 auf 153 erhöht. Dementsprechend hoch ist, verglichen mit einem reinen Waldgebiet auf gleichem Standort, auch die Zahl der Gefäßpflanzen (◘ Tab. 7.9). Zudem verursacht die Beweidung eine kontnuierliche Dynamik (◘ Abb. 7.15), durch die ein sehr kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Vegetationstypen entsteht.
Im Gebiet leben zahlreiche Tierarten der Roten Liste Niedersachsens und Deutschlands. Bemerkenswert ist nach Aßmann und Falke (1997) das Vorkommen von 133 Laufkäferarten, also etwa eines Drittels der gesamten Laufkäferfauna Niedersachsens auf nur 30 ha. Eine große Besonderheit stellt dabei der Laufkäfer *Licinus depressus* dar, der in Niedersachsen als vom Aussterben bedroht eingestuft wird.
Während in den ersten Jahrzehnten nach der 1937 erfolgten Unterschutzstellung alle sieben Markgenossen ihre Weideberechtigung voll ausschöpften, waren es im Jahre 1980 nur noch drei, sodass die Vegetationsstruktur zu verarmen begann. Im Rahmen eines Pflegeplanes ist jedoch seitens der zuständigen Naturschutzverwaltung inwischen wieder für ausreichende Beweidung gesorgt. Auch wurde die zuvor erlaubte mineralische Düngung verboten, die einerseits die Existenz seltener Magerrasenarten bedrohte und andererseits zu einer Konzentration der Weidetiere auf den gedüngten und daher nahrhafteren Flächen geführt hatte, sodass dort nicht mehr extensiv, sondern intensiv geweidet wurde.
Das landschaftlich reizvolle Gebiet (◘ Abb. 3.4) wird gerne von Wanderen aufgesucht, dient also nicht nur dem Naturschutz, sondern bietet auch Ökosystemdienstleistungen (► Kap. 10.)

◘ **Tab. 7.9** Erhöhung der Biodiversität durch extensive Beweidung, Beispiel NSG „Borkener Paradies“ (nach Burrichter et al. (1980) und eigenen Untersuchungen etwa gleich großer Waldflächen im Emstal in Südniedersachsen und im NW von Westfalen; Wittig unveröffentlicht)

	NSG	reine Waldgebiete
Zahl der Gefäßpflanzenarten[1)]	189	113
Zahl der Vegetationstypen[2)]	18	12
Zahl der möglichen Ökotone[3)]	153	72

[1)] nur die in Wäldern und ihren Verlichtungsgesellschaften (Schlagges., Säume, Gebüsche, schattige Trittstellen) vorkommenden Arten

[2)] ohne reine Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften

[3)] da im Gebiet drei Waldgesellschaften aneinandergrenzen, ist auch das Angrenzen aller Pionier- und Ersatzgesellschaften theoretisch möglich; nach eigenen Beobachtungen waren im Zeitraum 1980 – 2010 jeweils zwischen 50 und 60 % der theoretisch möglichen Ökotone verwirklicht.


a
b
c
d
e
f

Nach Härdtle et al. (2013) werden Stickstoffeinträge zwar teilweise im Boden so festgelegt, dass sie dem N-Kreislauf entzogen sind (Friedrich et al. 2011), aber ein anderer Teil bleibt pflanzenverfügbar und bewirkt eine Verschiebung der Artenzusammensetzung zugunsten von Gräsern bzw. zuungunsten der bezeichnenden Zwergsträucher der Heiden, worauf u. a. bereits von Steubing und Buchwald (1989) hingewiesen wurde.

Die Heidesande Nordwestdeutschlands werden bei Entblößung des Bodens (z. B. nach Windwurf, Brand, Überweidung oder anthropogenen Eingriffen) leicht vom Wind verweht. Zum Vegetationskomplex der Heideökosysteme gehören daher im nordwestlichen Mitteleuropa stets Sandtrockenrasen, insbesondere die für bewegte Sande typischen Silbergrasfluren. Durch Windausblasungen entstanden auch temporäre Weiher, die genauso wie anthropogen als Viehtränke oder Fischteich angelegte Gewässer von inzwischen sehr selten gewordenen submersen oder amphibischen Pflanzen besiedelt wurden. Bezeichnend für fortgeschrittene Sukzessionsstadien solcher Gewässer sind Schwimm- bzw. Schwingrasen von Torfmoosen (*Sphagnum cuspidatum*, *S. fallax*) und Wollgras (*Eriophorum angustifolium*), aus denen schließlich kleine Hochmoore entstehen konnten. Typische Tiere der Heidelandschaften sind u. a. Birkhuhn (*Lyurus tetrix*), Heidelerche (*Lullula arborea*), Zaun- (*Lacerta agilis*; in trockenen Heiden) und Moor-Eidechse (*Zootoca vivipara*; in feuchten), Kreuzotter (*Vipera berus*) sowie Brauner Bär (*Arctica caja*), ein Schmetterling, dessen Raupen an Ericaceen fressen, und der Heide-Lochkäfer (*Lochmaea sutturalis*), der sich ausschließlich von Heidekraut ernährt.

7.7.3 Magerrasen

Dadurch, dass Mitteleuropa vom Menschen mehr und mehr entwaldet wurde (► Abschn. 3.1), wandelte sich das bodennahe Mikroklima in einer für Organismen lebenswichtigen Weise: Der Wegfall der klimatisch ausgleichenden Wirkung des Waldes (Abpufferung von Temperaturextremen durch Schatten an heißen Tagen und Wärmerückstrahlung in kalten Nächten; Verminderung der Verdunstung bzw. Transpiration durch Herabsetzung der Windgeschwindigkeit) bewirkte eine Vergrößerung der Amplituden von Temperatur, Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit. Zuvor ganzjährig frische bis mäßig trockene Böden wurden dadurch zu sommertrockenen, dazu noch sehr warmen, im Winter jedoch zeitweilig sehr kalten Standorten. Das Mikroklima entsprach also nicht mehr dem zonalen Großklima der nemoralen Laubwälder, sondern dem von kontinentalen Steppen, mediterranen Karstgebieten und, in geringerem Maße, auch dem alpiner Südhänge. Daher konnten zahlreiche Tier- und Pflanzenarten aus dem kontinentalen und mediterranen Raum einwandern bzw. aus höheren Lagen heruntersteigen. Auch breiteten sich einige einheimische Arten aus, die an in Mitteleuropa vor Eingreifen des Menschen nur sehr kleinflächig vorhandenen Sonderstandorten gelebt hatten (Felsen, Steilufer, Schotterbänke, Dünen). Innerhalb der so entstandenen Rasen bewirken Korngrößen, chemische Beschaffenheit und Mächtigkeit der über dem anstehenden Gestein aufgelagerten Feinerde eine Typendifferenzierung. Floristisch sind zwei Haupttypen zu unterscheiden: die Sandmager- oder **Sandtrockenrasen (Koelerio-Corynephoretea)** und die basiphilen **Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea)**.

Auch die **Borstgrasrasen (Nardetalia)** wachsen auf mageren Standorten. Die ungünstige Nährstoffversorgung resultiert hier aber nicht in erster Linie aus der Trockenheit des Standortes, sondern aus klimatischer Ungunst gepaart mit Nährstoffarmut und niedrigem pH-Wert der Böden. Borstgrasrasen findet man daher bevorzugt in den Alpen und Mittelgebirgen sowie auf torfigen Trittstandorten. Borstgrasrasen und Heiden haben mehrere Arten gemeinsam, von denen die eher für Borstgrasrasen

Abb. 7.16a–f Zwergsträucher der mitteleuropäischen Heiden; **a** Besenheide (*Calluna vulgaris*), NSG Westruper Heide 2011; **b** Glockenheide (*Erica tetralix*), NSG Amtsvenn 2011; **c** Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*); **d** Blaubeere, Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), beide NSG Venner Moor 1980, 1972; **e** Englischer Ginster (*Genista anglica*); NSG Bonnenkamp 2014; **f** Behaarter Ginster (*Genista pilosa*) Taunus 2008. Fotos R. Wittig

typischen trittresistenter sind als die charakteristischen Zwergsträucher der Heide. Daher findet man fragmentarische Borstgrasrasen auch auf Wegen (niederdeutsch „Pättkes“) in atlantischen Heiden. **Heiden und Borstgrasrasen** bilden gemeinsam die Klasse **Nardo-Callunetea**. Aufgrund ihrer hohen Diversität (s. Gigon und Ryser 2000) und der Vielzahl submediterraner und kontinentaler Arten haben die Trockenrasen immer wieder erneut das Interesse der Botaniker gefunden, sodass eine Vielzahl umfangreicher, detaillierter Beschreibungen von Trockenrasen existiert. Monografien größerer Gebiete wurden u. a. von Klika (1931 – 1934, 1939), Braun-Blanquet (1936, 1961, 1976), Holzner (1986), Meusel (1939), Wagner (1941), Kaiser (1930), Wendelberger (1954), Zoller (1954), Niklfeld (1964), Mahn (1965), Hohenester (1967), Korneck (1974), Witschel (1980), Schröder (1989), Fischer (2003) und Schwabe und Kratochwil (2004) publiziert. Insbesondere die älteren Arbeiten waren Grundlagen für die Ausweisung von – meist im Vergleich zur damaligen Größe der Fächen (sehr) kleinen – Naturschutzgebieten und stellen heute wichtige Zeugnisse des globalen Wandels der Landschaft dar. Einen vergeichenden Überblick der europäischen Trockenrasen gibt Dengler (2005). Der Blütenreichtum der Magerrasen zieht zahlreiche Insekten an, die wiederum die Nahrungsgrundlage für prädatorische Insekten, Spinnen, Reptilien, Vögel und Kleinsäuger bilden. Diese biozönotischen Zusammenhänge wurden ebenfalls eingehend studiert (z. B. Kratochwil 1984, 1991; Kratochwil und Aßmann, 1996; Steffny et al. 1984).

Die Anpassung an den vergleichsweise extremen Lebensraum erfolgte auf unterschiedliche Weise, sodass auch eine hohe Diversität der Lebensformen gegeben ist. Als Anpassungen der Pflanzen an das Leben in Trockenrasen sind zu deuten:

- Verholzung der Stängelbasis (z. B. *Thymus*, *Helianthemum*);
- ledrige oder sklerenchymatische Blätter (u. a. *Carlina*, *Helianthemum*, *Eryngium campestre*);
- Reduktion der transpirierenden Oberfläche durch Verkleinerung bis Rückbildung der Blätter (z. B. *Galium verum*), pfriemliche Verwachsung der Blätter (*Festuca ovina* agg., einige *Allium*-Arten), Einrollen oder Falten der Blätter (Rollblätter: *Stipa*-Arten; Faltblätter: *Sesleria*-Arten);
- Wachsüberzüge zur Reduktion der cuticulären Transpiration (führen oft zu blaugrüner Färbung der Blätter und des Sprosses, z. B. einige *Euphorbia*-Arten, *Eryngium campestre*);
- Schaffung windstiller Oberflächen über den Stomata (Einrollen, Falten oder Verwachsung der Blätter: s. o.; Überzug mit toten Haaren, dadurch silbriggraue Färbung, z. B. *Helichrysum arenarium*);
- Strahlungsreflexion durch glänzende oder silbrigweiße Oberflächen (Wachsüberzüge oder weiße Haare: s. o.);
- Kleinwüchsigkeit (sehr viele Magerrasenarten);
- hoher Anteil der unterirdischen an der Gesamtbiomasse (alle Magerrasenarten außer den Sukkulenten);
- polster- oder dicht horstförmiger Wuchs (dadurch gegenseitige Beschattung der Einzelsprosse und Schaffung windstillen Nanoklimas (*Thymus*, *Festuca ovina* agg.);
- Wasserspeicherung (Sukkulenz: *Sedum*);
- Verlagerung der Vegetationsperiode in das zeitige Frühjahr: Therophyten (z. B. *Arabidopsis thaliana*, *Teesdalia nudicaulis*, *Spergularia morisonii*) oder Geophyten (*Pulsatilla*, *Adonis vernalis*);
- ein spezieller, wassersparender Fotosyntheseweg, genannt CAM (auch der C4-Mechanismus der Fotosynthese ist wassersparend, man findet ihn aber nicht bei einheimischen, sondern bei Pflanzen aus subtropischen Gebieten).

Manche dieser Eigenschaften sind gleichzeitig ein gewisser Schutz vor Fraß (holzig-ledrige Blätter, holzige Stängelbasis, frühe Vegetationszeit, starke Behaarung) und Mahd (niedriger Wuchs).

Sandmagerrasen (Koelerio-Corynephoretea) Unter den Samenpflanzen gibt es nur sehr wenige Arten, die lockereren, von Zeit zu Zeit vom Wind verlagerten („wandernden“) Sand besiedeln können. Haben diese Arten (*Carex arenaria*, *Corynephorus canescens*) mithilfe ihres Wurzel- und Rhizomwerks den Sand etwas festgelegt, so kommen Flechten und Moose sowie einige weitere Samenpflanzen hinzu. Greift



Abb. 7.17a,b Tiere von Kalktrockenrasen; **a** Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*), Leithagebirge, Österreich, 2008; **b** Schlingnatter (*Coronella austriaca*), Ahrtal, Nordrhein-Westfalen, 2008. Fotos: P. Schütz

der Mensch nicht mehr ein, erfolgt eine Wiederbewaldung. Besonders artenarm sind saure, kalkfreie Sande, wie man sie im nordwestlichen Mitteleuropa findet. Etwas artenreicher sind die für das südöstliche Mitteuropa bezeichnenden, noch nicht völlig entkalkten Sande. Hier fand man früher eine, heute nur noch in einigen Naturschutzgebieten erhaltene, steppenartige Vegetation mit zahlreichen kontinentalen Arten.

Bezeichnende Tierarten von Sandmagerrasen sind Sandlaufkäfer (*Cincindela*), Ameisenlöwe (Larve der Ameisenjungfer, *Myrmeleon europaeus*) und einige Grashüpfer (*Corthippus mollis*, *C. brunneus*, *C. biguttulus*). Insbesondere für Silbergrasfluren charakteristisch sind Gefleckte Keulenschrecke (*Myrmeleotettix maculatus*) und Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda coerulescens*).

Basiphile Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea) Bei den basiphilen Trockenrasen handelt es sich um wärmeliebende, trockenheitsbedingte Naturrasen, d. h. Rasen, die an Standorten wachsen, die aufgrund ihrer Trockenheit nicht von Wäldern oder Gebüschen besiedelt werden können. Im mitteleuropäischen Klima existieren solche Standorte natürlicherweise nur kleinflächig in südlicher Exposition an Steilhängen oder erodierten Felsbereichen sowie anthropogen in Steinbrüchen und auf Halden basischer Gesteine. Ohne den Menschen und sein Weidevieh wären aber auch viele dieser sommerwarmen, trockenen, sehr feinerdearmen Standorte nicht von lichtliebenden Trockenrasen bewachsen, sondern aufgrund ihrer Kleinflächigkeit von benachbart wachsenden Bäumen beschattet. Nur dort, wo der Mensch das Aufkommen von Wald um diese Trockenrasenstandorte herum durch Mahd oder Beweidung verhindert, sind sie in typischer, artenreicher Ausprägung anzutreffen. Der übrige Bereich des südexponierten Hanges wird in solchen Fällen zwar ebenfalls vorwiegend von Rasengesellschaften eingenommen, da deren Standorte nicht ganz so extrem sind, unterscheiden sie sich in ihrer Artenkombination von den Trockenrasen und werden daher Halbtrockenrasen genannt. Andererseits kann es zeitweilig in beiden Rasentypen sehr warm und trocken sein, sodass viele gemeinsame Arten vorhanden sind. Weil Trockenrasen deutlich lückiger sind als Halbtrockenrasen, können sich in ihnen konkurrenzschwache, langsamwüchsige Arten behaupten, sofern sie nur resistent gegen Trockenheit sind. Arten der Frischwiesen haben dagegen in Volltrockenrasen keine Überlebenschance. Bei den Halbtrockenrasen liegen die Verhältnisse genau umgekehrt. Einige Therophyten (z. B. *Erophila verna*, *Cerastium pumilum*) und Sukkulenten (*Sedum*) sowie bestimmte Flechten sind daher Differenzialarten der Voll- gegenüber den Halbtrockenrasen,

Frischwiesenarten differenzieren die Halb- gegen die Volltrockenrasen.

Den Vegetationskomplex der Trocken- und Halbtrockenrasen, zu dem stets auch thermophile Gebüsche mit Gebüschsäumen und oft Waldreste (mit Waldmänteln und -säumen) gehören, bezeichnet man wegen seiner Bindung an trocken-warme Standorte als **Xerothermvegetation**. Typische Tierarten (◘ Abb. 7.17) sind Schlingnatter (*Coronella austriaca*), Östliche Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*), Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*), Apollofalter (*Parnassius apollo*), bestimmte Blutströpfchen (*Zygaena*) und Bläulinge (*Lysandra*), Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*), Feldgrille (*Gryllus campestris*) und die Gehäuseschnecke *Zebrina detrita*.

7.7.4 Streuwiesen

Von den Futterwiesen zu unterscheiden sind die Streuwiesen, die nicht zum Intensiv-, sondern zum Extensiv-Grünland gehören und daher heute fast nur noch museal existieren. Sie entstanden auf sehr nassen Standorten, die erst im Herbst betreten und daher erst dann gemäht werden konnten. Da zu diesem Zeitpunkt bereits eine weitgehende Rückverlagerung der Nährstoffe aus den oberirdischen in die unterirdischen Pflanzenteile erfolgt ist, hat das Heu keinen Futterwert, wurde aber früher als Stallstreu verwendet. Der späte Mahdtermin macht die Streuwiesen zu einem idealen Lebensraum: Alle Pflanzen gelangen zur Samenreife, Säugetiere und Vögel können ungestört ihre Jungen aufziehen und Insekten können ihre Entwicklung von der Raupe über die Puppe zur Imago in der Wiese vollenden. Wegen des späten Mahdtermins können sich allerdings konkurrenzkräftige Pflanzenarten stärker ausbreiten als in Zweischnittwiesen, sodass Streuwiesen nicht ganz so artenreich sind wie diese (Ellenberg und Leuschner 2010).

7.7.5 Fettwiesen und -weiden

Unter dem Oberbegriff Grünland werden in Mitteleuropa von Gräsern dominierte Ökosysteme zusammengefasst, die ihre Entstehung der Viehwirtschaft direkt (Beweidung) oder indirekt (Mahd zur Gewinnung von Futter für die Winterzeit) verdanken. Auch die in den beiden vorigen Abschnitten (► Abschn. 7.7.3 und 7.7.4) behandelten Magerrasen und Streuwiesen sind also **Grünland**. Als stets extensiv genutzte Lebensräume magerer Standorte unterscheiden sie sich jedoch ökologisch deutlich von den aufgrund besserer Bodenbedingungen schon immer intensiver, wenn auch nicht im heutigen Sinne intensiv, genutzten Fettwiesen und -weiden. Gemähtes Grünland bezeichnet man als **Wiese**. Mähen (**Mahd**) ist ein starker, aber kurzfristiger Eingriff, auf den jedoch eine relativ lange Erholungsphase folgt. Arten, deren Lebenszyklus dem Mahdrhythmus angepasst ist, haben gute Überlebensmöglichkeiten (Pflanzen, die vor der Mahd blühen und fruchten; Insekten, deren Larven- oder Puppenentwicklung vor der Mahd abgeschlossen ist).

Beweidung ist dagegen ein unregelmäßiger Eingriff, der auf Intensivweiden sehr häufig erfolgt. Ein zusätzlicher Ungunstfaktor für die Organismen ist der mit Beweidung verbundene Tritt (mechanische Schädigung, Bodenverdichtung). Im Hinblick auf den Stoffhaushalt des Ökosystems stellt die über den Kot erfolgende Teilrückführung von Nährstoffen einen Vorteil dar. Bei Futterwiesen wird dem Ökosystem dagegen mit dem Mähgut der gesamte darin enthaltene Nährstoffvorrat entzogen.

Die typische Wiese frischer Standorte des Flach- und Hügellandes ist bzw. war in Mitteleuropa die **Glatthaferwiese** (**Arrhenatheretum elatioris**; ◘ Abb. 7.18a). Sie wird typischerweise zweimal im Jahr gemäht. Bezeichnend sind hochwüchsige Gräser und Stauden. Aufgrund immer weiter fortschreitender Intensivierung der Landwirtschaft ist jedoch sogar die Glatthaferwiese inzwischen vielerorts durch artenarme Vielschnittwiesen ersetzt und daher selten geworden. Verantwortlich sind erhöhte Düngung und die dadurch mögliche mehrfache Mahd, die Nutzung als Gülledeponie oder die Kombination von Mahd und Beweidung. Im Bergland ist die früher bezeichnende **Storchschnabel-Goldhaferwiese** (**Geranio sylvatici-Trisetetum**; ◘ Abb. 7.18b) ebenfalls im Rückgang begriffen.

Die häufigste Pflanzengesellschaft der Fettweiden ist die **Kammgras-Weidelgras-Gesellschaft (Cynosuro-Lolietum)**. Noch vor wenigen Jahrzehnten waren weite Flächen Mitteleuropas von solchen Wei-



Abb. 7.18a,b Artenreiche Ausbildungen der im Flach- und Hügelland ehemals verbreiteten Glatthaferwiese (Arrhenatheretum elatioris: **a**; Tauber-Gießen, Baden-Württemberg 1998) und der sie im Mittelgebirge ersetzenden Storchschnabel-Goldhaferwiese (Geranio-Trisetetum: **b**; Rothaargebirge, Nordrhein-Westfalen 1995) sind aufgrund von Intensivierungsmaßnahmen selten geworden. Fotos R. Wittig

den bedeckt. Inzwischen wird das Vieh im Zuge der Massentierhaltung vielerorts nur noch in Ställen gehalten und die nicht mehr benötigten Weideflächen wurden meist in Futtermaisäcker umgewandelt.

Weil sehr häufiges Mähen, wie es bei **Scherrasen** (Park- und Zierrasen) geschieht, für die Pflanzen den gleichen Effekt hat wie intensive Beweidung, ähnelt die pflanzliche Artenkombination der Scherrasen sehr der der Intensivweiden. In beiden Grünlandtypen dominieren niedrige Gräser sowie Ausläufer- und Rosettenpflanzen. Typisch für Weiden und Scherrasen ist auch ein im Vergleich zu den Wiesen höherer Anteil an Therophyten.

Obwohl die Mehrzahl der Wiesen und Weiden in Mitteleuropa heute intensiv genutzt wird, existieren dank von Land zu Land unterschiedlicher Naturschutzmaßnahmen auch immer noch traditionell genutzte oder lediglich museal entsprechend gepflegte Bestände. Dabei handelt es sich sowohl um Flächen, die seit alters her extensiv genutzt wurden (oft keine Düngung oder maximal 20 kg N/ha), als auch um solche, die nach einer Zeit der Intensivnutzung wieder ausgehagert wurden, wofür aber mehrere Jahrzehnte erforderlich waren (Schumacher et al. 2013). Wie Tab. 7.10 zeigt, ist die α-Diversität derartiger Wiesen und Weiden teilweise der von Magerrasen adäquat. Besonders artenreich sind wechselfeuchte Ausbildungen der Goldhaferwiesen (Geranio-Trisetetum), auf denen man in der Eifel (Nordrhein-Westfalen) pro 1 m² 30–39 und pro 10 m² 43–55 Arten finden kann.

Weit mehr Flächen werden in Deutschland dank der Förderung durch EU, Bund und Bundesländer halbintensiv bewirtschaftet, wobei der Stickstoffeinsatz im Mittel etwa um 30 % niedriger als bei der intensiven Nutzung liegt. Die α-Diversität des so bewirtschafteten Grünlandes liegt mit 9–19 Arten pro 10 m² zwar höher als im Intensivgrünland (5–10 Arten pro 10 m², aber deutlich unter der nicht intensivierter Bestände (Schumacher et al. 2013).

7.7.6 Äcker

Etwa ein Drittel der Fläche Deutschlands, ein Sechstel Österreichs und ein Achtel der Schweiz wurden in Ackerland umgewandelt (Tab. 7.1). Anders als im Grünland, wo mehrjährige Pflanzen deutlich überwiegen, dominieren auf Äckern sowohl unter den Kultur- als auch den Wildpflanzen (Unkräuter, Beikräuter) einjährige Arten. Wie die Wiesen, weisen auch Äcker eine Periodizität der Störungen auf:

Tab. 7.10 α-Diversität von Halbtrockenrasen, Borstgrasrasen und frischer Wiesen und Weiden der Eifel (Schumacher et al. 2013)

Fläche		1 m²			10 m²			25 m²		
α-Diversität (=Artenzahl)		Min	D	max	Min	D	max	Min	D	max
Kalkmagerrasen		17	29	38	29	38	53	37	47	61
Borstgrasrasen		11		20	13		27	15		53
Frisches Grünland	Vertrags-naturschutz	19	29	39	34	43	55			
	Halbintensives				9	13	19			
	Intensiv				5		10			

*Schumacher et al. (2013)



Abb. 7.19a,b Beispiele für Rote-Liste-Ackerwildkräuter; **a** Kornrade (*Agrostemma githago*), **b** Sommer-Adonisröschen (*Adonis aestivalis*); Kreis Soest, Nordrhein-Westfalen, 1978. Fotos R. Wittig

Bodenbearbeitung, Saat, Ernte. Nur solche Arten können sich behaupten, deren gesamter Lebenszyklus oder zumindest die empfindlichste Phase des Zyklus zwischen der letzten Bodenbearbeitung bzw. anderweitigen Störungen und der Ernte abläuft. Aufgrund effektiver Saatgutreinigung, des Einsatzes von Herbi- und Fungiziden sowie der intensiven Bodenbearbeitung stellen Äcker heute einen sehr



Abb. 7.20 Getreidefeld mit reichem Bestand der Kornblume (*Centaurea cyanus*); Krs. Steinfurt, Nordrhein-Westfalen 2014; Foto R. Wittig

artenarmen Lebensraum dar. Viele Ackerwildkräuter stehen in Mitteleuropa auf den Roten Listen (Abb. 7.19). Die großflächigen artenreichen Ackerwildkrautfluren der Klasse **Stellarietea mediae** (Abb. 7.20; Übersicht bei Hüppe und Hofmeister 1990) gehören der Vergangenheit an, weshalb sogenannte Ackerrandstreifenprogramme zur Erhaltung der Ackerwildkräuter initiiert wurden (Abb. 14.12).

7.8 Siedlungen

In fast allen europäischen Sprachen und auch in der wissenschaftlichen Literatur wird zwischen Stadt und Dorf als den beiden Hauptformen der gemeinschaftlichen Siedlung unterschieden. Obwohl deren früher deutliche Unterschiede in den vergangenen Jahrzehnten immer weiter verwischt wurden (z. B. ▶ Box 7.5), sind Fauna, Flora und Vegetation auch heute noch unterschiedlich, sodass eine getrennte Behandlung von Stadt (▶ Abschn. 7.8.1) und Dorf (▶ Abschn. 7.8.2) gerechtfertigt ist. Allgemein aber bewirken selbst kleine Siedlungen eine deutliche Erhöhung der Gefäßpflanzenzahl, wie Tab. 7.11 am Beispiel der Ergebnisse einer Rasterkartierung der Gefäßpflanzenflora des Taunus (Wittig et al. 2005) zeigt.

Die typische Flora und Vegetation, manchmal auch die Fauna von Siedlungen wird als ruderal bezeichnet. Unter diesem Begriff verstand man ursprünglich diejenige Flora und Vegetation, die sich nach Kriegen oder anderen Katastrophen auf den Trümmern von Gebäuden einstellte (lat. *rudera* = Trümmer). Später wurde dieser Begriff dann auf sämtliche spontan in Siedlungen auftretende Vegetationseinheiten erweitert. Auch im Siedlungsbereich eventuell existierende Fragmente von Ackerunkrautgesellschaften oder von Pioniergebüschen und -wäldern sind dementsprechend ruderal. Die weitverbreitetsten bzw. augenfälligsten ruderalen Vegetationstypen sind:

- Trittpflanzengesellschaften (**Polygono-Poetea annuae** = Plantaginetea majoris p.pte.);
- Einjährige Ruderalgesellschaften (stimmen in vielen Arten mit den Ackerunkrautgesellschaften überein und gehören daher wie diese zur Klasse **Stellarietea mediae**); in der Gruppe

Tab. 7.11 Auswirkungen der Existenz einer Siedlung auf die Gefäßpflanzenzahl im Taunus (Hessen) am Beispiel ausgewählter Rasterfelder der Topografischen Karte 1 : 25.000 (TK 25); (unveröffentlichte Daten der Taunus AG; Rasterfeldgröße 1/64tel der TK 25)

Naturraum	TK 25 Nr	Rasterfelder	ohne Ort	mit Ort
Vortaunus	5816	341(o) 342(m)	316	394
		432(o) 431(m)	321	444
	5817	121(o) 122 (m)	362	420
Hochtaunus	5815	232(o) 241 (m)	228	320
		234(o) 243 (m)	293	467
	5816	122(o) 121 (m)	316	380
Hintertaunus	5814	332(o) 331 (m)	282	371
		333(o) 334 (m)	267	414
	5815	121(o) 122 (m)	281	358

(*o*) = keine Siedlung im Rasterfeld oder allenfalls einzelne Häuser
(*m*) = Rasterfeld mit einer Siedlung

Box 7.5 Die Mäusegersten- und die Wegmalvenflur

Die Gesellschaft der Mäusegerste (*Hordeum murinum*), das Hordeetum murini, und die der Wegmalve (*Malva neglecta*), in der manchmal auch die Kleine Brennnessel (*Urtica urens*) vorkommt, weshalb die Gesllschaft wissenschaftlich Urtico-Malvetum genannt wird, sind zwei typische Vetreter der einjährigen Ruderalgesellschaften. *Hordeum murinum* kam bisher bevorzugt in Städten vor und wurde daher als Zeigerart urbaner Bedingungen eingestuft (urbanophil; s. Wittig et al. 1985; Klotz und Kühn 2002). Dementsprechend fand sich die von ihm charakterisierte Gesellschaft in den Jahren 1984/85 lediglich in 2 % der Dörfer Westfalens (etwas häufiger im Rheinland, daher insgesamt in 4 % der 200 untersuchten nordrhein-westfälischen Dörfer) und wird daher von Wittig und Wittig (1986), die nur Gesellschaften mit einer Häufigkeit von mindestens 5 % aufführen, nicht erwähnt. 20 Jahre später war das Hordeetum murini in Städten zwar immer noch häufig, kam aber auch bereits in 6 % der westfälischen Dörfer vor (Wittig und Wittig unveröffentl.).
Das Urtico-Malvetum hat einen sehr hohen Stickstoffbedarf (höher als der des ebenfalls nitrophilen Hordeetum). Dörfer waren daher früher sein idealer Standort, da dort eine gute Stickstoffversorgung durch die Exkremente freilaufenden Viehs gegeben war. Mit dem Rückgang freilaufenden Viehs kam es in den Dörfern zu einem starken Schwund des Urtico-Malvetum neglectae (in Westfalen von 51 auf 11 %), während in Städten aufgrund der zunehmenden Hundehaltung eine Zunahme stickstoffreicher Standorte erfolgte, sodass *Malva neglecta* in die Städte einziehen konnte. Auf Scherrasen in Mehrfamilienhaussiedlungen bestehen daher heute größere Chancen, das Urtico-Malvetum zu finden, als in Dörfern (Wittig 2001).

7

dieser Pflanzengesellschaften finden sich zwei prägnante Beispiele für die Verwischung der Unterschiede zwischen Stadt und Dorf (z. B. ▶ Box 7.5);
- Mehrjährige Ruderalgesellschaften (**Artemisietea vulgaris**);
- Ruderale Gebüsche und Pionierwälder.

Siedlungstypisch ist auch die Mauerfugenvegetation, deren Gesellschaften zur Klasse der Felsspaltengesellschaften (**Asplenietea rupestris**; ▶ Abschn. 7.5.2) gehören. Daneben findet man Fragmente von Trockenrasen, Frischwiesen, Flutrasen, Salzrasen, Geröllfluren und Schwermetallvegetation. Als es in Siedlungen noch Feuerlöschteiche, unbefestigte Wege mit Pfützen, offene Straßengräben und Abwasserrinnen gab, gehörten Gesellschaften der Bidentetea tripartitae (▶ Abschn. 7.3) ebenfalls zur Siedlungsvegetation.

Während Trittstandorte von fast den meisten Tierarten gemieden werden, ist die blütenreiche einjährige Ruderalvegetation für Blütenbesucher (meist Insekten) und Insektenfresser (z. B. Spinnen) von Bedeutung. In noch höherem Maße gilt dies für die mehrjährigen ruderalen Hochstaudenfluren, in denen auch Kleinsäuger und Vögel häufig anzutreffen sind. Mit ihren Charakterarten, die reich- und oft sogar großblütige bzw. auffällige Blütenstände besitzen (◘ Abb. 7.21), können sie außerdem zur Bereicherung des Siedlungsbildes beitragen, z. B. Nachtkerzen (*Oenothera* div. spec.), Königskerzen (*Verbascum* div. spec.), Steinklee-Arten (*Melilotus*), Disteln (*Cirsium*, *Carduus*) und Natternkopf (*Echium vulgare)* (Wittig 2011).

Wie schon oft erwähnt, ist Mitteleuropa ein Waldland. Dementsprechend entwickeln sich auch in Siedlungen alle über längere Zeit ungestörtenww Flächen zu Wald, wobei dies teilweise über Gebüschstadien oder aber auch direkt erfolgen kann. Beispiele dafür, wie schnell diese Waldentwicklung vonstattengehen kann, waren nach der Wiedervereinigung Deutschlands auf den im Niemandsland zwischen West- und Ostberlin gelegenen Bahnhöfen zu sehen. Aber auch aufgegebene Verschiebebahnhöfe und nicht mehr genutzte Industrieflächen zeigen häufig gut ausgebildete Gebüsch- und Waldstadien (◘ Abb. 7.22). Zu den bezeichnenden Gehölzen der ruderalen Pioniergebüsche und -wälder gehören zahlreiche für Tiere sehr attraktive Arten, z. B. der Schwarze Holunder (*Sambucus nigra*), die Armenische Brombeere (*Rubus armeniacus*), der Schmetterlingsflieder (*Buddleija davidii*) und die Robinie (*Robinia pseudacazia*).

Fauna und Flora der Siedlungen setzen sich im Hinblick auf ihre Herkunft aus den drei (oder



Abb. 7.21a,b Buntblühende Ruderalvegetation auf einer Industriebrache im Ruhrgebiet 1989 (**a**) und auf brachliegendem Bahngelände (**b**) in Frankfurt 2000. Fotos R. Wittig



Abb. 7.22 Ruderaler Birkenpionierwald auf brachgefallenem Bahngelände in Berlin 1991. Foto R. Wittig

je nach Betrachtungsweise auch vier) bereits in ► Abschn. 3.2.1 behandelten Gruppen zusammen: der auf anthropogene Standorte übergewechselten Einheimischen, der Archä- und der Neobiota sowie der von manchen Autoren als gesonderte Gruppe aufgeführten Anökobiota.

7.8.1 Besonderheiten der urbanen Biodiversität

Städte sind ein reich strukturierter Biotopkomplex mit vielen Nischen. Außerdem sind sie wärmer und trockener als ihr Umland, sodass ursprünglich in warm-trockenen Regionen beheimatete Arten gute Überlebensmöglichkeiten haben, vorausgesetzt, sie kommen mit Störungen zurecht. Tieren bieten Städte darüber hinaus ein reiches Nahrungsangebot in Form von Abfällen, Vorräten und Winterfütterung sowie viele Versteck- und Schlafplätze. Schon im Altertum entwickelte sich daher innerhalb der Stadtmauern eine eigene Fauna (**Intramuralfauna**). Viele heute in mitteleuropäischen Städten verbreitete Arten stammen ursprünglich aus wärmeren Ländern. Manche sind daher auf den wärmeren Innenbereich von Gebäuden beschränkt (**Intradomalfauna**).

Die städtische Vegetation ist in erster Linie aus Samenpflanzen aufgebaut. Sie sind die einzige Großgruppe des Pflanzenreiches, von der man in Städten deutlich mehr Arten pro km^2 findet als im Umland, vor allem als in Wäldern. Mit wenigen Ausnahmen sind die häufigsten Arten der Städte übrigens auch im Umland (auf Äckern oder entlang von Wegen) häufig. Von diesen in Mitteleuropa an allen vom Menschen gestörten Orten anzutreffenden Arten unterscheiden sich die auf die Stadt beschränkten (extrem urbanophilen) Spezies vor allen Dingen im Hinblick auf ihre Temperaturansprüche: Sie sind deutlich wärmeliebender. Gäbe es keine Städte, so könnten sich diese Arten, z. B. Sommerflieder und Götterbaum (*Buddleja davidii*, *Ailanthus altissima*),

in Mitteleuropa nicht behaupten. Die meisten stadttypischen Arten sind nicht einheimisch, sondern in historischer Zeit eingewandert oder eingeschleppt worden, also Neophyten.

Besonders artenreiche Lebensräume sind in der Regel junge Industrie- und Verkehrsbrachen (z. B. Wittig und Zucchi 1993). Nicht selten findet man dort auch Arten der Roten Liste, sodass derartige Brachen stellenweise unter Naturschutz gestellt wurden. Mit zunehmendem Alter der Brachen und der damit ablaufenden Sukzession in Richtung Wald geht die Artenzahl jedoch zurück, wovon insbesondere auch die seltenen Arten betroffen sind (▶ Abschn. 8.10).

Neben den spontan auftretenden gibt es in Städten eine Vielzahl angepflanzter Arten, von denen immer wieder einigen der Sprung in die Natur gelingt.

7.8.2 Besonderheiten der Biodiversität von Dörfern

Typische Dörfer zeichnen sich gegenüber Städten durch folgende Unterschiede aus:

- Nähe zur umgebenden Feldflur, daher Vorkommen von entsprechenden Arten;
- Existenz von Bauernhöfen und Viehhaltung, von denen eine starke Eutrophierung ausgeht (gehäuftes Vorkommen nitrophiler Arten);
- offenere Bebauung, bebaute Fläche deutlich kleiner (Klima daher gegenüber dem Unmland kaum verändert, also auch keine Häufung wärmeliebender Arten);
- Stärkerer sozialer Druck zur Unkrautbekämpfung, daher weniger ausdauernde Ruderalvegetation und fast keine ruderalen Gehölzgesellschaften;
- Fehlen großer Industrie- und Verkehrsanlagen und dementsprechend auch ihrer Brachen;
- Prozentual weniger Neobiota, dafür mehr Archäobiota.

Trotz dieser Einschränkungen bewirkt die Existenz eines Dorfes aber in der Regel die Erhöhung der Artenzahl pro Flächeneinheit (◘ Tab. 7.11), ohne dass hierdurch ein Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität geleistet wird (▶ Abschn. 1.2).

Literatur

Aßmann T (1994) Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Norddeutschen Tiefebene. NNA-Ber 4(142):152

Aßmann T (1999) The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). Biodiversity Conservation 8:1499–1517

AßmannT, Falke B (1997) Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. Schriftenreihe Naturschutz Landschaftspflege 54:129–144

Aßmann T, Kratochwil A (1995) Biozönotische Untersuchungen in Hudelandschaften Nordwestdeutschlands – Grundlagen und erste Ergebnisse. Osnabrücker Naturwiss Mitt 20/21:275–337

Aßmann T, Drees C, Schröder E, Ssymank A (2007) Mythos Artenarmut – Biodiversität von Buchenwäldern. Natur Landschaft 82:401–406

Aßmann T, Buse J, Dieker P, Drees C, Eggers B, Harry I, Homburg K, Krause R-H, Matern A, Schuldt A, Taboda A (2013) Historisch alte Waldstandorte: Bedeutung und Wert von Lebensraumkontinuität für Tiere Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bd. 131. Landwirtschaftsverlag, Münster

Beckmann-Kircher G, Artmann D (2001) Wolbeck - In Vergangenheit und Gegenwart. Schnell, Münster

Bohn U, Gollub G (2007) Buchenwälder als natürliche Vegetation Europas. Natur Landschaft 82:391–397

Bohn U, Gollub G, Hettwer C (2000) Karte der natürlichen Vegetation Europas. BfN, Bonn

Bohn U, Hettwer C, Gollub (G (2005) Bearb) Anwendung und Auswertung der Karte der natürlichen Vegetation Europas BfN-Skripten, Bd. 156. BfN, Bonn-BadGodesberg

Braun-Blanquet J (1936) Über die Trockenrasengesellschaften des Festucon vallesiacae in den Ostalpen. Ber Schweiz Bot Ges 46:169-189

Breitfeld M, Horbach H-D (2006) Plantago coronopus L. jetzt auch in Oberfranken. Ber Bayerische Bot Ges 76:129–134

Brennenstuhl G (2008) Über einen neuen Binnenlandnachweis von Cochlearia danica L. bei Pretier (Altmark). Mitt florist Kartierung Sachsen-Anhalt 13:85–88

Burrichter E, Pott R, Raus T, Wittg R (1980) Die Hudelandschaft „Borkener Paradies" im Emstal bei Meppen. Abhandlungen Landesmuseum Naturkunde 42(4):1–69

Buse J, Gürlich S, Assmann T (2009) Saproxylic beetles in the Gartow region of Lower Saxony, a hotspot of invertebrate diversity in north-western Germany. In: Buse J, Alexander KNA, Ranius T, Aßmann T (Hrsg) 2009: Saproxylic Beetles - their role and diversity in European woodland and tree habitats. Proc 5th Symposium Workshop Conservation Saproxylic Beetles. Pensoft Publishers, Sofia, S 77

CWSS (2003) Management of North Sea harbour and grey seal populations. Proc International Symposium EcoMare, Texel, The Netherlands, Nov 29-30 Wadden Sea Ecosytem, Bd. 17. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven

Dengler J (2005) Zwischen Estland und Portugal – Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. Tuexenia 25:387-405

Dierking U (1998) Die Kreuzkröten im Vorland von St. Peter-Ording. In: Umweltbundesamt, Nationalparkverwaltungen Niedersächsisches Wattenmeer/Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg) Nordfriesisches und Dithmarsches Wattenmeer. Umweltatlas Wattenmeer, Bd. 1. Ulmer, Stuttgart

Dierschke H (1983) Symphänologische Artengruppen sommergrüner Laubwälder und verwandter Gesellschaften Mitteleuropas. Verhandl Ges Ökol 11:71–87

Dierschke H (2000) Kleinbiotope in botanischer Sicht – ihre heutige Bedeutung für die Biodiversität von Agrarlandschaften. Pflanzenbauwissenschaften 4:52–61

Dierßen K (1996) Vegetation Nordeuropas. Ulmer, Stuttgart

Dierßen K, Dierßen B (2001) Moore. Ulmer, Stuttgart

Dunkel F-G (1987) Das Dänische Löffelkraut (Cochlearia danica L.) als Straßenrandhalophyt in der Bundesrepublik. Florist Rundbriefe 21:39

Du Rietz EG (1954) Die Mineralbodenwasserzeigergrenze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der nord- und mitteleuropäischen Moore. Vegetatio 5/6:571–585

Ellenberg H, Leuschner C (2010) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart

Ernst W (1976) Violetea calaminariae. Cramer, Vaduz

Faber K (1930) Die Salzstellen und die Salzflora der Provinz Hessen Nassau und ihrer Nachbargebiete. Ber Oberhessische Ges Natur- Heilkunde Gießen NF Naturwiss Abt 13:40–130

Fischer P (2003) Trockenrasen des Biosphärenreservates "Flusslandschaft Elbe" – Vegetation, Ökologie und Naturschutz. Archiv Naturwiss Diss 15:1-286

Flade M, Winter S, Möller G, Schuhmacher H (2007) Biodiversität und Alter von Buchenbeständen. BfN-Skripten 222:95–103

Foltin H (1954) Die Macrolepidopterenfauna der Hochmoore Oberösterreichs. Z. Wiener Entomol Ges 39:98-115

Foltin H (1961) Die Macrolepidopterenfauna der Flachmoore Oberösterreichs. Z. Wiener Entomol Ges 46:49-58

Frank D, Finckh M, Wirth C (2009) Impacts of land use on habitat functions of old-growth forests and their bidoversity. In: Wirth C, Gleixner G, Heimann M (Hrsg) Old-growth forest. Ecol Studies, Bd. 207. Springer, Berlin, S 429–450

Friedrich U, Falk K, Bahlmannn E, Marquardt T, Meyer H, Niemeyer T, Schemmel S, von Oheimb G, Härdtle W (2011) Fate of airborn nitrogen in heathland ecosystems: a 15 N tracer study. Global Change Biol 17:1549–1559

Fukarek F (1961) Die Vegetation des Darss und ihre Geschichte. Fischer, Jena

Garve E, Garve V (2000) Halophyten an Kalihalden in Deutschland und Frankreich (Elsass). Tuexenia 20:375–417

Gerdes-Röben M (2007) Der Hasbruch – ein Kleinod unter den alten Wäldern Nordeuropas Norddeutsche Biotope – Schutz und Entwicklung, Bd. 22. NVN/BSH, Wardenburg

Gerstberger P (2001) Plantago coronopus ssp. commutatus als Straßenrandhalophyt eingebürgert in Mitteleuropa. Tuexenia 21:249–256

Gigon A, Ryser P (2000) Wie leben die vielen Pflanzenarten in einer Halbtrockenwiese zusammen. Mitteilungen Naturforsch Ges Schaffhausen 45:25-36

Gimingham CH, Chapman SB, Webb NR (1979) European heathlands. In: Specht RL (Hrsg) Heathlands and related shrubs. Ecosystems of the world 9 A. Elsevier, Amsterdam, S 365–413

Gore AJP (1983) Mires: swamp, bog, fen and moor Ecosystems of the world, Bd. 4B. Elsevier, Amsterdam

Grabherr G, Mucina L (1993) Die Pflanzengesellschaften Österreichs Teil II. Fischer, Stuttgart

Grote U (2014) Allmende - Geschichte oder Zukunft? Ber Reinhold-Tüxen-Ges 26:37-50

Härdtle W, Westphal C (1998) Zur ökologischen Bedeutung von Altwäldern in der Kulturlandschaft Schleswig-Holsteins. Braunschweiger Geobot Arb 5:127–138

Härdtle W, von Oheimb G, Westphal C (2001) Vergleichende Untersuchungen zur Struktur und Vegetation von Natur- und Wirtschaftswäldern des Tieflandes auf der Grundlage räumlich expliziter Vegetationsmodelle. Ber Reinold-Tüxen-Ges 13:183–196

Härdtle W, Ewald J, Hölzel N (2004) Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. Ulmer, Stuttgart

Härdtle W, Meyer-Grünefeld M, von Oheimb G (2013) Atmogene Stickstoffeinträge als Ursache für Artenwandel und Artenschwund – Mechanismen und Interaktionen mit Klimawandel am Beispiel von Heideökosystemen. Berichte der Rheinhold-Tüxen-Gesellschaft 25: 37-47

Hohenester A (1967) Silbergrasfluren in Bayern. Mitteilungen Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft N.F. 11/12:11-21

Hüppe J (1993) Entwicklung der Tieflands-Heidegesellschaften Mitteleuropas in geobotanisch-vegetationskundlicher Sicht. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 5:49-75

Hundt R (1985a) Dry coastal ecosystems of the Baltic coast of Germany. In: van der Maarel E (Hrsg) Dry coastal ecosystems: polar regions and Europe. Elsevier, Amsterdam, S 165–181

Hundt R (1985b) Phytosociological and ecological aspects of the dunes on the Isle of Rügen, Baltic Sea, Vegetatio 61:97–103

Hüppe J (1997) Vegetationsdynamik in "halboffenen Hudelandschaften" – Abhängigkeit von Nutzungsintensität und natürlichen Ausgangsbedingungen sowie Anforderungen an künftige Naturschutzziele. Schriftenreihe Naturschutz Landschaftspflege 54:145–159

Hüppe J, Hofmeister H (1990) Syntaxonomische Fassung und Übersicht über die Ackerunkrautgesellschaften der Bundesrepublik Deutschland. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 2:61–81

John H (2000) Zur Ausbreitung von Halophyten und salztoleranten Pflanzen in der Umgebung von Kali-Rückstandshalden am Beispiel des FND „Salzstelle bei Teutschenthal-Bahnhof" (Saalekreis). Mitt florist Kartierung Sachsen-Anhalt 5:175–197

Kaiser E (1930) Die Steppenheiden in Thüringen und Franken zwischen Saale und Main. Sonderschriften der Akademie gemeinnütziger Wissenschaften zu Erfurt. Carl Villaret, Erfurt

Kaule G (1974) Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Diss Bot 27:345

Kerner v Marilaun A (1890) Gestalt und Leben der Pflanze Pflanzenleben, Bd. I. Bibliographisches Institut, Wien u. Leipzig

Klika J (1931-34) Studien über die xerotherme Vegetation Mitteleuropas I- III. Beihefte Bot Centralblatt 47B:343-398; 50B:707–773; 52B:295-342
Klika J (1939) Die Gesellschaften des Festucion vallesiacae-Verbandes in Mitteleuropa. Stud Bot Čech 2:117-157
Klotz S, Kühn I (2002) Indikatoren des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation. Schriftenreihe Vegetationskunde 38:241–246
Klötzli F, Dietl W, Marti K, Schubiger-Bosard C, Walther G-R (2010) Vegetation Europas. Das Offenland im vegetationskundlich-ökologischen Überblick unter besonderer Berücksichtigung der Schweiz. Hep, Bern
Knapp HD, Nickel E, Plachter H (2007) Buchenwälder – ein europäischer Beitrag zum Waldarbeitsprogramm der CBD. Natur Landschaft 82:386–390
Koch M (1997) Kurznotiz zur Ausbreitung des Dänischen Löffelkrautes (Cochlearia danica L.) in Nordrhein-Westfalen. Flor Rundbriefe 31:136–138
Körner C (2003) Alpine Plant Life, 2. Aufl. Springer, Berlin
Korneck D (1974) Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten. Schriftenreihe Vegetationskunde Bd 7. Landwirtschaftsverlag, Hiltrup
Kowarik I (1995) Zur Gliederung anthropogener Gehölzbestände unter Beachtung urban-industrieller Standorte. Verhandl Ges Ökol 24:411–421
Kratochwil A (1984) Pflanzengesellschaften und Blütenbesucher-Gemeinschaften: biozönologische Untersuchungen in einem nicht mehr bewirtschafteten Halbtrockenrasen (Mesobrometum) im Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). Phytocoenol 11:455-669
Kratochwil A (1991) Blüten-/Blütenbesucher-Konnexe: Aspekte der Co-Evolution, der Co-Phänologie und der Biogeographie aus dem Blickwinkel unterschiedlicher Komplexitätsstufen. Ann Bot 49:43-108
Kratochwil A, Aßmann T (1996) Biozönotische Konnexe im Vegetationsmosaik nordwestdeutscher Hudelandschaften. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 8:237-282
Kratochwil A, Schwabe A (2001) Ökologie der Lebensgemeinschaften. Ulmer, Stuttgart
Lauterbach L (1920) Die Salzflora von Nauheim und Wisselsheim. Botanische Ausflüge in der Umgegend von Frankfurt a. Main 1. Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft, Frankfurt a.M.
Leuschner C, Rode M, Heinken T (1993) Gibt es eine Nährstoffmangelgrenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? Flora 188:239–249
Look E-R, Feldmann L (2006) Faszination Geologie. Die bedeutenden Geotope Deutschlands. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
Ludwig W (1957) Über einige unwahrscheinliche Angaben zur Flora der Wetterauer Salzstellen. Ber Oberhessische Ges Natur- Heilkunde Gießen NF, Naturwiss Abt 28:1–11
Mahn EG (1965) Vegetationsaufbau und Standortsverhältnisse der kontinental beeinflussten Xerothermrasengesellschaften Mitteldeutschlands: mit 37 Tabellen. Abhandlung Sächsische Akad Wiss Leipzig, mat.-naturwis. Klasse 49(1):1–138
Meineke JU (1981) Zeitliche und räumliche Differenzierung von Lepidopteren in Moorkomplexen des Alpenvorlandes. Beiheft zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 21:133-144
Meusel H (1939) Die Vegetationsverhältnisse der Gipsberge im Kyffhäuser und im südlichen Harzvorland: ein Beitrag zur Steppenheidefrage. Hercynia 2:1-372
Mietz O (1996) Die Entwicklung eines Klassifizierungssystems für die glazial entstandenen Seen Deutschlands zur Quantifizierung der Trophie im Istzustand. Beitr Angew Gewässerökol Norddeutschlands 2:62–82
Mucina L, Grabherr G, Ellmauer T (1993a) Die Pflanzengesellschaften Österreichs I. Fischer, Jena
Mucina L, Grabherr G, Wallnöfer S (1993b) Die Pflanzengesellschaften Österreichs III. Fischer, Jena
Müller-Stoll WR (1951) Über seltene und ausgestorbene Salzpflanzen der Wetterau. Beiträge naturkundl Forschung Südwestdeutschland 10:35–43
Nagy L, Grabherr G, Körner C, Thompson DBA (2003) Alpine biodiversity in Europe Ecol Studies, Bd. 167. Springer, Berlin
Nikfeld H (1964) Zur xerothermen Vegetation im Osten Niederösterreichs. Verhandlungen Zool-Bot Ges. 103/104:152-181
Oberdorfer E (2001) Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 8. Aufl. Ulmer, Stuttgart
Panek N (2011) Vorschläge für ein transnationales Weltnaturerbe-Cluster der Buchenwälder Europas. Naturschutz Landschaftspflege 43:271–279
Paul KH (1953) Morphologie und Vegetation der Kurischen Nehrung. II. Entwicklung der Pflanzendecke von der Besiedlung des Flugsandes bis zum Wald. Nova Acta Leopoldina NF 16:261–378
Peterken GF (1977) Habitat conservation priorities in British and European woodlands. Biol Conservation 11:223–236
Petersen J (2000) Die Dünentalvegetation der Wattenmeer-Inseln in der südlichen Nordsee. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum
Petersen J, Pott R (2005) Ostfriesische Inseln – Landschaft und Vegetation im Wandel. Schlütersche Verlagsgesellschaft, Hannover
Petersen J, Pott R, Janiesch P, Wolff J (2003) Umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung in hydrologisch und ökologisch sensiblen Bereichen der Nordseeküste. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum
Plachter H, Hoffmann A, Panek N, Schmidt PA (2007) Europäische Rotbuchenwälder als Naturstätte auf der Welterbeliste der UNESCO. Natur Landschaft 82:446–450
Pott R (1983) Geschichte der Hude- und Schneitelwirtschaft in Nordwestdeutschland und ihre Auswirkungen auf die Vegetation. Oldenburger Jahrbuch 83:357–376
Pott R (1995a) Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln. Ulmer, Stuttgart
Pott R (1995b) Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer, Stuttgart
Pott R (2003) Die Nordsee – eine Natur- und Kulturgeschichte. Beck, München
Pott R (2014) Allmende - ein ökologisches Zukunftsmodell?. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 26:7-36

Pott R, Hüppe J (1991) Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. Abhandlungen Westfälisches Museum Naturkunde 53(1/2):9–313

Pott R, Remy D (2000) Gewässer des Binnenlandes. Ulmer, Stuttgart (82)

Preising E (1949) Nardo-Callunetea. Zur Systematik der Zwergstrauchheiden und Magertriften Europas mit Ausnahme des Mediterrangebietes. Mitt flor-soz Arbeitsgem NF 1:12–25

Raabe U, Lienenbecker H (2004) Salzstellen in Westfalen und im angrenzenden Niedersachsen. Ilex-Bücher Natur. Naturwiss Verein Bielefeld, Bielefeld

Reichert H (1983) Rasche Ausbreitung des Salzschwadens (Puccinellia distans (Jacq.) Parl.) auch an Straßenrändern in Rheinland-Pfalz. Mitt Pollichia 71:117–122

Reise K (1978) Experiments on epibenthic predation in the Wadden Sea. Helgoländer wissenschaftl Meeresuntersuchungen 31:55–101

Remmert H (1991) Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz. Springer, Heidelberg

Röller O (2003) Fund des Krähenfuß-Wegerich (Plantago coronopus) am Straßenrand der Autobahn 65 bei Neustadt an der Weinstraße. Pollichia-Kurier 19(4):14–15

Röser B (1995) Saum-und Kleinbiotope. Ökologische Funktionen, wirtschaftliche Bedeutung und Schutzwürdigkeit in Agrarlandschaften. Ecomed, Landsberg

Runge M, Leuschner C, Rode M (1993) Ökosystemare Untersuchungen zur Heide-Wald-Sukzession. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 5:135–147

Ruthsatz B (1984) Kleinstrukturen im Raum Ingolstadt: Schutz und Zeigerwert Teil III: Feldwegränder und Ackerraine. Tuexenia 7:139–163

Schaefer M, Schauermann J (1990) The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. Pedobiol 34:229–314

Scherfose V, Hoffmann A, Lebrecht J, Panek N, Riecken U, Ssymank A (2007) Gefährdung und Schutz von Buchenwäldern in Deutschland. Natur Landschaft 82:416–422

Schickhoff U (1996) Contributions to the synecology and syntaxonomy of West Himalayan coniferous forest communities. Phytocoenol 26:537–581

Schmidt W, Heinrichs S, Weckesser M, Ebrecht L, Lambertz B (2008) Neophyten in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings. Braunschweiger Geobot Arb 9:405–434

Schneider C, Poschlod P (1999) Die Waldvegetation ausgewählter Flächen der Schwäbischen Alb in Abhängigkeit von der Nutzungsgeschichte. Z Ökol Naturschutz 8:135–146

Schröder E (1989) Die Vegetationskomplexe der Sandtrockenrasen in der Westfälischen Bucht. Abhandlungen Westfälisches Museum Naturkunde 51:1-94

Schuhmacher H (2006) Zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftung auf die Avifauna von Rotbuchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. Diss. Univ. Cuvillier, Göttingen

Schumacher W, Trein L, Esser D (2013) Biodiversität von Magerrasen, Wiesen und Weiden am Beispiel der Eifel – Erhaltung und Förderung durch integrative Landnutzung. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 25:56-71

Schwabe A, Kratochwil A (2004) Festucetalia valesiacae communities and xerothermic vegetation complexes in the Central Alps related to environmental factors. Phytocoenol 34:329-446

Schwoerbel J (1999) Einführung in die Limnologie. Fischer, Stuttgart (82)

Seybold S (1973) Der Salzschwaden (Puccinellia distans (Jacq.) Parl) an Bundesstraßen und Autobahnen. Flor Rundbriefe 7:70–73

Steffny H, Kratochwil A, Wolf A (1984) Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, Hesperiidae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, Bombus) im Naturschutzgebiet Taubergießen (Oberrheinebene) – Transekt-Untersuchungen als Entscheidungshilfe für Pflegemaßnahmen. Natur Landschaft 59:435-443

Steubing L, Buchwald K (1989) Analyse der Artenverscheibung in der Sand-Ginsterheide des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. Natur Landschaft 64:100–105

Succow M, Joosten H (2001) Landschaftsökologische Moorkunde. Schweitzerbart, Stuttgart

Tüxen R (1967) Die Lüneburger Heide. Werden und Vergehen einer Landschaft. Rotenburger Schriften 26:1–52

van Elsen T (1997) Binnensalzstellen an Rückstandshalden der Kali-Industrie-Binnensalzstellen in Thüringen – Situation, Gefährdung und Schutz. Naturschutzreport 12:63–117

Wagner H (1941) Die Trockenrasengesellschaften am Alpenostrand. Denkschrift Akad Wiss Wien. Math-Naturwiss Klasse 104:1–81

Wanner A (2009) Management, biodiversity and restoration potential of salt grassland vegetation of the Baltic Sea: Analyses along a complex ecological gradient. Diss Universität Hamburg

Wendelberger G (1954) Steppen, Trockenrasen und Wälder des pannonischen Raumes. Angew Pflanzensoziol Festschrift Aichinger 1:573-634. Wien

Wirth C, Gleixner G, Heimann M (Hrsg) (2009) Old-growth forests. Ecol Studies, Bd. 207. Springer, Berlin

Witschel M (1980) Xerothermvegetation und dealpine Vegetationskomplexe in Südbaden. Beihefte Veröffentl Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 17:1–217

Wittig R (1980) Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht - Flora, Vegetation. Schutzeffizienz und Pflegevorschläge. Schriftenreihe LÖLF Nordrhein-Westfalen, Bd 5. Landwirtschaftsverlag, Münster

Wittig R (2001) Von einer selten gewordenen Dorfpflanze zur gemeinen Stadtart: Die bemerkenswerte Karriere der Malva neglecta. Natur Landschaft 76:8–15

Wittig R (2005) Veränderungen der Dorfvegetation in Mitteleuropa. Ber Reinhold- Tüxen-Ges 17:21–39

Wittig R (2011) The aesthetics of spontaneous urban-industrial vegetation. Contributii Bot 46:43–56

Wittig R (2012a) Geobotanik. Haupt, Bern

Wittig R (2012b) Möglichkeiten und Grenzen der Identifizierung historisch alter Wälder mittels der Artenzusammensetzung ihrer Krautschicht – Beispiele aus Nordrhein-Westfalen. Frankfurter Archäol Schriften 18:325–332

Wittig R, Bäumen T (1992) Schwermetallrasen (Violetum calaminariae rhenanicum Ernst 1964) im engeren Stadtgebiet von Stolberg/Rheinland. Acta Biol Benrodis 4:67–81
Wittig R, Streit B (2004) Ökologie UTB, Bd. 2542. Ulmer, Stuttgart
Wittig R, Wittig M (1986) Spontane Dorfvegetation in Westfalen. Decheniana 139:99–122
Wittig R, Zucchi H (1993) Städtische Brachflächen und ihre Bedeutung aus der Sicht von Ökologie, Umwelterziehung und Planung. Geobot. Kolloq., Bd. 9. Natur & Wissenschaft, Solingen
Wittig R, Diesing D, Gödde M (1985) Urbanophob - Urbanoneutral - Urbanophil. Das Verhalten der Arten gegenüber dem Lebensraum Stadt. Flora 177:265–282
Wittig R, Ehmke W, Nawrath S, Riechmann H, Uebeler M (2005) Stand der Kartierung der Gefäßpflanzenflora des Taunus. Geobot Kolloq 18:3–8
Wulf M (1994) Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historischer alter Wälder". NNA-Ber 94:3–14
Wulf M (2004) Auswirkungen des Landschaftswandels auf die Verbreitungsmuster von Waldpflanzen. Konsequenzen für den Naturschutz. Diss Bot., Bd. 392. E. Schweizerbarth, Zürich
Wulf M, Kelm H-H (1994) Zur Bedeutung „historisch alter Wälder" für den Naturschutz. NNA-Ber 7(3):15–50
Zacharias D (1994) Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – ein Beispiel der Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenschutz. NNA-Ber 7(3):76–88
Zoller H (1954) Die Typen der Bromus-erectus-Wiesen des Schweizer Juras. Beitr Geobot Landesaufnahme 33:3-309

Schwerpunkte der Biodiversität

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

8.1 Endemismus, Endemiten, endemisch – 192

8.2 Schwerpunkte der Biodiversität (*Biodiversity Hotspots*) – 195

8.3 Megabiodiversitätsländer (*Megabiodiversity Countries*) – 202

8.4 Global-200-Ökoregionen (*Global 200 Ecoregions*) – 202

8.5 Intakte Waldlandschaften (*Intact Forest Landscapes*) – 203

8.6 Weitere Schlüsselgebiete der Biodiversität (*Key Biodiversity Areas*) – 204

8.7 Letzte Wildnisgebiete (*Last of the Wild*) – 205

8.8 Welterbestätten – 206

8.9 Inseln – 206

8.10 Sind Siedlungen Biodiversitätszentren? – 208

Literatur – 212

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_8, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Die ▶ Kap. 4–7 haben gezeigt, dass Biodiversität weltweit nicht gleich verteilt ist. Bezüglich der Artenvielfalt kann zusammenfassend festgestellt werden, dass sie von folgenden Faktoren abhängt:

- Erdgeschichtliche Vergangenheit der Region (Paläoklima, Paläogeografie),
- Geografische Lage (Biomzugehörigkeit, Höhenlage, Isolation),
- Klima, insbesondere Wasserverfügbarkeit und Temperatur (großräumig bereits in „geografische Lage" enthalten, aber kleinräumig differenziert),
- Diversität der abiotischen Faktoren (Geodiversität),
- Diversität, Intensität und historischer Verlauf des menschlichen Einflusses.

Für Regionen mit einer besonders hohen Dichte an pflanzlichen Endemiten und bereits eingetretenem schwerwiegenden Verlust an Habitaten prägte Myers (1988) den Begriff „***biodiversity hotspots***" (▶ Abschn. 8.2). Hierbei und auch in anderen Definitionen von Schwerpunkten war und ist der Anteil von **Endemiten** an der Flora und/oder Fauna ein wichtiges Kriterium. Wir gehen daher zunächst auf das Thema „Endemiten" bzw. „Endemismus" ein (▶ Abschn. 8.1). Da die von Myers als Kriterium benutzten Pflanzen nicht der einzige Bestandteil von Biodiversität sind, gibt es aus zoologischer und gesamtökologischer Sicht durchaus andere Schwerpunkte, die dementsprechend andere Bezeichnungen tragen (◘ Tab. 8.1). Manche haben ihren Ursprung in naturschutzstrategischen Überlegungen oder in einer Kombination von ökologischen und ökonomischen oder soziokulturellen Aspekten. Auf einige der unter anderen Gesichtspunkten ermittelten Biodiversitätsschwerpunkte wird in ▶ Abschn. 8.3–8.8 eingegangen. **Inseln** und inselartig gelegene Biotope sind oft sehr reich an endemischen Arten, können also ebenfalls Schwerpunkte der Biodiversität darstellen (▶ Abschn. 8.9). Menschliche Siedlungen, insbesondere große Städte, weisen zwar im Vergleich zum Umland eine deutlich erhöhte Zahl von Arten der Samenpflanzen auf, gehören aber dennoch nicht zu den Schwerpunkten der Biodiversität (▶ Abschn. 8.10).

Über die weltweite Verteilung der terrestrischen Artenvielfalt von Gefäßpflanzen gibt ◘ Abb. 8.1 Auskunft, die auf einer Auswertung von ca. 1400 Standardfloren und Check-Listen basiert (Barthlott et al. 1996; Barthlott und Winiger 1998). Da Gefäßpflanzen die weltweit am besten dokumentierte Organismengruppe darstellen und außerdem in Landökosystemen die bei Weitem wichtigsten Produzenten sind, sodass auf ihnen die Diversität der Konsumenten und Destruenten beruht, kann diese Karte zu Recht als Maß für die gesamte terrestrische Biodiversität gelten.

8.1 Endemismus, Endemiten, endemisch

Die von De Candolle (1820, S. 54) eingeführte Bezeichnung „endemisch" (*genres endemiques* = endemische Taxa) und die zugehörigen Hauptwörter sind der griechischen Sprache entlehnt: „*En demos*" heißt „im Volk". Im übertragenen Sinne gelten alle Arten als endemisch, die nur in einer bestimmten Region vorkommen, z. B. auf einem bestimmten Berg oder einer Gebirgskette, in einem See, auf einer Insel etc. Endemiten haben also ein kleines Areal und sind dementsprechend aus überregionaler Sicht selten, können aber im Zentrum ihres Areals durchaus häufig sein. Zum Beispiel ist der Teideginster (*Spartinocytisus supranubius*) in den Cañadas von Teneriffa häufig (◘ Abb. 8.2), kommt aber weltweit nur dort vor. Entsprechendes gilt für das in ▶ Box 8.1 erwähnte Westfälische Veilchen. Wegen ihrer überregionalen oder zumindest internationalen Seltenheit stehen in faunistisch und floristisch gut erforschten Ländern in der Regel alle Endemiten unter Naturschutz. Naturschutz aber wird auf staatlicher Ebene betrieben, weshalb „endemisch" oft auf ein bestimmtes Land bezogen wird, das sich dann auch für die betreffende Art verantwortlich fühlt. Hobohm und Tucker (2014) weisen jedoch zu Recht darauf hin, dass manche Regionen mit einem hohen Prozentsatz nur dort vorkommender Arten in zwei oder sogar mehreren Staaten liegen, z. B. die Insel Borneo, die Alpen und alle großen ostafrikanischen Seen. Die betreffenden Arten wären bei nationaler Beschränkung des Begriffsinhaltes dann keine Endemiten.

Insgesamt aber besteht kein Zweifel, dass die hier behandelten Begriffe nur mit einem räumlichen

Tab. 8.1 Von Naturschutzorganisationen definierte, prioritär zu schützende Typen von Biodiversitätszentren

Name (alphabetisch)*	Kriteria bzw. Definition	Initiator(en)	Literatur/Quellen
Area of Zero Extinction (AZE)	Mindestens eine laut IUCN gefährdete Art hat dort mindestens 95 % ihrer Weltpopulation	88 Nichtregierungsorganisationen	Ricketts et al. (2005)
Biodiversity Hotspot	Mind. 1500 endemische Gefäßpflanzen, deren natürliche Habitate im Gebiet bereits zu 70 % zerstört wurden	Conservation International	Myers (1988, 1990) Mittermeier et al. (1999, 2004)
Centre of Plant Endemism (CPD)	Diejenigen Flächen, durch deren Schutz die Erhaltung der größten Zahl von Pflanzenarten gesichert werden kann	IUCN und WWF	WWF & IUCN (1994-1997)
Endemic Bird Area (EBA)	Gebiet umfasst das Areal von mindestens 2 Vogelarten mit kleinem (maximal 50.000 km^2) Verbreitungsgebiet	Birdlife International	Stattersfield et al. (1998)
Global 2000 Ecoregion	Großes Gebiet mit einem regionalspezifischen Inventar von Arten, natürlichen Biozönosen und Umweltbedingungen	WWF	Olson & Dinerstein (1998, 2002) Olson et al. (2001)
High Biodiversity Wilderness Area (HBWA)	*Wilderness Areas* (WA, Wildnisgebiete): > 10.000 km^2 bei einer Einwohnerdichte < 5/km^2 und auf 70% der Fläche noch ein der vorkolonialen Zeit entsprechendes Habitat-Inventar. HBWA: die weltweit 5 besten WA (Kriterium: Zahl endemischer Pflanzenarten)	Conservation International	Mittermeyer et al. (2002, 2003)
High Conservation Value Area (HCVA)	Forst- oder landwirtschaftlich genutzte Bereiche mit hoher Biodiversität, deren Erhaltung ein adäquates Management erfordert	ursprünglich : Forest Stewarsdship Council jetzt: HCV Regional Network	► http://www.biodiversitya-z.org/areas/16
Important Bird Area(IBA)	Wichtig für den Fortbestand von Vogelarten; so klein, dass vollständige Unterschutzstellung möglich		► http://www.birdlife.org//worldwide/science
Important Plant Area (IPA)	Natürlicher oder halbnatürlicher Lebensraum mit exzeptioneller Bedeutung für Pflanzen- oder Pilzarten der RL oder besonders schutzwürdiger Vegetation	Plantlife International 1. Planta Europaea Conference	Anderson (2002) Plantlife International (2004, 2010)

* Für die Mehrzahl der Kategorien existiert keine gängige deutsche Bezeichnung

Tab. 8.1 (*Fortsetzung*) Von Naturschutzorganisationen definierte, prioritär zu schützende Typen von Biodiversitätszentren

Name (alphabetisch)*	Kriteria bzw. Definition	Initiator(en)	Literatur/Quellen
Intact Forest Landscape (IFL)	Zusammenhängende (min. 50.000 ha) natürliche Waldökosysteme, an keiner Stelle schmaler als 10 km, in einer größeren Waldlandschaft	World Resources Institute Greenpeace	Potapov et al. (2009) Greenpeace (2006)
Key Biodiversity Area (KBA)	Vulnerabilität und Unersetzbarkeit	IUCN	Eken et al. (2004) Langhammer et al. (2007)
Last of the Wild	je Biom die 10 größten zusammenhängenden Gebiete der am untersten Ende der Stärke des menschlichen Einflusses stehenden 10% der Weltfläche	Wild Life Consevation Society	Sanderson et al. (2003)
Megabiodiversity Country	5000 endemische Gefäßpflanzenarten	Conservation International	Mittermeyer et al (1997)

* Für die Mehrzahl der Kategorien existiert keine gängige deutsche Bezeichnung

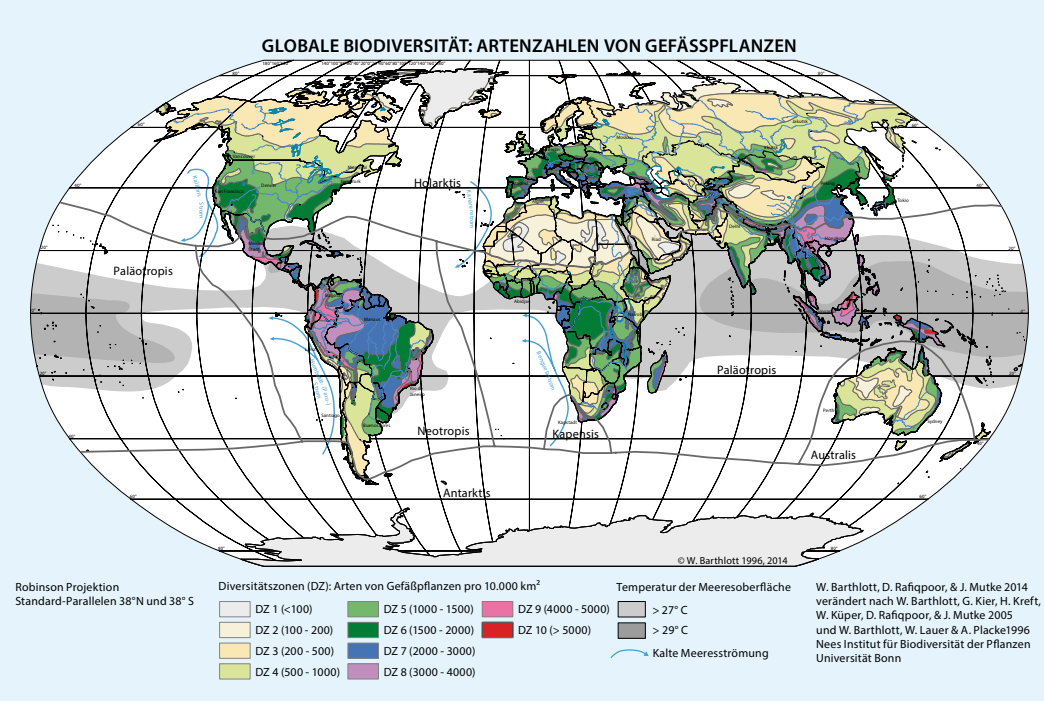


Abb. 8.1 Artendichte der Gefäßpflanzen (nach Barthlott et al. 2014)



Abb. 8.2 Teideginster (*Spartinocytisus supranubius*); Teide, Teneriffa, 2002. Foto R. Wittig

Bezug sinnvoll sind. Entsprechend werden sie auch in der Literatur gehandhabt, wobei es zwei geringfügig unterschiedliche Definitionen gibt:

- Vorkommen auf eine definierte Flächengröße (oft 10.000 km²) oder eine bestimmte Anzahl benachbarter Felder eines Kartierungsrasters beschränkt,
- Vorkommen auf eine bestimmte Region beschränkt.

In Mitteleuropa wird in der Regel der letzteren Definition gefolgt und auch in diesem Buch werden die Begriffe weitgehend flächenunabhängig benutzt. „Weitgehend" bedeutet, dass zwar auf einen Kontinent oder Subkontinent beschränkte, dort aber keine engere Begrenzung zeigende oder zwar an einen bestimmten Lebensraum gebundene, in diesem jedoch innerhalb der gleichen Klimazone des Kontinents regelmäßig oder zufällig vertretene Taxa nicht als Endemiten gewertet werden.

Außer dem unbedingt erforderlichen Flächenbezug ist der Begriff „Endemit" auch an das zugrunde gelegte taxonomische Konzept gebunden. Nicht wenige früher scheinbar kosmopolitisch oder zumindest über einen ganzen Kontinent verbreitete Arten wurden inzwischen in mehrere Aren mit deutlich kleinerem Areal aufgespalten und sind damit (oder zumindest einige von ihnen) Endemiten geworden. Die immer stärker in Anwendung kommende molekulargenetische Abgrenzung von Taxa hat zur Beschreibung neuer, bisher rein morphologisch nicht abgrenzbarer Arten (kryptische Arten; ▶ Box 1.3) geführt und wird sicherlich noch weitere Arten „produzieren". Die genetischen Unterschiede beruhen fast stets auf Isolation, sodass die kryptischen Arten meist ein enges Areal besitzen, also Endemiten sind.

Eine noch nicht beantwortete Frage ist, ob Arten, die natürlicherweise ein kleines Areal hatten, inzwischen aber vom Menschen zu gärtnerischen oder forstlichen Zwecken weltweit verschleppt wurden und in ihnen klimatisch zusagenden Regionen inzwischen als Neobiota eingebürgert sind, weiterhin als Endemiten gelten sollten. Beispiele sind einige Glazial- und Tertiärrelikte wie *Rhododendron ponticum* und *Aesculus hippocastanum* (▶ Abschn. 2.2.3) oder „Reliktendemiten" aus früheren Erdzeitaltern wie *Ginkgo biloba* und *Metasequoia glyptostroboides*.

8.2 Schwerpunkte der Biodiversität (*Biodiversity Hotspots*)

Von Myers (1988, 1990) wurden zunächst weltweit 10 später 18 *Biodiversity Hotspots* (in Publikationen anderer Autoren findet man auch „*Biodiversity Hot Spots*") benannt. Bei einer im Jahre 1996 vorgenommenen Neubewertung des Hotspot-Konzepts wurden folgende nachvollziehbare quantitative Kriterien zugrunde gelegt (Myers et al. 2000):

- Vorkommen von mindestens 1500 endemischen Gefäßpflanzenarten (> 0,5 % des Weltbestandes),
- Verlust von mindestens 70 % der als Habitat für die endemischen Arten geeigneten Fläche.

Die Anwendung dieser Kriterien führte zunächst zur Identifizierung von 25 Gebieten, später wurde ihre Zahl auf 34 (Mittermeier et al. 2004) und dann auf 35 erweitert (Mittermeier et al. 2011; Abb. 8.3 und Tab. 8.2). In diesen sind rund 50 % der Gefäßpflanzen und 40 % der Landwirbeltiere einheimisch, wobei die Fläche der Gebiete insgesamt nicht einmal 15 % der Landfläche ausmacht. Die als Habitat geeignete Fläche wurde allerdings im Durchschnitt bereits um 86 % reduziert, sodass die beschriebene hohe Biodiversität tatsächlich nur noch auf weniger als 2 % der Landfläche der Welt existiert.

Die Hotspots sind weder per se gesetzlich geschützt, noch stehen sie unter einer besonderen

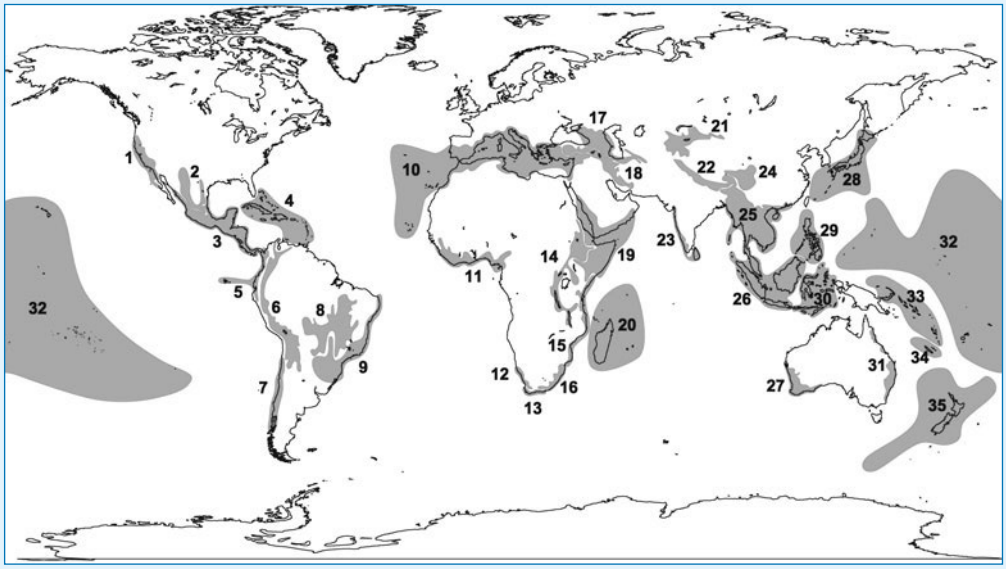


Abb. 8.3 Lage und Abgrenzung der *Biodiversity Hotspots*; *1* California Floristic Province; *2* Madrean Pine-Oak Woodlands; *3* Mittelamerika; *4* Karibische Inseln; *5* Tumbes-Chocó-Magdalena; *6* Tropische Anden; *7* Chiles Winterregen- und valdivianische Wälder; *8* Cerrado; *9* Atlantischer Wald; *10* Mittelmeerregion; *11* Guinean Forest of West Africa; *12* Succulent Karoo; *13* Cape Floristic Region; *14* Eastern Afromontane; *15* Ostafrikanische Küstenwälder; *16* Maputaland-Pondoland-Albany; *17* Kaukasus; *18* Irano-Anatolien; *19* Horn von Afrika; *20* Madagaskar und Inseln im Indischen Ozean; *21* Zentralasiatische Berge; *22* Himalaya; *23* Western Ghats und Sri Lanka; *24* Südwestchinesische Berge; *25* Indo-Burma; *26* Sundaland; *27* Südwestaustralien; *28* Japan; *29* Philippinen; *30* Wallacea; *31* Wälder Ostaustraliens; *32* Polynesien/Mikronesien; *33* Ostmelanesische Inseln; *34* Neukaledonien; *35* Neuseeland. (nach Mittermeier et al. (2004) aus UNEP-WMC (2010), verändert und ergänzt um Mittermeier et al. 2011)

Verwaltung. Ihre Identifizierung hat jedoch die Wahrscheinlichkeit für die Ausweisung von Schutzgebieten oder die Durchführung von Schutzmaßnahmen erhöht. Dennoch ist der größte Teil der Hotspot-Flächen bisher (Stand Januar 2014) noch ungesichert: Auch wenn es in fast allen Hotspots inzwischen bedeutsame Schutzgebiete gibt, gehörten zum Zeitpunkt der Manuskripterstellung von Mittermeier et al. (2004) nur durchschnittlich 5 % der jeweiligen Hotspot-Fläche zu den IUCN Schutzgebieten der Kategorien I bis IV (Tab. 8.2).

Obwohl das Hotspot-Konzept zweifellos einen wichtigen Beitrag zur Identifizierung weltweit höchst schutzwürdiger Regionen geleistet hat, gibt es auch Kritikpunkte (z. B. Kareiva und Marvier 2003; Schmitt und Haeupler 2009), von denen zumindest die drei letztgenannten sehr berechtigt sind:

- *Es wird nur die Gesamtzahl der endemischen Arten berücksichtigt, ohne Gewichtung ihres Gefährdungsgrades.* Nach Orme et al. (2005) besteht nämlich keine gute Kongruenz zwischen den Gebieten mit den höchsten Endemitenzahlen und denjenigen mit der höchsten Zahl gefährdeter Pflanzenarten.
- *Der Schwerpunkt liegt zu stark auf den Gefäßpflanzen.* Nach Possingham und Wilson (2005) sind allerdings beispielsweise alle zehn von Orme et al. (2005) ermittelten Hotspots der gefährdeten Vogelarten in der pflanzenbasierten Hotspot-Liste von Mittemeier et al. (2004) enthalten.
- *Kleinere Flächen mit hoher Biodiversität werden nicht erfasst*, was sicherlich zutrifft (▶ Abschn. 8.9).
- *Es wird nur der bisherige Habitatverlust berücksichtigt. Dabei könnte es sein, dass in einigen Regionen nun kein weiterer Verlust eintritt, während in anderen momentan starke Zerstörungen erfolgen*, was ebenfalls zutrifft.

Tab. 8.2 Hotspots: Bezeichnung, Flächengröße, Zahl der endemischen Gefäßpflanzen- und Wirbeltierarten sowie Anteil der geschützten Fläche. (nach Mittermeier et al. (2004), also noch ohne den von Mittermeier et al. (2011) hinzugefügten Hotspot)

Hotspot	All protected areas		IUCN categories I-IV		Endemic genera		Endemic families	
	km²	%	km²	%	Plants	Vertebrates	Plants	Vertebrates
Madagaskar und die Inseln im Ind. Ozean	18.482	3,1	14.664	2,4	310	168	8	16
Karibische Inseln	29.605	12,9	16.306	7,1	205	64	1	4
Sundaland	179.723	12	77.408	5,2	117	82	1	2
Eastern Afromontane	154.132	15,1	59.191	5,8	44	134	0	0
Cape Floristic Region	10.859	13,8	10.154	12,9	160	2	5	0
Mittelamerika	142.103	12,6	63.902	5,7	65	73	3	2
Western Ghats and Sri Lanka	26.130	13,8	21.259	11,2	81	44	?	1
Neukaledonien	4.192	22,1	497	2,6	107	15	5	1
Himalaya	112.578	15,2	77.739	10,5	71	36	0	0
Südwest-australien	38.379	10,8	38.258	10,7	87	13	4	3
Polynesien/ Mikronesien	2436	5,2	2088	4,4	63	30	1	1
Tropische Anden	246.871	16	121.650	7,9	?	90	0	0
Succulent Karoo	2567	2,5	1890	1,8	0	80	0	0
Horn von Afrika	145.322	8,8	51.229	3,1	60	16	2	0
Atlantischer Wald	50.370	4,1	22.782	1,8	?	75	?	1
Philippinen	32.404	10,9	18.060	6,1	26	45	0	1
Wallacea	24.387	7,2	19.702	5,8	12	58	0	1
Zentral-asiatische Berge	59.563	6,9	58.605	6,8	64	1	0	0
Neuseeland	74.260	27,5	59.794	22,1	35	23	1	6
Florenprovinz Kalifornien	108.715	37	30.002	10,2	52	4	?	4
Indo-Burma	235.758	9,9	132.283	5,6	?	55	?	2

Tab. 8.2 (*Fortsetzung*) Hotspots: Bezeichnung, Flächengröße, Zahl der endemischen Gefäßpflanzen- und Wirbeltierarten sowie Anteil der geschützten Fläche. (nach Mittermeier et al. (2004), also noch ohne den von Mittermeier et al. (2011) hinzugefügten Hotspot)

Hotspot	All protected areas		IUCN categories I-IV		Endemic genera		Endemic families	
	km²	%	km²	%	Plants	Vertebrates	Plants	Vertebrates
Maputaland-Pondoland-Albany	23.051	8,4	20.322	7,4	39	3	1	0
Guinea-Wälder in West Afrika	108.104	17,4	18.880	3	?	32	0	0
Japan	62.025	16,6	21.918	5,9	20	12	3	0
Ostafrikanische Küstenwälder	50.889	17,5	11.343	3,9	28	2	0	0
Tumbes-Chocó-Magdalena	34.338	12,5	18.814	6,9	?	26	0	0
Südwestchinesische Berge	14.034	5,3	4273	1,6	20	2	2	0
Cerrado	111.051	5,5	28.736	1,4	?	21	0	0
Ostmelanesische Inseln	5677	5,7	0	0	?	20	0	0
Kaukasus	42.721	8	35.538	6,7	17	2	0	0
Winterregen- u. valdivian. Wälder (Chile)	50.745	12,8	44.388	11,2	?	15	3	4
Mediterranean Basin	90.242	4,3	28.751	1,4	?	12	1	1
Madrean Pine-Oak Woodlands	27.361	5,9	8900	1,9	?	7	0	0
Irano-Anatolien	56.193	6,2	25.783	2,9	?	1	0	0

- *Ökosystemdienstleistungen wurden bei der Auswahl der Gebiete nicht berücksichtigt*, was aber im Hinblick auf die in ▶ Kap. 1 gegebene Definition von Biodiversität nicht erforderlich ist, also auch keinen Kritikpunkt darstellen kann.
- *Phylogenetische Diversität wurde ebenfalls nicht bewertet.* Dieser Kritikpunkt konnte aber von Sechrest et al. (2002) ausgeräumt werden.
- *Vom Äquator zu den Polen hin verläuft der Artenreichtum der niederen Thallophyten entgegengesetzt zu dem der Kormophyten.* Daher schlagen Rozzi et al. (2008) vor, in polnahen Regionen die Thallophyten zur Identifizierung von Hotspots mit heranzuziehen.
- *Hotspots finden sich nicht nur in tropischen, subtropischen und mediterranen Gebieten.* Dieser Kritikpunkt ist dann richtig, wenn man

eine andere Definition als die von Myers et al. (2000) zugrunde legt (s. den nächsten Punkt).

- *Repräsentative Ökosysteme anderer Klima- und Landschaftsgürtel dürfen im Rahmen weltweiter Schutzkonzepte nicht deshalb unberücksichtigt bleiben, weil sie absolut gesehen keine so hohen Endemiten- und Gesamtartenzahlen aufweisen wie tropische und subtropische Gebiete.*
- *„Bei Mittermeier et al. (2004) sind bis auf ganz wenige Ausnahmen … die Flächen extrem groß, viel zu unübersichtlich und ökologisch extrem heterogen" …, z. B. werden im „Valdivianischen Regenwald" „Vegetationsformationen aus nicht weniger als 5 Zonobiomen in einen Topf geworfen. Der Hot Spot ‚Horn of Africa' ist ebenfalls heterogen und zudem politisch derart zerrissen, dass der ursprünglich sinnvolle Ansatz von Myers (1988) völlig ad absurdum geführt wird: Wie soll dort mit wenig Geld viel erreicht werden?"* (Schmitt und Haeupler 2009, S. 19).

Neuerdings wird zudem auch darauf verwiesen, dass der Schutz von Biodiversität Geld kostet (z. B. Underwood et al. 2008). Bei der Ausweisung von Hotspots, oder wie immer man auch bedeutsame Gebiete nennen will, sollte daher nach Ansicht der betreffenden Autoren darauf geachtet werden, wo der höchste Schutzerfolg pro eingesetzte Geldmenge zu erzielen ist. Beispielsweise liegen die Bodenpreise und damit die Kosten für eine Unterschutzstellung in Kalifornien um mehrere Zehnerpotenzen höher als in Madagaskar, was zwar nichts über unterschiedliche Schutzwürdigkeit aussagt, wohl aber über die Effizienz des Einsatzes der gleichen Geldmenge.

Zwar liegt keiner der weltweiten Hotspots in Mitteleuropa, aber auch hier existieren regionale Schwerpunkte der Biodiversität, die im Falle Deutschlands vom Bundesamt für Naturschutz (2012) ebenfalls als Hotspots bezeichnet werden (◘ Abb. 8.4) und zusammen etwa elf Prozent der Fläche Deutschlands einnehmen. Als Grundlage für die Ermittlung dieser 30 Hotspots dienten die bundesweit vorliegenden Daten zu FFH-Lebensraumtypen und Daten zum Vorkommen verschiedener Artengruppen, z. B. Gefäßpflanzen, Säugetiere, Schmetterlinge, Amphibien und Reptilien, wobei die Gefährdung von Arten und Lebensräumen gewichtet wurde. Genau wie im weltweiten Konzept stellt auch in Deutschland die Bezeichnung „Hotspot" keine Schutzgebietskategorie dar. Es soll aber für jeden Hotspot ein Konzept zur Erhaltung der gebietstypischen, natürlich und historisch entstandenen Vielfalt von Landschaften, Lebensräumen und Lebensgemeinschaften erarbeitet werden. Wie im Falle der weltweiten Hotspots werden auch im Rahmen dieses und aller anderen den Verfassern bekannten, nationalen Konzepte viele der kleinen, hochkarätigen „Inseln" (▶ Abschn. 8.9) nicht berücksichtigt. Eine von Schmitt und Haeupler (2009) veröffentlichte Karte der Hotspots der Gefäßpflanzendiversität gibt für den gesamten nordwestdeutschen Raum keinen Hotspot an, was mit Sicherheit darauf zurückzuführen ist, dass man – wie die Autoren in der gleichen Publikation selbst als Kritik an Mittermeier et al. (2004) äußern – wertvolle Lebensräume nicht allein anhand von Artenzahlen identifizieren kann. Ein wichtiges Ziel muss es vielmehr sein, die besterhaltenen Flächen jedes Landes bzw. die regionspezifischen Ökosysteme und Landschaften zu identifizieren und dann zu schützen. Zur Identifikation der Gebiete können Analysen des Verbreitungsmusters ausgewählter Artengruppen beitragen, wie sie beispielsweise für Laufkäfer von Schuldt und Aßmann (2011) vorgelegt werden. Man sollte aber nicht warten, bis solche Arbeiten für alle Artengruppen vorliegen. Die vorhandenen Kenntnisse reichen in der Regel aus. Auf Indikatoren für Biodiversität (Ackermann et al. 2013) wird in ▶ Abschn. 14.2 eingegangen.

Für Österreich lassen die von Sauberer et al. (2008) zusammengestellten Studien folgende Zentren der Biodiversität erkennen:

- Neusiedler See und seine engere Umgebung,
- östliches Wiener Becken,
- Alpen-Ostrand,
- südliches Burgenland,
- südliche Steiermark,
- Übergang Wein- zum Waldviertel mit der Wachau,
- Weinsberger- und Freiwald,
- südliches Klagenfurter Becken,
- Teile des Lungaus,
- Salzkammergut,

Hotspots der Biologischen Vielfalt im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt

Stand: 1. 10. 2011



Quellen: Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2011
Geodaten ©GeoBasis-DE / BKG (2011)

Abgrenzung des Hotspots

1 Nummer des Hotspots der biologischen Vielfalt

Grenze der Großlandschaft

- Teile des Flachgaus und der Vorlandseen Oberösterreichs,
- Oberes Inntal,
- Rheintal.

Darüber hinaus werden in einer Studie des Bundesministeriums für Gesundheit und Frauen 15 gesonderte Biodiversitäts-Hotspots der Agrarlandschaft unterschieden (Traxler et al. 2005), worunter landwirtschaftlich genutzte Gebiete in Österreich mit gehäuftem Auftreten von gefährdeten Pflanzenarten verstanden werden:

- Teile des südlichen Wiener Beckens,
- Abhänge des Leithagebirges,
- Umgebung des Neusiedler Sees,
- ein Gebiet im mittleren Burgenland (um Neckenmarkt-Ritzing),
- ein Gebiet im Südburgenland (zw. Güssing und Günser-Gebirge),
- unteres Marchtal (Marchfeld südlich von Angern an der March),
- Leiser und Falkensteiner Berge,
- Umgebung des Manhartsbergs,
- Gebiet um Gmünd (Waldviertel),
- Gebiet um Gars am Kamp (Waldviertel),
- nördliches Alpenvorland zwischen Linz bis zur Wachau,
- ein Gebiet im westlichen Innviertel (Umgebung von Braunau),
- Gebiet um Knittelfeld im mittleren Murtal (Aichfeld-Murboden),
- Klagenfurter Becken (östlich von Klagenfurt und Krappfeld),
- Inntal.

In der gleichen Studie wurden außerdem in jedem Bundesland Hotspots des Vorkommens von Tagfaltern ausgewiesen:

- Vorarlberg: Rheintal;
- Tirol: einzelne Quadranten im oberen Inntal und bei Innsbruck;
- Salzburg: mit Schwerpunkten im Raum Salzburg, Flachgau, Tennengau, Pinzgau, Lungau;
- Oberösterreich: Bereich Attersee; Völkermarkt, Gmunden; Raum Linz; Raum Aigen;
- Niederösterreich: Raum Gmünd; westliches Donautal, Wachau, südliches Waldviertel und Dunkelsteiner Wald, unteres Kamptal und Tullnerfeld; Raum Retz; verstreute Quadranten im nordöstlichen Weinviertel; östliches Marchfeld; Raum Wien; Feuchte Ebene, Steinfeld; Ybbstal;
- Burgenland: Leithagebirge, Teile von Mittelburgenland und Südburgenland;
- Steiermark: Schwerpunkt im Murtal bei Judenburg, verstreute Quadranten im Oststeirischen Hügelland und bei Admont;
- Kärnten: Klagenfurter Becken; Gailtal Raum Hermagor und Villach; Mölltal.

Die Diversitäts-Hotspots der Tagfalter und der Vegetation stimmen größtenteils überein. Kleinere Unterschiede ergeben sich dadurch, dass die Diversität der Tagfalter stärker von der Lebensraumvielfalt außerhalb der Äcker (Habitatinseln in der Agrarlandschaft) abhängt, während die Segetalflora stärker von abiotischen Faktoren der Äcker (Böden, Feuchte usw.) und den agrarischen Bewirtschaftungsfaktoren geprägt wird. Eventuell sind einzelne

Abb. 8.4 Hotspots der Biodiversität in Deutschland; 01 Allgäuer Alpen; 02 Ammergebirge, Niederwerdenfelser Land und Obere Isar; 03 Alpenvorland zwischen Mangfall und Inn; 04 Ammer-Loisach-Hügelland und Lech-Vorberge; 05 Oberschwäbisches Hügelland und Adelegg; 06 Hochschwarzwald mit Alb-Wutach-Gebiet; 07 Schwäbische Alb; 08 Hinterer Bayerischer Wald; 09 Nördliche Frankenalb; 10 Nördliche Oberrheinebene mit Hardtplatten; 11 Donnersberg, Pfälzerwald und Haardtrand; 12 Mittelrheintal mit den Seitentälern Nahe und Mosel; 13 Saar-Ruwer-Hunsrück, Hoch- und Idarwald und Oberes Nahebergland; 14 Kalk- und Vulkaneifel; 15 Rhön; 16 Thüringer Wald und nördliche Vorländer; 17 Werratal mit Hohem Meißner und Kaufunger Wald; 18 Südharzer Zechsteingürtel, Kyffhäuser und Hainleite; 19 Harz; 20 Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaften; 21 Senne mit angrenzendem Teutoburger Wald; 22 Südliches Emsland und nördliche Westfälische Bucht; 23 Hunte-Leda-Moorniederung, Delmenhorster Geest und Hümmling; 24 Untere Wümmeniederung mit Teufelsmoor und Wesermünder Geest; 25 Mecklenburgisch-Brandenburgisches Kleinseeland; 26 Schorfheide mit Neuenhagener Oderinsel; 27 Schleswig-Holsteinische Ostseeküste, Angeln, Schwansen, Dänischer Wohld; 28 Westmecklenburgische Ostseeküste und Lübecker Becken; 29 Vorpommersche Boddenlandschaft und Rostocker Heide; 30 Usedom und Ostvorpommersche Küste. (mit freundlicher Genehmigung des BfN aus Ackermann und Sachteleben 2012)

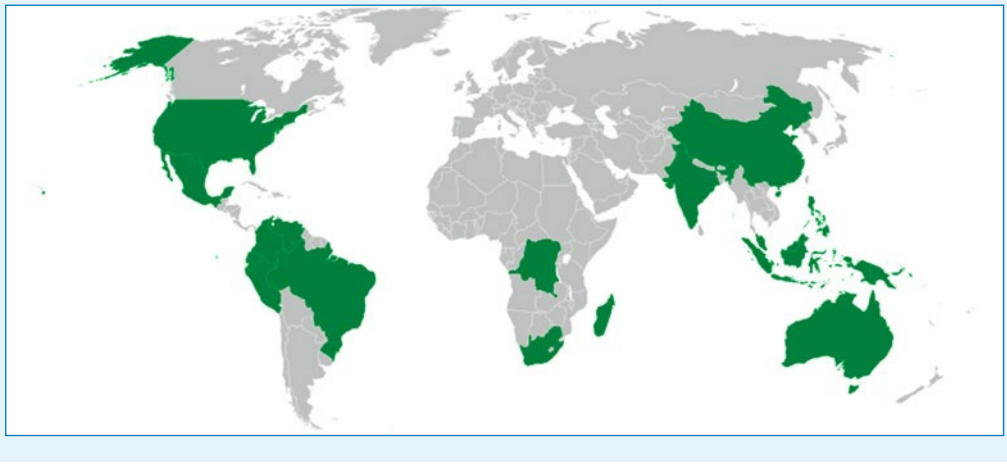


Abb. 8.5 Weltkarte der Megadiversitätsländer: USA, Mexico, Kolumbien, Ecuador, Peru, Venezuela, Brasilien, Demokratische Republik Kongo, Südafrika, Madagaskar, Indien, Malaysia, Indonesien, Philippinen, Papua Neuguinea, China, Australien. (nach Mittermeier et al. 1997; aus UNEP-WMC 2010)

Unterschiede wohl auf Datenlücken bei den Tagfaltern zurückzuführen.

In der Schweiz wurde auf der Grundlage einer Erfassung des Zustandes (Baur et al. 2004) und der Dokumentation und Analyse des Wandels der Biodiversität (Lachat et al. 2010) eine Biodiversitätsstrategie entworfen (Schweizerische Eidgenossenschaft 2012), in der aber keine konkreten Gebiete genannt werden.

8.3 Megabiodiversitätsländer (*Megabiodiversity Countries*)

Weil gesetzliche Schutzmaßnahmen die Berücksichtigung der Staatenebene erfordern, ist es von großem Interesse, in welchen Staaten die höchste Biodiversität besteht. Mittermeier et al. (1997) haben daher *Megabiodiversity Countries* identifiziert (Abb. 8.5). Kriterium für die Ausweisung von 17 Ländern war das Vorkommen von mindestens 5000 endemischen Gefäßpflanzenarten. Zwölf der 17 Länder haben sich mit fünf anderen im Rahmen der Cancún Deklaration (2002) zu einer Gruppe von wiederum 17 *Like Minded Megabiodiversity Countries* (gleichgesinnten Megabiodiversitätsländer) zusammengeschlossen. Hierbei handelt es sich um Länder mit hoher Biodiversität und einem großen traditionellen Wissen um deren Nutzung.

8.4 Global-200-Ökoregionen (*Global 200 Ecoregions*)

Als *Global 200 Ecoregions* wurden auf Initiative des WWF (Olson und Dinerstein 1998) Gebiete ausgewiesen, die entweder eine hohe Zahl endemischer Arten beherbergen oder ungewöhnliche ökologische (z. B. globale Seltenheit des Lebensraumes, große Tierwanderungen, intakte Großsäugerfauna) bzw. evolutionsbiologische Phänomene aufweisen (Vorkommen von Reliktarten, Gebiete außergewöhnlicher adaptiver Radiation). Von den 238 identifizierten globalen Ökoregionen (Abb. 8.6) sind 142 (60 %) terrestrisch, 53 (22 %) limnisch (Süßwasser) und 43 (18 %) marin (Salzwasser). Im Gegensatz zur weltweiten Auswahl der *Biodiversity Hotspots* erfolgte die Identifizierung der globalen Ökoregionen unter regionalen Gesichtspunkten, d. h. separat für jede biogeografische Region (Olson und Dinerstein 2002). Dementsprechend sind globale Ökoregionen nicht nur auf die tropisch-subtropischen Bereiche der Erde konzentriert, sondern es gibt auch Global-200-Ökoregionen in Mitteleuropa, nämlich weite Teile der Tundra und des Mittelmeerraumes sowie montane Wälder der europäischen Hochgebirge, Nordsee, Ostsee, Mittelmeer und Schwarzes Meer.

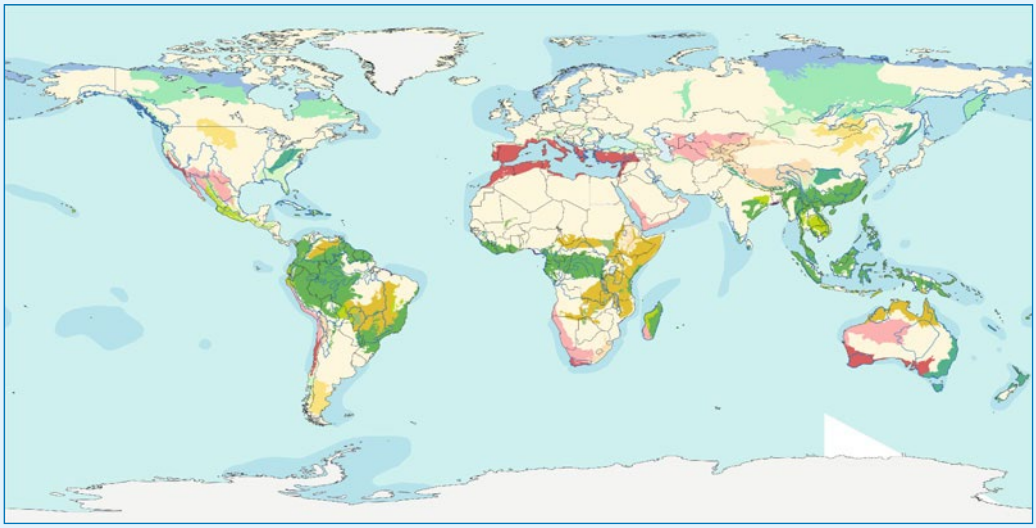


Abb. 8.6 Lage der Global-200-Ökoregionen. (Olson und Dinerstein 2002; WWF 2004; mit freundlicher Genehmigung des WWF)

8.5 Intakte Waldlandschaften (*Intact Forest Landscapes*)

Zwar beherbergen die tropischen Regenwälder die höchste Biodiversität, aus Sicht der Ökosystemdienstleistungen (▶ Kap. 10) sind jedoch alle Wälder von großer Bedeutung. Wegen des weltweit hohen Holzbedarfs sind aber alle Wälder auch stark gefährdet. Bereits heute existieren außerhalb der Tropen vom Menschen unbeeinflusste Wälder nur noch an bisher relativ unzugänglichen Stellen. Mit zunehmendem technischen Fortschritt und steigenden Holzpreisen sind auch diese Wälder gefährdet. Den letzten intakten Wäldern gebührt daher im Rahmen einer weltweiten Strategie zur Erhaltung der Biodiversität höchste Aufmerksamkeit.

Als *Intact Forest Landscapes* (IFL) werden in einer Waldzone gelegene, zusammenhängende natürliche Ökosysteme bezeichnet, die keine signifikanten Anzeichen menschlichen Einflusses aufweisen und groß genug sind, um allen dort beheimateten Arten und Lebensgemeinschaften den zum Überleben notwendigen Raum zu geben. Für die Identifizierung der Flächen mittels Fernerkun-

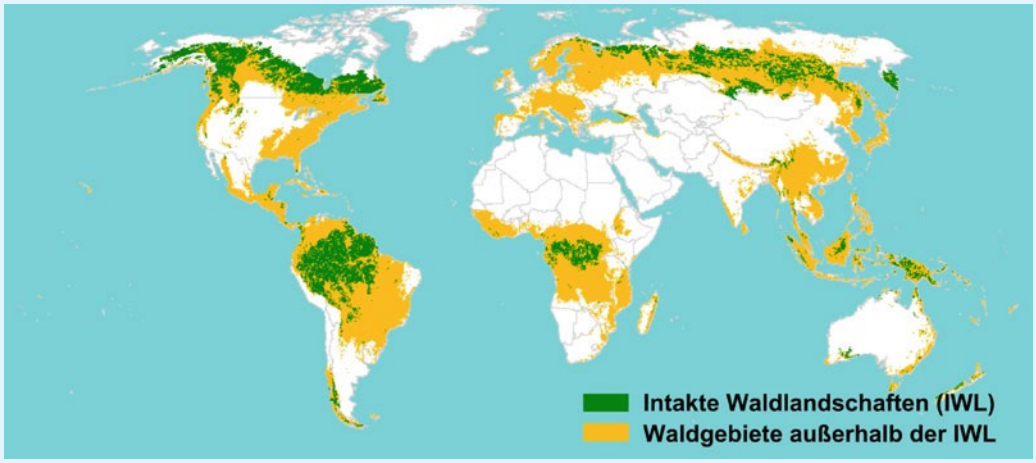


Abb. 8.7 Lage der intakten Waldlandschaften (*Intact Forest Landscapes*). (aus UNEP-WMC 2010, eingedeutscht und farblich verändert)

dung (Potapov et al. 2008) wurden in Anlehnung an eine frühere Studie (Bryant et al. 1997) folgende Bedingungen festgelegt:

- Fläche > 50.000 ha,
- mindestens an einer Stelle 10 km breit (Durchmesser des größten Kreises der an dieser Stelle in das Gebiet gelegt werden kann),
- an keiner Stelle schmaler als 2 km (ebenfalls auf Basis des größten Kreises).

Indikatoren für signifikanten menschlichen Einfluss und daher Ausschlusskriterien waren:

- Siedlungen im Gebiet oder in weniger als 1 km Entfernung,
- Verkehrs- und Transportwege (befestigte Straßen, Bahnlinien, schiffbare Flüsse, Kanäle, Häfen, Pipelines, Stromleitungen; alle einschließlich einer beidseitigen Pufferzone von 1 km Breite),
- land- und forstwirtschaftliche Plantagen,
- industrielle Aktivitäten innerhalb der letzten 30–70 Jahre (Bergbau, Gas- oder Ölförderung, Torfabbau; industrieller Holzeinschlag),
- Flächen in der Nähe von Siedlungen oder Industriegebieten etc., auf denen in der Vergangenheit häufig Brände aufgetreten sind.

Als geringer menschlicher Einfluss und damit nicht als Ausschlusskriterium betrachtet wurden lokale Feldwechselwirtschaft, extensive Beweidung, geringfügiger Holzeinschlag und Jagd. Obwohl alle IFL in einer Waldzone liegen, können Offenlandschaften eingeschlossen sein, z. B natürliche Graslandschaften, Felsbiotope, Sümpfe und Gewässer.

Zum Untersuchungszeitpunkt konnten 23,5 % der Waldregionen der Welt noch als IFL bezeichnet werden, aber nur 66 der 149 in der Waldzone gelegenen Staaten besaßen noch IFL, drei von ihnen (Kanada, Russland und Brasilien) besaßen 64 % der gesamten IFL-Fläche der Welt. Die Regionen der tropischen und subtropischen Wälder und die der borealen Wälder wiesen mit 44 % bzw. 45 % die höchsten IFL-Flächenanteile auf, die der temperaten Laub- und Mischwälder die geringsten (Potapov et al. 2008). Auf Ebene der Kontinente betrachtet (Abb. 8.7) liegen 35 % in Lateinamerika, 28 % in Nordamerika, 19 % in Nordasien, 7 % in Südasien, 8 % in Afrika und knapp 3 % in Europa. Laut Greenpeace (2006) sind nur 8 % der IFL-Fläche streng geschützt.

8.6 Weitere Schlüsselgebiete der Biodiversität (*Key Biodiversity Areas*)

Unter der Bezeichnung *Key Biodiversity Areas* (KBA) werden außer den in den ▶ Abschn. 8.2 bis

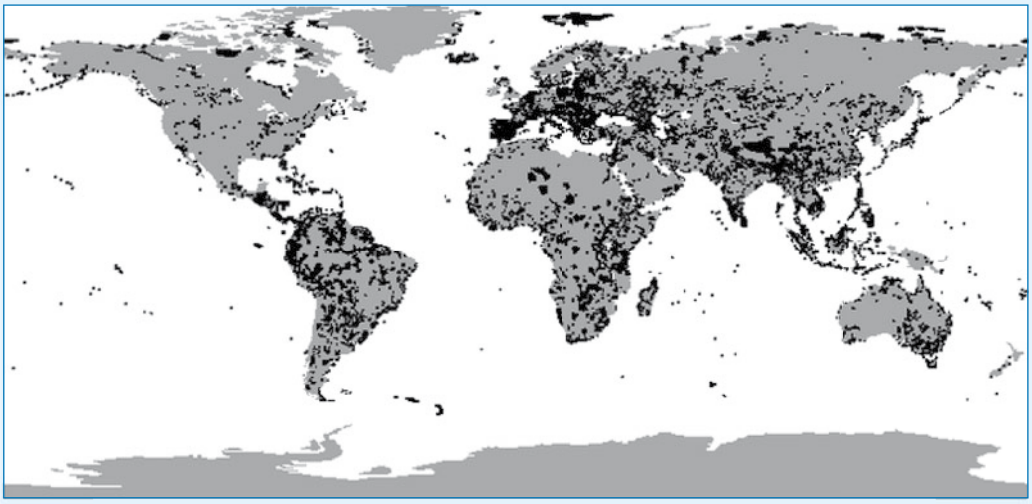


Abb. 8.8 Lage der Schlüsselgebiete der Biodiversität (*Key Biodiversity Areas*). (aus UNEP-WMC 2010)

8.5 behandelten Typen noch zahlreiche weitere zusammengefasst. Es sind dies die in Tab. 8.1 stichwortartig charakterisierten *Alliance for Zero Extinction sites*, *Important Bird Areas* und *Important Plant Areas* sowie andere Gebiete, die bestimmte Bedingungen erfüllen (s. u.). Die Gebiete werden auf nationaler Ebene identifiziert und haben keine allgemein festgelegte Größe. Bisher (Stand 2005) wurden von 200 Staaten insgesamt über 20.000 KBA identifiziert (Langhammer et al. 2007; Abb. 8.8).

Zur Identifizierung der KBA dienen zwei Kriterien, von denen eines mehrere Unterpunkte besitzt:

- **Vulnerabilität**: Vorkommen mindestens eines Individuums einer stark bedrohten oder bedrohten Art (*critically endangered or endangered*) oder mindestens 30 Individuen einer gefährdeten Art (*vulnerable*);
- **Unersetzbarkeit**: im Gebiet lebt ein signifikanter Anteil (s. u.) der Weltpopulation einer Art oder verbringt dort einen Teil des Lebenszyklus; die umfasst:
- mindestens 5 % der Weltpopulation einer Art, deren Areal < 50.000 km² ist,
  mindestens 5 % der Weltpopulation von zwar weltweit, aber jeweils nur punktförmig vorkommenden Arten,
- saisonale Ansammlungen einer Art > 1 % der Weltpopulation (z. B. Brutkolonien von Seevögeln),
- Ausgangspopulationen, die momentan für die Aufrechterhaltung von mindestens 1 % des Weltbestandes sorgen,
- auf eine Bioregion beschränkte Ansammlungen (z. Zt. noch keine definierten Mindestanforderungen).

8.7 Letzte Wildnisgebiete (*Last of the Wild*)

In der Regel ist die Biodiversität dort stark gefährdet, wo die menschliche Besiedlungsdichte hoch und dementsprechend groß auch der menschliche Fußabdruck ist. Umgekehrt kann man daher folgern, dass Gebiete mit geringer Bevölkerungsdichte bei ansonsten gleichen ökologischen Bedingungen eine höhere Biodiversität aufweisen als dicht besiedelte. Insofern stellen die Letzten Wildnisgebiete

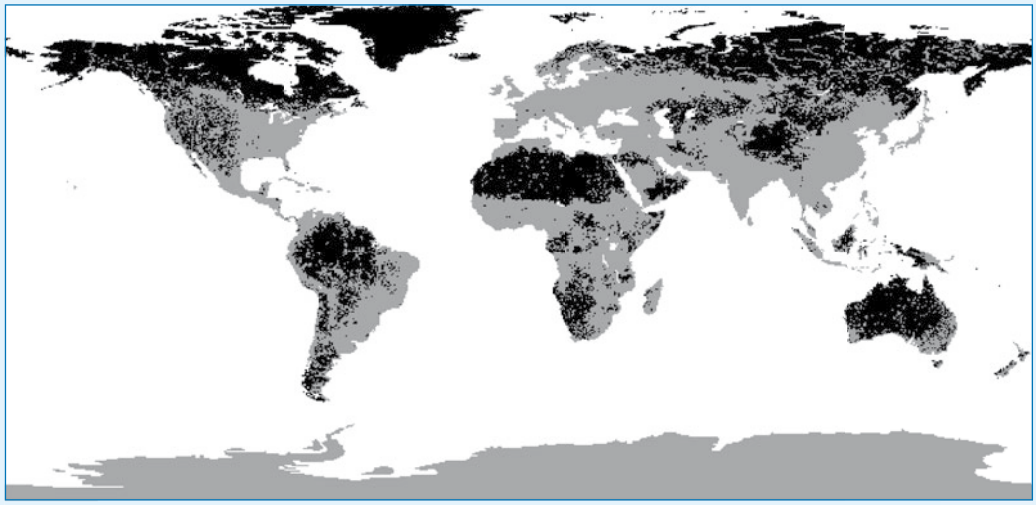


Abb. 8.9 Lage der letzten Wildnisgebiete (*Last of the Wild*). (aus UNEP-WMC 2010)

(*Last of the Wild*) ebenfalls „Biodiversitätszentren" dar.

Als Maß für den menschlichen Fußabdruck wurden folgende Parameter benutzt: Bevölkerungsdichte, Landtransformation (= Umwandlung der Natur- in Kulturlandschaft), Verkehrsanbindung (Straßen, Bahnlinien, Flüsse), Infrastruktur der Stromversorgung und Klassifikation der Landschaft durch Olson et al. (2001). Die Indexwerte (zur Methode s. Sanderson et al. 2002) lagen zwischen 0 und 72. Zu den Letzten Wildnisgebieten wurden alle Regionen gerechnet, bei denen der Index des menschlichen Fußabdrucks den Wert von 10 nicht überschreitet (Abb. 8.9).

8.8 Welterbestätten

Welterbestätten (▶ Abschn. 13.1.1) sind Orte, die wegen ihres herausragenden universellen Wertes für zukünftige Generationen bewahrt werden sollen (UNESCO 1972). In der Mehrzahl handelt es sich bei den bisher mit dem Prädikat „Welterbe" versehenen Orten um kulturell bedeutsame Gebiete. Es gibt aber auch solche, die aufgrund ihres Naturinventars zum Welterbe erklärt wurden, z. B. das Great Barrier Reef (▶ Abschn. 6.1.3), das deutsche und niederländische Wattenmeer (▶ Box 7.3) sowie die europäischen Buchenwälder (▶ Box 7.1). Das Prädikat „Welterbe" impliziert keinen Schutzstatus. Allerdings kann das Prädikat wieder aberkannt werden, wenn die Bedingungen, die zur Verleihung des Prädikats geführt haben, nicht mehr erfüllt werden. Da sich das Prädikat positiv auf das Image einer Region auswirkt und damit auch wirtschaftlich wertvoll ist, bedeutet es einen indirekten Schutz, denn man wird in der Region bemüht sein, die Verleihungsgründe (gegebenenfalls die Natur) nicht zu gefährden.

8.9 Inseln

Isolation ist eine der wichtigen Voraussetzungen für die Entstehung neuer Arten (▶ Abschn. 2.1). Kommt die Existenz zahlreicher unbesetzter Nischen hinzu, so wird die Bildung neuer Arten zusätzlich durch das Phänomen der adaptiven Radiation gefördert (Abb. 2.2, 2.3 und 2.4). Dies ist insbesondere bei

Tab. 8.3 Beispiele für endemitenreiche Gebiete und für die Abhängigkeit des „Reichtums" (des Rangplatzes*) von einer eventuellen Bezugsgröße (Gesamtartenzahl oder Fläche) (nach Daten aus Hobohm 2014)

Region	Fläche (km²)	Gefäßpflanzen (*N*)	Endemiten Zahl/Rang	Endemiten %/ Rang	Endemiten-dichte E/ Fläche/Rang
Juan Fernandez Inseln	104	210	130/6	62/1	1,25/1
Madeira	783	1226	123/8	10/7	0,16/3
Korsika	8750	2978	131/7	4/9	0,02/8
Mauritius	1940	900	300/5	33/5	0,15/4
Teneriffa	2050	1367	106/9	8/8	0,05/5
National P La Amistad Costa Rica, Panama	ca.10.200	ca. 10.000	3000/3	30/6	0,29/2
Polynesien-Mikronesien	47.000	ca.6600	3074/2	47/4	0,06/6
Kuba Karibische Inseln	108.722	6375	3100/1	49/3	0,03/7
Südwest- Australien	356.717	5571	2984/4	54/2	0,01/9

* Der Rang bezieht sich auf die Reihenfolge innerhalb der hier aufgeführten Beispiele

solchen Inseln der Fall, die niemals mit einem Kontinent verbunden waren, sondern spontan besiedelt wurden, sodass den Erstbesiedlern viele Nischen offen standen. Ist seit der ersten Besiedlung ein genügend langer Zeitraum verstrichen, kann man von einem hohen Prozentsatz endemischer Arten ausgehen. Es ist daher nicht verwunderlich, dass das Prinzip der Evolution anhand von Beobachtungen auf Inseln (Galapagos Archipel) entdeckt wurde. Als eine weitere Inselgruppe mit bekannten Beispielen für adaptive Radiation wurden bereits die Kanarischen Inseln erwähnt, die von Pott et al. (2003) daher als „Galapagos der Botanik" bezeichnet werden. Bei der Bewertung von Endemitenreichtum sind nicht nur die absolute Zahl der endemischen Arten, sondern auch ihr Anteil an der Gesamtartenzahl sowie ihre Dichte (Anzahl/Flächeneinheit) von Interesse. Tabelle 8.3 zeigt, dass die Rangfolge von Regionen unterschiedlich sein kann, je nachdem, welcher dieser drei Parameter betrachtet wird. Entsprechendes gilt auch für die Gesamtartenzahlen (Hobohm 2000, 2003).

Viele Inseln haben allerdings seit ihrer Besiedlung durch Menschen hohe Verluste an Biodiversität erlitten. In der Südsee begann die Ausrottung von Arten bereits mit der ersten Besiedlung durch Menschen, der heutigen „Urbevölkerung". In historischer Zeit rotteten seefahrende Europäer auch auf vom Menschen unbewohnten Inseln Tiere direkt durch Bejagung sowie durch Aussetzen von beispielsweise Ziegen und Kaninchen als Nahrungskonkurrenten und durch unbeabsichtigtes Einschleppen von Ratten etc. aus. Ein Musterbeispiel sind hier die Riesenschildkröten (*Chelonoidis nigra*) von Galapagos. Von den 14 (15) beschriebenen Unterarten sind 3 (5) ausgerottet worden, da ihnen vor allem die Ziegen zu Nahrungskonkurrenten wurden, Ratten und ausgesetzte Schweine die Gelege fraßen und viele Tiere den durchfahrenden Walfängern als lebender Schiffsproviant dienten. Von den geschätzten 250.000 Individuen, welche den Archipel vor der Entdeckung durch den Menschen besiedelten, sind heute noch etwa 15.000 übrig. In ► Abschn. 11.4 wird auf die Problematik der Neobiota näher eingegangen.

Isolierte Lebensräume mit den o. g. Voraussetzungen für adaptive Radiation werden nicht nur von Inseln gebildet, sondern existieren auch in Form isolierter Seen und Täler, Oasen in Wüsten sowie einzelner Felsen (Inselberge), deutlich aus der Umgebung herausragender Gebirge oder auch ganzer Gebirgsketten. Musterbeispiele für Seen mit vielen



Abb. 8.10 Der Uluru oder Ayers Rock ist einer der bekanntesten Inselberge; Australien 2014. Foto R. Wittig

endemischen Arten sind der der Baikalsee und die Seen des großen afrikanischen Grabenbruchs (Tab. 6.4), in denen es eine Vielzahl von endemischen Fischarten gibt, insbesondere aus der Familie der Buntbarsche (s. a. Fryer und Iles 1972).

Ein Inselberg (IB) ist ein Einzelberg oder eine Berggruppe, die sich inselartig und unvermittelt aus einer Ebene erheben und aus hartem Felsgestein bestehen. Der Durchmesser kann 10 bis einige 100 m, die Höhe 1 oder 2 m bis zu ebenfalls mehrere hundert Meter betragen (Bremer und Sander 2000). Bekannte IB sind der Zuckerhut in Rio de Janeiro und der Uluru (= Ayers Rock) in Australien (Abb. 8.10). Wie die von Porembski et al. (2000) vorgenommene Auswertung diverser floristischer Arbeiten über Inselberge zeigt, sind nicht alle IB reich an Endemiten. Offensichtlich spielen Flächengröße, Höhe, geologisches Material und dessen Diversität, Diversität der Mikrohabitate, geografische Lage, Artenreichtum der Umgebung sowie Grad und erdgeschichtliche Dauer der Isolation wichtige Rollen. Beispielsweise beherbergen die nicht besonders hohen und sich daher bezüglich ihrer Vegetation nicht sehr stark von ihrer Umgebung unterscheidenden, in relativ trockenem Klima gelegenen, kleinflächigen, dazu relativ nahe benachbarten westafrikanischen IB keine einzige endemische Gefäßpflanzenart (Porembski 2000), während die Flora der flächenmäßig etwa gleich großen, sich aber deutlich vom umgebenden Zonobiom unterscheidenden, vergleichsweise feuchteren IB des venezuelanischen Guayana (Gröger 2000) 38 Endemiten (22 % der Gesamtflora) aufweist. Auch in den ebenfalls klimatisch feuchten Inselbergen der Mata Atlantica ist der Endemitenanteil hoch (Porembski et al. 1998). Jürgens und Burke (2000) machen bei den Inselbergen der Namib ebenfalls das (verglichen mit den Tieflagen) feuchtere Klima und den Reichtum an Mikrohabitaten für das Vorkommen von Endemiten verantwortlich. Mares und Seine (2000) listen 79 Tierarten oder -gattungen, darunter 46 Reptilienarten, als eng an Inselberge gebunden auf (*closely associated with inselbergs*).

Nicht nur Inselberge, sondern alle Hochgebirge beherbergen zahlreiche nur dort vorkommende Arten (Nagy et al. 2003; Burga et al. 2004). Allerdings erstrecken sich große Gebirgsketten meist über mehrere Länder. Obwohl auch einige Hochgebirge unter Bevölkerungsdruck leiden (Abb. 11.4), ist die Schädigung der Biodiversität offensichtlich noch nicht hoch genug, um sie im Sinne der Definition von Myers et al. (2000) als Hotspots zu bezeichnen

„Inseln" können auch durch besondere Bodeneigenschaften bedingt sein, z. B. isoliert gelegene Moore, Binnensalzstellen, Schwermetallböden, oder durch andere lokal sehr von der Umgebung unterschiedene abiotische Faktoren. Letzteres trifft beispielsweise für Hydrothermalquellen in der Tiefsee zu. Sind die Inseln sehr klein, gibt es dort eventuell nur wenige Arten. Hierunter können sich aber solche befinden, die weltweit einmalig sind. Ein Beispiel für ein nur auf kleinstem Raum vorkommendes weltweites Unikat ist das Westfälische Veilchen (*Viola guestphalica*: ▶ Box 8.1). Sehr kleine Inseln in der Savannenlandschaft bilden die Termitenhügel. Biodiversitätsinseln sind sie allerdings nur in Relation zu ihrer Umgebung (Kirchmair et al. 2012).

8.10 Sind Siedlungen Biodiversitätszentren?

Städte sind bekanntermaßen reicher an Gefäßpflanzen als ihr Umland (Sukopp et al. 1973). Ein nicht unerheblicher Teil der in Städten nachgewiesenen Arten wächst allerdings nicht in typisch städtischen Biotopen, sondern besiedelt die auf dem politischen Gebiet aller Städte noch in mehr oder weniger großer Ausdehnung vorhandenen Reste der Natur- und

Box 8.1 Das Westfälische Veilchen und andere endemische mitteleuropäische Veilchen

In der letzten Eiszeit war die Stammform der Artengruppe des Gelben Veilchens (*Viola lutea* agg.) in der damaligen Tundravegetation weit über Europa verbreitet. Mit fortschreitender Wiederbewaldung konnte die lichtliebende Art nur auf waldfreien oder zumindest nur mit lückigen Wäldern bewachsenen Standorten, also in Gebirgen oberhalb bzw. in Nähe der klimatischen Waldgrenze sowie auf schwermetallhaltigen Böden, überleben (Bäume sind sehr empfindlich gegen Schwermetalle). Die auf diese Weise isolierten Populationen entwickelten sich zu eigenen Unterarten und Arten: *Viola lutea lutea* in den Vogesen, *Viola lutea sudetica* in den Sudeten, Karpaten und Tauern sowie *Viola calaminaria calaminaria* auf Schwermetallböden im deutsch-belgischen Grenzgebiet und – so nahm man aufgrund morphologischer Ähnlichkeit bis vor Kurzem an – *Viola calaminaria guestphalica* in einer Bleikuhle bei Blankenrode in Westfalen. Wie Chromosomenzählungen aber nun gezeigt haben (Nauenburg 1988), gehört das Veilchen von Blankenrode nicht zur *Viola-lutea*-Gruppe und damit auch nicht zu *Viola calaminaria*, sondern repräsentiert eine eigene Art (*Viola guestphalica*; ◘ Abb. 8.11). Sein aktuelles Areal beschränkt sich auf das in Westfalen im Grenzgebiet der Kreise Paderborn, Höxter und Hochsauerlandkreis gelegene NSG „Bleikuhlen von Blankenrode" und eine kleine außerhalb des NSG anschließende Wiesenfläche (Beinlich und Köble 2007). Es umfasst nur rund 10 ha.

Kulturlandschaft (Wittig 2010). Die Naturlandschaft war auf dem Gebiet der späteren Städte in der Regel besonders reich differenziert, da Städte bevorzugt an besonders vielfältigen Orten entstanden (Kühn et al. 2004): Man brauchte einerseits permanente Quellen oder Fließgewässer für die Trinkwasserversorgung, andererseits aber trockene Orte für den Hausbau. Zusätzliche Gunst bot die Nähe von Bereichen, die im Frühjahr überflutet und damit gedüngt wurden. Für den Anbau von Obst und Gemüse waren andere Böden günstig als für den von Getreide. Als Schutz vor Feinden in Kriegszeiten waren nahe gelegene Hügel zur Anlage von Fluchtburgen wichtig. Gab es einzelne hoch aufragende Felsen, konnte man darauf eine nur schwer einzunehmende Burg bauen. Aufgrund der daraus resultierenden komplexen Biotopsituation ist es nicht verwunderlich, dass in urbanen Regionen auch heute noch zahlreiche Arten der Naturlandschaft vorkommen, wie von Deutschewitz et al. (2003) für einen Bereich von Deutschland nachgewiesen werden konnte. Die ist aber keine Folge der städtischen Nutzung, sondern es ist der Rest der ehemaligen Voraussetzung für die Stadtentstehung. Zieht man von der Zahl der auf dem Gebiet einer Stadt vorkommenden Arten diejenigen ab, die nicht in städtischen Biotopen, sondern in den noch vorhandenen Resten der Natur- und Kulturlandschaft leben, so bleibt manchmal weniger als die Hälfte übrig (◘ Abb. 8.12). Darüber hinaus zeigt eine von Araujo (2003) für Europa durchgeführte Metaanalyse zwar eine positive Korrelation



◘ **Abb. 8.11** *Viola guestphalica*; Blankenrode, Nordrhein-Westfalen 2008. Foto R. Wittig

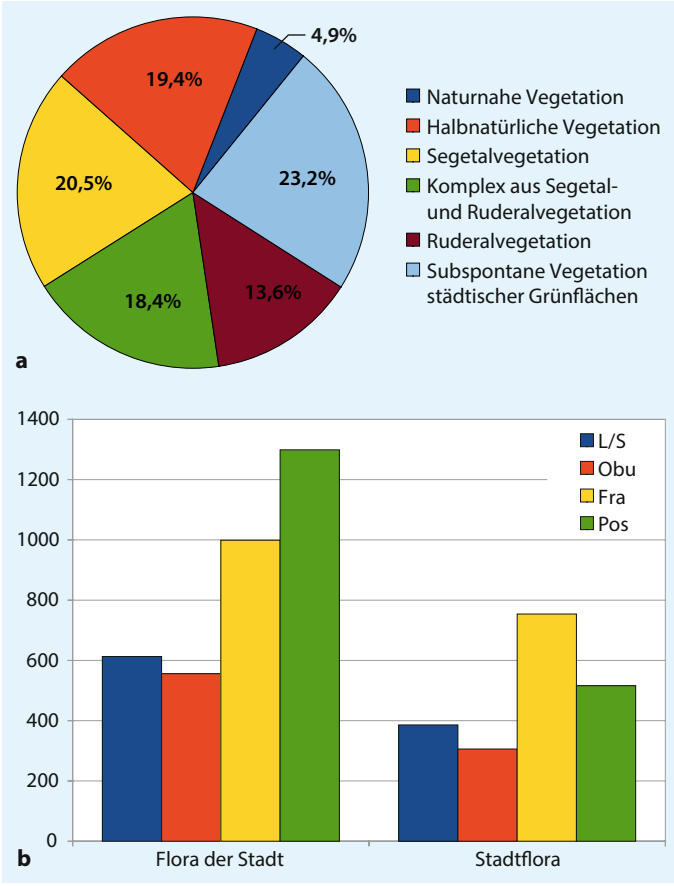


Abb. 8.12a,b Ein großer Teil der Vegetation und Flora der Städte ist nicht urban, verdankt seine Existenz also nicht dem Lebensraum Stadt, sondern ist ein Relikt der ehemaligen naturnahen oder agrarischen Landschaft; **a** Vegetationstypen in Warschau (aus Wittig 2002; nach Chojnacki 1991): weniger als 50 % der Fläche der Stadt tragen städtische Vegetation; **b** Zahl der innerhalb der politischen Grenzen ausgewählter Städte vorkommenden Gefäßpflanzen und Zahl der davon zur Stadtflora gehörenden Arten; Fra: Frankfurt am Main, Kenntnisstand von 1990 (damit ein Vergleich zu den anderen Literaturdaten möglich ist), Zizka et al. (unveröffentl.); L/S: Lowicz und Skiernewice nach Sowa und Warcholinska (1987); Obu: Oberursel i. TS, Hessen, Stand von 1991, Wittig (unveröffentl.): Pos: Posen nach Jackowiak (1990)

der Bevölkerungsdichte zur gesamten Artenzahl, nicht aber zur Zahl endemischer Arten.

Ein Vergleich der in der Stadt Frankfurt und in der benachbarten Natur- und Kulturlandschaft des Taunus ausgestorbenen Arten zeigt deutlich, dass Städte im Hinblick auf die Erhaltung von Biodiversität keinen auch nur annähernd vollwertigen Ersatz der Naturlandschaft darstellen, sondern nur Reste der Naturlandschaft beherbergen. Seit dem Jahre 1800 sind in der Stadt Frankfurt rund 300 Gefäßpflanzenarten ausgestorben, was etwa 30 % der einheimischen Arten entspricht. Im gesamten benachbarten Mittelgebirge Taunus, das ca. 30-mal größer ist als Frankfurt, kommen dagegen nur 30 Arten heute nicht mehr vor, was 4 % der einheimischen Spezies entspricht. Anders verhält sich der Anteil der nichteinheimischen, überwiegend weltweit verbreiteten Arten: In Frankfurt beträgt er 45 %, im Taunus liegt er bei 35 % (BioFrankfurt 2010a, b).

Die für Städte besonders charakteristischen, einen hohen Anteil der Artenzahlen ausmachenden, extrem urbanophilen Pflanzenarten sind übrigens nicht im gesamten Stadtgebiet häufig, sondern kommen in hoher Individuenzahl nur auf Industrie- und Verkehrsbrachen vor oder sind sogar ausschließlich dort anzutreffen (s. z. B. Dettmar 1992; Brandes 2005; Lenzin et al. 2007). Da solche Brachen im jungen Zustand warm-trockene, lichtreiche, konkurrenzarme Habitate darstellen, bieten sie in den ersten Jahren nach Nutzungsaufgabe einer großen Zahl von Arten Lebensraum, die essenziell auf derartige Bedingungen angewiesen sind. Hierbei handelt es sich nicht nur um Neobiota und Ubiquisten, sondern auch um Arten der Naturlandschaft und der bäuerlichen Kulturlandschaft. Früher entstanden in beiden Landschaftstypen häufig offene, konkurrenzfreie Standorte, z. B. in der Naturlandschaft Kiesbänke an Flussufern, in der Kulturlandschaft



Abb. 8.13 Die spontane Vegetation einer Baumscheibe in Baltimore, USA 2006, hier mit dominierendem Spitz-Wegerich (*Plantago lanceolata*) und einem Exemplar des Gewöhnlichen Löwenzahns (*Taraxacum officinale* agg.) unterscheidet sich kaum von der in deutschen Städten. Foto R. Wittig

lückige Magerrasen, kleine Sandabgrabungen oder vorindustrielle Steinbrüche etc. In der intensiv genutzten Ackerlandschaft sind derartige Standorte jedoch äußerst selten geworden, sodass die Arten dieser Biotope heute stark gefährdet sind. Städtische Brachen repräsentieren im jungen Zustand wertvolle Ersatzbiotope für diese Arten und zwar nicht nur für Pflanzen, sondern auch für Tiere, z. B. die Mauereidechse (*Podarcis muralis*) in Frankfurt (Bönsel et al. 2000), die Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) in Freiburg (Klatt 1989) und Laufkäfer (Carabidae) der Roten Liste im Ruhrgebiet (Schwerk et al. 1999). Solche Arten verschwinden aber im Laufe der Sukzession, d. h. mit zunehmender Konkurrenz und abnehmender Sonneneinstrahlung aufgrund von Verbuschung und letztendlicher Bewaldung. Das Endstadium der Entwicklung ist ein artenarmer urban-industrieller Wald (Platen und Kowarik 1995). Eine der wenigen bedrohten Arten, für die Städte ein dauerhaftes Refugium darstellen können, ist der Wanderfalke: Er nistet auf Hochhäusern und Fabrikgebäuden etc. und findet in der Masse der Stadttauben reichliche Nahrung.

Während die extrem urbanophilen Arten nicht im gesamten Stadtgebiet verbreitet sind, handelt es sich bei denjenigen Pflanzenarten, die in allen urbanen Biotopen zu finden sind, um Allerweltsarten (Ubiquisten), die man nicht nur in Städten, sondern auch in Dörfern sowie in der freien Landschaft an Ackerrainen und Wegrändern findet. Außerdem sind die betreffenden Arten, wie eine Untersuchung der unmittelbaren Umgebung von Straßenbäumen (Baumscheiben; Abb. 8.13) ergab, von London bis Warschau nahezu identisch (Wittig und Becker 2010). Ein großer Teil dieser Arten ist sogar weltweit verbreitet, sodass man als Stadtökologe auch in Baltimore (USA), Tokio (Japan) oder Melbourne (Australien) auf „Bekannte" trifft. Eine mit der **Verstädterung** einhergehende **Homogenisierung** (McKinney 2006) der Bestände ist übrigens nicht nur bei Pflanzen zu verzeichnen, sondern auch bei Tieren, wie Clergeau et al. (2006) für Vögel und Willigalla und Fartmann (2010) für Libellen zeigen.

Insgesamt lässt sich der Artenreichtum der Städte folgendermaßen charakterisieren (Wittig 2010): Er

- ist deutlich geringer als oft angegeben wird,
- beschränkt sich auf spezielle Habitate und existiert dort nur temporär,
- beruht überwiegend auf dem Vorkommen weltweit verbreiteter Ubiquisten.

Damit ist klar, dass Städte aus botanischer Sicht in der Regel keinen, aus zoologischer Sicht punktuell einen minimalen direkten Beitrag (s. o. g. Beispiele) zur Erhaltung der weltweiten Biodiversität leisten. Allerdings haben die urbane Fauna und Flora erhebliche indirekte Auswirkungen. Bereits in der CBD (▶ Abschn. 13.1.7) wird auf die große Bedeutung von Umweltbildung für die Erhaltung der Biodiversität hingewiesen, was aber einen direkten intensiven Kontakt zwischen Mensch und Natur erfordert. Dieser Kontakt sollte sich nicht auf Ferienreisen beschränken, sondern täglich erfolgen. Stadtbrachen, auf denen eine reichhaltige, ungefährdete und daher durchaus betret- und bespielbare Vegetation und eine leicht zu beobachtende Fauna vorhanden sind, spielen somit für das Erreichen der Ziele der CBD eine wichtige Rolle, wobei Brachflächen eine besondere Bedeutung zukommt (Frey 1993; Wittig und Zucchi 1993; Dettmar 1998; Keil 1998; Reidl und Schemel 2003). Ebenso wichtig können Gärten sein, wenn auch die von Owen und Owen (1975) in Frageform formulierte, im Text aber als Aussage behandelte Überschrift „*England's most important natures reserve*?" im Sinne des direkten Biodiversitätsschutzes sicher weniger euphorisch zu beantworten ist. Um es mit den im Rahmen der CBD-Konferenz von Curitiba, Brasilien 2007, von

Ahmed Djoghlaf, dem damaligen Exekutivsekretär der CBD, gesprochenen Worten auszudrücken: „*The battle for biodiversity will be won or lost in cities*". Mit diesem Satz hat Djoghlaf allerdings nicht nur auf die indirekte Bedeutung der Städte gezielt, sondern auch darauf, Städte in Zukunft so zu gestalten, dass in ihnen nicht nur Ubiquisten überleben können. Außerdem spielte er wohl darauf an, dass die Entscheidungen über die Biodiversität der Zukunft in Städten getroffen werden.

Literatur

Ackermann W, Sachteleben J (2012) Identifizierung der Hotspots der Biologischen Vielfalt in Deutschland. BfN-Skripten, Bd. 315. BfN, Bonn-BadGodesberg

Anderson S (2002) Identifying important plant areas. Plantlife International, London

Araujo MB (2003) The coincidence of people and biodiversity in Europe. Global Ecol Biogeogr 12:5-1

Barthlott W, Winiger M (1998) Biodiversity. A challenge for development research and policy. Springer, Berlin

Barthlott W, Lauer W, Placke A (1996) Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. Erdkunde 50:317–327

Barthlott W, Mutke J, Rafiqpoor MD, Kier G, Kreft, H (2005): Global centres of vascular plant diversity. Nova Acta Leopoldina 92:61-83

Barthlott W, Erdelen W, Rafiqpoor MD (2014) Biodiversity and technical innovations: biomimicry from the macro- to the nanoscale. In: Lanzerath D, Friele M (Hrsg) Concept and value in biodiversity. Routledge Studies in Biodiversity Politics and Management. Routledge, London & New York, S 300–315

Baur B, Duelli P, Edwards PJ, Janny M, Klaus G, Künzle I, Martínez S, Pauli D, Peter K, Schmid B, Sedle I, Suter W (2004) Biodiversität in der Schweiz. Zustand, Erhaltung, Perspektiven. Haupt, Bern

Beinlich B, Köble W (2007) Das Westfälische Galmei-Veilchen (Viola guestphalica) – einzig bei Blankenrode. Beiträge Naturkunde Egge Weser 19:80–82

BfN (2011) http://www.biologischevielfalt.de/hotspots_karte.html

BioFrankfurt (2010a) 1250 Blütenpflanzen im Taunus ("Biozahl 2009") (Veröffentlichung gemeinsam mit der Biozahl 2010). www.biofrankfurt.de/aktivitaeten/die-biozahl

BioFrankfurt (2010b) 1675 Blüten- und Farnpflanzen in Frankfurt am Main („Biozahl 2010"). www.biofrankfurt.de/aktivitaeten/die-biozahl

Bönsel D, Malten A, Wagner S, Zizka G (2002) Flora, Fauna und Biotoptypen von Haupt- und Güterbahnhof in Frankfurt am Main. Kleine Senckenberg-Reihe, Bd. 38. Senckenberg, Frankfurt

Brandes D (2005) Kormophytendiversität innerhalb städtischer Eisenbahnanlagen. Tuexenia 25:269–284

Bremer HSH (2000) Inselbergs: Author: geomorphology? – geomorphology and geoecology. In: Porembski S, Barthlott W (Hrsg) Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions. Ecol Studies, Bd. 146. Springer, Berlin, S 7–35

Brooks TM, Mittermeier RA, da Fonseca GAB, Gerlach J, Hoffmann M, Lamoreux JF, Mittermeier CG, Pilgrim JD, Rodrigues ASL (2006) Global biodiversity conservation priorities. Sci 313:58

Bryant D, Nielson D, Tangley L (1997) The last frontier forests. Ecosystems and economies on the edge. World Resources Institute, Washington

Bundesamt für Naturschutz (2012) Hotspots im Bundesprogramm Biologische Vielfalt. Ziele und Fördermöglichkeiten. Faltblatt. BMU, Bonn

Chojnacki J (1991) Zróznicowanie przestrzenne roślinności Warszawy. Text- u. Kartenband. Wydawnictwa Uniw Warszawskiego, Warschau

Clergeau P, Croci S, Jokimäki J, Kaisanlanthi-Jokimäki M-L, Dinette M (2006) Avifauna homogenisation by urbanization: analysis at different European latitudes. Biol Conservation 127:336–344

De Candolle AB (1820) Essai elementaire de geographie botanique. Dictionaire des sciences naturells, Bd. 18. Flevrault, Straßburg, S 1–64

Dettmar J (1992) Industrietypische Flora und Vegetation im Ruhrgebiet. Diss Bot, Bd. 191. J. Cramer, Berlin

Dettmar J (1998) Natur erleben – Wildnis im Zentrum der Agglomeration. NUA-Seminarber 2:83–92

Deutschewitz K, Lausch A, Kühn I, Klotz S (2003): Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogenity on a regional scale in Germany. Global Ecol Biogeogr 12:299–311

Eken G, Bennun L, Brooks TM, Darwall W, Fishpool LDC, Foster M, Knox D, Langhammer P, Matiku P, Radford E, Salaman P, Sechrest W, Smith ML, Spector S, Tordoff A (2004) Key Biodiversity Areas as Site Conservation Targets. BioScience 54:1110–1118

Frey J (1993) Naturerlebnisräume in der Stadt – Ausgleichsflächen für Menschen und ihre Umwelt. Verhandlungen Ges Ökol 22:203-209

Fryer G, Iles TD (1972) The cichlid fishes of the Great Lakes of Africa: their biology and evolution. Oliver and Boyd, LondonGreenpeace (2006) Roadmap to recovery: the world´s last intact forest landscapes. Greenpeace International, Amsterdam

Greenpeace (2006) Intact Forest Landscapes. World map of remaining intact forest landscapes. http://www.greenpeace.org/international/en/campaigns/forests/solutions/our-disappearing-forests/intact-forest-landscapes/

Gröger A (2000) Flora and vegetation of inselbergs of Venezuelan Guayana. In: Porembski S, Barthlott W (Hrsg) Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions. Ecol Studies, Bd. 146. Springer, Berlin, S 291–314

Hobohm C (2000) Plant species diversity and endemism on islands and archipelagos, with special reference to the Macaronesian Islands. Flora 195:9–24

Hobohm C (2003) Characterization and ranking of biodiversity hotspots: centres of species richness and endemism. Biodiversity Conservation 12:279–287

Hobohm C, Tucker CM (2014) The increasing importance of endemism: responsibility, the media and education. In: Hobohm C (Hrsg) Endemism in vascular plants. Springer, Dordrecht, S 3–9

Jackowiak B (1990) Antropogeniczne przemiany flory roślin naczyniowych Poznania. Wyd Nauk Uniw Mickiewicza Poznania, Ser Biol, Bd 42. Universität Posen, Posen

Jürgens N, Burke A (2000) The arid scenario: inselbergs in the Namib desert are rich oases in a poor matrix (Namibia and South Africa). In: Porembski S, Barthlott W (Hrsg) Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions. Ecol Studies, Bd. 146. Springer, Berlin, S 237–257

Kareiva P, Marvier M (2003) Conserving biodiversity coldspots. American Scientist 91:344–351

Keil A (1998) Industriebrachen: Nicht nur Nischen für Pflanzen und Tiere. LÖBFMitteilungen 2:62-69

Kirchmair I, Schmidt M, Zizka G, Erpenbach A, Hahn K (2012) Biodiversity islands in the Savanna – analysis of the phytodiversity on termite mounds in Northern Benin. Flora Veg Sudano-Sambesica 15:3–14

Klatt M (1989) Die Gottesanbeterin (Mantis religiosa L.) im Freiburger Stadtgebiet. Mitt Badische Landesverein Naturkunde Naturschutz NF 14:869–890

Kühn I, Brandl R, Klotz S (2004) The flora of German cities is naturally species rich. Evol Ecol Res 6:749–764

Lachat T, Pauli D, Gonseth Y, Klaus G, Scheiegger C, Vittoz P, Walter T (2010) Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Haupt, Bern

Langhammer PF, Bakarr MI, Bennun LA, Brooks TM, Clay RP, Darwall W, De Silva N, Edgar GJ, Eken G, Fishpool LDC, da Fonseca GAB, Foster MN, Knox DH, Matiku P, Radford EA, Rodrigues ASL, Salaman P, Sechrest W, Tordoff AW (2007) Identification and gap analysis of key biodiversity areas: Targets for comprehensive protected area systems. IUCN, Gland

Lenzin H, Meier-Küpfer H, Schwegler S, Baur B (2007) Hafen- und Gewerbegebiete als Schwerpunkte pflanzlicher Diversität innerhalb urban-industrieller Ökosysteme. Naturschutz Landschaftsplanung 30:86–93

Mares MA, Seine RH (2000) The fauna of inselbergs. In: Porembski S, Barthlott W (Hrsg) Inselbergs. Biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions. Ecol Studies, Bd. 146. Springer, Berlin, S 493

McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biol conservation 127:247-260

Mittermeier RA, Gil PR, Goettsch-Mittermeier C (1997) Megadiversity: Earth's biologically wealthiest nations. Conservation International. Cemex, Monterrey

Mittermeier RA. Myers N, Goettsch-Mittermeier C, Robles Gil P (1999) Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cemex, Mexico City

Mittermeier RA, Goettsch-Mittermeier C, Robles Gil P, Pilgrim JD, Konstant WR, da Fonseca GAB, Brooks TM (2002) Wilderness: Earth's last wild places. CEMEX, Mexico

Mittermeier RA, Goettsch-Mittermeier C, Brooks TM, Pilgrim JD, Konstant WR, da Fonseca GAB, Kormos C (2003) Wilderness and biodiversity conservation. Proc National Acad Sci 100:10309–10313

Mittermeier RA, Robles Gil P, Hoffmann M, Pilgrim J, Brooks T, Goettsch Mittermeier C, Lamoreux J, da Fonseca GAB (2004) Hotspots revisited. Cemex, Mexico City

Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks Gascon TC (2011) Global biodiversity conservation; the critical role of hotspots. In: Zachos FE, Hable JC (Hrsg) Biodiversity hotspots. Distribution and protection of conservation priority areas

Müller N, Abendroth S (2007) Biodiversität der Siedlungen. Naturschutz Landschaftsplanung 30:114–118

Myers N (1988) Threatened biotas: "hotspots" in tropical forests. The Environmentalist 8:1–20

Myers N (1990) The biodiversity challenge: expended hot-spots analysis. The Environmentalist 10:243–256

Myers N, Mittermeier RA, Goettsch-Mittermeier C, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853–858

Nagy L, Grabher G, Körner C, DBA Thompson DBA (ed) (2003) Alpine Biodiversity in Europe. Ecol Stud 167. Springer, Berlin

Nauenburg JD (1988) Zur Karyologie und Taxonomie der mitteleuropäischen Schwermetallsippen der Gattung Viola, Sekt. Melanium. Decheniana 141:96–102

Olson DM, Dinerstein E (1998) The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. Conservation Biol 12:502–515 (zit in Tab. 8.1)

Olson DM, Dinerstein E (2002) The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. Annals Missouri Bot Garden 89:199–224

Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'Amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR (2001) Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. BioSci 51:933–938

Orme CD, Davies RG, Burgess M, Eigenbrod F, Pickup N, Olson VA, Webster AJ, Ding TS, Rasmussen PC, Ridgely RS, Statersfield AJ, Bennett PM, Blackburn TM, Gaston GJ, Owens IP (2005) Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. Nature 436:1016–1019

Owen J, Owen DF (1975) Suburban gardens: England's most important nature reserve? Environmental Conservation 2:53-59

Plantlife International (2004) Identifying and protecting the world's most important plant areas: a guide to implementing target 5 of the Global Strategy for Plant Conservation. Plantlife International, Salisbury

Plantlife International (2010) Important plant areas around the world: Target 5 of the CBD Global Strategy for Plant Conservation. Plantlife International, Salisbury

Platen R, Kowarik I (1995) Dynamik von Pflanzen-, Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften bei der Sukzession von Trockenrasen zu Gehölzstandorten auf innerstädtischen Bahnanlagen in Berlin. Verhandl Ges Ökol 24:431–439

Porembski S (2000) West African inselberg vegetation. In: Porembski S, Barthlott W (Hrsg) Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions. Ecol Studies, Bd. 146. Springer, Berlin, S 177–212

Porembski S, Martinell G, Ohlemüller R, Barthlott W (1998) Diversity and ecology of saxicolous vegetation mats on inselbergs in The Brazilian Atlantic rainforest. Diversity Distribution 4:107–119

Porembski S, Seine R, Barthlott W (2000) Factors controlling species richness of inselbergs. In: Porembski S, Barthlott W (Hrsg) Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions. Ecol Studies, Bd. 146. Springer, Berlin, S 451–479

Possingham H, Wilson K (2005) Turning up the heat on hotspots. Nature 436:919–920

Potapov P, Yaroshenko A, Turubanova S, Dubinin M, Laestadius L, Thies C, Aksenov D, Egorov A, Yesipova Y, Glushkov I, Karpachevskiy M, Kostikova A, Manisha A, Tsybikova E, Zhuravleva I (2008) Mapping the world's intact forest landscapes by remote sensing. Ecology Society 13(2):51

Pott R, Hüppe J, Wildpret de laTorre W (2003) Die Kanarischen Inseln. Ulmer, Stuttgart

Reidl K, Schemel HJ (2003) Naturerfahrungsräume im städtischen Bereich – Konzeption und erste Ergebnisse eines anwendungsbezogenen Forschungsprojektes. Naturschutz Landschaftsplanung 35:325–331

Ricketts TH, Dinerstein E, Boucher T, Brooks TM, Butchart SHM, Hoffmann M, Lamoreux JF, Morrison J, Parr M, Pilgrim JD (2005) Pinpointing and preventing imminent extinctions. Proc National Acad Sci 102:18497–18501

Rozzi R, Armesto JJ, Goffinet B, Buck W, Massardo F, Silander S, Arroyo MTK, Russel S, Anderson CB, Cavieres LA, Callicot JB (2008) Changing lenses to assess biodiversity: pattern of species richness in subantarctic plants and implications for global conservation. Front Ecol Environment 6:131–137

Sanderson EW, Jaiteh M, Levy MA, Redford KH, Wannebo AV, Woolmer G (2002) The human footprint and the last of the wild. BioSci 52:891–904

Sauberer N, Moser D, Grabherr G (2008) Biodiversität in Österreich -räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt Dietmar Moser. Haupt, Bern

Schmitt T, Haeupler H (2009) Hot Spots der Phytodiversität in Deutschland. Geogr Rundschau 61(4):18–25

Schuldt A, Assmann T (2011) Belowground carabid beetle diversity in the western Palaearctic–effects of history and climate on range-restricted taxa (Coleoptera, Carabidae). ZooKeys 100:461-474

Schweizerische Eidgenossenschaft (2012) Strategie Biodiversität Schweiz. http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01660/index.html?lang=de

Schwerk A, Hannih K, Abs M (1999) Die Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) der Bergehalde Waltrop. Decheniana 152:133–143

Sechrest W, Brooks TM, Fonseca DAGAB, Konstant WR, Mittermeier RA, Purvis A, Rylands AB, Gittleman J (2002) Hotpots and the conservation of evolutionary history. Proc National Acad Sci 99:2067–2071

Sowa R, Warcholińska AU (1987) Flora synantropijna Lowicza i Skierniewic. Acta Univ Lodz. Folia Bot 5:109–164

Stattersfield AJ, Crosby MJ, Long AJ, Weg DC (1998) Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation. BirdLife Conservation. Series, Bd. 7. BirdLife International, Cambridge

Sukopp H, Kunick W, Runge W, Zacharias F (1973) Ökologische Charakteristik von Großstädten, dargestellt am Beispiel Berlins. Verhandl Ges Ökol 2:383–402

Thies C, Rosoman G, Cotter J, Meaden S (2011) Intact forest landscapes. Why it is crucial to protect them from industrial exploitation. Greenpeace Research Laboratories Techn Note, Bd. 5. Greenpeace International, Amsterdam

Traxler A, Minarz E, Höttinger H, Josef Pennerstofer J, Schmatzberger A, Banko G, Placer K, Hadrobolec M, Gaugitsch H (2005) Biodiversitäts-Hotspots der Agrarlandschaft als Eckpfeiler für Risiko-Abschätzung und Monitoring von GVO Monitoring von GVO, Bd. 5. Bundesministerium für Gesundheit und Frauen, Wien

Underwood EC, Shaw MR, Wilson KA, Kareiva P, Klausmeye K, McBride MF, Bode M, Morrison SA, Hoekstra JM, Possingham HP (2008) Protecting biodiversity when money matters: Maximizing return on investment. PLoS ONE 3(1):e1515 doi:10.1371/journal.pone.0001515

UNEP-WCMC (2010) A-Z Guide of areas of biodiversity importance. UNEP-WCMC. Cambridge, UK. www.biodiversityA-Z.org

UNESCO (1972) Convention concerning the protection of the world cultural and natural heritage. UN Educational, Scientific and Cultural Organisation, Paris

Willigalla C, Fartmann T (2010) Libellen-Diversität und -Zönosen in mitteleuropäischen Städten. Naturschutz Landschaftsplanung 42:341–350

Wittig R (2002) Siedlungsvegetation. Ulmer, Stuttgart

Wittig R (2010) Biodiversity of urban-industrial areas and its evaluation – a critical review. In: Müller N, Werner P, Kelcey JG (Hrsg) Urban biodiversity and design. Wiley-Blackwell,, Chichester

Wittig R, Becker u (2010) The spontaneous flora around streets in cities – A striking example for the worldwide homogenization of the flora of urban habitats. Flora 205:704-709

Wittig R, Zucchi H (Hrsg) (1993) Städtische Brachflächen und ihre Bedeutung aus der Sicht von Ökologie, Umwelterziehung und Planung. Geobot Kolloq, Bd 9. Natur und Wissenschaft, Solingen

WWF – US (2004) Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. Version 2.0. \\SASQUATCH\DATA\ecoregions\version_2\new_version\wwf_terr_ecos.shp

WWF and IUCN (1994–97) Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation. Gland, Switzerland and

Cambridge, UK: World Wide Fund for Nature and IUCN. Volume 1: Europe, Africa, South West Asia and the Middle East (1994), Volume 2: Asia, Australasia and the Pacific (1995), Volume 3: The Americas (1997)

Zachos FE, Habel J (2011) Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas. Springer, Berlin

Die Bedeutung der Biodiversität

Kapitel 9 Die ökosystemare Bedeutung von Biodiversität – 219
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 10 Die Bedeutung der Biodiversität für den Menschen – 231
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Die ökosystemare Bedeutung von Biodiversität

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

9.1 Die Bedeutung genetischer Diversität – 220
9.1.1 Evolutionspotenzial – 220
9.1.2 Fitness – 221
9.2 Die Bedeutung der α-Diversität (Artenreichtum) – 222
9.3 Die Bedeutung der Ökosystemvielfalt – 227
Literatur – 228

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_9, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Die Frage, warum Biodiversität wichtig ist, erfordert eine komplexe Antwort. In diesem Kapitel wird sie mit der Betrachtung der Bedeutung für das Funktionieren der Ökosysteme begonnen und im folgenden ▶ Kap. 19 aus Sicht der Bedeutung für den Menschen fortgesetzt. Die ökosystemare Bedeutung der Biodiversität ergibt sich aus ihren drei Ebenen, der Diversität der Gene (▶ Abschn. 9.1), der Arten (▶ Abschn. 9.2) und der Ökosysteme selbst (▶ Abschn. 9.3).

9.1 Die Bedeutung genetischer Diversität

Die Bedeutung der genetischen Vielfalt liegt einerseits im damit verbundenen Evolutionspotenzial (▶ Abschn. 9.1.1) und anderseits in dem offensichtlichen Zusammenhang mit der Fitness der Art (▶ Abschn. 9.1.2)

9.1.1 Evolutionspotenzial

Genetische Diversität war und ist die Grundlage für die Evolution der Lebewesen, aber auch für die innerartliche Entwicklung, d. h. die Anpassung einer Art an Umweltbedingungen und damit den Fortbestand bei Veränderungen derselben, z. B. Auftreten von Krankheiten, neuen Konkurrenten oder Klimawandel (▶ Kap. 12). Je größer die innerartliche genetische Diversität ist, desto größer ist die Chance, dass sich einige Individuen der Art aufgrund ihrer genetischen Konstitution auch unter den veränderten Bedingungen gut behaupten können, die Art also überlebt. Ein Beispiel für eine schnelle genetisch ermöglichte Reaktion auf veränderte Umweltbedingungen findet man beim Birkenspanner (*Biston betularia)*. Da die Borke der Birken normalerweise hellgrau ist und einige schwarze Sprenkel aufweist, ist ein darauf sitzender, entsprechend gefärbter Falter sehr gut getarnt und daher vor Fressfeinden weitgehend geschützt. Dunkle Exemplare, für deren Entstehung das entsprechende Gen im Bestand der Art ebenfalls vorhanden ist, werden dagegen schnell gefunden und gefressen, kommen also nur selten zur Vermehrung, sodass auch das betreffende Gen normalerweise deutlich seltener ist als das für helle Färbung. In Zeiten der besonders hohen Luftverschmutzung kam es in den englischen Industriegebieten durch die Deposition von Ruß zu einer weitgehenden Schwärzung der Birkenborke, sodass nun die hell gefärbten Exemplare auffälliger waren und gefressen wurden, die dunklen, jetzt gut getarnten dagegen überlebten (Kettlewell 1973), womit der Fortbestand der Art trotz Luftverschmutzung nicht gefährdet war.

Ein Beispiel aus der Pflanzenwelt bildet die in der traditionellen Medizin Chinas und Tibets oft genutzte und daher stark gesammelte *Saussurea laniceps*: Da großwüchsige Exemplare auffälliger und auch aus Sicht der Nutzung ergiebiger sind, wurden sie bevorzugt entnommen. Kleinwüchsige Exemplare hatten dagegen größere Überlebenschancen, sodass der Bestand der Art nicht gefährdet ist, die durchschnittliche Wuchshöhe aber im Laufe von 100 Jahren (1900 bis 2000) von knapp 27 cm auf 15 cm abgenommen hat. Die durchschnittliche Wuchshöhe einer im gleichen Gebiet wachsenden nahen Verwandten (*Saussurea medusa*), die nur selten gesammelt wird, ist dagegen gleich geblieben (Law und Salick 2005).

Auch das unter anderen Gesichtspunkten erläuterte Beispiel der Nachfahren der zur Tundrenzeit in ganz Mitteleuropa verbreiteten *Viola lutea* (▶ Box 8.1) spricht für die Bedeutung der genetischen Diversität: Die lichtliebende Art konnte im bewaldeten Mitteleuropa an verschiedenen Orten überleben, da ihre genetische Diversität die Anpassung an unterschiedliche (hoch-)montane Klimata ermöglichte und, bedingt durch im Genpool enthaltene Schwermetallresistenz, sich lokal sogar auf Standorten im niedrigen Mittelgebirge behauptete, wobei es allerdings zur Bildung einer neuen Art kam (*Viola calaminaria*).

Häufige, weitverbreitete Arten mit dementsprechend reicher genetischer Diversität können sich offensichtlich innerhalb weniger Jahrzehnte an veränderte Umweltbedingungen anpassen, wie die verglichen mit Populationen schwermetallarmer Standorte deutlich erhöhte Zinktoleranz von Beständen des Roten Straußgrases, des Pfeifengrases, der Brennnessel und des Wald-Weidenröschens (*Agrostis capillaris*, *Molinia coerulea*, *Urtica dioica*, *Epilobium angustifolium)* in der Umgebung von Zinkhütten und die Eisen- und Mangantoleranz

Tab. 9.1 Korrelation zwischen Fitness und genetischer Vielfalt von Populationen. (nach Daten aus Reed und Frankham 2003)

Anzahl ausgewerter Studien	34
Anteil der positiven Korrelationen	82%
Gewichteter Korrelationskoeffizient (arithm. Mittel)	0,43
Gewichteter Korrelationskoeffizient (Median)	0,44
Veriabilität (SD) des Korrelationskoeffizienten	0,34

von Exemplaren des Rot-Schwingels (*Festuca rubra*) in der Umgebung eines Gebietes der Stahlindustrie zeigt (Dueck et al. 1984). Zahlreiche weitere Beispiele für Anpassungen von Populationen einer Art an unterschiedliche Standortbedingungen findet man bei Ernst (1987).

Norberg et al. (2001) zeigten durch Simulation, dass phänotypische Varianz (und somit genetische Diversität) auf lange Sicht eine höhere Produktivität gewährleistet, als sie ein monotypischer Bestand des „besten" Phänotyps in Einzeljahren erbringt. Zu dieser Erkenntnis hätte es allerdings keines Simulationsversuches bedurft, denn beispielsweise jeder traditionelle Landwirt im Sahel weiß dies aus sicherlich mindestens tausendjähriger Überlieferung: Nie wird dort nur die theoretisch produktivste Hirse-Art angebaut (die in guten Jahren in Monokultur einen deutlich höheren Ertrag bringen würde als eine Mischkultur, in schlechten Jahren aber völlig ausfallen würde), sondern man pflanzt eine Kombination verschiedener Sorten, um auch in klimatisch ungünstigen Jahren Ertrag zu erzielen. Offensichtlich hat die genetische Variabilität von Populationen auch Bedeutung für die Anpassung an steigende CO_2-Konzentrationen (z. B. Schmid et al. 1996; Fischer et al. 1997). Weitere Beispiele wurden von Matthies (2000) zusammengestellt und diskutiert.

9.1.2 Fitness

Auch wenn sich die Umweltbedingungen (zumindest anscheinend) nicht ändern, ist genetische Vielfalt vorteilhaft. Genetisch uniforme Populationen sind oft erheblich anfälliger für Krankheiten und zeigen niedrigerere Reproduktionsraten, weisen also eine geringere Fitness auf als genetisch diverse (Tab. 9.1). Beispielsweise ergab eine Untersuchung von insgesamt 23 Populationen in SW-Deutschland und im Schweizer Jura, dass Individuen aus kleinen und daher genetisch erodierten Beständen des Deutschen Enzians (*Gentianella germanica*) weniger Samen produzieren als solche aus großen Populationen (Fischer und Matthies 1998a,b). Entsprechendes wurde für Schweizer Populationen der Frühlings-Schlüsselblume und des Gelben Enzians (*Primula veris*, *Gentiana lutea*) gefunden (Kery und Matthies 1995; Kery et al. 2000).

Allgemein bekannt ist die sogenannte **Inzuchtdepression** (z. B. Charlesworth und Charlesworth 1987; Heschel und Paige 1995), die sich beispielsweise bei Rassehunden stark bemerkbar macht (z. B. Thornhill 1993). Die gängige Praxis der Kreuzung nah verwandter Individuen (Abb. 9.1) ist sicherlich eine der Hauptursachen für die durchschnittlich kürzere Lebenszeit und das häufige Auftreten von Krankheiten bei Rassehunden im Vergleich zu Mischlingen. Auch bei der Untersuchung von Arten in Zoos gehaltener Säugetiere zeigt sich der Nachteil von Inzucht: Ralls und Ballou (1983) fanden bei 34 von 37 Vergleichen (92 %) eine erhöhte Jugendsterblichkeitsrate.

Inzuchtdepression tritt natürlicherweise in kleinen, isolierten Populationen auf. In der Natur wie bei der Zucht in Menschenobhut beruht sie darauf, dass natürlicherweise schädliche Veränderungen des Erbguts bei einzelnen Individuen auftreten. Oft sind diese rezessiv, d. h. sie kommen bei den Nachkommen nicht zur Auswirkung, weil das vom anderen Elternteil stammende, nicht mutierte („gesunde") Allel des betreffenden Gens den Phänotyp des betreffenden Individuums bestimmt. Auf diese Weise wird das „schädliche" Allel zwar weitergegeben, bleibt aber in einer großen Population selten. Gelangen nun wenige Individuen (im Extremfall ein befruchtetes Weibchen oder ein Same), die das „schädliche" Allel besitzen, in einen völlig isolierten Lebensraum, so wird es zwangsläufig oft, im Extremfall zunächst sogar ausschließlich, zur Paarung von mit dem schädlichen Allel behafteten Individuen kom-



Abb. 9.1 Stammbaum der Rassehündin Felicitas of Meridian, genannt Molly, als Beispiel für Inzucht; mehrfach auftretende Vorfahren sind farbig und durch größere Schrift hervorgehoben.

men. Rein rechnerisch wird dann bis zu einem Viertel der ersten Nachkommengeneration das betreffende Allel in doppelter Ausführung besitzen, sodass es sich im Phänotyp manifestiert, der betreffende Schaden also zur Ausprägung kommt. Entsprechendes kann in Zuchtprogrammen geschehen, wo oft immer wieder die gleichen ausgesuchten Elterntiere zur Zucht eingesetzt werden (z. B. Championzucht bei Hunden): „Molly" (Abb. 9.1) hatte väterlicher- und mütterlicherseits den gleichen Großvater, der zugleich auch einer ihrer Urgroßväter war. Zusätzlich traten unter den Urgroßeltern zwei weitere doppelt auf. Welche Maßnahmen getroffen werden, um Inzuchtdepression bei der Zucht von Tieren in zoologischen Gärten zu vermeiden, wird in ► Abschn. 15.2. näher erläutert.

9.2 Die Bedeutung der α-Diversität (Artenreichtum)

Darüber, dass Zusammenhänge zwischen α-Diversität und **Ökosystemfunktionen** bestehen, kann kein Zweifel bestehen, wie die Mehrzahl der von Schulze und Mooney (1994) zusammengestellten Arbeiten zeigt. Diverse (= artenreiche) Ökosysteme gelten allgemein als besser gegen Störungen gewappnet als artenarme, was u. a. bereits von MacArthur (1955) und Elton (1958) vermutet wurde. Diese **Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese** lässt sich mit den Beobachtungen land- und forstwirtschaftlicher Monokulturen erhärten, die stets anfälliger gegen Schädlingsbefall sind als artenreiche Wiesen bzw. Forste, ist aber auch gedanklich schlüssig: Gibt es in einem System beispielsweise nur eine

Prädatorart, kann deren Ausfall oder bereits ihre Dezimierung einen starken Anstieg der Individuendichte der Pflanzenfresser ermöglichen, was dann die nahezu völlige Vernichtung der Biozönose (Ausbreitung einiger ungenießbarer Pflanzenarten) zur Folge hat. Sind dagegen mehrere Arten von Beutegreifern vorhanden, so wird beim Ausfall einer von ihnen die Individuendichte der konkurrierenden Prädatoren ansteigen, die Zahl der Herbivoren daher (nach einem kurzen Anstieg) wieder auf das vorherige Maß beschränkt werden. Experimente, die diese Hypothese vollständig beweisen, sind den Verfassern nicht bekannt, immerhin aber gibt es zumindest einen nahezu vollständigen Beweis: Um die ökosystemare Rolle des Kojoten (*Canis latrans*) zu untersuchen, wurde seine Dichte auf einer Experimentierfläche um die Hälfte reduziert. Nach einiger Zeit stieg daraufhin die Individuenzahl der Nagetiere an, wobei allerdings eine Art zur Dominanz gelangte (*Dipodymus ordii*), die anderen aber seltener wurden. Außerdem nahm der Kalifornische Hase (*Lepus californicus*) stark zu. Parallel dazu wurde eine Steigerung der Populationsdichte von Rotluchs (*Lynx rufus*) und Graufuchs (*Urocyon cineroargentatus*) festgestellt (Henke und Bryant 1999). Ein großer Teil der obigen Hypothese ist damit belegt. Da es im Experiment nicht um diese Hypothese ging, sondern um die Rolle des Kojoten, diese aber mit den erzielten Ergebnissen geklärt war, wurde es in diesem Stadium beendet. Eine gedankliche Fortführung kann jedoch nur zu dem Schluss kommen, dass die Zunahme von Füchsen und Luchsen, die sich ebenfalls von Nagetieren und Hasen ernähren, zu deren Abnahme geführt hätte.

Als Argument gegen die Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese wird häufig angeführt, dass „natürliche Monokulturen", z. B. Röhrichte, durchaus beständige Lebensräume sind. Dabei wird jedoch übersehen, dass auch diese Biozönosen sehr artenreich sind. Sie enthalten, neben einigen weiteren (unauffälligeren) Samenpflanzen wie Wasserlinsen (Lemnaceae) und Wasserschlaucharten (*Utricularia*), eine Vielzahl tierischer Organismen. Sehr hoch ist auch die Anzahl und Individuendichte der Mikroorganismen. Im Gegensatz dazu ist die Artenzahl auf einem Maisacker (im Vergleich etwa zu einer extensiven Wiese oder zu dem am gleichen Standort natürlicherweise vorkommenden Wald) erheblich reduziert und auch eine forstliche Monokultur mit Fichten enthält weit weniger Tierarten (z. B. in der Avizönose) als der natürliche Laubmischwald. Entsprechend sind derartige echte Monokulturen sehr anfällig für Schädlinge. Scheinbare Widersprüche ergeben sich nur, wenn man Ökosysteme unterschiedlicher Standorte oder unterschiedlicher Sukzessionsstadien vergleicht und sich dann auch noch auf nur wenige Artengruppen bezieht. Dann findet man beispielsweise, dass eine „junge" Ruderalfläche erheblich reicher an Blütenpflanzen, Insekten und Reptilien etc. ist als das Endstadium der Sukzession, das von einem Salweiden-Birken- oder Eschenahorn-Robinienwald gebildet wird, dieser Wald aber stabiler ist, d. h. längeren Bestand hat als die relativ kurzlebige krautige Pioniergesellschaft.

Ein solcher Ansatz ist jedoch falsch. Richtig wäre der Vergleich des Salweiden-Birkenwaldes, in dessen Baumschicht in der Regel auch Ahornarten, Vogelbeere sowie Götterbaum und Robinie vertreten sind, mit einem (aus welchen Gründen auch immer) reinen Birkenbestand auf gleichem Standort. Bei einem Massenbefall mit einem Birkenschädling könnte letzterer innerhalb eines Jahres völlig vernichtet werden. Der baumartenreichere Birken-Robinienwald würde dagegen lediglich aufgelichtet, bliebe aber ein Wald (siehe hierzu auch das schematische Beispiel in ◘ Abb. 9.2).

Die artenreiche krautige Ruderalgesellschaft darf man dagegen nur mit einer auf gleichem Standort angesäten Einartgesellschaft (oder auch einer aus mehreren Arten bestehenden, aber immer noch deutlich artenärmeren) krautigen Gesellschaft vergleichen. Auch hier ist die artenreiche Gesellschaft gegenüber Schädlingsbefall, Trockenheit, Kälte etc. stabiler als der Einartbestand.

Die Frage der Stabilität ist außerdem eine Frage des Maßstabes. Sieht man einen See als Ökosystem an, repräsentiert z. B. ein Schilfröhricht logischerweise kein Ökosystem, sondern nur einen Teilbereich. Das vor etlichen Jahren in manchen mitteleuropäischen Seen als Folge von Eutrophierung zu verzeichnende „Schilfsterben" stellte also keine Vernichtung eines Ökosystems dar, sondern lediglich den Ausfall einer Teilbiozönose. Dort, wo die Eutrophierung aufgrund verbesserter Abwasserklärung

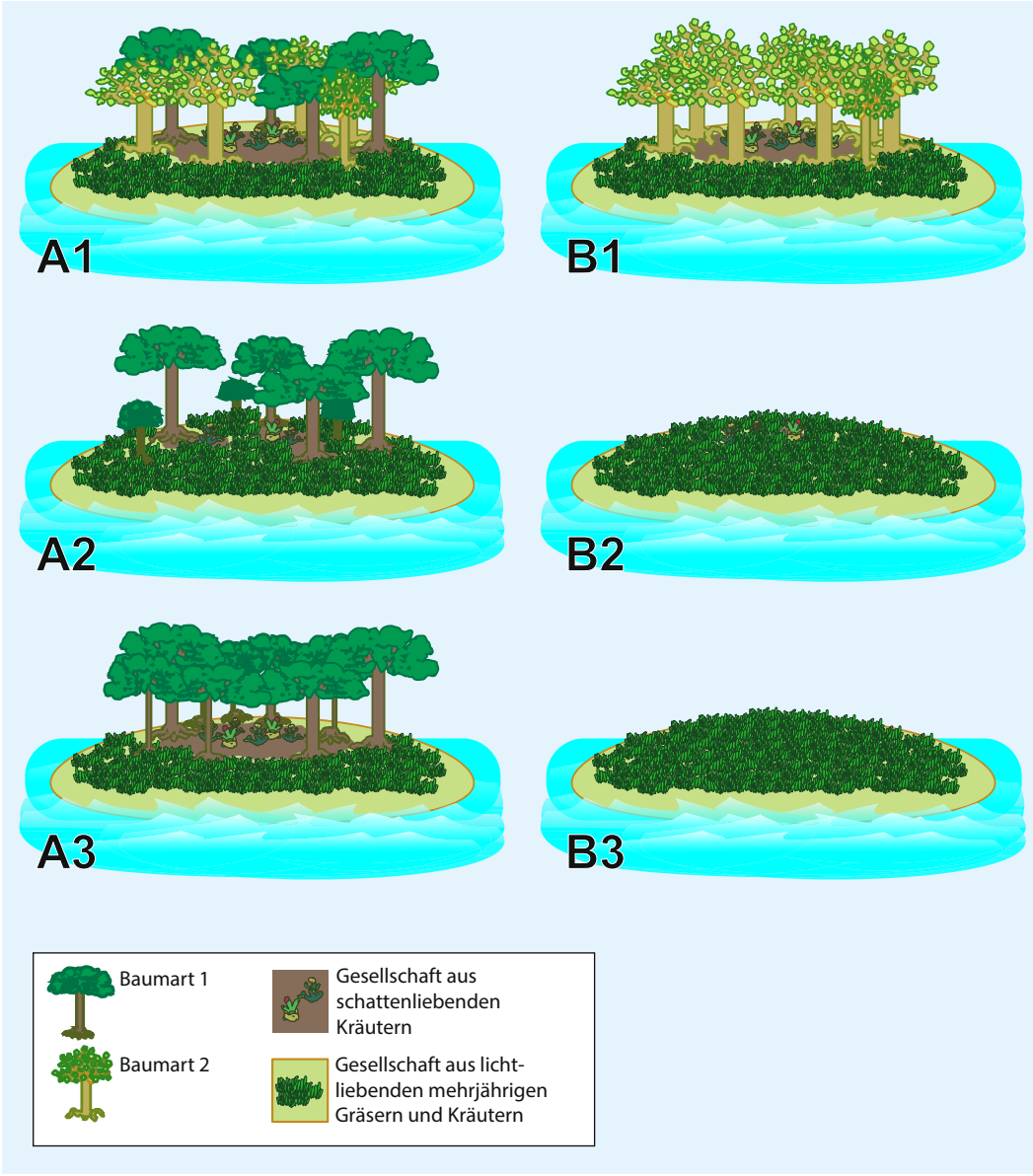
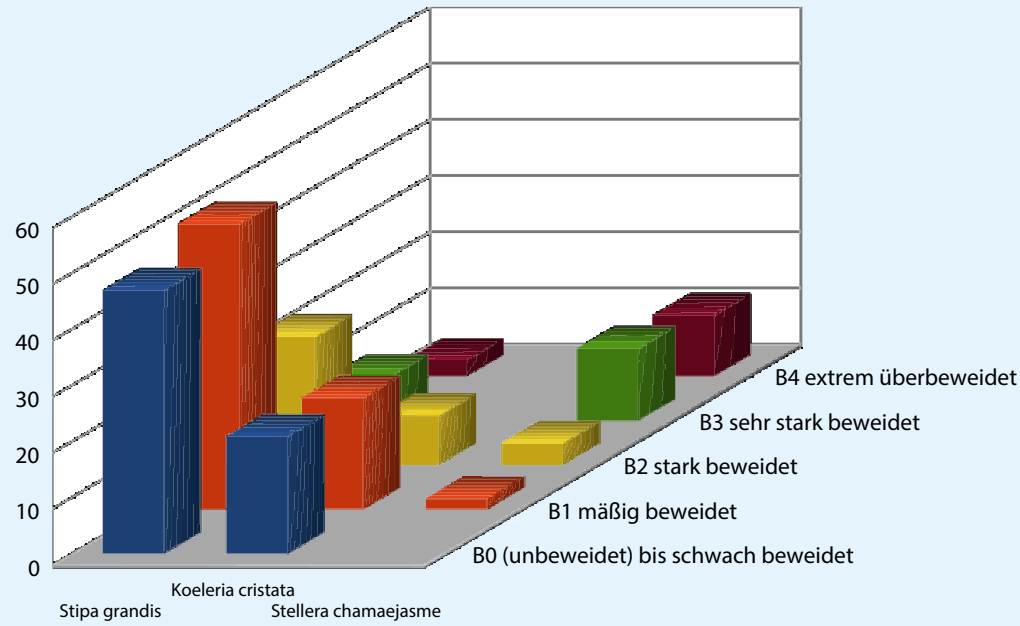


Abb. 9.2 Schematische Erläuterung der höheren Stabilität artenreicher Biozönosen am Beispiel zweier Inseln, deren Vegetation aus einem Wald mit einer typischen (d. h. hygrophilen, auf Schatten angewiesenen) Krautschicht und einer Rasengesellschaft aus an lichtreichen Standorten sehr konkurrenzkräftigen Arten besteht. Die ansonsten standörtlich gleichen Inseln unterscheiden sich lediglich dadurch, dass der Wald auf Insel A von zwei Baumarten gebildet wird (Arten 1 und 2), der auf Insel B aus nur einer (der Art 1). **A1** und **B1** Ausgangszustand. **A2** und **B2** Baumart 1 wurde von einem Virus befallen und ist völlig erloschen, die lichtliebende Grasvegetation breitet sich aus. **A3** Baumart 2 füllt die durch den Ausfall von Art 1 entstandenen Lücken; die auf starke Belichtung angewiesene Grasvegetation wird wieder auf ihr ursprüngliches Ausmaß zurückgedrängt. Das Ökosystem Wald hat sich als stabil erwiesen. **B3** Die lichtliebende, konkurrenzstarke Grasvegetation nimmt nun die ganze Insel ein; die Arten der Waldkrautschicht wurden verdrängt oder konnten die starke Belichtung auf Dauer nicht ertragen. Das Waldökosystem ist völlig erloschen. © S. Wittig

Box 9.1 Die Bedeutung der α-Diversität in der chinesischen Lößsteppe

Gäbe es in der chinesischen Lößsteppe als einzige Pflanzenart nur das für Steppen allgemein charakteristische, aber relativ beweidungsempfindliche Gras *Koeleria cristata*, wäre bereits bei mäßiger Beweidung eine deutliche Verringerung der Vegetationsbedeckung zu verzeichnen, sodass Bodenerosion einsetzen würde. Bei starker Beweidung wäre gar keine Vegetation mehr vorhanden und der Boden somit völlig schutzlos. Ist mit dem Federgras *Stipa grandis* eine beweidungstolerantere Art vorhanden, so ist der Boden bei mäßiger Beweidung erheblich besser geschützt und auch bei starker Beweidung noch nicht völlig vegetationsfrei. Kommt in dem Kraut *Stellera chamaejasme* eine dritte Art hinzu, ist bei mäßiger Beweidung eine nahezu geschlossene Vegetationsdecke möglich, bei starker Beweidung immerhin noch eine gute Bedeckung gegeben und selbst bei sehr starker Beweidung (Überweidung) ist der Boden nicht völlig schutzlos (◘ Abb. 9.3). *Stellera chamaesjasme* allein würde aber den Erhalt des Ökosystems (d. h. Vegetation und große Weidegänger) nicht ermöglichen, denn die Art ist giftig. Bereits bei starker Beweidung wird die Zahl der Weidetiere daher abnehmen und bei Überweidung gegen Null gehen, sodass die Steppe regenerieren kann. Bedenkt man, dass ein Ökosystem nicht nur gegenüber einem Faktor (hier Beweidung durch große Säugetiere) stabil sein muss, sondern gegenüber einer Vielzahl (Insektenfraß, Nematoden-, Pilz-, Bakterien- und Virusbefall, überdurchschnittliche Trockenheit oder Nässe, abnormale Kälte- oder Hitzeperioden), so wird klar, dass auch drei Pflanzenarten keine Stabilität garantieren können, sondern erst eine hohe Diversität Stabilität gewährleistet.



◘ **Abb. 9.3** Vorkommen von bezeichnenden Arten der chinesischen Lößsteppen bei unterschiedlich starker Beweidung. (nach Xie et al. 2007)

nachgelassen hat, ist das Schilf wieder zurückgekehrt, das Ökosystem hat sich also als stabil erwiesen.

Als weiteres Argument gegen die Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese könnte man auf den ersten Blick anführen, dass der (vergleichsweise artenarme) mitteleuropäische Buchenwald nach Kahlschlag relativ schnell regeneriert, während aus einem (sehr artenreichen) tropischen Regenwald meist nur ein artenärmerer Sekundärwald nachwächst. Hierauf lässt sich jedoch entgegnen, dass der tropische Regenwald in einem Klima wächst, in dem natürliche „Kahlschläge", wie sie im mitteleu-

ropäischen Klima durch Lawinen, Schneebruch etc. natürlicherweise auftreten, nicht vorkommen. Eine Anpassung des Systems an derartige großflächige Störungen war daher nicht erforderlich. Von Natur aus in beiden Systemen vorkommende Störungen, wie das Umfallen eines einzelnen Baumes und die dadurch entstehende Lücke, werden dagegen im tropischen Regenwald schneller behoben als im europäischen Buchenwald.

Auf einen positiven Zusammenhang zwischen Artenreichtum und Stabilität schließen Mooney et al. (1996) in ihrer Zusammenfassung der Ergebnisse des vom *Scientific Committee on Problems of the Environment* (SCOPE) im Jahre 1991 initiierten Forschungsprogrammes „*Ecosystem Functioning and Biodiversity*". Diese geringere Anfälligkeit artenreicher Ökosysteme gegenüber Störungen wurde inzwischen durch Balvanera et al. (2006) in einer Metaanalyse belegt. Weitere diesbezügliche Hinweise finden sich bei Naeem und Li (1997), Lehman und Tilman (2000), Proulx et al. (2010), Selmants et al. (2012), Tilman et al. (2012), Zhang et al. (2012), wobei Cadotte et al. (2012) zeigen, dass auch phylogenetische Diversität bedeutsam ist. ▶ Box 9.1 erläutert den Mechanismus am Beispiel von Untersuchungen in der chinesischen Lößsteppe (Xie et al. 2007, Wittig und Xie 2010).

In Ökosystemen müssen zur Aufrechterhaltung ihrer Funktionsfähigkeit vielfältige, komplizierte Prozessketten und -netze ablaufen. Beispielsweise können Ökosysteme nur fortbestehen, wenn die in ihnen anfallende tote Biomasse (abgefallene Blätter, Totholz, Tierleichen, Tierexkremente) abgebaut (remineralisiert) wird, d. h. wenn die darin festgelegten Nährstoffe wieder verfügbar gemacht werden. Geschieht dies nicht, wäre der Boden des Systems bald mit einer für die Keimwurzeln von Pflanzen undurchdringbar hohen Schicht toter Biomasse bedeckt, wodurch die Vegetation allmählich verschwinden würde. Insbesondere aber würde die Vegetation deshalb verarmen, weil alle Nährstoffe des Bodens in toter Biomasse festgelegt und für die Pflanzen nicht verfügbar wären. Ohne die Existenz von Pflanzenwachstum als Nahrungsgrundlage aber ist auch kein tierisches Leben möglich.

Dass all dies nicht geschieht, dafür sorgen die in und am Boden lebenden **Zersetzer** und **Mineralisierer**. Hierbei handelt es sich um eine Vielzahl von Organismen aus verschiedenen Gruppen, v. a. Insekten, Anneliden, Bakterien und Pilze. Zunächst erfolgt eine mechanische Zerkleinerung (durch am oder im Boden lebende Insekten, Regenwürmer) und eine Einarbeitung in den Boden (Bioturbation: v. a. Regenwürmer). Danach übernehmen Mikroorganismen (Bakterien und Pilze) den weiteren Abbau, wobei durch Spezialisten auch schwer abbaubare Bestandteile wie Zellulose und Lignin mineralisiert werden.

In einem gut funktionierenden Ökosystem gibt es für diese hintereinandergeschalteten Aufgaben nicht jeweils nur eine Art, sondern in der Regel eine ganze Gruppe. Eine derartige oft verschiedenen Ästen des Organismenreichs angehörende, aber im Ökosystem die gleiche Funktion erfüllende Artengruppe nennt man **Gilde** oder **funktionelle Gruppe**. Allerdings gleichen sich die Arten einer Gilde bezüglich ihrer Funktion und Funktionsfähigkeit nicht völlig: Sie sind auf unterschiedliche Teilkomponenten des Abfalls spezialisiert, bauen also entweder Holz oder Blattmasse oder Tierleichen ab, wobei es wiederum Spezialisten für den Abbau des Holzes oder der Blätter einzelner Pflanzenarten gibt. Darüber hinaus sind sie unterschiedlich anfällig gegen Fressfeinde, Krankheiten, Temperaturextreme oder schwankungen-, Trockenheit, Sauerstoffmangel etc. Errechnet man allein die Kombinationsmöglichkeiten, die sich aus den genannten unterschiedlichen Spezialaufgaben und den unterschiedlichen Eigenschaften (z. B. Resistenzen) ergeben, so wird die Bedeutung einer möglichst hohen Anzahl bezüglich ihrer Spezialfunktion diverser Arten, also von Biodiversität, verständlich. Nach Tilman et al. (1997) ist dabei insbesondere die oben erläuterte funktionale Diversität von großer Bedeutung, worauf u. a. auch Neßhöver und Beierkuhnlein (2003) hinweisen.

Eine sehr wichtige Gilde bilden die **Bestäuber** der Blüten, bei deren Ausfall viele Ökosysteme zusammenbrechen würden. Es ist daher sehr wichtig, dass diese Gilde eine Vielzahl von Arten enthält, sodass die Bestäubung auf jeden Fall gewährleistet ist. Wie in vielen Bereichen der Ökosystemfunktion spielen Insekten dabei eine besonders wichtige Rolle, was angesichts der Tatsache, dass sie die größte Tiergruppe der Welt bilden, nicht verwunderlich ist. Daher spielen sie logischerweise eine bedeutende Rolle

für das Funktionieren von Ökosystemen. Beispielsweise sind Insekten im Nährstoffkreislauf an zwölf unterschiedlichen Vorgängen teilweise maßgeblich beteiligt (Weisser et al. 2004).

Isbell et al. (2011) belegen mit einer Analyse von 17 im Grasland durchgeführten Experimenten, in denen 147 Pflanzen eingesetzt wurden, dass bestimmte Funktionen, die für den Fortbestand des Ökosystems wichtig sind, bei Wechsel der Umweltbedingungen auch von wechselnden Arten wahrgenommen werden. Bezüglich einer Funktion scheinbar redundante Arten sind also offensichtlich doch nicht überflüssig. Hector et al. (1999) konnten mittels Simulation zeigen, dass die Produktivität von Grasland bei sonst gleichen Bedingungen mit abnehmender Artenzahl ebenfalls abnimmt. In einem sieben Jahre andauernden Experiment erzielten Tilman et al. (2001) mit einer aus 16 Arten bestehenden Grünlandgesellschaft eine 2,7 fach höhere Produktivität als mit einer Monokultur. Bezogen auf „günstige" Jahre oder in einer Region mit über Jahre hinweg gleich bleibenden günstigen Wuchsbedingungen sind dagegen Systeme mit wenigen Arten, eventuell sogar Monokulturen, ertragreicher. Viele scheinbare Einwände gegen die Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese beruhen entweder auf dem oben erläuterten Vergleich von im Hinblick auf diese Fragestellung nicht vergleichbaren unterschiedlichen Ökosystemen oder manchmal sogar auf einer Gleichsetzung von Produktivität und Sicherung der Stabilität des Ökosystems. Weder die Diversitäts-Stabilitäts- noch die Versicherungshypothese behaupten nämlich, dass alle Ökosystemfunktionen von der α-Diversität abhängen. Es geht lediglich darum, dass die Stabilität von ansonsten gleichen Ökosystemen in Beziehung zur Artendiversität steht, nicht aber etwa, dass beispielsweise die Produktivität an die Artenvielfalt gekoppelt sein muss, auch wenn sie es durchaus sein kann, wie die oben erwähnten Beispiele zeigen. Findet man, wie u. a. Pfisterer (2003), keine Beziehungen zwischen Artenzahl und produzierter Biomasse, hat das für die genannten Hypothesen keine Bedeutung.

Stabilität darf – bei kleinräumlicher Analyse – auch nicht mit Konstanz der Artenkombination verwechselt werden. Gerade artenreiche Biozönosen zeichnen sich nämlich durch hohe Mobilität der Arten innerhalb eines großflächigen Lebensraumes aus. Beispielsweise fanden Sykes et al. (1994) auf Flächen von 0,01 m^2 in vier verschiedenen artenreichen Ökosystemen (kumulative Artenzahl in Flächen von 2,5 m^2 innerhalb von vier Jahren: 43–75) zweier Kontinente einen jährlichen Wechsel von durchschnittlich drei der insgesamt durchschnittlich zehn Arten dieser kleinen 0,01-m^2-Fächen.

Aus all dem folgt, dass hohe Artenvielfalt gewissermaßen eine Versicherung für den Fortbestand eines Ökosystems bei „Unfällen" darstellt. Die oben genannte Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese ist also nur eine etwas anders ausgedrückte Form der „Versicherungshypothese" (z. B. Yachi und Loreau 1999; Loreau et al. 2003; Baumgärtner 2007).

9.3 Die Bedeutung der Ökosystemvielfalt

In unterschiedlichen Ökosystemen herrschen auch unterschiedliche Standortbedingungen, was bei Extremereignissen von großer Bedeutung sein kann. Trocknen beispielsweise in klimatisch extremen Jahren die „Normalstandorte" einer Region völlig aus, so können deren Tierarten in benachbarten Feuchtbiotopen Nahrung finden. Bei Waldbränden kann die Nähe von Feuchtbiotopen sogar die einzige Überlebensmöglichkeit bieten. Wurden alle Feuchtbiotope einer Region vom Menschen entwässert, besteht für viele Arten in solchen Situationen keine Überlebenschance.

Aber auch die Tatsache, dass unterschiedliche Ökosysteme unterschiedliche Arten beherbergen, hat große Bedeutung, z. B. bei schnell eintretendem Klimawandel: Normalerweise herrscht in großklimatisch einheitlichen Räumen auf der Südseite von Erhebungen ein deutlich wärmeres Klima als auf der Nordseite und in Senken. Dementsprechend findet man dort sowohl natürlicherweise als auch bei extensiver Nutzung vom Normaltyp der Region abweichende Ökosysteme (◘ Abb. 9.4), deren Arten an entsprechende Veränderungen (Klimaerwärmung oder -abkühlung) angepasst sind und daher von diesen Sonderstandorten aus die neuen „Normalstandorte" besiedeln können. Wurden die Standorte jedoch durch Verfüllung von Senken und Abtragung kleiner Erhöhungen, durch Anpflanzen

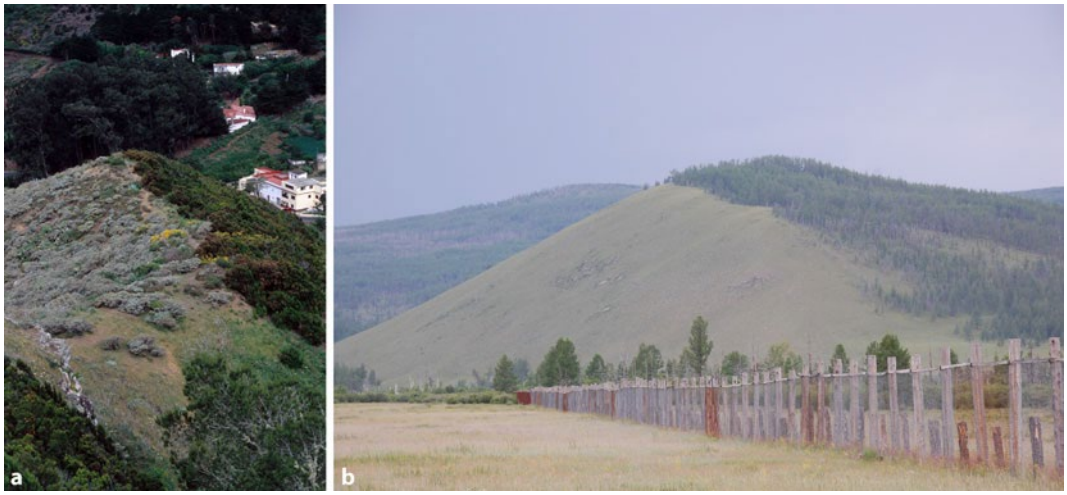


Abb. 9.4a,b Nord- und Südseite eines Hügels beherbergen natürlicherweise oder, wie hier, bei extensiver Nutzung, deutlich verschiedene Vegetationstypen und Artenkombinationen; **a** Teneriffa 2004; **b** Nationalpark Khenty, Mongolei 2012. Fotos R. Wittig

derselben Baumart in von Natur aus verschiedenen Waldgesellschaften oder durch gleichartige intensive Nutzung nivelliert, dann sind diese Möglichkeiten nicht mehr gegeben oder zumindest deutlich eingeschränkt.

Literatur

Balvanera P, Pfisterer AB, Buchmann N, He J–S, Nakashizuka T, Raffaelli D, Schmid B (2006) Quantfying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. Ecol Letters 9:1146–1156

Baumgärtner S (2007) The insurance value of biodiversity in the provision of ecosystem services. Natural Resource Modeling 20:87–127

Cadotte MW, Dinnage R, Tilman D (2012) Phylogenetic diversity promotes ecosystem stavbility. Ecol 93:223–233

Charlesworth D, Charlesworth B (1987) Inbreeding depression and its evolutionary consequences. Annual review of ecology and systematics 18:237–268

Dueck TA, Ernst WHO, Faber J, Pasman F (1984) Heavy metal immision and genetic constitution of plant population in the vicinity of two metal emission sources. Angew Bot 58:47–59

Elton C (1958) The Ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London

Ernst WHO (1987) Population differentiation in grassland vegetation. In: van Andel J, Bakke JP, Snaydon RW (Hrsg) Disturbance in grasslands. Dr W Junk, Dordrecht

Fischer M, Matthies D (1998a) The effect of population size on performance in the rare plant Gentianella germanica. J Ecol 86:195–204

Fischer M, Matthies D (1998b) RAPD variation in relation to population size and plant performance in the rare Gentianella germanica. American J Bot 85:811–819

Fischer M, Matthies D, Schmid B (1997) Demography of rare calcareous grassland plants under elevated CO_2: a field experiment with Gentianella germanica and Gentiana cruciata. J Ecol 85:681–692

Hector A, Schmid B, Beierkuhnlein C, Diemer M, Dimitrakopoulos PG, Finn JA, Freitas H, Giller PS, Good J, Harris P, Högberg P, Huss-Danell K, Jumpponen A, Körner C, Leadly PW, Loreau M, Minns A, Mulder CPH, O'Donovan G, Otway SJ, Pereira JS, Prinz A, Read DJ, Scherer-Lorenzen M, Schulze E-D, Siamantziouras A-SD, Spehn EM, Terry AC, Troumbis AY, Woodward FI, Yachi S, Lawton JH (1999) Plant diversity and productivity experiments in european grasslands. Sci 286:1123–1127

Henke SE, Bryant FC (1999) Effect of coyote removal on the faunal community in western Texas. J Wildlife Management 63:1066–1081

Heschel MS, Paige KN (1995) Inbreeding depression, environmental stress, and population size variation in scarlet gilia (Ipomopsis aggregata). Conservation Biol 9:126–133

Isbell F, Calcagno , Hector A, Connolly J, Harpole WS, Reich PB, Scherer-Lorenzen M, Schmid B, Tilman D, van Ruijven J, Weigelt A, Wilsey BJ, Zavaleta ES, Loreau M (2011) High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. Nature 477:199–202

Kéry M, Matthies D (1995) Reduced productive success in small population of the fragmented Grassland species Primula veris L. and Gentiana lutea L. Kieler Notizen Pflanzenkunde Schleswig–Holstein Hamburg 23:38–39

Kéry M, Matthies D, Spillmann HH (2000) Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants Primula veris and Gentiana lutea. J Ecol 88:17–30

Kettlewell B (1973) The evolution of mechanism. Clarendon Press, Oxford, U.K

Law W, Salick J (2005) Human induced dwarfing of Himalayan snow lotus (Saussurea laniceps (Asteraceae). Proc National Acad Sci 102:10218–10220

Lehman CL, Tilman D (2000) Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities. American Naturalist 5:534–552

Loreau M, Mouquet N, Gonzalez A (2003) Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. Proc National Acad Sci 100:12765–12770

MacArthur RH (1955) Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. Ecol 36:533–536

Matthies D (2000) The genetic and demographic consequences of habitat fragmentation for Plants: examples from declining grassland species. Schriftenreihe Vegetationskunde 32:129–140

Mooney HA, Cushman JH, Medina E, Sala OE, Schulze E-D (1996) What we have learned about the ecosystem functioning of biodiversity. In: Mooney HA, Cushman JH, Medina E, Sala OE, Schulze E-D (Hrsg) Functional roles of biodiversity; a global perspective. Wiley, Chichester, S 475–484

Naeem S, Li S (1997) Biodiversity enhances ecosystem reliability. Nature 390:507–509

Neßhöver C, Beierkuhnlein C (2003) Biodiversität und Ökosystemfunktionen im Grasland. Nova Acta Leopoldina NF 87:361–366

Norberg J, Swaney DP, Dushoff J, Lin J, Casagrand R, Levin SA (2001) Phenotypic diversity and ecosystem functioning in changing environments: a theoretical framework. Proc National Acad Sci 98:11376–11381

Pfisterer AB (2003) Biodiversität als Versicherung bei extremen Ereignissen? Nova Acta Leopoldina NF 87:367–370

Proulx R, Wirth C, Voigt W, Weigelt A, Roscher C, Attinger S, Baade J, Barnard RL, Buchmann N, Buscot F, Eisenhauer N, Fischer M, Gleixner G, Halle S, Hildebrandt A, Kowalski E, Kuu A, Lange M, Milcu A, Niklaus PA, Oelmann Y, Rosenkranz A, Sabais A, Scherber C, Scherer-Lorenzen M, Scheu S, Schulze E-D, Schumacher J, Schwichtenberg G, Soussana J-F, Temperton VM, Weisser WW, Wilcke W, Schmid B (2010) Diversity promotes temporal stability across levels of ecosystem organization in experimental grasslands. PLoS ONE 5(10):e13382 doi:10.1371/journal.pone.0013382

Ralls K, Ballou J (1983) Extinction: lessons from zoos. In: Schonewald-Cox CM, Chambers SM, McBryde B, Thomas WL (Hrsg) Genetics and conservation. Benjamin/Cummings, Menlo Park, S 164–184

Reed DH, Frankham R (2003) Correlation between fitness and genetic diversity. Conservation Biol 17:230–237

Schmid B, Birrer A, Lavigne C (1996) Genetic variation in the response of plant populations to elevated CO_2 in a nutrient–poor, calcareous grassland. In: Körner C, Bazazz FA (Hrsg) Community, population, and evolutionary responses to elevated CO_2 concentration. Academic Press, New York, S 31–50

Schulze E-D, Mooney HA (1994) Biodiversity and ecosystem functions. Ecol Studies, Bd. 99. Springer, Berlin

Selmants PC, Zavaleta ES, Pasari JR, Hernandez DL (2012) Realistic plant species losses reduce invasion resistance in a California serpentine grassland. J Ecol 100:723–731

Sykes MT, van der Maarel E, Peet RK, Willems J H (1994) High species mobility in species-rich plant communities: an intercontinental comparison. Folia Geobot Phytotax 29:439-448

Thornhill NW (1993) The natural history of inbreeding and outbreeding – theoretical and empirical perspectives. University of Chicago Press, Chicago

Tilman D, Knops J, Wedin D, Reich P, Ritchie M, Sieman E (1997) The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. Sci 277:1300–1302

Tilman D, Reich PB, Knops J, Wedin D, Mielke T, Lehman C (2001) Diversity and productivity in a long–term grassland experiment. Sci 294:843–845

Tilman D, Reich PB, Isbell F (2012) Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. Proc National Acad Sci 109:10394–10397

Weisser WW, Siemann E (2004) The various effects of insects on Ecosystem functioning. In: Weisser WW, Siemann E (Hrsg) Insects and ecological functions. Ecol Studies, Bd. 173. Springer, Berlin, S 3–26

Wittig R, Xie Y (2010) Formationen und Höhenstufen der Vegetation des Naturschutzgebietes Yunwushan (Autonome Region Ningxia, VR China). Braun-Blanquetia 46:367-371

Xie Y, Becker U, Wittig R (2007) Vegetation of the Stipa loess steppe in Ningxia (northern China) in relation to grazing intensity. Grassland Sci 53:143–154

Yachi S, Loreau M (1999) Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. Proc National Acad Sci USA 96:1463–1468

Zhang Y, Chen HYH, Reich PB (2012) Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: a global meta–analysis. J Ecol 100:742–749

Die Bedeutung der Biodiversität für den Menschen

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

10.1 Was sind Ökosystemdienstleistungen? – 232

10.2 Bereitstellung von Nahrung, Pharmaka und Rohstoffen – 237

10.2.1 Nahrung – 237

10.2.2 Pharmaka – 240

10.2.3 Brennmaterial und Rohstoffe – 244

10.3 Bionik – 245

10.4 Abbau von Schadstoffen (Bioremediation) – 247

10.5 Biodiversität als Versicherung – 249

10.6 Freizeit und Kultur – 249

10.7 Monetärer Wert – 253

Literatur – 256

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_10, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Die Bedeutung der Biodiversität für den Menschen wird seit Daily (1997) mit dem Begriff ***ecosystem services*** (*ESS*; deutsch: Ökosystemdienstleistungen) umschrieben. Nachfolgend gehen wir zunächst allgemein auf diesen Begriff ein (▶ Abschn. 10.1) und beleuchten dann einige Dienstleistungen näher: die Bereitstellung von Nahrung, Pharmaka und Rohstoffen (▶ Abschn. 10.2), die Funktion als Vorbild für technische Entwicklungen (▶ Abschn. 10.3), den Abbau oder den Entzug von Schadstoffen (Bioremediation; ▶ Abschn. 10.4) sowie als „Versicherung" (▶ Abschn. 10.5) und die Rolle im Rahmen von Freizeit, Erholung und Tourismus (▶ Abschn. 10.6). Abschließend werden die Ergebnisse von Versuchen vorgestellt, den monetären Wert aller oder einiger Ökosystemdienstleistungen zu ermitteln (▶ Abschn. 10.7).

10.1 Was sind Ökosystemdienstleistungen?

Die Natur allgemein und im konkreten Fall Ökosysteme bilden die Versorgungs- und Lebensgrundlage für den Menschen. Daneben haben sie zahlreiche Vorsorgefunktionen für die Erhaltung des menschlichen Lebensraumes und die Verhinderung von Katastrophen, wobei hierbei in der Regel die tragende Rolle von der Vegetation gespielt wird (◘ Tab. 10.1). Im Einzelnen sind hier u. a. zu nennen (alphabetische Reihenfolge):

- CO_2-Speicherung,
- Desertifikationsschutz,
- Erosionsschutz,
- Frischluftproduktion,
- Klimadämpfung,
- Lawinenschutz,
- Staubfilterung,
- Trinkwasserbereitstellung,
- Uferbefestigung,
- Wasserretention (Hochwasserschutz; s. Weiger und Margraf 2003),
- Windschutz.

Da, wie in ▶ Kap. 9 gezeigt, das Funktionieren der Ökosysteme vom Vorhandensein eines möglichst hohen Anteils des natürlichen potenziellen Arteninventars abhängt, sind auch die ESS von der Artenzahl abhängig. **Hohe Biodiversitätsverluste werden daher einschneidende Konsequenzen für die Menschheit nach sich ziehen** (Chapin et al. 2000; Hooper et al. 2005). Die nicht nur in der Literatur oft gestellte Frage „*do species matter*?" bzw. „*does biodiversity matter ?*", d. h. ob einzelnen Arten oder der Biodiversität allgemein Bedeutung zukommt (z. B. Giller und O'Donovan 2003), muss also eindeutig mit „Ja" beantwortet werden. Die Beschäftigung mit Biodiversität ist daher nicht nur für Biologen interessant, sondern stellt auch eine Herausforderung für Entwicklungsforschung und Politik dar (Barthlott und Winiger 1998).

Wichtige von Tieren erbrachte Dienstleistungen sind das Bestäuben von Nahrungs- und anderen Nutzpflanzen sowie die Beiträge zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit etwa durch Destruenten und saprophage Konsumenten, die sich unter dem Begriff Bestandsabfall-Zersetzer zusammenfassen lassen, wozu nicht nur Tiere, sondern auch Bakterien und Pilze gehören.

Die oben exemplarisch aufgelisteten und alle weiteren Leistungen, die von (natürlichen und naturnahen: s. u.) Ökosystemen erbracht und vom Menschen genutzt werden, bezeichnet man als Ökosystemdienstleistungen (*ecosystem services*: *ESS*). Seit seiner Einführung hat dieser Begriff eine nahezu ebenso steile Karriere wie der Begriff Biodiversität hinter sich (s. ◘ Abb. 1.1). Eine gute Zusammenfassung der zahlreichen bisher erschienenen Arbeiten geben Loft und Lux (2010a, b).

Ökosystemdienstleistungen werden in der Literatur nicht immer klar von **Ökosystemfunktionen** unterschieden, obwohl der Unterschied leicht zu definieren ist: Ökosystemare Prozesse wie Streuabbau und Humusproduktion, die vom Menschen nicht genutzt werden, sind dementsprechend auch keine Dienstleistungen, sondern gehören zum normalen „Funktionieren" des Ökosystems, sind also Ökosystemfunktionen (*ecosystem functions, ESF*). Bis zum Mittelalter hat man allerdings in Mitteleuropa Humus aus den Wäldern als Dünger auf die Felder gebracht, damals war Humusproduktion also eine Ökosystemdienstleistung. Boyd und Banzhaf (2007) sowie Wallace (2007) beklagen dagegen die ihrer Meinung nach zu unscharfe Begriffsdefinition und erläutern dies am Beispiel des Trinkwassers: Dessen Bereitstellung, z. B. in Form einer Quelle, sehen sie

Tab. 10.1 Charakterisierung häufiger als ESS nutzbarer ESF und direkter ESS (in Anlehnung an Kremen 2005, verändert und stark ergänzt)

ESS	Erzeuger der ESS	Funktionelle Einheit	räumliche Wirkung
Klimastabilisierung	Vegetation	Pflanzengesellschaft	Lokal bis weltweit
Hochwasserdämpfung	Vegetation	Pflanzengesellschaft	Lokal bis regional
Erosionsschutz	Vegetation	Pflanzengesellschaft	Lokal bis regional
Desertifikationsschutz	Vegetation	Pflanzengesellschaft	Lokal bis regional
Staubfilterung	Vegetation	Pflanzengesellschaft	Lokal bis regional
Lawinenschutz	Vegetation	Pflanzengesellschaft	Lokal
Uferbefestigung	Vegetation	Pflanzengesellschaft	Lokal
Windschutz	Vegetation	Pflanzengesellschaft	Lokal
Lärmschutz	Vegetation	Pflanzengesellschaft	Lokal
Wasserretention	Ökosystem (v. a. Vegetation)	Ökosystem	Lokal bis regional
Wasserfilterung	Ökosystem (Vegetation; Mikroorganismen)	Ökosystem	Lokal
Kohlenstoffspeicherung	Ökosysteme (v. a. Vegetation, Böden, Meere)	Ökosystem	Weltweit
Bodenregeneration	Ökosysteme (v. a. Bodenfauna, Mikroben, Pilze)	Ökosystem (v.a. funktionelle Gruppen)	Lokal
Erholung, Erlebnis	Gesamte Biodiversität	Population, Vegetation, Ökosystem	Lokal bis regional
Spirituelle Werte	Diverse Arten, Hl. Haine, gesamte Natur	Population, Vegetation, Natur	Lokal bis regional
Bestäubung	Insekten, Vögel, Säuger	Population, funktionelle Gruppen	Lokal
Schädlingskontrolle	Tiere, Mikroorganismen	Population, funktionelle Gruppen	Lokal
Produktion v. Nahrung	Diverse Arten	Population, Ökosystem	Lokal
Prod. v. Heizmaterial	Vegetation, v.a. Wälder [1)]	Population, Pflanzengesellschaft	Lokal
Prod. v. Baumaterial	Vegetation, v.a. Wälder [2)]	Population, Pflanzengesellschaft	Lokal bis weltweit
Prod. v. Phytopharmaka	Diverse Arten	Population	Lokal bis weltweit
Prod. v. Kleidungsmaterial	Diverse Arten	Population	Lokal bis weltweit
Vorbildfunktion f. Technik	Diverse Arten	Art	Weltweit

[1)] selten auch Tiere: Mist als Heizmaterial
[2)] paläontologisch gesehen auch Tiere: Kalkstein

als den eigentlichen Service an, die vorhergehende Filterleistung dagegen als Funktion des Ökosystems oder als mittelbaren Service. Sie begründen diese auf den ersten Blick als Haarspalterei erscheinende Unterscheidung damit, dass nur so eine objektive Berechnung des monetären Wertes möglich sei. Dieser entspricht nämlich dem bei künstlicher Herstellung zu zahlenden Preis des Trinkwassers, in dem ja der Preis des Filterns enthalten ist. Würden Wasserbereitstellung und Filterung als *ESS* angesehen, würde die Filterung doppelt in den Wert der *ESS* eingehen. Benutzt man dagegen beispielsweise Röhrichte zur Klärung von Abwasser, dann ist die Filterleistung des Röhrichts ein *ESS*, dessen Wert den Kosten einer Abwasserreinigung im Klärwerk entspricht. Andere von Boyd und Banzhaf (2007) genannte Beispiele sind die Erneuerung der Böden und der Nährstoffkreislauf im Ökosystem. Beides sind Prozesse (Funktionen), die u. a. zur Bereitstellung von Nährstoffen im Boden führen. Diese sind das Produkt, also der Service. Da die o. g. Autoren trotz ihrer einleuchtenden Beispiele der Trinkwassergewinnung und der Nährstoffbereitstellung im Boden weiterhin eine Schwierigkeit der klaren Trennung von *ESF* und ESS sehen, schlagen sie eine Unterscheidung von „*final*" und „*intermediate services*" vor, wobei im Beispiel die Bereitstellung des Trinkwassers der *final* und die Filtration der *intermediate service* ist. Ob diese Begriffe wirklich nötig sind oder lediglich eine Aufblähung des Fachwortinventars darstellen, mögen unsere Leserinnen und Leser entscheiden.

Die oben genannten Beispiele lassen erkennen, dass der Begriff Ökosystemdienstleistung nicht zuletzt eingeführt wurde, um die von Ökosystemen bereitgestellten Leistungen monetär bewerten und so mit anderen Optionen vergleichen zu können (z. B. bei Planung der Umwandlung eines Waldes in einen Parkplatz durch Vergleich des aus den Parkgebühren zu erwirtschaftenden Gewinns mit dem Wert der im Falle der Realisierung des Projekts verlorengehenden *ESS*). Da der langfristige Wert der *ESS* in vielen Fällen eindeutig höher ist als der kurzfristig zu erzielende Gewinn, verspricht man sich vom Konzept der ESS einen entscheidenden Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität. Beispielsweise schreiben Goldmann et al. (2008, S. 9445): „*Ecosystem service approaches to conservation offer a promising way to align conservation and production, simultaneously enhancing human well-being and protecting Earth's biodiversity and life-support systems. Developing market based mechanisms for ecosystem services by ascribing them value, both economic and social, may help diminish poverty and improve human welfare.*"

Bei der Bewertung ist zu berücksichtigen, dass es unterschiedliche Kategorien von *ESS* gibt. Im Rahmen des *Millennium Ecosystem Assessment* (2005; s. a. Beck et al. 2006) werden folgende Gruppen unterschieden:

- **Bereitstellende Dienstleistungen (*provisioning services*)** (▶ Abschn. 10.2 und 10.3)
  - Bereitstellung von Nahrung, Wasser, Bau- und Brennmaterial (Holz), Fasern, Rohstoffen für Arzneimittel
- **Regulierende Dienstleistungen *(regulating services)***
  - Regulierung von Klima, Schutz vor Überflutungen und anderen Naturkatastrophen sowie vor Krankheiten, von Wasserqualität, Abfallbeseitigung,
- **Kulturelle Dienstleistungen *(cultural services)***
  - Förderung oder Ermöglichung von Erholung, Naturtourismus, ästhetischem und spirituellem Erleben, Inspiration
- **Unterstützende Dienstleistungen *(supporting services)***
  - Bodenbildung, Aufrechterhaltung des Nährstoffkreislaufs, Erhaltung der genetischen Vielfalt, Primärproduktion durch Fotosynthese

Von den vier obigen Servicetypen haben nur die bereitstellenden eine direkt sichtbare und auch wertmäßig leicht erfassbare Qualität. Außerdem sind nur sie und die kulturellen Dienstleistungen wirklich in jedem Falle von einzelnen Personen erfahrbar. Die regulierenden und die unterstützenden Dienstleistungen laufen dagegen oft sozusagen unbemerkt in den Ökosystemen ab. Sie sind Teil ihrer natürlichen Funktion. Eine andere, aber wenig verbreitete Möglichkeit der Untergliederung besteht daher darin, zwischen **direkten** (Bereitstellung von Nahrung, Pharmaka, Rohstoffen; Naturerlebnis, Erholung) und **indirekten *ESS*** (Hochwasserschutz, Klimadämpfung etc.) zu unterscheiden, wobei jeweils die **aktuellen** (d. h. wirklich genutzten) von

potenziellen (bekannten, aber nicht genutzten) und **zukünftigen** (heute noch gar nicht bekannten Nutzungsmöglichkeiten) differenziert werden können.

Die Mehrzahl der Autoren bezieht die *ESS* gemäß obiger Definition nur auf den Menschen, z. B. Costanza et al. (1997, S. 253: „*the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions*"), Daily (1997, S. 3: „*the conditions through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain und fulfill human life*") und Millennium Assessment (2005, S. 1: „*the benefits people obtain from ecosystems*"). Smith et al. (2006) führen bei der Bewertung von Ökosystemdienstleistungen jedoch auch den **Existenzwert** auf. Ein solcher besteht unter der Voraussetzung, dass man jedem Organismus das Recht auf Existenz zubilligt. Die Verwirklichung dieses Rechts ist dann eine Dienstleistung der Ökosysteme. Der monetäre Betrag dieses Existenzwertes lässt sich durch Befragungen ermitteln: Welche Summe ist man zu zahlen bereit, um beispielsweise die Existenz der Eisbären zu sichern? Natürlich kann man eine solche Frage nicht nur im Hinblick auf Arten, sondern auch auf Lebensräume und (z. B. Horton et al. 2003) sogar im Hinblick auf alle Ökosystemdienstleistungen stellen: Wieviel ist es einem Wert, diese Ökosystemdienstleistung nicht zu gefährden bzw. zu erhalten? Letzteres ist dann allerdings wieder ein auf den menschlichen Vorteil bezogener Wert. Aber auch der Existenzwert des Eisbären kann auf den Menschen bezogen werden: Man fühlt sich gut, wenn man weiß, dass es ihn noch gibt und man dazu einen Beitrag geleistet hat.

Wie bereits erwähnt, sind Ökosystemdienstleistungen, insbesondere im Hinblick auf die Frage, warum man Biodiversität erhalten solle, von großer Bedeutung. Die Ermittlung ihres monetären Werts (▶ Abschn. 10.6) ermöglicht die Abwägung gegenüber anderen Nutzungen (z. B. welchen Gewinn erbringt die Bebauung eines Ökosystems im Vergleich zu dem Wert, den es momentan durch seine Dienstleistungen erbringt). Gewisse Schwierigkeiten bereiten in dieser Hinsicht die kulturellen Ökosystemdienstleistungen, inklusive Landschaftsästhetik und Landschaftsbildbewertung, Kulturlandschaftspflege und Erholungsplanung (Daniel et al. 2012) (▶ Abschn. 10.5). Dennoch lässt sich beispielsweise ermitteln, welche finanziellen Erträge der Nationalparktourismus in einer bestimmten Region generiert (s. Job et al. 2013) oder welche sozialökonomischen Effekte von Naturparks ausgehen (Job und Metzler 2005; Job et al. 2005). Dass sich nicht selten Widerstand gegen die Einrichtung von Großschutzgebieten erhebt, dürfte folgende Ursache haben: Der aufgrund von mit der Schutzausweisung verbundenen Nutzungsbeschränkungen auftretende Einkommensverlust macht sich unmittelbar bemerkbar, ist eindeutig der Schutzmaßnahme zuzuordnen und betrifft eine klar definierte Personengruppe (Land- und Forstwirte, Jäger und Angler, Freizeitsportler und eventuell Fischer). Der Gewinn ist auf Dauer zwar größer als der Verlust, tritt aber zeitlich verzögert auf, ist nur mittels sozialökonomischer Untersuchungen zu belegen und betrifft die gesamte Region, also auch und oft sogar überwiegend Personen, die keinen Verlust hatten (s. z. B. Woltering 2012).

In aller Regel erbringen Ökosysteme mehrere *ESS* gleichzeitig. So erfüllt das Ökosystem Wald vielfältige Ansprüche: Es liefert Holz, ist Senke für CO_2, dient der Erholung, Klimaregulierung (Albedo!) und Luftreinhaltung, schützt vor Naturgefahren, ist Quelle der Inspiration und Hort biologischer Vielfalt (◘ Abb. 10.1). Die isolierte Betrachtung bzw. finanzielle Bewertung nur einer Dienstleistung ist problematisch, weil sie zulasten einer anderen gehen kann (Sachverständigenrat für Umweltfragen 2012; Niekisch 2013a). So kann ein einseitig auf die aus Klimaschutzgründen so wichtige Funktion als CO_2-Speicher ausgerichtetes Management des Waldes für den Schutz der Biodiversität kontraproduktiv sein: Um möglichst viel CO_2 in Holz zu speichern, könnte man nämlich, kurz gesagt, möglichst viele schnellwüchsige Bäume pflanzen und das Holz in langlebigen Produkten verarbeiten. Dadurch würde aber der Totholzanteil in Wäldern, also abgestorbene Bäume und Baumteile, erheblich verringert oder im Extremfall gar nicht vorhanden sein, womit eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten, die darauf angewiesen sind, ihre Lebensgrundlage verlieren würden. Zudem würde dann die natürliche Altersstruktur des Waldes keine tragende Rolle spielen. Schon in „normal" bewirtschafteten Wäldern Deutschlands erreichen die Bäume nur ein Drittel bis die Hälfte ihrer möglichen Lebensspanne (Müller et al. 2007; Jedicke 2008). Auch international bestehen hier durchaus Gefahren bei Priorisierung

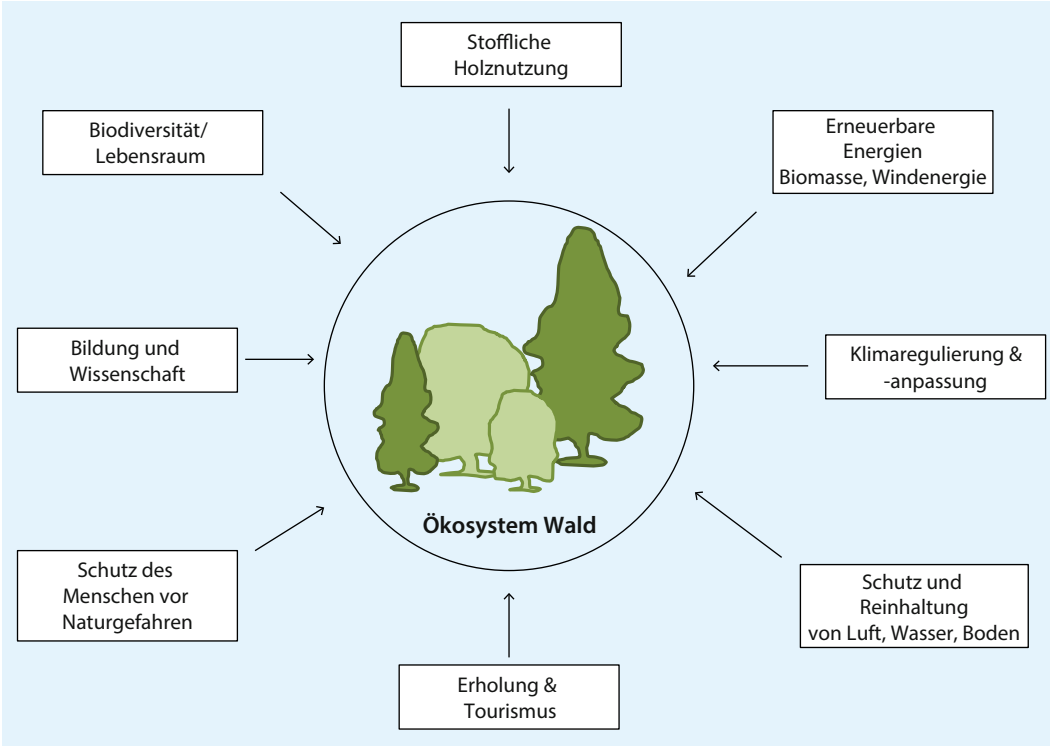


Abb. 10.1 An den Wald werden in Mitteleuropa ganz unterschiedliche Ansprüche gestellt und er erfüllt zahlreiche Ökosystemdienstleistungen. (aus Sachverständigenrat für Umweltfragen 2012)

der Klimaschutzfunktionen gegenüber Biodiversitätsschutz im Wald. So birgt das internationale Programm „*United Nations Collaborative Programme on Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries*" (REDD, Reduktion von durch Entwaldung und Schädigung von Wäldern verursachten Emissionen) das Risiko, dass besonders solche Waldgebiete berücksichtigt werden, die großflächig bzw. leicht und billig zu erhalten sind, und dass nicht vorrangig die Wälder in das System Eingang finden, welche für den Biodiversitätsschutz besonders wichtig, aber z. B. kleinflächig sind (Wälder auf Inseln!) oder unter hohem Nutzungsdruck stehen (Grainger et al. 2009).

Aber nicht nur Ökosysteme, sondern auch einzelne Arten leisten vielfältige Dienste. Ein Beispiel aus der westafrikanischen Savanne ist der Baum *Anogeissus leiocarpa*, der in Medizin und Haushalt zu insgesamt 18 verschiedenen Zwecken genutzt wird, von denen immerhin acht von mindestens 10 % der Befragten genannt wurden (Tab. 10.2). Die Art wird daher oft auch als Vielzweck-Baum (*multipurpose tree*) bezeichnet (Schumann et al. 2011).

In der oben aufgeführten Definition von Daily (1997) werden Ökosystemdienstleistungen eindeutig auf natürliche Ökosysteme und deren Arten beschränkt. Die Mehrzahl der Autoren folgt dieser Definition bzw. erweitert sie um halbnatürliche Ökosysteme (z. B. Cowling et al. 2009). Boyd und Banzhaf (2007) begründen die Beschränkung nachvollziehbar damit, dass das Ergebnis eines landwirtschaftlichen Ökosystems, z. B. die geerntete Getreidemenge, nicht nur auf der Leistung des Ökosystems (Boden, Bodenorganismen, Klima, natürliche Schädlingskontrolle) beruht, sondern in hohem, eventuell sogar im überwiegenden Maße auf der Menge des Einsatzes von Arbeits- und Maschinenkraft sowie der eingesetzten Menge an Dünger und Pestiziden, sodass eine Abschätzung des ökosystemaren Anteils an der Leistung kaum möglich ist. Demgegenüber befürchten Loft und Lux (2010a),

Tab. 10.2 Verwendung von Teilen des Baumes *Anogeissus leiocarpa* in der traditionellen Medizin und im Haushalt durch die lokale Bevölkerung des östlichen Burkina Faso*

	% der Befragten (n = 49)				
	Borke	Früchte	Blätter	Wurzeln	Holz
Medizinische Verwendung					
Magenschmerzen	61	4	26	39	
Durchfall	24	2	14	6	
Gelbfieber	14	4	20	4	
Hämorrhoiden	29		12	6	
Parasiten		16	4		
Augenkrankheiten	6				
Nutzung im Haushalt					
Feuerholz					96
Bauholz					61
Seife					10
Potasche-Ersatz	6				

* Ergebnisse eine Befragung (aus Schuman et al. 2011). Es sind nur die Nutzungen aufgeführt, die von mindestens 3 Personen (6 % der Befragten) genannt wurden. Je 2 Befragte nannten außerdem Wunversorgung, Stärkung Neugeborener und Mittel genen Müdigkeit.

dass eine so enge Definition die ESS der meisten Kulturlandschaften Mitteleuropas ausschließen würde und plädieren daher für eine Erweiterung. Dem kann entgegengehalten werden, dass die Systeme der Intensivlandwirtschaft in der Regel nur jeweils ein einziges Produkt (Obst, Gemüse, Getreide, Eier, Fleisch) liefern, ansonsten aber eher negative Wirkungen zeigen (Bodenerosion, Grundwasserabsenkung, Eutrophierung, Pestizidanreicherung in Organismen, Artenverarmung). Diejenigen Ökosysteme, die Erosion verhindern, Wasser filtrieren etc. und außerdem eine abwechslungsreiche Landschaft erzeugen (Wiesen, extensive Weiden, Hecken, Feldraine), gehören dagegen zu den halbnatürlichen Ökosystemen, sind also bereits eingeschlossen.

Die Produkte der Nutzpflanzen (Getreide, Orangen) und Nutztiere (etwa Fleisch, Eier, Leder) haben seit eh und je einen monetären Wert. Für sie wurde der Begriff ESS nicht eingeführt. Sie sind daher mit Sicherheit nicht gemeint, auch wenn die Begriffe „Nutzung" oder „genutzt (englisch *utilized*)" in manchen Definitionen auftauchen, z. B. bei Fisher et al. (2009, S. 645): „*ecosystem services are the aspects of ecosystems utilized (actively or passively) to produce human well-being*".

10.2 Bereitstellung von Nahrung, Pharmaka und Rohstoffen

10.2.1 Nahrung

Interspezifische Diversität bildet die Grundlage der gesunden menschlichen Ernährung. Der Bedarf daran wird in industrialisierten Ländern durch eine breite Palette von Lebensmitteln in Ladengeschäften abgedeckt. In Regionen mit Subsistenzwirtschaft ist dies nur durch Anbau, Sammeln und Jagen einer ausreichend großen Anzahl von Arten zu erzielen. Wo nicht alle zur Ernährung notwendigen Arten ganzjährig verfügbar sind, ändert sich die Zusammensetzung der Nahrung je nach Verfügbarkeit der Ressourcen

Tab. 10.3 Saisonaler Kalender für den Fischfang im Mekongdelta Vietnams (nach Todt 2006)

Wissenschaftlicher Name	Alters-stufe	Mondkalender											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Pseudapocryptes elongatus	Juvenil								■	■	■		
	Adult	■	■									■	■
Boleophthalmus boddarti	Adult	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Glossogobius giuris	Adult	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Lates calcarifer	Adult	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Tilapia mossambica	Adult	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Mugil spec.	Juvenil										■	■	
	Adult	■	■	■	■					■	■	■	■
Plotosus anguillaris	Adult	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Pseudechidna brummeri	Adult	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Natürliche Jahreszeiten	Mondmonate
Regenzeit	5 – 11
Trockenzeit	12 – 4

Fangsaison	
	Nebensaison
■	Hauptsaison
	Art nicht verfügbar

im Jahresverlauf. Beispiele hierfür sind Regionen mit ausgeprägten Jahreszeiten beziehungsweise Trocken- und Regenzeiten. So ändern sich im Mekongdelta Vietnams die Fangaktivitäten und erbeuteten Invertebraten- und Fischarten im Verlauf des Jahres erheblich. Nur durch die wechselnde Präsenz und Nutzung ganz verschiedener Arten ist die ganzjährige Versorgung mit tierischem Eiweiß aus dem Meer sicher gestellt (Todt 2006) (Tab. 10.3 und Tab. 10.4).

Bei den Matsiguenka im Manu-Nationalpark Perus stellte Ohl (2004) fest, dass diese ihr Hauptanbauprodukt Maniok (*Manihot esculenta*)

Tab. 10.4 Saisonaler Kalender für den Fang im Wasser lebender wirbelloser Tiere im Mekongdelta Vietnams (nach Todt 2006)

Wissenschaftlicher Name	Altersstufe	Mondkalender											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Meretrix lyrata	Juvenil												
	Adult												
Corbula spec.	Nicht bestimmt												
Cyrena sumatrensis	Adult												
Anadara granosa	Juvenil												
Cerithidea cingulata	Adult												
Scylla spec.	Juvenil												
	Adult												
10 shrimp-species	Adult												
Kleine Krabbe (Grapsidae)	Nicht bestimmt												
Schwarze Süss-wasserschnecke	Adult												
Bivalve (Gattung nicht bestimmt)	Adult												

Natürliche Jahreszeiten	Mondmonate
Regenzeit	5 – 11
Trockenzeit	12 – 4

Fangsaison	
	Nebensaison
	Hauptsaison
	Art nicht verfügbar



Abb. 10.2a,b Die Rinde des im subarktischen Bereich weitverbreiteten oft strauchförmig wachsenden Baumes *Drimys winteri* wurde bereits von Kapitän John Winter bei den ersten Explorationen der Magellanregion (um 1580) auf seinem Schiff erfolgreich gegen Skorbut eingesetzt; **a** *Drimys winteri* Strauch (**a1**) und Blütenstand (**a2**); **b** *Nothofagus betuloides*-Wald mit dichtem Unterwuchs von *Drimys winteri*. Fotos: M. Niekisch, Argentinien (a1); Renate Hirschfelder, Chile (a2, b)

in etwa 56 verschiedenen Sorten kultivieren, die sich in Lagerfähigkeit, Eignung für bestimmte Bodenverhältnisse, Resistenz gegen Schädlingsbefall und Toleranz von Klimaextremen unterscheiden. Außerdem werden rund 65 weitere Arten angebaut. Die Sammeltätigkeit zum Nahrungserwerb bezieht sich auf Früchte und Nüsse von mindestens 17 Baumarten, neun Froscharten, Larven von 28 Insektenarten, zahlreiche Pilzarten sowie Eier von Vögeln und Schildkröten. An Fischen nutzen sie über 50 Arten. Bejagt werden knapp 40 Vogel- und 15 Säugetierarten, darunter sechs Affenarten, wobei in der Trockenzeit wenig gejagt, dafür aber mehr gefischt wird. Offensichtlich existiert eine Saisonalität der genutzten bzw. nutzbaren Ressourcen nicht nur in den gemäßigten Breiten mit ihren ausgeprägten temperaturbedingten Jahreszeiten, sondern auch in den wechselfeuchten Tropen mit ihren Regen- und Trockenzeiten. In jedem Fall können die Diversität der natürlichen Ressourcen und unterschiedliche Nutzungssysteme und Fangmethoden im Jahresverlauf (Tab. 10.3, Tab. 10.4) auch als eine Sicherung der kontinuierlichen Versorgung mit Nahrung und gleichzeitig als eine Versicherung und Vorsorge gegen mögliche Schadereignisse und im Jahresverlauf verstanden werden.

Zum folgenden Abschnitt (Phytopharmaka) leitet beispielsweise die Nutzung der Rinde des Strauches *Drimys winteri* (Abb. 10.2) über, die viel Vitamin C enthält. Die Art hat ihren Namen nach dem Kapitän John Winter, der die Rinde schon um 1580 bei den ersten Explorationen der Magellanregion auf seinem Schiff erfolgreich gegen Skorbut einsetzte. Die Borke wurde vorbeugend sowie zur Heilung angewandt und war damit gleichzeitig Nahrung und Medizin. Entsprechendes gilt für viele weitere Pflanzenarten, z. B. den Kerguelenkohl, dessen wissenschaftlicher Name *Pringlea antiscorbutica* auf seine Wirkung hinweist.

10.2.2 Pharmaka

Es ist allgemein bekannt, dass Pflanzen früher die weltweit wichtigste Quelle für Medikamente waren und es in Entwicklungsländern noch heute sind (Sofowara 1996; *The Delegates of the Conference on Traditional Medicine in ASEAN Countries* 2010), insbesondere in deren abgelegenen Regionen (Caniago und Siebert 1998; Weckerle et al. 2005). Aber auch in den hochentwickelten westlichen Industrieländern haben sie ein führende Rolle behalten, wie Newman et al. (2003) für den Zeitraum 1982–2002 aufzeigen, und werden diese wahrscheinlich auch in Zukunft nicht verlieren (Lewis 2003; Craker und Gardner 2006). Beispielsweise nutzen in Deutschland 75 % der Bevölkerung regelmäßig mindestens eine Form der traditionellen Medizin (Marstedt und Moebus 2002). In der wissenschaftlichen Literatur werden medizinisch genutzte Pflanzen und solche, deren Aroma genutzt wird, meist unter dem Begriff „medizinische und aromatische Pflanzen" (MAP) zusammengefasst.

Der Prozentsatz an MAP ist von Land zu Land (Tab. 10.5), teilweise auch innerhalb eines Landes

sowie auch von Ethnie zu Ethnie beziehungsweise zwischen unterschiedlichen Gemeinschaften sehr unterschiedlich. Bemerkenswerterweise ist er in Trockengebieten meist höher als in den feuchten Tropen (Tab. 10.5: Werte für Gesamtchina und den trockenen Nordwesten Chinas). Dieser Unterschied kann mehrere Ursachen haben:

- In ariden Gebieten ist mit häufigem Auftreten ungünstiger Jahre zu rechnen, in denen manche Arten völlig ausfallen, sodass man gezwungen ist, die Nutzbarkeit aller Arten auszuprobieren und sich auch suboptimale Wirkungen zu merken. Im üppigen Artenspektrum der feuchten Tropen mit stabilem Klima konnte man dagegen (zumindest bis vor Kurzem) stets aus dem Vollen schöpfen, musste also nicht auf suboptimale Arten zurückgreifen, sodass deren eventuelle Nutzbarkeit nicht überliefert wurde.
- In den feuchten Tropen ist die Artenzahl erheblich größer als in ariden Gebieten. Nimmt man an, dass lediglich eine bestimmte Zahl von Arten benötigt wird, um alle therapeutischen Bedürfnisse abzudecken (s. z. B. Alcenar et al. 2009), so muss der relative Anteil an MAP in Trockengebieten höher sein als in den feuchten Tropen.
- In ariden und semiariden Gebieten ist der Weidedruck auf Pflanzen erheblich höher als in feuchten Gebieten. Daher müssen die Pflanzen der Trockengebiete Abwehrmittel gegen Fraß entwickeln, z. B. Phenole und Tannine (Tuomi et al. 1991; Hartley und Lawton 1991), die wichtige Quellen für Pharmazeutika sind (Fernandes et al. 2009; Huang et al. 2010).
- In trockenem Klima akkumulieren Zellen Zucker, Abscisinsäure und einige spezielle alkalische Proteine (Hsiao 1973). Zwar handelt es sich hierbei nicht um unmittelbar medizinisch wirksame Substanzen, aber es ist nicht auszuschließen, dass ein kombinierter Effekt medizinische Wirkung haben kann (Geng et al. 2001).

In tropischen Gebieten ist der Anteil der MAP unter den Holzpflanzen in der Regel besonders hoch. Beispielsweise beträgt er in Nordbenin insgesamt 35 %, unter den Holzpflanzen dagegen lokal bis zu 57 % (74 von 129: Sieglstetter et al. 2011). Im Norden von Malawi werden sogar 69 % der Bäume von den dortigen Heilern eingesetzt (Bundschuh et al. 2011), wobei die Gesamtzahl der pharmazeutisch genutzten Arten nicht bekannt ist, mit Sicherheit aber prozentual deutlich niedriger liegt.

Ungezählt sind die Beispiele von Pflanzen mit herausragender medizinischer und damit wirtschaftlicher Bedeutung. So hat das Madagaskar-Immergrün (*Cataranthus roseus*) die Leukämiebekämpfung bei Kindern substanziell verbessert. Bei bestimmten Formen der Krankheit konnte dank der Wirkstoffe Vincristin und Vinblastin die Mortalitätsrate von 90 auf 10 % gesenkt werden.

Eines der weltweit am häufigsten eingenommenen Medikamente, die Antibabypille, hat ihren Ursprung in der mexikanischen Yamswurzel (*Dioscorea villosa*). Diese Wurzel hat einen hohen Gehalt des Steroids Diosgenin, aus dem zunächst das Hormon Progesteron erzeugt werden konnte und in den Fünfzigerjahren des 20. Jahrhunderts dann von einer mexikanischen Pharmafirma die erste Antibabypille. *Dioscorea villosa* stammt ursprünglich aus Nord- und Mittelamerika. *Dioscorea macrostachya mexicana* ist besonders wirkstoffreich und eignet sich am besten von allen Yamswurzeln zur Empfängnisverhütung. Schon Azteken und präkolumbische Maya sowie nordamerikanische Indigene verwendeten Yamswurzeln therapeutisch gegen Frauenleiden und als Schmerzmittel bei rheumatischen Erkrankungen, zur Empfängnisverhütung und als Verjüngungsmittel. In der modernen Naturheilkunde wird die Yamswurzel unter anderem auch bei Dickdarmentzündungen eingesetzt, langfristige Anwendung soll zudem bei Dauerstress helfen.

Das heute weitverbreitete Schmerzmittel Acetylsalicylsäure geht ebenfalls auf ein pflanzliches Extrakt zurück, das Salicin, das im Körper zu Salicylsäure umgesetzt wird. Salicin kommt in der Rinde verschiedener Weidenarten (*Salix* sp.) vor, weswegen Weidenrinde schon seit Jahrhunderten als Schmerzmittel genutzt wird. Erst zum Ende des 19. Jahrhunderts wurde dann daraus Acetylsalicylsäure als Wirkstoff entwickelt, der weder den bitteren Geschmack noch die Nebenwirkungen des Weidenrindenextraktes aufweist und seitdem unter dem Markennamen Aspirin auf dem Markt ist.

Tab. 10.5 Anzahl von zur Gewinnung von Medizin oder Aromastoff genutzten Pflanzenarten (MAP) in Relation zur Gesamtartenzahl* (aus Wittig et al. 2013)

Country	Gesamtzahl der	Zahl der MAP	
	Gefäßpflanzen	Absolut	Relativ
Benin (Prov. Atakora)	2807	921	32,8%
Bulgarien	3567	750	21,0%
Burkina Faso	1696	597	35,2%
China (gessamt)	35.364	12.807	36,2%
China (trockener NW)*	3900	2300	59,0%
Deutschland	2475	501	20,2%
Frankreich	4630	900	19,4%
Großbritannien**	1503	402	26,7%
Indien	18.664	3000	16,1%
Jordanien	2100	363	17,3%
Korea (Republik)	2898	1000	34,5%
Malaysia	15.500	1200	7,7%
Nepal	6973	1625	23,3%
Pakistan	4950	1500	30,3%
Philippinen	8931	850	9,5%
Sri Lanka	3314	550	16,6%
Thailand	11625	1800	15,5%
Ungarn	2214	270	12,2%
USA	21.641	2564	11,8%
Vietnam	10.500	1800	17,1%
total	165.252	35.700	21,6%

* Autonome Regionen Xinjiang, Innere Mongolei und Ningxia sowie Teile der Provinzen Shan¡xi, Shanxi, Qinhai und Hebei

**und Irland

Quellen bezüglich der Zitate zu den Folgenden aufgelisteten Quellen s. Wittig (2013):

Benin: Sieglstetter (2002); Bulgarien: Hardalova et al. (1998); Burkina Faso: Ergebnisse detaillierter landesweiter ethnobotanischer Untersuchungender Arbeitsgruppe von Wittig wurden mit denen von Nacoulma Ouedraogo (1996) kombiniert; China: Yang (2006); Deutschland: alle in der Flora von Deutschland als MAP bezeichneten Arten (Oberdorfer 2001) zuzüglich weiterer in speziellen Büchern über die Medizinalpflanzen Deutschlands genannter Arten (Wichtl 2002, Schönfelder & Schönfelder 2004, Van Wyk et al. 2004) in Relationzur Zahl der von (Oberdorfer 2001) genannten einheimischen und eingebürgerten Arten, wobei apomiktische Aggregate als eine Art gezählt wurden; Großbirtannien und Irland: alle von Allen & Hatfield (2004) genannten Arten in Relation zur Gesamtzahl der einheimischen und eunbürgerten Arten in Clapham et al. (1993); Indien: Jain & DeFillipps (1991); Jordanien: Oran & Ali-Eisawi (1998); Nepal: Hamilton & Radford (2007): Durchschnitt mehrerer Schätzungen; Pakistan: Zahoor (1997); USA: Moerman (1996); alle anderen Länder: Schipmann et al. (2006). Bezüglich der Zitate all dieser Quellen s. Wittig et al. (2013)

Auch von Tieren werden pharmazeutisch wichtige Wirkstoffe gebildet. So wurde aus dem Neurotoxin der Gila-Krustenechse (*Heloderma suspectum*) ein Glykoprotein gewonnen, das zur Behandlung der Zuckerkrankheit (*Diabetes mellitus* Typ 2) eingesetzt wird (Kolterman et al. 2003). Schlangengifte finden ganz allgemein in der Medizin breite Anwendung, zum Beispiel bei blutdrucksenkenden Mitteln.

Angesichts des dramatischen Artenverlustes der letzten Jahre und des geringen Kenntnisstandes bezüglich der Anzahl und ökologischen Bedeutung der Arten ist nicht absehbar, welche Nutzungsoptionen an tierischen und pflanzlichen Wirkstoffen verloren gehen, wie das Beispiel der magenbrütenden Frösche *Rheobatrachus silus* und *Rheobatrachus vitellinus* aus Australien zeigt. Nach der Ablage schluckt das weibliche Tier die Eier, welche sich in ihrem Magen bis zur Metamorphose entwickeln. Das Weibchen nimmt bis dahin etwa zwei Monate lang kein Futter auf. Die verschluckten Nachkommen produzieren im Magen der Mutter das Hormon Prostaglandin E2, das die Produktion von Magensäure hemmt (Tyler et al. 1983). Genaueres konnte nicht weiter geklärt werden, da die beiden Arten schon kurz nach ihrer Entdeckung ausgestorben waren, vermutlich an der Chytridiomykose (► Abschn. 11.4). So waren die Forschung und speziell die medizinischen Einsatzmöglichkeiten unmöglich geworden. Immerhin ist es jedoch inzwischen gelungen, das Genom einer dieser Arten mit konserviertem Zellmaterial durch Klonen zu reaktivieren (► http://www.redorbit.com/news/science/1112804658/lazarus-project-gastric-brooding-frog-extinction-cloning-genome-031613/, Stand 22. November 2013).

Diese wenigen konkreten Beispiele mögen genügen, um die Bedeutung von Tier- und Pflanzenarten für den Menschen zu illustrieren. Für das nordwestliche Amazonien führen Schultes und Raffauf (1990) allein 1516 Wildpflanzenarten an, die von den dortigen Indigenen pharmazeutisch genutzt werden, und weisen ausdrücklich darauf hin, dass dies nur ein Teil des dortigen „*ethnopharmacological wealth*" sei. Zahlreiche Beispiele für den medizinischen Nutzen von Tieren und Pflanzen sind unter anderem bei Chivian und Bernstein (2008) zusammengestellt.

Tab. 10.6 Zahl der für bestimmte Nutzungen in Nordbenin verwendeten Gehölzarten* (nach Sieglstetter et al. 2011)

Nutzung als bzw. für	Anzahl d. Arten
Traditionelle Medizin	**72**
Nahrung	**47**
Feuerholz	43
Bauholz, Werkzeug, Fischfang, Jagd, Seile, Matten, Zäune	35
Hygiene	12
Zeremonien, Magie	11
Holzkohlenherstellung	6
Sonstiges (Packmaterial, Musikinstrumente, Färben)	8

* Insgesamt vorkommende Gehölzarten: 129; davon genutzt: 124 (96 %)

Auf die spezielle Bedeutung von **Giften** und **Rauschmitteln**, die aus tierischen und pflanzlichen Organismen gewonnen werden, muss hier ebenfalls hingewiesen werden. Erwähnt seien nur die vielen Verfahren zur Herstellung von Rauschmitteln wie Alkohol für den menschlichen Genuss (etwa aus Kartoffeln, Getreide, Wacholder, Bananen und anderem Obst sowie aus Palmsäften) und von auch religiös bedeutsamen **Drogen**, die etwa im Schamanismus der Bewusstseinserweiterung dienen und die große kultische und kulturelle Bedeutung von Coca in der Andenregion (im Unterschied zu dem daraus gewonnenen Kokain!). Die Gewinnung von Pfeilgift aus Fröschen brachte den Dendrobatiden und Phyllobatiden die Vulgärbezeichnung „Pfeilgiftfrösche" ein.

Die systematische Suche nach (neuen) natürlichen Wirkstoffen für Pharmazie und Kosmetik beginnt in der Regel mit Beobachtungen und Befragungen vor Ort, welche Pflanzen beziehungsweise Tiere von den naturnah lebenden Gemeinschaften zu welchem Zweck eingesetzt werden. Besonders Erfolg versprechend ist die Suche natürlich in den artenreichen tropischen Wäldern. Zudem herrscht bei den dortigen traditionellen Gemeinschaften und

speziell indigenen Bewohnern sehr viel diesbezügliches Wissen. In einem weiteren Schritt werden die möglichen Wirkstoffe dann im Labor herausgefiltert und analysiert. Danach werden die extrahierten Wirkstoffe zu Medikamenten verarbeitet und/oder es wird ihre künstliche Herstellung entwickelt. Zahlreiche Medikamente, die auf tierische oder pflanzliche Wirkstoffe zurückgehen, werden später synthetisch hergestellt, wodurch Unabhängigkeit von den natürlichen Quellen erreicht wird. Die Bioprospektion, der Zugang zu den genetischen Ressourcen und das Wissen um ihre Nutzung waren bis zur Schaffung der Konvention über biologische Vielfalt (▶ Abschn. 13.1.7) nicht geregelt und das Wissen um ihre Nutzung nicht geschützt. Sie erfolgten oft unter Vermischung von rein wissenschaftlicher Forschung mit kommerziellen Interessen. In aller Regel waren die Träger des Wissens oder die Staaten, denen die genetischen Ressourcen gehören, in keiner Weise an den aus der Vermarktung entstehenden Erträgen (*benefits*) beteiligt, weshalb für diese Vorgehensweise der Begriff „Biopiraterie" geprägt wurde (Shiva 2002). Dieser nicht immer illegalen, aber zumindest illegitimen Sammlung von Wissen und Ressourcen soll mit dem Nagoya-Protokoll im Rahmen der CBD ein Riegel vorgeschoben werden (▶ Abschn. 13.1.7).

Ein viel beachteter Rechtsstreit um das Thema Biopiraterie, der von grundlegender Bedeutung war, bezog sich auf den Saft „Umckaloabo", der bei Erkältungen und gegen Lungenkrankheiten eingesetzt wird und auf den eine deutsche Arzneimittelfirma Patente hatte (u. a. Ehring 2010). Das Mittel wird aus den südafrikanischen Geranienarten *Pelargonium sidoides* und *P. reniforme* hergestellt, die schon seit Jahrhunderten von südafrikanischen Stämmen medizinisch in gleicher Weise genutzt wurden. Die Patente verletzten nach der Rechtsauffassung der Kläger die Rechte südafrikanischer Stämme, auf deren tradiertem Volkswissen das Mittel gegen Erkältungen basiere. Deswegen legten sie im Jahr 2008 Einspruch gegen die Patente ein. Auf Seiten der Kläger waren an dem Verfahren deutsche und Schweizer Nichtregierungsorganisationen maßgeblich beteiligt. Das Europäische Patentamt in München widerrief die Patente im Jahr 2010 unter Berufung auf die entsprechenden Regelungen der CBD beziehungsweise verzichtete die Arzneimittelfirma auf die Patente. Da das Verfahren im Umfeld der 8. Vertragsstaatenkonferenz der CBD in Bonn stattfand, war ihm besonders große internationale Aufmerksamkeit beschieden.

10.2.3 Brennmaterial und Rohstoffe

Außerhalb der Industrieländer ist Holz in ländlichen Regionen immer noch das wichtigste Brennmaterial der ländlichen Bevölkerung. Und auch in Städten von Entwicklungsländern ist Holz eine so wichtige Grundlage des Kochens und Heizens, dass in der Umgebung der Städte Holzknappheit herrscht. Holz ist aber auch, und das nicht nur in Entwicklungsländern, ein unersetzbares Baumaterial sowie der bedeutendste Rohstoff für die Herstellung von Möbeln. Und Holzschnitzerei ist eine selbst in Industrieländern noch nicht erloschene Kunst. Weitere Nutzungen von Holzpflanzen sind in ◘ Tab. 10.6 am Beispiel einer Region in Nordbenin zusammengestellt, wobei nicht nur die Nutzung des Holzes, sondern auch die anderer Teile der Gehölze enthalten ist. Wie bei den MAP (▶ Abschn. 10.2.2.) ist auch hier die Nutzung in manchen Fällen ethnospezifisch (z. B. Ganaba et al. 1998). Bemerkenswerterweise wurde bis vor Kurzem und wird teilweise noch heute auch in Europa ein großer Teil der Baumarten nicht nur als Bau- oder Brennholz, sondern für zahlreiche weitere Zwecke genutzt (◘ Tab. 10.7)

Pflanzen dienen außerdem als Lieferant von Fasern zur Herstellung von Seilen und Netzen (Befestigung, Hängebrücken, Fischfang, Tierfallen, Transportbehälter). Aus Tierfellen und -häuten wird Bekleidung hergestellt, für die Jagd mit Pfeil und Bogen benötigt man Sehnen (und natürlich auch Holz) sowie eventuell Federn. Aus Holz, Knochen, Federn werden Schmuck sowie im Zuge religiöser Zeremonien benötigte Instrumente hergestellt. Bei der Herstellung von Schmuck traditioneller Gemeinschaften spielen auch Muscheln, Schnecken und pflanzliche Samen eine große Rolle. Damit kommt all diesen Naturprodukten insbesondere in naturnah lebenden Gemeinschaften und bei traditionellen Veranstaltungen eine besondere praktische und kulturelle Bedeutung zu.

Tab. 10.7 Wichtige (historische) Nutzungen von Baumgattungen (bzw. -arten) in Europa (aus Bergmeier 2013, ergänzt (Ergänzungen kursiv))

	Verwendungsbereich		Hauptsächliche Baumgattungen bzw. -arten	
Produkte	**Landwirtschaft, Ernährung**	**Gewerbe, Industrie**	**N-, W-, O- und Zentraleuropa**	**Südeuropa**
Laubfutter, Futterheu	×		*Fraxinus excelsior; Ulmus, Tilia, Carpinus, Acer, Salix, Betula, Populus*	*Tilia, Quercus, Fraxinus, Carpinus, Castanea, Acer, Platanus, Ostrya, Morus, Olea*
Waldweide (Mast)	×		*Quercus, Fagus, Corylus, Castanea, Malus, Sorbus*	*Quercus, Fagus, Castanea, Corylus, Sorbus*
Streu	×		*Pinus*	*Pinus, Quercus*
Pilze	×		*Quercus, Fraxinus, Carpinus*	*Quercus, Castanea*
Früchte	×		*Quercus, Fagus, Prunus, Corylus, Pinus sylvestris, Picea, Castanea, Sorbus*	*Quercus rotundifolia, Castanea, Pinus pinea, Pistacia, Prunus, Olea, Arbutus, Ceratonia* u. a.
Bienenfutter	×	×	*Tilia, Abies, Prunus, Salix*	*Prunus, Pyrus, Abies, Salix*
Bau- und Grubenholz	×	×	*Quercus, Abies, Pinus, Picea*	*Quercus, Pinus, Abies, Cupressus, Juniperus*
Holzkohle		×	*Fagus, Abies, Picea, Quercus*	*Olea, Quercus, Fagus*
Gerbstoffe		×	*Quercus, Picea, Abies*	*Quercus*
Teer (Pech)		×	*Fagus, Betula*	
Harz		×	*Pinus sylvestris*	*Pinus*
Reisig, Flechtwerk	×	×	*Betula, Salix, Corylus, Castanea, Fraxinus, Quercus*	*Castanea, Quercus, Corylus, Salix*
Bast	×	×	*Tilia, Ulmus, Acer*	
Kork	×	×		*Quercus suber*
Möbel- und Fassholz		×	V. a. *Tilia, Carpinus, Quercus, Sorbus, Taxus, Fagus, Pinus, Prunus avium*	V. a. *Olea, Buxus, Sorbus, Tilia Cupressus, Quercus*

10.3 Bionik

Unter Bionik versteht man die technische Umsetzung beziehungsweise Anwendung von Strukturen, die in der Natur bei Lebewesen vorkommen.

Es ist leicht erklärlich, dass die Evolution in den 3,5 Mrd. Jahren seit der Entstehung des Lebens auf der Erde nicht nur zahlreiche optimale, sondern auch hoch diverse „Lösungen" hervorgebracht hat – unter Selektion des nicht Bewährten –, die Vorbilder für technische Verwendungen durch den Menschen liefern. Einer der Ersten, der Organismen als Vorbild für technische Konstruktionen zu nutzen versuchte (wenn auch erfolglos), war Leonardo da Vinci, der ein Fluggerät auf der Basis von Naturstudien zeichnete. Wie Tab. 10.8 zeigt, gab es zahlreiche weitere „Pioniere der Bionik", die zudem erfolgreicher in der Realisierung ihrer Ideen waren als da Vinci. Inzwischen hat das detaillierte Studium des Vogelfluges und des Baues der Flügel in mehrfacher Hinsicht Anregungen für die Konstruktion von Flugzeugtragflächen geliefert (Tab. 10.9). Eine besonders reibungsarme Oberfläche, welche den Flugbenzinverbrauch wahrscheinlich um 1–3 %

Tab. 10.8 Pioniere der Bionik (nach Ehn und Seyfferth 2011)

Name	Zeit	Entwurf/Erfindung	Vorbild in der Natur
Leonardo da Vinci	1452–1519	Flugapparat	Fledermäuse, Vögel, Flugfrüchte
Mathew Baker	1530–1613	Kriegsschiffe „Baker Galeeren" 1588 Sieg über die spanische Flotte	Kopf des Dorsches, Schwanzflosse der Makrele
Galileo Galilei	1564–1642	Diverse technische Konstruktionen	Bau der Pflanzen, v. a. von Bäumen
Giovanni Alfonso Borrelo	1608–1679	Biomechanik	Bewegungen der Tiere[1)] Buch 1680
Sir George Cayley	1773–1857	Fallschirm	Wiesenbocksbart
Ferdinand Gottlieb Keller	1816–1895	Holzschliffpapier	Wespen
Michael Kelly	1783–1868	Stacheldraht (Patent 1868)	Osagedornbaum
Joseph Monier	1823–1906	Stahlbeton	Feigenkaktus (vernetztes Blatt)
Clement Adler	1841–1925	Flugzeug	Fledermäuse
Otto Lilienthal	1848–1896	Flugzeug[2)]	Vögel
Raoul H. Francé	1874–1943	Salzstreuer	Mohnkapsel

[1)] Borrelo (1680): De motu animalium

[2)] Lilienthal (1889): Der Vogelflug als Menschheitstraum

10

senkt, wurde nach dem Prinzip der Haifischhaut entwickelt und wird zur Zeit von der Lufthansa getestet (Hahlbrock 2013). Die Haut besitzt feine, in Strömungsrichtung verlaufende Rillen, welche Verwirbelungen vermeiden und damit Reibung reduzieren.

Mit seinen 1899–1904 erschienenen „Kunstformen der Natur" beeinflusste der Zoologe Ernst Heinrich Philipp August Haeckel (1834–1919) die Kunst und besonders den Jugendstil. Der französische Architekt René Binet entwarf das Eingangstor zur Pariser Weltausstellung 1900 inspiriert durch die von Haeckel künstlerisch dargestellten „*Stephoidea*" (Radiolarien) (Abb. 10.3).

Ein alltäglich genutztes Beispiel für Bionik ist der bekannte Klettverschluss, bei dem es sich um die Nachahmung der Strukturen handelt, welche den Fruchtständen der Klette (Gattung *Arctium*) dank flexibler Widerhäkchen ihre „Anhänglichkeit" ermöglichen (Abb. 10.4). Die Füße von Geckos inspirierten zu zahlreichen Untersuchungen und Entwicklungen, da sie ohne Saug- oder Klebewirkung hohes Haftvermögen haben und die Tiere damit auch an senkrechten, glatten Flächen sicher laufen können (Abb. 10.5).

Der Bonner Botaniker Wilhelm Barthlott entwickelte aus den Ergebnissen seiner an Lotusblumen (*Nelumbo*) durchgeführten Untersuchungen zur Oberflächenstruktur dieser Pflanze eine ganze Serie neuer technologischer Anwendungen, die auf den sogenannten Lotuseffekt zurückgehen. Die Oberfläche bei Lotus (und anderen Pflanzen) besteht aus einer Doppelstruktur mit einer speziell geformten Kutikula und aufgelagerten Wachsen. Beide sind hydrophob und die Kontaktfläche zwischen der Pflanzenoberfläche und aufliegenden Wassertropfen wird so erheblich verringert. Dadurch reinigt sich die Oberfläche gewissermaßen von selbst. Aus dieser Erkenntnis leitete er zahlreiche technische und patentierte Anwendungen für selbstreinigende und Wasser abweisende Farbanstriche und Oberflächen ab (Abb. 10.6), die von selbstreinigenden Hausanstrichen und Badezimmerkeramik über Flugzeugtoiletten bis hin zu

Tab. 10.9 Neuere Entwicklungen der Bionik (nach Ehn und Seyfferth 2011, ergänzt)

Anwendung	Vorbild in der Natur
Standfester Erkundungsroboter	Stabheuschrecken
Blindenstock, Einparkhilfe	Echoortung bei Fledermäusen und Walen
Klebeband, Kletterroboter	Füße von Geckos
Klettverschluss	Frucht der Großen Klette (*Arctium lappa*)
Atmungsaktive Sportbekleidung	Tannenzapfen
Winterreifen	Füße von Laubfröschen
Reifen gegen Aquaplaning	Katzenpfoten
Zool. Hörsaal der Universität Freiburg; moderne Flugzeugkabinen (Leichtbau)	Vogelknochen
Firth of Forth Brücke in Schottland	Becken vom Strauß
Verbesserungen von Flugzeugflügeln:	
Wirbelvermeidung	Anden-Kondor
Verbesserung des Auftriebs	Raubmöwen
Verbesserung des Landevorganges	Albatros
Riblet-Effekt (Verringerung des Strömungswiderstandes)	Haut mancher Haie
Lotus-Effekt (Unbenetzbarkeit)	Lotus-Arten und andere Schwimmblattpflanzen
Bruchsichere Strukturen	Waben der Honigbiene
Hochhaus Taipeh 101	Bambus
Hochhaus Burj Khalifa in Dubai	Schachtelhalm
Transparente Wärmefolie	Eisbärenhaut
Strömungssensoren, Objektortung	Seitenlinienorgan der Fische
Identifizierung von Plaques im Herzen	Schwachelektrische Fische
Infrarotsensoren	Einige Käfer

Kleidung reichen. Weitere Beispiele für Technische Entwicklungen, für die Organismen Pate standen, sind in Tab. 10.9 aufgeführt, breitere Informationen haben u. a. Cerman et al. (2005) und Ehn und Seyfferth (2011) zusammengestellt.

Ein besonders vielversprechendes Feld stellt das Studium von Sinnesorganen dar (Barth et al. 2003; Bleckmann et al. 2004). Bekanntermaßen reagieren Strömungssinne bereits auf die Brownsche Molekularbewegung, Lichtsinnesorgane auf ein einziges Photon und Riechorgane auf ein einziges Molekül. Ihr Nachbau würde also extrem hochempfindliche Detektoren hervorbringen. ▶ Box 10.1 zeigt an drei Beispielen, dass die diesbezügliche Zukunft schon begonnen hat.

10.4 Abbau von Schadstoffen (Bioremediation)

Fast alle bisher bekannten organischen Schadstoffe sind, wenn auch oft erst in langen Zeiten, von Organismen abbaubar. In der Regel werden für den Abbau unterschiedlicher Stoffe auch unterschied-



Abb. 10.3 Die von Haeckel gezeichneten Radiolarien „Stephoidea" inspirierten den französischen Architekten René Binet beim Entwurf des Eingangstors zur Pariser Weltausstellung 1900. Foto M. Niekisch



Abb. 10.5 Die Struktur der Füße von Geckos diente als Vorbild für Haftvorrichtungen und Kletterhilfen. Foto: LWL Museum für Naturkunde, Münster



Abb. 10.4a–b Die Früchte der Kletten (**a**, hier *Arctium lappa*) sind das Vorbild für den Klettverschluss (**b**). Fotos R. Wittig

liche Organismen benötigt (Siciliano et al. 2003). Bekannt ist der Abbau von Öl, das durch Tankerhavarien in Meere gelangt ist und dort in der Regel zunächst große Schäden anrichtet. Den Abbau eines Schadstoffes bezeichnet man auch als Degradation, z. B. berichten Rupassara et al. (2002) über die Degradation des polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffes Atrazin in aquatischen Systemen durch Hornblattgewächse (Ceratophyllaceae).

Die hochgiftigen Schwermetalle sind chemische Elemente und daher nicht abbaubar. Es gibt



Abb. 10.6 Von Blättern der Lotosblume und einigen anderen Wasserpflanzen perlen Flüssigkeiten ab, ohne das Blatt zu benetzen. Die Nachahmung dieses „Lotuseffekts" kann zu Oberflächen führen, an denen selbst klebrige Stoffe und Schmutz nicht haften bleiben. Fotos: LWL Museum für Naturkunde, Münster

jedoch Pflanzen, die den Böden Schwermetalle entziehen (extrahieren, daher auch als *Phytoextraction* bezeichnet, z. B. Greger und Landberg 1999) können und sie in ihren Organen anreichern (Cheng 2003), was als Bioakkumulation bezeichnet wird. Besonders geeignet sind solche Pflanzen, welche die Schwermetalle in einer Konzentration anreichern, die über der im Boden liegt (Hyperakkumulation: Baker und Brooks 1989; Prasad und de Oliveira Freitas 2003). Gute Hyperakkumulatoren und daher zur „biologischen Sanierung" (Bioremediation) oder, genauer gesagt, pflanzlichen Sanierung (Phytoremediation: McCutcheon und Schnoor 2003) chrombelasteter Böden geeignet sind Rübsen (*Brassica napus*) und Große Brennnessel (*Urtica dioica*) (Shams et al. 2010). Mit der Ernte der Pflanzen werden somit auch die Schwermetalle entfernt und können auf eine Deponie verbracht werden.

10.5 Biodiversität als Versicherung

Biodiversität sichert nicht nur die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme und ist bereits damit für den Menschen von größter Bedeutung (▶ Abschn. 9.2), sondern stellt auch eine direkte Versicherung der menschlichen Versorgung dar. Werden beispielsweise für die Ernährung wichtige Nutzpflanzen durch eine sich landes- oder weltweit ausbreitende Krankheit nahezu ausgerottet, so kann die Einkreuzung von genetisch gegen diese Krankheit resistenten Wildformen oder die Suche nach bereits existenten Kulturrassen (eine Sonderform der genetischen Diversität) eine dauerhafte Hungersnot verhindern. Als in den 1970er-Jahren die Reisernten von Indien bis Indonesien aufgrund von Virusbefall vernichtet wurden, testete man alle verfügbaren Reissorten (es waren 6273) auf ihre Resistenz gegen das Virus und fand eine, die immun war. Diese konnte daraufhin in der gesamten Region angebaut werden, sodass die Ernährung der dortigen Bevölkerung weiterhin gesichert war. Auch im kleinen Maßstab, auf Ebene der kleinbäuerlichen bzw. familiären Ressourcenbewirtschaftung, stellt der Anbau von verschiedenen Sorten und Varianten von Nutzpflanzen Risikovorsorge und Versicherung dar. Dafür ist der Anbau ganz unterschiedlicher Maissorten mit unterschiedlichen Resistenzen, Anfälligkeiten und Verwendungsformen ähnlich wie der in ▶ Abschn. 10.2.1 genannte Anbau so vieler Manioksorten durch die Matsiguenka ein gutes Beispiel. Kleinbauern verhindern so, dass einzelne Schadereignisse wie Trockenheit, Dürre, Pilzbefall usw. die ganze Ernte vernichten (Abb. 10.8).

10.6 Freizeit und Kultur

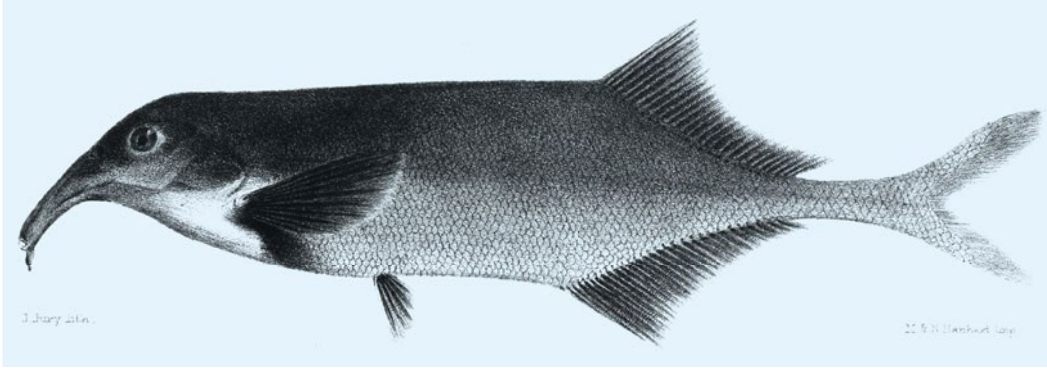
Natürliche und naturnahe Gebiete haben vielfältige Funktionen im Kultur- und Freizeitbereich. Sie dienen der Nah- und Fernerholung, etwa der Wanderung oder Tierbeobachtung, und sind Erlebnisraum für sportliche Aktivitäten. In diesem Zusammenhang ist aber darauf hinzuweisen, dass manche Sportarten nicht praktiziert werden, um die Natur selbst zu erleben (wie etwa Wanderungen), sondern sie als eine Art Kulisse nutzen und ihr dabei eher schaden (wie Motocrossfahrten). Weiter bieten solche Gebiete Raum und Anregung für Kreativität (man denke nur an Poesie und Landschaftsmalerei) sowie für Forschung und Abenteuererlebnisse, aber auch für die Bildung. Hoher kul-

Box 10.1 Sinnesorgane als Vorbild für hochempfindliche Sensoren

Beispiel 1: Strömungssensoren
Fische besitzen mit ihrem Seitenlinienorgan ein hochempfindliches Sinnessystem für die Wahrnehmung von Wasserbewegungen (Bleckmann et al. 2004). Die wie kleine Masten aussehenden Hydrodynamikrezeptoren (Neuromasten) bestehen jeweils aus einer meist halbkugelförmigen Fahne (Cupula) und einem darunterliegenden Sinnesepithel, in dem sich Haarzellen befinden. Die Neuromasten der Seitenlinie befinden sich auf den Schuppen und auf der Schwanzflosse (Oberflächenneuromasten), zum Teil aber auch in unter der Haut liegenden Kanälen (Schmitz et al. 2008). Diese Kanäle sind durch Poren mit der Außenwelt verbunden. Die Seitenlinienkanäle sind mechanische Tiefpassfilter, die nur hochfrequente Wasserbewegung abbilden. Mithilfe ihrer Seitenlinie können Fische laminare und turbulente Wasserbewegungen und Druckgradienten wahrnehmen. Sie nutzen diese Fähigkeit, um auch in völliger Dunkelheit ihre potenzielle Beute und Feinde zu erkennen und zu orten (Pohlmann et al. 2001). Neuerdings ist es in Zusammenarbeit von Sinnesphysiologen und Technikern gelungen, künstliche Seitenliniensysteme herzustellen (Yang et al. 2010). Mithilfe von künstlichen Seitenliniensystemen können im Fließwasser stromaufwärts liegende Hindernisse erkannt und ihre Größe berechnet werden (Klein und Bleckmann 2011).

Beispiel 2: Elektrosensoren
Schwachelektrische Fische (z. B. *Gnathonemus petersii*; ◘ Abb. 10.7) erzeugen elektrische Impulse, deren Amplitude durch in der Umgebung befindliche Gegenstände geändert wird. Die Wahrnehmung dieser Veränderung ermöglicht den Fischen, nicht nur den Gegenstand zu orten, sondern ihn auch zu identifizieren. Die Impulsänderung ist nämlich, außer von Größe und Form des Gegenstandes, von dessen stofflicher Zusammensetzung abhängig. Der technische Nachbau derartiger Sensoren könnte im Zuge der Diagnostik von die Herzgefäße verengenden Plaques bahnbrechende Dienste leisten. Es gibt zwei sich stofflich unterscheidende Typen von Plaques, von denen der eine gefährlich ist, der andere nicht. Bisher können diese mithilfe der üblichen Kathederuntersuchung nicht unterschieden werden. Die dem Vorbild von *Gnathostomus petersii* nachgebauten Sensoren aber sind dazu in der Lage.

Beispiel 3: Infrarotsensoren
Viele Schlangen, aber auch pyrophile Insekten, können Infrarotstrahlung (Wärmestrahlung) wahrnehmen. Der Schwarze Kiefernprachtkäfer (*Melanophila acuminata*) ist für seine Eiablage auf frischtotes Holz angewiesen, wie es großflächig in der Natur bei Waldbränden anfällt. Es ist daher für den Fortbestand der Art essenziell, Waldbrände auch in relativ weiter Entfernung zu erkennen. Die Käfer entdecken Waldbrände mithilfe von hochspezialisierten Mechanorezeptoren. Die betreffenden Rezeptoren liegen in einer Kugel, deren Wand sich auf der dem Brandherd zugewandten Seite ausdehnt, sodass auf die jeweils im Zentrum liegende Nervenzelle ein mechanischer Druck ausgeübt wird. Bereits ein mechanischer Reiz von 1 nm Amplitude verursacht eine neuronale Antwort. Ein auf diesem Prinzip beruhender technischer Infrarotsensor wurde bereits patentiert (Bleckmann et al. 2000).



◘ **Abb. 10.7** *Gnathonemus petersii*, ein schwach elektrischer Fisch, kann sich mithilfe seiner Elektrosensoren im trüben Wasser orientieren. (aus Günther 1864)



Abb. 10.8 Dieses Mädchen in Alta Verapaz, Guatemala, weiß genau zu erklären, warum nur durch den Anbau und die Nutzung der unterschiedlichen Maissorten, die es hier zeigt, die ganzjährige Sicherung der Ernährung ihrer Familie zu gewährleisten ist. Foto M. Niekisch

tureller Wert liegt des Weiteren in der Vermittlung von Heimat mit ihren regionalen Besonderheiten und damit für Identitätsstiftung und -findung. Die Ostsee, das Alpenland, der Niederrhein, das Moseltal, das Münsterland, der fränkische Jura sind einige Beispiele für Landschaften, die in Verbindung mit Dialekten, kulinarischen Besonderheiten und lokalen Traditionen Heimat formen. Allerdings wird hier bereits deutlich, dass manche kulturellen Ökosystemdienstleistungen nicht allein stehen, sondern rein kulturelle Gegebenheiten (inklusive menschlicher Bauten wie Burgen, Kirchen u. Ä.) mit einschließen, und dass sie sich mit naturwissenschaftlichen Maßstäben und Parametern nicht hinreichend beschreiben lassen (vgl. u. a. Eisel 2006; s. a. ▶ Box 10.2). Der emotionale Wert schöner Landschaften (was auch immer man als schön empfindet) oder der Wert, den Wald in der deutschen Kultur vom Märchen bis zur Tourismuswerbung spielt, sind nicht ökonomisch erfassbar.

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass es folglich Schwierigkeiten bereitet, die kulturellen Ökosystemdienstleistungen, inklusive der Landschaftsästhetik und der Landschaftsbildbewertung, der Kulturlandschaftspflege und der Erholungsplanung zu bewerten (Daniel et al. 2012) (▶ Abschn. 10.1) beziehungsweise auch nur genau zu benennen. Was diesbezüglich als „wertvoll" empfunden wird, hängt sehr von Erziehung, Gewohnheiten und Bildung des Wertenden ab. Wenn etwa die Großmutter des Erstautors am Wochenende eine Wanderung in die, wie sie es ausdrückte, „Schönheiten der Natur" unternahm, dann ging sie entweder in die an ihren Wohnbezirk angrenzende (aus Sicht des damals sechs- bis zehnjährigen Autors extrem langweilige) Ackerlandschaft oder in den zwar etwas interessanteren (man konnte dort Eis essen oder Limonade trinken), aber „künstlichen" Stadtpark. Was als schöne Landschaft, als erholsame Umgebung empfunden wird, schwankt individuell zwischen extrem „gepflegten" Rasenflächen und geklonten Zierpflanzen einerseits und völliger Wildnis andererseits. So werden zum Beispiel gelb blühende Rapsfelder oder Fichtenmonokulturen von vielen Menschen als „schön" oder gar „natürlich" empfunden, wogegen deren ökologische Probleme und der (im Vergleich zu naturnahen Ökosystemen) weitgehende Wegfall von ESS nicht wahrgenommen werden. Andererseits ist nicht bewirtschafteter Wald oder sind Wildnisgebiete reich an Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen und somit aus Naturschutzsicht besonders wertvoll, werden aber zumindest in Deutschland und der Schweiz noch immer von vielen als „ungepflegt" empfunden und mit negativen Vorurteilen belastet beziehungsweise als weniger erholsam empfunden (u. a. Brämer 2012; Martens und Bauer 2010).

Dass gerade in Mitteleuropa auch den land- und forstwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaften ein hoher Erholungs- und Freizeitwert zukommt und welch zahlreiche Ökosystemleistungen sie erbringen, wurde mit einem aktuellen Forschungsvorhaben eindrucksvoll untersucht und belegt (Trommler et al. 2013).

Box 10.2 Kultur und Biodiversität

Ethnologie und Soziologie einerseits, Biologie und Ökologie andererseits sind Wissenschaften, die sich zunehmend miteinander austauschen müssen, um die engen Zusammenhänge von menschlichen Kulturen und Biodiversität umfassend zu erkennen. Die ersten wegweisenden Schritte dazu wurden mit der „Ethnobiologie" gegangen, für welche Posey und Overal (1990) mit einem Schwerpunkt auf den Kayapó Brasiliens richtungsweisend waren. Schnell und fast zwangsläufig ging der biologisch-ethnologische Ansatz über in Fragen intellektueller Besitzrechte (Posey et al. 1995), die sich nicht mehr nur – wie im Patentrecht – auf Individuen oder juristische Personen, sondern auf Gemeinschaften bezogen (▶ Abschn. 13.1.7) Längst ist Biodiversitätsschutz über den Artenschutz hinausgewachsen und zu einem Thema der Erhaltung von menschlichen Lebensgrundlagen und Kulturen geworden (vgl. Niekisch 2013b). Die Lebensweisen und Diversität, vor allem von ethischen Minderheiten und naturnah lebenden Gemeinschaften, sind auf das Engste und vielfältig verknüpft mit dem Zugang zu der Diversität von biologischen Ressourcen. Die Kenntnisse und Traditionen der praktischen Nutzung von biologischen Ressourcen bei traditionellen und indigenen Gemeinschaften sind dabei ein wichtiger und hoch diverser, aber bei Weitem nicht der einzige Komplex. Diversität als Sicherung der Nahrungsversorgung ist essenziell (z. B. Negash und Niehof 2004), und der Verlust an Biodiversität bedeutet Verlust an Wohlfahrt (Diaz et al. 2006), doch auch die geistige Kultur basiert auf Biodiversität (z. B. Posey 1999). Die Spiritualität und Kosmovision vieler Völker ist direkt gebunden an die natürlichen Gegebenheiten und die Vielgestaltigkeit der lokalen Landschaften, Ökosysteme und Arten. Beredtes Zeugnis hiervon geben inzwischen zahlreiche Veröffentlichungen und Fallstudien, so zum Beispiel umfassend zusammengetragen bei Ibisch und Mérida (2003) für Bolivien und Xu (2000) für China, speziell Yunnan. Auch aus Gusinde (1931, 1937, 1974) und Orquera und Piana (1999) ergibt sich (in tragischer Weise) die physiologische und kulturelle, überlebenswichtige Bedeutung der biologischen Ressourcen für die Kultur und die Existenz von Ethnien. Es geht im Falle der von ihnen untersuchten Feuerlandindianer um die völlige Abhängigkeit von den (dort ohnehin sehr beschränkten) biologischen Ressourcen, deren Verknappung beziehungsweise Behinderung des Zugangs dazu – neben Krankheiten und direkter Verfolgung – der wesentliche Grund für den Untergang der indigenen Völker Feuerlands war.
Bevölkerung in Regionen, die nicht in Subsistenzwirtschaft leben, mit mehr „Ausweichmöglichkeiten", zum Beispiel durch Umstellung auf andere Ressourcen, Einkauf und Importe, erleben die Ressourcenverknappung nicht unmittelbar bedrohend für Kultur und Existenz. Dies mag ein Grund sein, warum Entscheidungsträger in den Industrienationen beim Thema der Verknappung biologischer Ressourcen und speziell der Biodiversität wenig bereit sind, entschiedene Maßnahmen entgegenzusetzen.

Diese kulturellen Leistungen, den „Erholungswert", umfassend finanziell zu erfassen, ist (fast) unmöglich, doch lässt sich beispielsweise relativ leicht errechnen, welche Mittel durch die touristische Nutzung von definierten Schutzgebieten erwirtschaftet werden. Solche Studien liegen inzwischen für viele Nationalparks vor, zum Beispiel auch zu den regionalökonomischen Effekten des Tourismus in deutschen Nationalparks (Job et al. 2009). Hier seien die Ergebnisse einer Untersuchung an drei deutschen Großschutzgebieten (Job et al. 2005) summarisch und beispielhaft skizziert. Diese Berechnungen des ökonomischen Stellenwertes durch touristische Nutzung im Müritz-Nationalpark und in den Naturparks Altmühltal und Hoher Fläming basieren auf einer nachfrageseitigen Erhebungsmethode. Ohne hier auf die genaue Methodik und die Differenzierungen beispielsweise nach „Nationalparktouristen im engeren Sinne" und „Nicht-Nationalparktouristen" einzugehen, sei erwähnt, dass in dieser Studie die 1. Umsatzstufe, nämlich die direkt von den Ausgaben der Touristen profitierenden Unternehmen, wie auch die indirekten Einkommenswirkungen, insbesondere bei den Warenlieferanten und Dienstleistungsanbietern, also die 2. Umsatzstufe, erfasst wurden. Die 390.000 Besucher des Müritz-Nationalparks bewirken pro Jahr insgesamt rund 13,4 Mio. € Bruttoumsatz, davon sind 6,859 Mio. € Einnahmen beider Umsatzstufen. Das Beschäftigungsäquivalent beträgt 628 Personen. Im Zuge von Naturschutzgroßprojekten entstanden in der brandenburgischen Elbtalaue für einen Zeitraum von sieben Jahren 120 Stellen und in der Diepholzer Moorniederung 60 Stellen (Petermann und Letzner 2011). Auf Dauer wird die Attraktivität

der Gebiete nur dann erhalten bleiben, wenn es sich um naturverträglichen Tourismus handelt (s. hierzu Engels und Job-Hoben 2009).

Auf der Basis der anhand dieser drei Großschutzgebiete entwickelten Methode wurde für fünf deutsche Nationalparks die Bedeutung des Tourismus für die jeweilige regionale Wirtschaft erfasst und auf die bundesweite Gesamtsituation hochgerechnet (Job et al. 2009). Demnach besuchen pro Jahr ca. 50,9 Mio. Menschen die deutschen Nationalparks und bewirken damit einen Bruttoumsatz von etwa 2,1 Mrd. Euro. Es ergibt sich, dass im Umfeld der Nationalparks mehr als 69.000 Arbeitsplätze vom Tourismus abhängig sind. Ähnliche Studien gibt es auch international für zahlreiche Nationalparks. Diese zeigen teilweise auch die entwicklungspolitische Bedeutung für Regionen auf, wo es sonst kaum oder keine wirtschaftlichen Alternativen gibt, so etwa für den Gorilla-Tourismus in Ruanda (Nielsen und Spenceley 2010) und Uganda (◘ Abb. 17.2).

10.7 Monetärer Wert

Wie am Beispiel der Schutzgebiete bereits gezeigt, gibt es gute Gründe, den finanziellen beziehungsweise wirtschaftlichen Wert von Ökosystemdienstleistungen zu ermitteln. Wird Entscheidungsträgern der Wirtschaft und Politik vermittelt, dass es hier um wirtschaftliche Werte und finanzielle Potenziale geht, können Entscheidungen pro Biodiversität gegebenenfalls leichter erreicht werden, dies zumindest dann, wenn anderweitige Nutzungen weniger Entwicklung bzw. Ertrag versprechen. In diesem Sinne fördert das Aufzeigen dieser positiven wirtschaftlichen Effekte unter anderem die Akzeptanz von Großschutzgebieten. Um global die wirtschaftliche Bedeutung von Biodiversität und Ökosystemen zu verdeutlichen, wurde unter der deutschen G8-Präsidentschaft zusammen mit der EU-Kommission 2007 die internationale Studie „*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*“ (TEEB, Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität) auf den Weg gebracht. Nach ihrem Leiter, dem Bankmanager Pavan Sukhdev, wird sie auch als „Sukhdev-Studie“ bezeichnet. Zwischen 2008 und 2011 wurden vier Berichte der Studie veröffentlicht. Sie befassen sich nicht nur mit Fragen des wirtschaftlichen Nutzens bzw. Wertes von Biodiversität, sondern auch mit den Kosten, die ihr Verlust mit sich bringt oder brächte.

Um die Relevanz zu verdeutlichen und die Umsetzung der Ergebnisse gut zu ermöglichen, erfolgten die Veröffentlichungen der Ergebnisse der Studie spezifisch für unterschiedliche Zielgruppen:

- TEEB für politische Entscheidungsträger (*TEEB for National and International Policy Makers*), erschienen im November 2009. Politikern sollen damit Handreichungen für auf guter Information basierende Entscheidungen zum Schutz der Natur und für eine nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung zur Verfügung gestellt werden. Der Bericht unterstreicht, dass es dringend notwendig ist, die Kenntnisse über und das Bewusstsein für die sozialen und ökonomischen Dimensionen des Verlustes von Biodiversität zu verbessern.
- TEEB-Bericht für lokale und regionale Entscheidungsträger (*TEEB for Local and Regional Policy Makers*), erschienen im September 2010. Der Bericht richtet sich an Entscheidungsträger auf Städte- und Gemeindeebene und zeigt, wie Geld gespart und dabei gleichzeitig die lokale und regionale Wirtschaft gestärkt werden kann, wie die Lebensqualität zu verbessern, Arbeitsplätze zu schaffen und die Biodiversität zu schützen ist.
- TEEB für Unternehmen (*TEEB for Business*), erschienen im Juli 2010. Hier liegt der Focus auf den ökonomischen Argumenten für den Schutz von Biodiversitäts- und Ökosystemleistungen.
- Der TEEB-Abschlussbericht „Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren – Eine Synthese zu Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB“ (*Mainstreaming the Economics of Nature – A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*) erschien im Oktober 2010.

Die Initiative zu der TEEB-Studie fiel in eine Zeit, in der eine ganze Reihe von Untersuchungen zur ökonomischen Inwertsetzung von ESS durchgeführt wurden. Sie reichen für Deutschland von

Box. 10.3 Kritik an der ökonomischen Bewertung von ESS

Die u. a. vom Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (2010) formulierte Kritik an der ökonomischen Bewertung von EES bezieht sich v. a. auf folgende Punkte:

1. Das Konzept der „Dienstleistungen der Natur" greift aus zwei Gründen zu kurz:
   A. Mit dem Ökosystemserviceansatz wird vorrangig der funktionale Aspekt, die Natur sei wichtige „Dienstleisterin" der menschlichen Gesellschaft, betont. Erhebliche Teile der Biodiversität könnten unter diesem Blickwinkel jedoch entweder vernachlässigt oder sogar als „nutzlos" für den Menschen und deshalb als nicht weiter schützenswert eingestuft werden.
   B. Aus Sicht des Naturschutzes und der biologischen Vielfalt ist eine Ausweitung begrenzter Schutzgebietskonzepte zum „Naturschutz in der Fläche" überfällig. Eine Fixierung auf den Erhalt von Ökosystemdienstleistungen schränkt hier den Horizont ein: Ökosystemdienstleistungen brauchen nicht zwingend die gesamte Biodiversität oder insgesamt ungestörte Ökosysteme.
2. Eine ökonomische Betrachtung hat Schwächen und birgt Risiken:
   Eine rein ökonomische Betrachtung erfasst lediglich den Tauschwert auf dem Markt, nicht aber einen subjektiven Nutzwert oder ideelle Werte. Diese können einer Bewertung unter reinen Tauschwertaspekten vorgehen. Es sind „zeitlose" Schutzgüter, die keinem ökonomischen Wertverlust unterliegen.
   Außerdem ist das Überleben ärmerer Bevölkerungen meist von den kostenlosen Leistungen der Natur abhängig. Diese nicht monetär zu messende Bedeutung der Ökosystemdienstleistungen wird systematisch unterbewertet. Ihre zentrale Rolle in der Subsistenzökonomie spiegelt sich auch nicht in Marktpreisen wider.
   Ein weiterer Aspekt ist, dass ökonomische Theorien den absoluten Mangel nicht kennen, d. h. eine Knappheit, bei der es keinen Ersatz mehr gibt, wie hoch auch immer der Preis des knappen Guts sein mag. Um genau diese den ökonomischen Theorien fremde Situation handelt es sich aber beim Verlust von Ökosystemen und Biodiversität: Ist eine Tierart erst einmal ausgerottet oder ein Ökosystem zerstört, kann es nicht ersetzt oder „nachgekauft" werden. Hinzu kommt, dass unbekannte Arten und solche mit unbekanntem Nutzen bisher noch keinen Wert („Preis") haben können. Wäre deren unbemerktes Aussterben dann hinzunehmen und wäre es verantwortbar? Auch darauf gibt ein rein ökonomisches Bewertungssystem keine Antwort.



Abb. 10.9 Bei der Herstellung von Schmuck traditioneller Gemeinschaften spielen Federn eine große Rolle. Federschmuck eines Häuptlings der nordamerikanischen Sioux. Foto LWL Museum für Naturkunde

der Bedeutung von Grünanlagen und Freiflächen für den Wert von Immobilien (Hoffmann und Gruehn 2010) über die ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe (Grossmann et al. 2010) bis hin zur Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (*High Nature Value Grassland*) (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung 2010).

Teilweise sind sie im Zusammenhang zu sehen mit einem Aufruf des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP), das forderte, die Studien auf regionaler und nationaler Ebene beziehungsweise auch sektoral weiterzuführen und zu detaillieren. So beschloss das deutsche Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), eine nationale TEEB Studie für Deutschland unter dem Titel „Naturkapital Deutschland – TEEB DE" durchzuführen, die 2011 startete.



Abb. 10.10 Ein Huli-Perückenmann in vollem Ornat präsentiert in seinem Garten Heilpflanzen. Die Perücke aus eigenem Haar ist verziert mit Federn verschiedener Paradiesvogelarten, um den Hals trägt er Federkiele vom Kasuar und eine geschliffene Perlmuttplatte. Des Weiteren dienen ihm Schweinezähne, Samen und Pflanzenfasern zur Ausstattung. Highlands, Papua Neuguinea. Foto M. Niekisch

Die in Form des TEEB-Ansatzes erfolgte ökonomische Inwertsetzung fand in Kreisen der Regierungen ein durchweg positives Echo, bei Nichtregierungsorganisationen ein überwiegend zustimmendes Echo, wurde allerdings auch kritisiert (▶ Box 10.3).

In der Tat wäre eine rein ökonomische oder gar nur finanzielle Bewertung von Ökosystemdienstleistungen unzureichend, zumal sich zahlreiche wichtige ESS einer monetären Bewertung gänzlich entziehen, da die „Produkte" (wie etwa Bodenfruchtbarkeit oder die CO_2-Speicherung in Waldböden und Mooren) nicht unmittelbar marktfähig sind. Dies ist aber, genau genommen, auch nicht die Absicht von TEEB, denn in den einzelnen Berichten werden zwar ökonomische Bewertungen vorgenommen, aber die Gesamtzusammenhänge zielgruppenrelevant erläutert. Es muss hier also darum gehen, andere Formen der Wertschätzung zu finden. So könnte etwa in der Europäischen Union in Verbindung mit der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) ein spezielles Honorierungssystem für Land- und Forstwirte beziehungsweise private Betriebe entwickelt werden, die eine Flächennutzung betreiben, welche solche nicht marktfähigen, aber im Interesse des Gemeinwohls liegenden ESS gewährleisten (Sachverständigenrat für Umweltfragen 2012). Auch Kompensationszahlungen für das Unterlassen von Aktivitäten, die dem Einzelbetrieb Gewinn bringen würden, aber Interessen des (langfristigen) Natur- und Klimaschutzes bzw. des Gemeinwohls zuwiderliefen, sind ein denkbares Instrument der Wertschätzung nicht marktfähiger ESS.

Auch der kulturelle und spirituelle Wert der Biodiversität lässt sich kaum erfassen (▶ Box 10.2). Vielfach dient zum Beispiel Schmuck sowohl spirituellen als auch rein dekorativen Zwecken. Nicht nur bei nordamerikanischen Indianern spielen dabei Federn eine große Rolle (Abb. 10.9). Viele Ethnien benutzen ein breites Spektrum von Schmuckgegenständen tierischer Herkunft und tragen diese nur zu feierlichen Anlässen (Abb. 10.10). Marine Muscheln und Schnecken sind weit abseits der Meeresküsten besondere Statussymbole und auch Tierzähne werden häufig verarbeitet (Abb. 10.11). Allerdings gibt es immer wieder fließende Übergänge zum Kommerz, denn Schmuck besitzt bzw. besaß auch einen Wert als Tauschgegenstand. Fließende Übergänge bestehen zudem zu der Freude an Dekoration bzw. Verzierung von Gebrauchsgegenständen mit Motiven aus der Natur. Hier kann man die sich aus der industriellen Nutzung von Naturmotiven ergebende Wertsteigerung durch Analyse des Kaufverhaltens ermitteln (Abb. 10.12). Vorherrschend sind dabei in Mitteleuropa Blumen und Vögel als besonders „sympathische" Gruppen, eher selten dagegen Amphibien (Abb. 10.13).



Abb. 10.11 Muschel- und Schneckenschalen als wertvoller und imposanter Brustschmuck (*oben*) und Stirnband (*unten*) aus dem Hochland von Papua-Neuguinea, Brustschmuck aus Tierzähnen aus Amazonien (*links*). Rechts unten 1-€-Münze zum Größenvergleich. Sammlung und Foto M. Niekisch



Abb. 10.12 Auch in industriellen und postindustriellen Kulturen sind Naturmotive als Verzierung von Gebrauchsgegenständen beliebt. Foto R. Wittig



Abb. 10.13 Die Gelbbauchunke als Kunstobjekt. Unikat einer Tasse, gestaltet von der Frankfurter Künstlerin Angela Figueroa. Sammlung und Foto M. Niekisch

10

Literatur

Alencar NL, de Sousa Araújo TA, Cavalcanti de Amrim EL, Albuquerque UP (2010) The Inclusion and Selection of Medicinal Plants in Traditional Pharmacopoeias — Evidence in Support of the Diversification Hypothesis. Econ Bot 64:68-79

Baker AJM, Brooks RR (1989) Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – A review of their distribution, ecology and phytochemistry. Biorecovery 1:81–126

Barth FRG, Humphrey JAC, Srcomb FW (2003) Sensors and sensing in biology and engineering. Springer, Berlin

Barthlott W, Winiger M (Hrsg) (1998) Biodiversity: A challenge for development research and policy. Springer, Berlin

Beck S, Born W, Dziock S, Görg C, Hansjürgens B, Henle K, Jax K, Köck W, Neßhöver C, Rauschmayer F, Ring I, Schmidt-Loske K, Unnerstall H, Wittmer H (2006) Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland UFZ-Bericht, Bd. 02/2006. Helmholtz–Zentrum für Umweltforschung, Leipzig

Bergmeier E (2013) Historische Waldnutzungsformen in Europa. Naturschutz Biol Vielfalt 131:83–104

Bleckmann H, Mürtz M, Schmitz EH (2000) Detektor für Infrarotstrahlung. Patentnummer 19718732 des Deutschen Patent- und Markenamtes

Bleckmann H, Schmitz EH, von der Emde G (2004) Nature as a model for technical sensors. J Comp Physiol A 190:971–981

Boyd J, Banzaff S (2007) What are ecosystem sevices? The need for standardized environmental accounting units. Ecol Econ 63:616-626

Brämer R (2012) Eine Meinungsbilanz auf empirischer Grundlage. Natur subjektiv. Studien zur Natur-Beziehung in der Hochzivilisation. http://www.wanderforschung.de/files/wildnis-oder-ordnung1326218038.pdf, 30.12.2013

Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (2010) Internationale Diskussion um eine Ökonomie der Ökosysteme und der Biologischen Vielfalt. TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). (26.12.2013)

Bundschuh TV, Hahn K, Wittig R (2011) The medicinal plants of the woodlands in northern malawi (Karonga district). Flora Veg Sudano-Sambesica 14:43–48

Caniago I, Siebert SF (1998) Medical plant ecology, knowledge and conservation in Kalimantan, Indonesia. Econ Bot 52:229-250

Cerman Z, Barthlott W, Nieder J (2005) Erfindungen der Natur. Bionik. Was wir von Pflanzen und Tieren lernen können. Rororo, Reinbek

Chapin FSIII, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Hobbie SE, Mack MC, Diaz S (2000) Consequences of changing biodiversity. Nature 405:234–241

Cheng S (2003) Heavy metals in plants and Phytoremediation. Environmental Sci Pollution Res 10:335–340

Chivian E, Bernstein A (Hrsg) (2008) Sustaining Life: How Human Health Depends on Biodiversity. 3rd ed. Oxford University Press, New York

Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R, Paruelo J, Raskin R, Sutton P, van den Belt M (1997) The Value of the World´s Ecosystem Services and Natural Capital. Nature 387:253-260

Cowling RM, Egoh B, Knight AT, O'Farrell PJ, Reyers B, Rouget M, Roux DJ, Welz A, Wilhelm-Rechmann A (2009) An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. Proc National Acad Sci 105:9483-9488

Craker LE, Gardner Z (2003) Sustaining the harvest: Challenges in MAP production and markets. In: ISHSIII WOCMAP Congress on Medicinal and Aromatic Plants 2: Conservation, Cultivation and Sustainable Use of Medicinal and Aromatic Plants. ISHS Acta Horticulturae 676:25-30

Daily GC (1997) Introduction: what are ecosystem services? In: Daily GC (Hrsg) Nature´s services. Island Press, Washington DC, S 1–10

Daniel TC, Muhar A, Arnberger A, Aznar O, Boyd JW, Chan KMA, Costanza R, Elmqvist T, Flint CH, Gobster PH, Grêt-Regamey A, Lave R, Muhar S, Penker M, Ribe RG, Schauppenlehner T, Sikor T, Soloviy I, Spierenburg M, Taczanowska K, von der Dunk A (2012) Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. Proc Natl Acad Sci USA 109:8812–8819

Díaz S, Fargione J, Chapin IIIFS, Tilman D (2006) Biodiversity loss threatens human well-being. PLOS Biology 4(8):e277 doi:10.1371/journal.pbio.0040277

Ehn F, Seyfferth A (2011) Bionik – Patente der Natur. Museum für Naturkunde Münster, Münster

Ehring F (2010) Reizthema Hustensaft. Welt-Sichten Magazin für globale Entwicklung und ökumenische Zusammenarbeit 6. Gemeinschaftswerk der Evangelischen Publizistik, Frankfurt

Eisel U (2006) Landschaftliche Vielfalt mit und ohne Sinn. Über den Nutzen einer Methode in der Landschaftsplanung und im Naturschutz. In: Eisel U, Körner S (Hrsg) Die Verwissenschaftlichung kultureller Qualität. Landschaft in einer Kultur der Nachhaltigkeit, Bd. I. Universität Kassel, Kassel, S 92–119

Engels B, Job-Hoben B (2009) Nachhaltiger und naturverträglicher Tourismus – Strategien, Erfolgsfaktoren und Beispiele zur Umsetzung. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 79. BfN, Bonn-BadGodesberg

Fernandes A, Fernandes I, Cruz L, Mateus N, Cabral M, de Freitas V (2009) Antioxidant and biological properties of bioactive phenolic compounds from Quercus suber. L. J. Agric Food Chem 57:11154-60

Fischer B, Turner RK, Morling P (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecoll Econ 68:643-653

Fuller RA, Irvine KN, Devine-Wright P, Warren PH, Gaston KJ (2007) Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. Biol Letters 3:390–394

Ganaba S, Ouadba J-M, Bognounou O (1998) Les ligneux à usage de bois d'energie en région saheliénne due Burkina Faso : préférence des groupes ethniques. Sécheresse 4:261–268

Geng P, Yang Y, Gao Z, Yu Y, Shi Q, Bai G (2007) Combined effect of total alkaloids from Feculae bombycis and natural flavonoids on diabetes. J Pharm Pharmacol 59:1145-50

Giller PS, O'Donovan G (2003) Biodiversity and ecosystem function: Do species matter? Proc Royal Irish Acad: Biology and Environment 102:129–139

Goldman RL, Tallis H, Kareiva P, Daily GC (2008) Field evidence that ecosystem service projektsn support biodiversity and diversify options. Proc National Acad Sci 105:9445-9448

Grainger A, Boucher DH, Frumhoff PC, Laurance WF, Lovejoy T, McNeely J, Niekisch M, Raven P, Sodhi NS, Venter O, Pimm SL (2009) Biodiversity and REDD at Copenhagen. Current Biol 19(21):R974–R976

Greger M & Landberg T, (1999), Using of Willow in Phytoextraction. International J Phytoremediation 1:115–123

Grossmann M, Hartje V, Meyerhoff J (2010) Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bd. 89. BfN, Münster

Günther A (1864) Description of a new species of Mormyrus. Proc Zool Soc London 1864(1):22

Gusinde M (1931) Die Selk´nam. Die Feuerland-Indianer, Bd. I. St. Gabriel-Verlag, Mödling

Gusinde M (1937) Die Yamana. Die Feuerland-Indianer, Bd. II. St. Gabriel-Verlag, Mödling

Gusinde M (1974) Die Halakwulup. Die Feuerland-Indianer, Bd. III/1. St. Gabriel-Verlag, Mödling

Guy PR (1981) Changes in the biomass and productivity of woodlands in the Sengwa Wildlife Research Area, Zimbabwe. J Appl Ecol 507-519

Hahlbrock S (2013) Klug kopiert. Lufthansa-Magazin 11:77–86

Hartley SE, Lawton JH (1991) Biochemical aspects and significance of the rapidly induced accumulation of phenolics in birch foliage. In: Tallamy DW, Raupp MJ (ed) Phytochemical induction by herbivores. Wiley, New York, S 105-132

Hoffmann A, Gruehn D (2010) Bedeutung von Freiräumen und Grünflächen in deutschen Groß- und Mittelstädten für den Wert von Grundstücken und Immobilien LLP-report, Bd. 015. Universität Dortmund, Dortmund

Hooper DU, Chapin FSIII, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Scgmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J, Wardle DJ (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecol Monographs 75:3–35

Horton B, Colarullo G, Bateman I, Peres CA (2003) Evaluating non-users willingness to pay for a large scale conservation programme in Amazonia. Environmental Conservation 30:139–146

Hsiao TC (1973) Plant responses to water stress. Ann Rev Plant Physiol 24:519-570

Huang W, Cai YZ, Zhang Y (2010) Natural phenolic compounds from medicinal herbs and dietary plants: potential use for cancer prevention. Nutrition Cancer 62:1-20

Ibisch P, Mérida G (2003) Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra

Jedicke E (2008) Biotopverbund für Altholz- und Totholz-Lebensräume. Leitlinien eines Schutzkonzepts inner- und außerhalb von Natura 2000. Naturschutz Landschaftsplanung 409:379–385

Job H, Metzler D (2005) Sozialökonomische Effekte von Großschutzgebieten. Natur Landschaft 80:465–471

Job H, Harrer B, Metzler D, Hajizadeh-Alamdary D (2005) Ökonomische Effekte von Großschutzgebieten. Untersuchung der Bedeutung von Großschutzgebieten für den Tourismus und die wirtschaftliche Entwicklung der Region. BfN-Skripten, Bd. 135. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Job H, Woltering M, Harrer B (2009) Regionalökonomische Effekte des Tourismus in deutschen Nationalparken. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 76. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Job H, Kraus F, Merlin C, Woltering M (2013) Wirtschaftliche Effekte des Tourismus in Biosphärenreservaten Deutschlands. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 134. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Klein A, Bleckmann H (2011) Determination of object position, vortex shedding frequency and flow velocity using artificial lateral line canals. Beilstein J Nanotechnol 2:276–283

Koltermann OG, Buse JB, Finemann MS, Taylor K, Kim D, Aisporna M, Wang Y, Baron AD (2003) Synthetic Exendin-4 (Exenatide) significantly eeduces postprandial and fasting lasma glucose in subjects with type 2 diabetes. J Clinical Endocrinol & Metabolism 88:3082–3089

Kremen C (2005) Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology ? Ecol Letters 8:468–479

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V. (2010) Gutachten-Vorstudie. Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (High Nature Value Grassland). Abschlussbericht. Bearbeitende Institution: Institut für Sozioökonomie, Müncheberg

Lewis WH (2003) Pharmaceutical discoveries based on ethnomedicinal plants: 1985 to 2000 and beyond. Econ Bot 57:126–134

Loft L, Lux A (2010a) Ecosystem Services – eine Einführung. In: BiK-F (Biodiversität und Klima Forschungszentrum) (Hrsg) Societal relevance of science, S 91–110

Loft L, Lux A (2010b) Ecosystem Services – Ökonomische Analyse ihres Verlusts, ihre Bewertung und Steuerung. In: BiK-F (Biodiversität und Klima Forschungszentrum) (Hrsg) Societal relevance of science, S 111–117

Marstedt G, Möbus S (2002) Inanspruchnahme Alternativer Methoden in der Medizin. Gesundheitsber des Bundes 9. Robert Koch Institut, Statistisches Bundesamt, Berlin

Martens D, Bauer N (2010) Gepflegte Wälder für gepflegte Seelen? LWF aktuell 75:60–61

McCutcheon SC, Schnoor JL (2003) Phytoremediation. John Wiley & Son, Hoboken, New Jersey

Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington DC

Müller J, Bußler H, Utschick H (2007) Wieviel Totholz braucht der Wald? Naturschutz Landschaftsplanung 39:165–170

Negash A, Niehof A (2004) The significance of enset culture and biodiversity for rural household food and livelihood security in southwestern Ethiopia. Agriculture Human Values 21:61–71

Newman DJ, Cragg GM, Snader KM (2003) Natural products as sources of new drugs over the period 1981-2002. J. Natural Products 66:1022-1037

Niekisch M (2013a) Biodiversitätsschutz im Wald. – AFZ Der Wald. Allgemeine Forst Zeitschrift Waldwirtschaft Umweltvorsorge 68(17):22–23

Niekisch M (2013b) Von Dodos und Java-Nashörnern - oder auch nicht. In: Mitschele K, Scharf S (Hrsg) Werkbegriff Nachhaltigkeit. Transcript Verlag, Bielefeld, S 195–205

Nielsen H, Spenceley A (2010) The success of tourism in Rwanda – Gorillas and more. Background paper for the African Success Stories Study. World Bank and SNV, S 1–29

Ohl J (2004) Ökotourismus als Chance für nachhaltige Entwicklung? Die Ökonomie der Matsiguenka im Nationalpark Manu, Peru. TZ-Verlagsgesellschaft, Rossdorf

Orquera LA, Piana EL (1999) La vida material y social de los Yámana. Instituto Fueguino de Investigaciones Científicas, Eudeba, Buenos Aires

Petermann C, Letzner V (2011) Regionale Beschäftigungseffekte durch Naturschutz. Natur Landschaft 86:162–165

Pohlmann K, Grasso FW, Breithaupt T (2001) Tracking wakes: the nocturnal predatory strategie of piscivorous catfish. Proc National Acad Sci USA 98:7371–7374

Posey DA (Hrsg) (1999) Cultural and spiritual values of biodiversity. United Nations Environmental Programme & Intermediate Technology Publications, London

Posey DA, Overal WL (Hrsg) (1990) Ethnobiology: implications and applications. Proc First International Congress Ethnobiol, Belém, Brazil: Museu Paraense Emílio Goeldi, 1988.

Posey DA, Argumedo A, da Costa e Silva E, Dutfield G, Plenderleith K (1995) Indigenous peoples, traditional technologies and equitable sharing: international instruments for the protection of community intellectual property and traditional resource rights. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland

Rupassara SI, Larson RA, Sims GK, Marley K (2002) Degradation of atrazine by hornwort in aquatic systems. Bioremediation 6:217–224

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2012) Umweltgutachten 2012: Verantwortung in einer begrenzten Welt. Erich Schmidt Verlag, Berlin

Schmitz A, Bleckmann H, Mogdans J (2008) Organization of the superficial neuromast system in goldfish, Carassius auratus. J Morphol 269:751-761

Schultes RE, Raffauf RF (1990) The Healing Forest. Medicinal and toxic plants of the Northwest Amazonia. Discorides Press, Portland

Schumann K, Wittig R, Thiombiano A, Becker U, Hahn K (2011): Uses and Management Strategies of the Multipurpose Tree Anogeissus leiocarpa in Eastern Burkina Faso. Flora Veg Sudano-Sambesica 14:9-18

Shams KM, Tichy G, Fischer A, Sager M, Peer T, Bashar A, Filip K (2010) Aspects of phytoremediation for chromium contaminated sites using common plants Urtica dioica, Brassica napus and Zea mays. Plant soil 328:175–189

Shiva V (2002) Biopiraterie - Kolonialismus des 21. Jahrhunderts. Eine Einführung. Aus dem Englischen von Aldea & Pedersen. Unrast Verlag, Münster

Siciliano SD, Germida JJ, Banks K, Greer CW (2003) Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon phytoremediation field trial. Appl Environmental Microbiol 69:483–489

Sieglstetter R, Hahn K, Wittig R (2011) The use of woody species in northern Benin. Flora Veg Sudano-Sambesica 14:19–23

Smith M, de Grot D, Perrot-Maître D, Bergkamp G (2006) Pay – establishing payments for watershed services. IUCN, Gland

Sofowara A (1996) Research on medical plants and traditional medicine in Africa. J Alternative Complementary Med 2:365-372

Todt A (2006) Traditional utilisation of natural resources in the coastal wetlands in the Lower Mekong Delta, Vietnam. Diplomarbeit Universität Greifswald, unveröffentl

Trommler T, Plieninger T, Bieling C, Gerdes H, Ohnesorge B, Schaich H, Schleyer C, Wolff F (2013) Ökosystemleistungen, Landnutzung, Lebensqualität und marktbasierte Instrumente in land- und forstwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaften. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften (Nachwuchsgruppe Ökosystemleistungen), Berlin

Tuomi J, Niemelä P, Fagerström T (1991) Carbon allocation, phenotypic plasticity and inducible defences. In: Tallamy DW, Raupp MJ (ed) Phytochemical induction by herbivores. Wiley, New York, S 85-104

Tyler MJ, Shearman DJC, Franco R, O'Brien P, Seamark RF, Kelly R (1983) Inhibition of gastric acid secretion in the gastric brooding frog, Rheobatrachus silus. Sci 220:609–610

Vara Prasad MN, de Oliveira Freitas HM (2003) Metal hyperaccumulation in plants: biodiversity prospecting for phytoremediation technology. Electronic J Biotechnol 6:285-321

Wallace KJ (2007) Classification of ecosystem services: Problems and Solutions Biological Conservation 139:235-246

Wittig R, Dingermann T, Sieglstetter R, Xie Y, Thiombiano A, Hahn K (2013) World-wide every fifth vascular plant species is or was used as medicinal or aromatic plant. Flora Veg Sudano-Sambesica 16:3-9

Weckerle CS, Huber FK, Yongping Y, Weibang S (2006) Plant Knowledge of the Shuhi in the Hengduan Mountains, Southwest China. Econ Bot 60:3-23

Weiger H, Margraf C (2003) Hochwasserschutz an der bayerischen Donau. Eine Chance für den Auenschutz. Natur Landschaft 78:130–137

Woltering M (2012) Ökonomische Effekte von Großschutzgebieten. Naturschutz Landschaftspflege 44:325–331

Xu J (2000) Links between cultures and biodiversity: Proc Cultures Biodiversity Congress 2000. Yunnan Science and Technology Press, Yunnan

Yang Y, Nguyen N, Chen NL, Lockwood M, Tucker C, Hu H, Bleckmann H, Liu C, Jones DL (2010) Artificial lateral line with biomimetic neuromasts to emulate fish sensing. Bioinsp Biomim 5:(1):16001 doi:10.1088/1748-3182/5/1/016001

Gefahren für die Biodiversität

Kapitel 11 **Gefährdung der Biodiversität – 263**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 12 **Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität – 335**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Gefährdung der Biodiversität

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

11.1 Ermittlung der Gefährdung und ihrer Ursachen – 264
11.1.1 Bestandsaufnahmen von Arten – 264
11.1.2 Rote Listen und Gefährdungsgrade – 267
11.1.3 Bestandsaufnahmen von Biotopen und Ökosystemen – 270

11.2 Gefährdung durch direkten Zugriff – 272

11.3 Gefährdung durch anthropogene Standortveränderungen oder -vernichtung – 293
11.3.1 Mitteleuropa – 294
11.3.2 Entwicklungsländer – 303

11.4 Gefährdung durch Neobiota – 311

11.5 Auswirkungen von Sport und anderen Freizeitaktivitäten – 321

11.6 Gefährdung durch Verkehrswege – 323

11.7 Die Bedeutung von Lichtverschmutzung – 325

Literatur – 326

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_11, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Trotz, aber auch aufgrund ihrer großen Bedeutung (Nutzbarkeit) für den Menschen (▶ Kap. 9) ist die Biodiversität weltweit stark gefährdet. In den bisherigen Untersuchungen ergaben diverse Methoden (▶ Abschn. 11.1) die folgenden Hauptursachen: **Übernutzung** durch direkten Zugriff (▶ Abschn. 11.2), **anthropogene Standortveränderungen** inklusive **Lebensraumvernichtung** und **Nutzungswandel** (▶ Abschn. 11.3). Großen Einfluss hatten und haben zudem invasive Arten (Neobiota: ▶ Abschn. 11.4). Für manche Arten stellen auch Sport- und andere Freizeitaktivitäten eine Gefährdung dar (▶ Abschn. 11.5). Der Klimawandel spielt demgegenüber bis heute (Stand 2014) noch eine geringere Rolle, wird aber zukünftig mit Sicherheit eines der größeren Probleme werden. Da der Klimawandel eine deutlich andere Qualität besitzt als die vorgenannten Ursachen, widmen wir ihm ein eigenes Kapitel (▶ Kap. 12). Eine Gefährdung der Biodiversität geht auch von Verkehrswegen aus (▶ Abschn. 11.6) sowie von der „Lichtverschmutzung" (Hölker et al. 2010; Held et al. 2013), auf die in ▶ Abschn. 11.7 kurz eingegangen wird.

11

11.1 Ermittlung der Gefährdung und ihrer Ursachen

Bestandsaufnahmen (▶ Abschn. 11.1.1) und deren regelmäßige Wiederholungen (**Monitoring**) sind die wichtigste und die einzige unangreifbare Methode zur Ermittlung des Gefährdungsgrades von Arten und Unterarten und ihrer Darstellung in **Roten Listen** (▶ Abschn. 11.1.2). Auch von Ökosystemen kann man **Bestandsaufnahmen** (▶ Abschn. 11.1.3) durchführen, doch hierzu muss zunächst eine Definition der Kartierungseinheiten erfolgen. In beiden Fällen müssen die Ergebnisse anschließend im Hinblick auf eine mögliche Gefährdung bewertet werden (▶ Abschn. 11.1.3). Zu einem wissenschaftlichen Monitoring gehört nach der Erhebung der Daten deren korrekte Interpretation, wozu Kenntnisse der Biologie, insbesondere der Populationsdynamik der betreffenden Arten unerlässlich sind (◘ Abb. 14.19).

11.1.1 Bestandsaufnahmen von Arten

Ein noch im Aufbau befindliches Netzwerk zur weltweiten Erfassung des Artenbestandes ist die *Global Biodiversity Information Facility* (**GBIF**). In diesem internationalen Netzwerk sollen die Informationen über alle ▶ Arten der Erde frei zugänglich gemacht werden, wobei geplant ist, auch genetische Datenbanken zu integrieren (Berendsohn et al. 2010). GBIF wird daher nach den Vorstellungen der Initiatoren irgendwann einmal die Frage beantworten können, wie viele Arten und Unterarten es gibt und wie viele seit Beginn der Datenerfassung erloschen sind. Nach eigenen Angaben (Stand August 2013: ▶ http://www.gbif.org) ist GBIF mit 58 Mitgliedern in 34 Ländern, 194 Datenanbietern, 981 angeschlossenen Datenbanken und fast 120 Mio. Einzeldaten, die über ▶ Internet zugänglich sind, heute das größte Biodiversitätsprojekt der Welt. Es besteht aus einem Sekretariat in ▶ Kopenhagen und über 50 sogenannten Datenknoten. Das Sekretariat koordiniert die Arbeiten der geografisch weit verstreuten Knoten und verwaltet die zentrale Datenbank. In jedem angeschlossenen Land gibt es mindestens einen Knoten, der die Aufgabe hat, die Biodiversitätsdaten des Landes an die zentrale Datenbank weiterzuleiten.

Obige Zahlen sind zwar beeindruckend, zeigen aber auch, dass bis zur weltweiten Implementierung von GBIF noch viel zu tun ist. Außerdem werden in diesem Netz ja nur Daten gesammelt und bereitgestellt, nicht jedoch erhoben. Jede Datenbank kann aber nur so gut sein, wie die in ihr gespeicherten Daten. Qualitativ hochwertige, d. h. methodisch einwandfreie und überprüfbare Daten sind essenziell, aber für viele Regionen nur sehr bruchstückhaft oder gar nicht verfügbar.

Noch bis zur Mitte des vergangenen Jahrhunderts beruhten die Informationen über das Vorkommen von Arten und die Beschaffenheit von Ökosystemen weiter Gebiete der Erde auf den Ergebnissen von Forschungsreisen, die von Wissenschaftlern oder vermögenden Privatgelehrten unternommen wurden. Entsprechend groß war die Zahl der weißen Flecken in den Verbreitungskarten der meisten tropischen Arten. In mit weiterbildenden Schulen und Universitäten dicht bestückten Regionen der Erde (Mitteleuropa, Nordamerika etc.) waren die Infor-

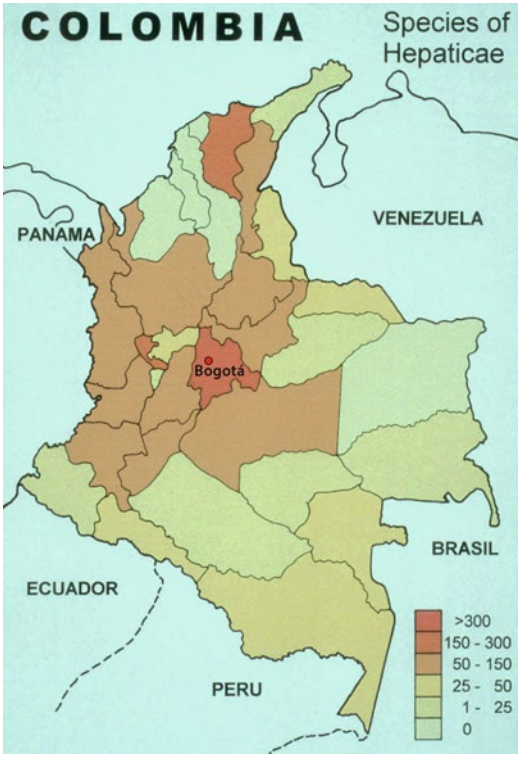


Abb. 11.1 Pseudoergebnisse unsystematischer Kartierungen; mit freundlicher Erlaubnis von Rob Gradstein

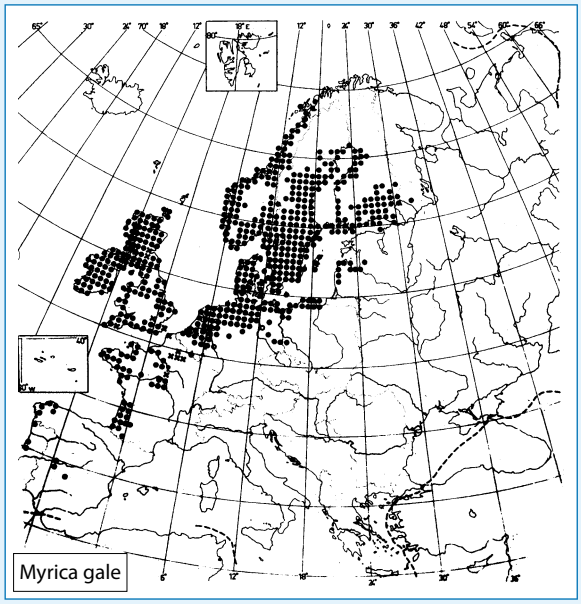
mationen zwar dichter, aber auch hier spiegelten sie oft nicht das wahre Verbreitungsgebiet bzw. die Häufigkeit von Arten wider, sondern bildeten die Lage von Universitäten und Museen sowie die Wohnorte besonders aktiver Biologen ab. Um dies zu demonstrieren, fertigte Gradstein eine Karte der „Verteilung" von Lebermoosen in Kolumbien an, die allerdings nur etwas über den Erforschungsgrad aussagt, nicht aber über die tatsächlichen Verhältnisse: Rund um die Hauptstadt Bogotá sowie in einem Nationalpark im N des Landes gibt es scheinbar viele Arten, was aber daran liegt, dass dort besonders viele Untersuchungen erfolgten, Abb. 11.1).

Erst seit der Zeit nach dem Zweiten Weltkrieg wurden systematisch angelegte **Kartierungsprojekte** begonnen, wobei Botaniker, Herpetologen und Ornithologen den Anfang machten. Detaillierte und „punktgenaue" Zusammenstellungen von dokumentierten Vorkommen bestimmter Tiergruppen in definierten Regionen legten frühzeitig und richtungsweisend zum Beispiel Robert Mertens (1947) mit seinem Buch „Die Lurche und Kriechtiere des Rhein-Main-Gebietes" vor sowie Friedrich Tischler mit seinem 1941 erschienenen Werk über die Vögel Ostpreußens, das für die moderne Avifaunistik Maßstäbe setzte. Tischlers Werk enthielt aber keine Verbreitungskarten, während Mertens diese immerhin für einige Arten publizierte. Ein regelrechter Boom der Veröffentlichung von Verbreitungsatlanten der Avi- und Herpetofauna für verschiedene Regionen Deutschlands, Österreichs, der Schweiz, Italiens und anderer europäischer Länder setzte erst in den 1980 er-Jahren ein. Häufig enthielten sie – mangels Daten – aber nur aktuelle Fundpunkte und noch keinen Vergleich mit früheren Vorkommen und konnten somit keine Bestandstrends dokumentieren.

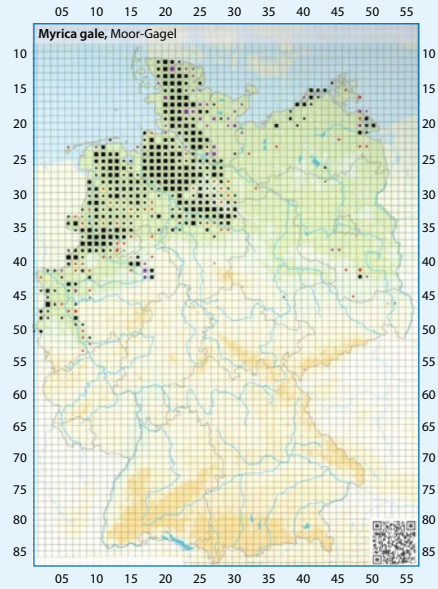
Fast alle neueren botanischen sowie auch viele zoologische Kartierungen wurden mit der Rastermethode durchgeführt. Hierbei wird das Untersuchungsgebiet in gleich große Teilgebiete (Raster) eingeteilt. Für jedes Raster wird der Artenbestand gesondert erhoben. Kommt eine Art in einem Rasterfeld vor, so wird dieses in der Karte mit einem Punkt versehen (Abb. 11.2).

Ein europaweites Projekt ist die **Flora-Europaea-Kartierung**, die in systematischer Reihenfolge sämtliche Familien der Gefäßpflanzen in ganz Europa durchgeht. Räumliches Bezugssystem ist das UTM-Gitter, dessen 100 × 100 km Felder in 4 Felder von 50 × 50 km unterteilt werden. Deutlich kleinere Rasterfelder liegen der Kartierung der mitteleuropäischen Länder Deutschland, Österreich und Schweiz zugrunde (Abb. 11.2a). Die Grenzen der Raster werden durch jeden zehnten Minutenmeridian östlich von Greenwich (also z. B. 15°, 15°10′, 15°20′) und von jedem sechsten Minutenbreitenkreis (also 50°, 50°6′, 50°12′) gebildet. In Deutschland, entspricht ein Feld einer topografischen Karte 1:25.000 (TK 25). Nach mehr als 15-jähriger Arbeit vorläufig abgeschlossen ist auch die europaweite Kartierung der Amphibien und Reptilien (Gasc et al. 1997), welche ebenfalls ein UTM-Gitter von 50 km × 50 km zugrunde legt. Darin wurden 85.067 Daten von 62 Amphibien- und 123 Reptilienarten verarbeitet.

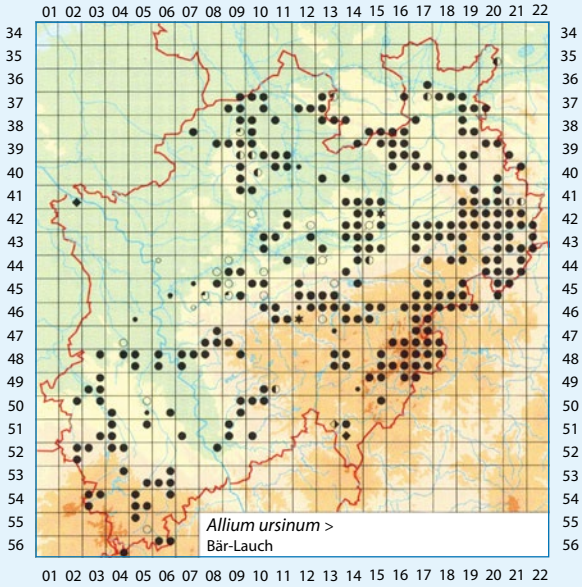
Unterhalb der europäischen Ebene gibt es zahlreiche Kartierungsprojekte auf der Ebene von ganzen Staaten bis hinunter zu lokalen Verwaltungseinheiten. Je kleiner das Raster ist, desto besser



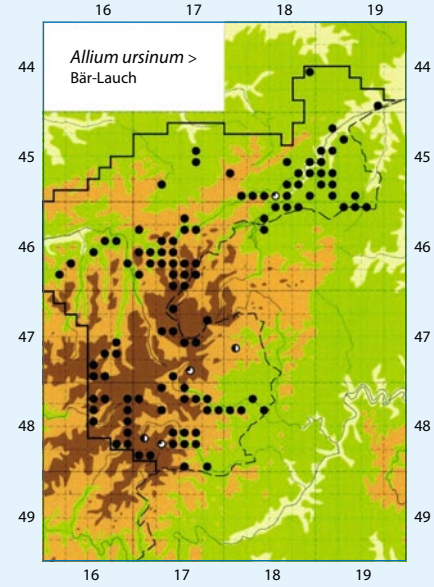
a



b



c



d

11

Abb. 11.2a–d Beispiele für Rasterkartierungen mit unterschiedlicher Rastergröße; **a** Flora Europaea (50 × 50 km); **b** Deutschland (TK 25; BfN 2013); **c** Nordrhein-Westfalen (Quadrant der TK 25; Haeupler et al. 2003); **d** Hochsauerland (1/64 TK 25; Götte 2007)

sind Zusammenhänge zwischen Verbreitung und geografischen Gegebenheiten erkennbar. In den meisten deutschen Bundesländern wurde die Flora auf der Basis von Quadranten (Viertel) der TK 25 kartiert (◘ Abb. 11.2b). Für noch kleinere Einheiten wurden Viertel- oder 16tel-Quadranten verwendet (◘ Abb. 11.2c und d). Eine Liste der in Mitteleuropa bis August 2012 erfolgten Veröffentlichungen der Ergebnisse abgeschlossener Gefäßpflanzenkartierungen auf Rasterbasis wurde von Niklfeld und Wittig (2012) zusammengestellt. Die Ergebnisse mehrerer Kartierungsprojekte sind inzwischen im Internet verfügbar.

Kartierungen liefern erst dann exakte Erkenntnisse über die Entwicklung der Biodiversität, wenn man sie nach einem bestimmten Zeitraum wiederholen und auf diese Weise **Veränderungen im Artenspektrum** eines Gebietes feststellen kann. Eine solche Wiederholung ist aber nur dann sinnvoll, wenn die Intensität der Kartierung (Zeitaufwand, Personalaufwand, abgesuchter Prozentsatz des gesamten Kartierungsgebietes bzw. Angabe der Kartierungsbereiche oder Kartierungsstrecken usw.) genau angegeben wird, sodass bei der Wiederholungskartierung genau die gleiche Kartierungsintensität aufgebracht werden kann. Von im Gelände leicht zu verwechselnden Arten sollten außerdem von jedem Kartierer wenigstens exemplarisch einige Belege in einem Museum hinterlegt werden. Nur so ist überprüfbar, ob der betreffende Kartierer in der Lage war, die Art richtig zu identifizieren. Leider erfüllen viele bisher durchgeführte Kartierungen diese Bedingungen nicht. Derartige nicht reproduzierbare Arbeiten sind, je nach Schwere der unerfüllten Kriterien, zwar meist nicht völlig wertlos, jedoch weniger wertvoll, als sie es sein könnten.

Aus dem eben Gesagten geht hervor, dass **Museen** (▶ Abschn. 15.3) eine wichtige Rolle bei der Dokumentation von Biodiversität und ihrer Veränderungen zukommt. Die dort vorhandenen Belege erlauben zwar keine quantitativ exakten Aussagen, auf jeden Fall aber qualitative. So besitzen wir von der Existenz und insbesondere der geografischen Verbreitung vieler seit der Zeit der ersten Forschungsreisen ausgestorbener Arten nur durch die in Museen deponierten Belege wirklich unanfechtbare Kenntnisse. Reisebeschreibungen allein sind nicht kontrollierbar, können also Fehlbestimmungen oder Fantasien wiedergeben. Über den Vergleich der Sammlungszeitpunkte und Sammlungshäufigkeit kann sogar auf Änderungen der Häufigkeit oder des Areals von Arten geschlossen werden. Ergebnisse derartiger Vergleiche sind allerdings mit großem Vorbehalt zu interpretieren, denn etwa feststellbare Änderungen können auch ganz andere Ursachen haben als Diversitätsverlust, z. B. den Verzicht auf weiteres Sammeln bereits häufig in Museen repräsentierter Arten, den Tod eines bisher sehr aktiven Sammlers, die Änderung bis zu einem bestimmten Zeitpunkt häufig benutzter Schiffsrouten etc.

11.1.2 Rote Listen und Gefährdungsgrade

Rote Listen sind Aufstellungen von Arten, seltener auch Pflanzengesellschaften oder Biotopen, hinsichtlich des Grades ihrer Gefährdung. Die globale „*Red List of Threatened Species*“ erstellt die IUCN mit ihrer *Species Survival Commission* (▶ Abschn. 16.3). Auf niedrigerer regionaler Ebene gibt es Rote Listen für eine große Zahl politischer oder geografischer Einheiten, die in der Regel von Naturschutzverbänden oder Behörden erstellt werden. Blab (2005) bezeichnet die Roten Listen als „Barometer der Biodiversität“. Ludwig et al. (2006) geben eine methodische Anleitung zu ihrer Erstellung.

Da bisher kaum flächendeckende Langzeitdaten über die Veränderungen der Bestandsdichte und Arealgröße bzw. über die Populationstrends einzelner Arten vorliegen, erfolgt die Einschätzung der Gefährdung mitunter aufgrund eher schwacher Datenlage, gibt aber immerhin Anhaltspunkte. Allerdings wird inzwischen mit Erfolg versucht, die Roten Listen auf wissenschaftlicher Grundlage nachvollziehbar zu erstellen (z. B. Ludwig et al. 2005). Je genauer der Regionalbezug und die Datenlage sind, umso aussagekräftiger sind die Roten Listen. Sie haben keinerlei rechtlichen Charakter, das heißt, die Führung in einer Roten Liste bedeutet für die gelistete Art nicht automatisch irgendeinen Schutzstatus. Die Einschätzung des Gefährdungsgrades und die Erfassung der Ursachen sind aber wichtige Voraussetzungen für rechtliche Schritte (z. B. Unterschutzstellung) und konkrete Arten-

bzw. Lebensraumschutzmaßnahmen. Die Roten Listen bilden jedenfalls ein allgemein anerkanntes Hilfsmittel für die Bewertung der Schutzwürdigkeit von Flächen im Rahmen der Ausweisung von Schutzgebieten oder der Prüfung der Umweltverträglichkeit von Eingriffen in die Landschaft. Es darf allerdings nicht vergessen werden, dass der Wert eines Biotopes nicht nur von der Anzahl der in ihm vorkommenden Rote-Liste-Arten abhängt, sondern relativ zur Gesamtsituation des jeweiligen Naturraumes zu sehen ist. Als Kritik an den Roten Listen ist anzumerken, dass sie sich mehrheitlich auf politisch abgegrenzte Gebiete (Staaten oder deren Untereinheiten) beziehen. Da kann dann das Kuriosum nicht vermieden werden, dass Arten, die in einem Land lediglich aus geografischen Gründen selten sind, in dessen Roter Liste geführt werden, obwohl sie im Nachbarland häufig sind. So unsinnig, wie es auf den ersten Blick erscheinen mag, ist eine solche Einstufung aber insbesondere dann nicht, wenn die „seltene" Population nicht kontinuierlich in die des Nachbarlandes übergeht, sondern von dieser isoliert ist. Zudem sind (vereinzelte) Populationen am Rand des Verbreitungsgebietes einer Art aus biogeografischen Gründen schützenswert, womit das eben genannte „Kuriosum" ein weiteres Gegenargument erfährt. Es geht nämlich ja nicht nur um die artliche, sondern auch um die genetische Diversität. Darin aber können sich zumindest isolierte Randpopulationen deutlich von der Kernpopulation unterscheiden. Außerdem sind Naturschutzmaßnahmen in aller Regel von Behörden durchzuführen oder zu genehmigen, sodass der Flächenbezug auf politische und Verwaltungseinheiten durchaus auch aus diesem Grunde sinnvoll ist.

Auch wenn sich abzeichnet, dass immer mehr Rote Listen sich an den von der IUCN erstellten und verwendeten Kategorien orientieren, verwenden die unterschiedlichen Herausgeber weltweit nach wie vor unterschiedliche Einteilungen.

In der bundesdeutschen Roten Liste werden drei Gefährdungskategorien unterschieden und in Form von Zahlen abgekürzt (1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet). Außerdem gibt es noch die Kategorie „ausgestorben" (0) sowie in manchen Bundesländern und Regionen besondere Bezeichnungen für nicht gefährdete, aber extrem seltene Arten (in älteren Listen 4, in neueren R) und für solche, deren Gefährdung nicht nachweisbar, aber anzunehmen ist (Tab. 11.1). Weiterhin führen einige Bundesländer **Vorwarnlisten**, die aber noch nicht als Rote Liste zu werten sind. Manchmal werden auch Arten gesondert gekennzeichnet, bei denen die Datengrundlage für eine Bewertung (noch) nicht ausreicht. Für die Bundesrepublik werden die Roten Listen bedrohter Tier- und Pflanzenarten vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) herausgegeben, in Österreich vom Umweltbundesamt (UBA), in der Schweiz vom Bundesamt für Umwelt (BAFU). Neben den Roten Listen für Tier- und Pflanzenarten wurden von verschiedenen Autoren bzw. Herausgebern auch solche für Pflanzengesellschaften und Biotope (z. B. Riecken et al. 2006; Verbücheln et al. 1995, 1999; Abdank et al. 2000, 2004) erstellt. Eine vergleichende Zusammenstellung und Diskussion der bei den verschiedenen Listen angewendeten Einstufungskriterien wurde von Abdank et al. (2000) publiziert.

Die in Mitteleuropa üblichen Bezeichnungen entsprechen folgenden Begriffen und Definitionen der weltweiten Roten Liste der IUCN (die für die Einstufung verwendeten Kriterien sind in Tab 11.2 zusammengestellt), deren deutsche Übersetzung hier in Anlehnung an Niekisch (2000) und Monney und Meyer (2005) aufgelistet ist:

- EX ***(extinct – ausgestorben):*** Ein Taxon ist ausgestorben, wenn kein begründeter Zweifel vorhanden ist, dass das letzte Individuum gestorben ist. Ein Taxon gilt als ausgestorben, wenn erschöpfende Untersuchungen in bekannten oder potenziellen Lebensräumen, in geeigneten Zeiträumen (tages- und jahreszeitlich, jährlich), im ganzen historischen Verbreitungsgebiet keine Beobachtungen ergaben. Der Lebenszyklus und die Lebensform sollten innerhalb eines angepassten Zeitrahmens untersucht werden. Für die Einstufung „ausgestorben" in regionalen Listen reicht es, wenn die oben genannten Kriterien für den Bereich der Gültigkeit der Liste zutreffen. Die IUCN spricht in derartigen Fällen von ***„regionally extinct (RE)"***. Außerdem gibt es noch die Kategorie ***„EW (extinct in the wild*** – in der Natur ausgestorben)".
- CR ***(critically endangered – vom Aussterben bedroht):*** Ein Taxon ist *vom Aussterben*

Tab. 11.1 Gefährdungskategorien der Roten Listen in Deutschland und entsprechende IUCN-Kategorien (nach Ludwig und Schnittler 1996)

Kategorie Deutschland[1]		Definition	Kategorie IUCN[2]	
0	**Ausgestorben oder verschollen**	Im Gebiet nicht mehr in der Natur vorkommend (keine wild lebenden Populationen bekannt): Ihre Populationen sind nachweisbar ausgerottet, ausgestorben oder verschollen (es besteht der begründete Verdacht, dass ihre Populationen erloschen sind)	**RE**	Regionally extinct
1	**Vom Aussterben bedroht**	Arten, die so schwerwiegend bedroht sind, dass sie voraussichtlich aussterben, wenn die Gefährdungsursachen fortbestehen: Ein Aussterben kann nur durch sofortige Beseitigung der Gefährdungsursachen oder wirksame Hilfsmaßnahmen für die Restbestände dieser Arten verhindert werden	**CR**	Critically endangered
2	**Stark gefährdet**	Arten, die erheblich zurückgegangen oder durch laufende beziehungsweise absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind	**EN**	Endangered
3	**Gefährdet**	Arten, die merklich zurückgegangen oder durch laufende beziehungsweise absehbare menschliche Einwirkungen bedroht sind	**VU**	Vulnerable
G	**Gefährdung anzunehmen**	Arten, bei denen einzelne Untersuchungen eine Gefährdung erkennen lassen, aber die vorliegenden Informationen für eine exakte Zuordnung zu den Kategorien 1 bis 3 nicht ausreichen	**[I]**	Indeterminate
R	**Extrem selten**	Extrem seltene beziehungsweise sehr lokal vorkommende Arten, deren Bestände in der Summe weder lang- noch kurzfristig abgenommen haben und die auch aktuell nicht bedroht, aber gegenüber unvorhergesehenen Gefährdungen besonders anfällig sind	**[R]**	Rare

[1] Darüber hinaus werden in Roten Listen folgende Bezeichnungen verwendet, die aber keine Gefährdungskategorien sind:
V: Vorwarnliste (NT: near threatened)
D: Daten unzureichend (DD: data deficient)
*: Ungefährdet (LC: least concern)
♦: Nicht bewertet (NE: not evaluated)
[2] Angegeben sind die Kategorien, wie sie von der IUCN für die regionale Anwendung empfohlen werden. Die alten IUCN-Kategorien R und I werden in Klammern aufgeführt, um eine vollständige Vergleichbarkeit zu erreichen; sie sind kein Bestandteil des aktuellen Kategoriensystems

bedroht, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein extrem hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt, basierend auf einem der Kriterien (Tab. 11.2) für diese Kategorie.

- **EN** (endan**gered – stark gefährdet):** Ein Taxon ist *stark gefährdet,* wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein sehr hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt, basierend auf einem der Kriterien (Tab. 11.2) für diese Kategorie.
- **VU *(vulnerable – verletzlich):*** Ein Taxon ist verletzlich, wenn nach den besten verfügbaren

Datengrundlagen ein hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt, basierend auf einem der Kriterien (Tab. 11.2) für diese Kategorie.

Eine Vorstufe der Zugehörigkeit zur Roten Liste bedeutet die Einstufung **NT (*near threatened* – potenziell gefährdet):** Ein Taxon ist *potenziell gefährdet,* wenn es nach den Kriterien beurteilt wurde, aber zurzeit die Kriterien für *vom Aussterben bedroht, stark gefährdet* oder *verletzlich* nicht erfüllt, jedoch nahe bei den Grenzen für eine Einstufung in eine Gefährdungskategorie liegt oder die Grenzen wahrscheinlich in naher Zukunft überschreitet. Die Kategorie entspricht der deutschen Vorwarnliste.

Nicht in diese Kategorie fallen Arten, die von Natur aus selten sind, jedoch können zumindest bestimmte Typen natürlicher **Seltenheit** eine potenzielle Gefährdung bedeuten. Naturgegebene Seltenheit kann folgende Gründe haben:

- Die Art gehört einer früher verbreiteten „archaischen" Gruppe an, die der Konkurrenz „modernerer" Arten nicht gewachsen ist und daher nur in einem kleinen Gebiet als **Reliktendemit** überlebt hat. Beispiele sind unter anderem die Beuteltiere (Abb. 2.18).
- Es handelt sich um eine junge Art, die sich seit ihrer Entstehung noch nicht weit ausbreiten konnte. Dies trifft sicher für einige „Kleinarten" zu, beispielsweise die Arten des Aggregates *Alchemilla* sowie für viele kryptische Arten.
- Die Art ist auf einer sehr isolierten Insel entstanden und besitzt keine Möglichkeiten, sich von dort her auszubreiten, z. B. im Falle echter Inseln keine Flug- oder Schwimmfähigkeit; im Falle von Berggipfeln keine Flugfähigkeit und keine Möglichkeit, sich in den den Berg umgebenden Biotopen zu behaupten (**Neoendemiten**).
- Die Art ist an einen allgemein oder von ihr erreichbaren oder klimatisch tolerierbaren seltenen Lebensraum gebunden (z. B. Schwermetallpflanzen; ▶ Abschn. 7.5.1; halophile Arten im mitteleuropäischen Binnenland).

Die potenzielle Gefährdung besteht in all diesen Fällen darin, dass eine einzige Katastrophe, z. B. ein Vulkanausbruch auf einer Insel, eine Folge von klimatisch sehr ungünstigen Jahren, ein Krankheitsbefall etc. den gesamten Weltbestand vernichten oder zumindest sehr stark dezimieren kann.

Keine Gefährdungskategorien sind die Einstufung als LC („least concern"), also Arten, die evaluiert wurden, aber für die keine Bedrohung besteht, und **DD (*data deficient* – ungenügende Datengrundlage):** Ein Taxon wird in die Kategorie *ungenügende Datengrundlage* aufgenommen, wenn die vorhandenen Informationen nicht ausreichen, um auf der Basis seiner Verbreitung oder seiner Bestandssituation eine direkte oder indirekte Beurteilung des Aussterberisikos vorzunehmen. Ein Taxon in dieser Kategorie kann gut untersucht und seine Biologie gut bekannt sein, aber geeignete Daten über die Häufigkeit seines Vorkommens oder über seine Verbreitung fehlen. Die Aufnahme von Taxa in diese Kategorie weist darauf hin, dass mehr Information nötig ist, und anerkennt die Möglichkeit, dass aufgrund zukünftiger Forschung eine Einstufung in eine Gefährdungskategorie angebracht ist. Dabei ist es wichtig, alle verfügbaren Daten zu berücksichtigen. Diese heute gültigen Kategorien wurden 1992 eingeführt.

Vorläufer der Red List der IUCN in der heutigen Form waren die *Red Data Books*, deren erstes 1962 erschien. Sie enthielten detaillierte Beschreibungen zu den einzelnen Arten. Mit der rapiden Zunahme gefährdeter oder als gefährdet erkannter Arten ging die IUCN dann aber Ende der 80er-Jahre zum Listencharakter über und verzichtete auf die Artbeschreibungen. Die *Red List* erschien zunächst in gedruckter Form und ist heute als umfangreiche Datenbank im Internet verfügbar (▶ www.iucnredlist.org).

11.1.3 Bestandsaufnahmen von Biotopen und Ökosystemen

Während jede Art anhand einer im Rahmen ihrer Erstbeschreibung verpflichtenden genauen Diagnose und dem ebenfalls zur Beschreibung gehörenden, in einem Museum hinterlegten Typusmaterial eindeutig zu identifizieren ist, existieren derartige exakt nachvollziehbare Definitionen für Biotope und Ökosysteme nicht. Zu Beginn jeder Inventa-

Tab. 11.2 Internationale Kriterien für die Einstufung in eine Gefährdungskategorie (IUCN 2001)

Kriterium[1)]	Zusatz	Critically end.	Endangered	Vulnerable
Bestandsabnahme bereits erfolgt[2)] (%)	Ursachen sind verstanden, beseitigt und reversibel	≥ 90	≥70 bis <90	≥50 bis <70
	Ursachen nicht verstanden oder beseitigt oder revers.	≥ 80	≥50 bis <80	≥30 bis <50
Bestandsabnahme vorausehbar[3)]		≥ 80	≥50 bis <80	≥30 bis <50
Arealgröße (km²)	Mind. zwei Hinweise[4)] auf Arealabnahme o. starke Schwankungen	< 100	< 5000	< 20.000
Besiedelte Fläche (km²)	Mind. zwei Hinweise[4)] auf Arealabnahme o. starke Schwankungen	< 10	< 500	< 2.000
Abnahme d. fortpfanzungsfähigen Individuen auf	Mind. zwei Hinweise auf Rückgang oder ungünstige Verteilung[4)]	< 250	< 2.500	< 10.000
Geringe Zahl fortpflanzungsfähiger Individuen[5)]		< 50	< 250	< 1000[6)]
Aussterberisiko (%) (in den nächsten x Jahren)		50 (in 10)	20 (in 20)	10 (in 100)

[1)] gültig für den Zeitraum der letzen 10 Jahre oder drei Generationen (je nachdem, was länger ist)
[2)] beobachtet, geschätzt, abgeleitet oder vermutet
[3)] innerhalb der nächsten 100 Jahre
[4)] die Hinweise sind genau definiert
[5)] ohne Hinweise auf Rückgang
[6)] oder besiedelter Gebiet < 20 km² oder Zahl der Fundorte < 5

risierung des Biotop- oder Ökosystembestandes einer Region muss daher zunächst festgelegt werden, wie detailliert die Bestandsaufnahme sein soll. Anschließend ist ein Schlüssel für die im Gebiet zu erwartenden Typen zu erstellen, mit dessen Hilfe eine eindeutige Identifizierung möglich ist.

Großräumige Inventarisierungen, z. B. Tierzählungen in der Serengeti, erfolgen oft durch Kamerabefliegung und anschließende Auswertung der Luftbilder (Abb. 16.15). Seit einiger Zeit werden Inventare manchmal nicht mehr gezählt, sondern anhand von Satellitendaten modelliert, z. B. König et al. (2008). Die Ergebnisse müssen allerdings im Gelände durch eine statistisch ausreichende Zahl von Stichproben verifiziert werden (*ground truthing*). Ist für eine Region die Topografie eines Gebietes bekannt oder aus Luftbildern zu ermitteln, so kann man unter Verwendung der zwischen Relief und zahlreichen ökologisch relevanten Parametern (Abflussregime, Bodenfeuchte, Einstrahlung, Erosion) bestehenden Beziehungen versuchen, den Vegetationstyp durch Modellierung zu ermitteln (z. B. Dirnböck et al. 2001). Auch dabei muss das Modellierungsergebnis im Gelände geeicht und später das Modell validiert werden (Methodenbeschreibung: Franklin 1995; Guisan und Zimmermann 2000).

In Mitteleuropa wurden und werden aber die meisten **Biotopkartierungen,** worunter eine kartenmäßige Erfassung, Klassifizierung und Bewer-

tung der Biotope verstanden wird, weitgehend oder ausschließlich im Gelände durchgeführt, zuerst in Deutschland (z. B. Kaule 1975) und in der Schweiz (SBN 1972), etwas später dann auch in Österreich (z. B. Wrbka 1990; Winkler 1995). Dabei wurden in der Mehrzahl der Fälle nur die aus Sicht des Auftraggebers der Kartierung schutzwürdigen Lebensräume erfasst (selektive Kartierung), es gab aber auch flächendeckende Erhebungen. Die Ergebnisse einer Kartierung erlauben eine Abschätzung der Gefährdung der einzelnen Biotoptypen und damit beispielsweise eine Prioritätensetzung für Schutzmaßnahmen.

Da die Vegetation eines der wichtigsten Merkmale terrestrischer Biotope ist, sind viele der benutzten Biotopbezeichnungen identisch mit dem Namen von Vegetationseinheiten. Bei Biotoptypen, die nicht mit Vegetationseinheiten identisch waren, wurde in der Kartieranleitung meist eine Auflistung der vorhandenen Vegetationseinheiten vorgeschrieben. Nach Abschluss der Kartierung waren somit Quantität und Qualität der Biotoptypen und der Vegetationstypen bekannt, sodass die Erstellung Roter Listen auf Landesebene (Biotope: z. B. Österreich: Essl und Egger 2010; Schweiz: Delarze et al. 1999; Deutschland: Riecken et al. 2006; Pflanzengesellschaften: Schweiz: Hegg et al. 1992; Deutschland: Rennwald 2000) und auch auf der von Bundesländern möglich war (z. B. Kärnten: Petutschnig 1998; Nordrhein-Westfalen: Verbücheln et al. 1995; Sachsen: Böhnert et al. 2001; Salzburg: Wittmann und Strobl 1990).

11.2 Gefährdung durch direkten Zugriff

Der direkte Zugriff auf Tier- und Pflanzenarten, also das Jagen beziehungsweise Sammeln, ist ein häufiger Grund für die Gefährdung bis hin zur Ausrottung von Arten (Tab. 11.3). Nicht selten werden in der Literatur anstatt von Ausrottung die beschönigenden Begriffe „Erlöschen“ oder „Aussterben“ benutzt. Mit Gigon (1983) sind wir jedoch der Ansicht, dass dann, wenn direkter Zugriff die Ursache ist, nur „Ausrottung“ den Sachverhalt korrekt bezeichnet. „Aussterben“ würde eher den natürlichen Prozess des Erlöschens eines Taxons bezeichnen. Ebenfalls ein direkter, wenn auch unbeabsichtigter Zugriff sind die Kollisionen von Tieren mit Verkehrsmitteln (s. u. a. Roedenbeck und Köhler 2006), auf die wir in ▶ Abschn. 11.6 zurückkommen.

Die Stellersche Seekuh (*Hydrodamalis gigas*, ausgerottet ca. 1768) und der Riesenalk (*Alca impennis*, ca. 1844) sind zwei Beispiele für Arten, bei denen die Überjagung eindeutig die einzige Ursache des Untergangs der Art war. Beide wurden vor allem von Seefahrern als Nahrungsressource genutzt, der Alk auch wegen seiner Daunen, seine fetthaltigen Knochen dienten als Brennmaterial.

Bei anderen Tierarten war die Bejagung der wesentliche Faktor der Ausrottung, doch kamen vermutlich andere Einflüsse dazu, die den zahlenmäßig schon stark reduzierten Populationen den Rest gaben. Dem Beutelwolf (*Thylacinus cynocephalus*), der in Australien wohl bereits ausgerottet worden war, wurde in Tasmanien, der letzten überlebenden Population, intensiv mit Fallen, Gewehren und Hunden nachgestellt, da er als Viehräuber galt. Das letzte bekannte Exemplar starb 1936 in einem Zoo. Es gibt aber trotz des großen Jagddrucks Spekulationen, ob nicht eine Art Hundestaupe oder – angesichts der geringen Populationsgröße – auch Inzucht mitverantwortlich sei für sein unwiederbringliches Verschwinden. Beim neuseeländischen Huia (*Heteralocha acutirostris*) werden als Grund seiner Ausrottung neben der massiven Verfolgung wegen seiner auffälligen und als Schmuck gesuchten Federn Lebensraumzerstörung und Nahrungskonkurrenz durch eingeführte Vogelarten und -krankheiten als wichtige Faktoren angegeben (Fuller 1987; Tennison und Martinson 2007).

Auch bei einem weiteren „Paradebeispiel“ einer ausgerotteten Art, der Wandertaube (*Ectopistes migratorius*), ist letztendlich ungeklärt, warum um 1880 die Bestände endgültig einbrachen und die Art sich nicht mehr erholte. Vorausgegangen war allerdings eine kaum vorstellbare Bejagung dieses vielleicht ehemals häufigsten Vogels der Erde. Man schätzte seinen Bestand um 1800 auf 3–5 Mrd. Exemplare. Offensichtlich war die Jagd ein sportliches Vergnügen, denn es wurde in einer Zeitschrift namens „*Illustrated and Dramatic News*“ darüber berichtet (Abb. 11.3a). Es ist ungeklärt, ob durch die Bejagung möglicherweise die kritische Bestandsgröße unterschritten wurde. Jedenfalls wurde das letzte

Tab. 11.3 Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder -unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
Strauße	Arabischer Strauß	Struthio camelus syriacus	Arabien	20. Jh.	D
Kasuare	Tasmanischer Emu	Dromaius ater	Tasmanien	19. Jh.	H
	Känguruhinsel Emu	Dromaius baudinianus	Känguru Insel	19. Jh.	I
Kranichvögel	Einfarbralle	Amaurolimnas concolor concolor	Jamaica	1881	T
	Streifenralle	Rallus dieffenbachii	Chatham-Insel	19. Jh.	P, R
	Wake-Ralle	Rallus wakensis/ Gallirallus wakensis	Wake-Insel	20. Jh.	A
	Dieffenbach-Ralle	Gallirallus dieffenbachii	Chatham-Inseln	19. Jh.	P, R
	Rotschnabelralle	Gallirallus pacificus	Gesellschaftsinseln	20. Jh.	P, R
	Auckland-Ralle	Rallus muelleri	Auckland-Inseln	19. Jh.	P
	Cathamaralle	Cabalus modestus	Chatham-Insel	19. Jh.	M, N
	Laysanralle	Porzana palmeri	Laysan	20. Jh.	R
	St. Helena-Ralle	Porzana astrictocarpus	St. Helena	16. Jh.	
	Miller-Sumpfhuhn	Porzana nigra	Tahiti	18. Jh.	
	Hawaii-Ralle	Porzana sandwichensis	Hawaii	19. Jh.	T
	Karolinaralle	Porzana monasa	Kusaie-Insel	19. Jh.	R
	Fidji-Ralle	Nesoclopeus poeciloptera	Viti-Levu	20. Jh.	T
	Samoaralle	Pareudiastes pacificus	Samoa	20. Jh.	P, R
	Mauritiusralle	Aphanapterix bonasia	Mauritius	17. Jh.	A

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Blatthühnchenralle	Poliolimnas cinereus brevipes	Vulkan-Inseln	20. Jh.	R, P
	Tristan-Teichhuhn	Gallinula nesiotis nesiotis	Tristan da Cunha	19. Jh.	O
	Weißes Sultanshuhn	Porphyrio albus	Lord Howe-Insel	19. Jh.	A
	Mauritius-Blässhuhn	Fulica newtoni	Maskarenen-Inseln	17.-19. Jh.	
Lappentaucher	Anden-Taucher	Podiceps andinus	Südamerika		
	Atitlan-See-Taucher	Podilymbus gigas	Mittelamerika	20. Jh.	A
Schnepfenvögel	Auckland-Insel-Schnepfe	Coenocorypha aucklandica barrierensis	Little Barrier Island	19. Jh.	
	Auckland-Insel-Schnepfe	Coenocorypha aucklandica iredalei	Stewart-Insel	20. Jh.	P, R
	Gesellschaftsläufer	Prosobonia leucoptera	Gesellschaftsinseln	19. Jh.	Q
	Kanarischer Austernfischer	Haematopus meadewaldoi	Kanaren	20. Jh.	
Alken	Riesenalk	Alca impennis	Nordatlantik	19. Jh.	E
Sturmvögel	St. Helena-Riesensturmvogel	Pterodroma rupinarum	Europa	16. Jh.	
Ruderfüßler	Brillenkormoran	Phalacrocorax perspicillatus	Kommandeur Insel	1852	B, E
Taubenvögel	Rodriguez-Einsiedler	Pezophaps solitarius	Maskarenen	18. Jh.	A, O, P, Q, R
	Mauritius-Fruchttaube	Alectroenas nitidissima	Mauritius	18. Jh.	A
	Rodriguez-Fruchttaube	Alectroenas rodericana	Maskarenen	17.–19. Jh.	
	Neuseeland-Fruchttaube	Hemiphaga novaeseelandiae spadicea	Norfolk-Insel	19. Jh.	L

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Salomonen-Erdtaube	Microgoura meeki	Choiseul-Insel	20. Jh.	P
	Wandertaube	Ectopistes migratorius	USA	20. Jh.	A, D, I
	Tanna-Taube	Gallicolumba ferruginea	Tanna	18. Jh.	
	Norfolk-Erdtaube	Gallicolumba norfolciensis	Norfolk-Insel	19. Jh.	
	San-Christobal-Insel-Taube	Gallicolumba salamonis	Salomonen	20. Jh.	R, P
	Madagascar-Turteltaube	Nesoenas picturata aldabrana	Amirante-Inseln		
	Bonintaube	Columba versicolor	Bonin-Inseln	20. Jh.	P
	Réunion-Taube	Columba duboisi	Réunion	18. Jh.	
	Silberbandtaube	Columba jouyi	Ryukyu-Inseln	20. Jh.	A
	Nuku-Hiva-Fruchttaube	Ptilinopus mercierii	Nuku Hiva	19.–20. Jh.	A, M, Q
	Dodo	Raphus cucullatus	Maskarenen	17. Jh.	A, Q
Papageien	Guadeloupe-Amazone	Amazona violacea	Guadeloupe	18. Jh.	
	Culebra-Amazone	Amazona vittata graciliceps	Culebra-Insel	20. Jh.	F, L
	Kuba-Ara	Ara tricolor	Kuba	19. Jh.	F, H
	Dominica-Ara	Ara atwoodi	Dominica	18.–19. Jh.	A, B
	Rotkopf-Ara	Ara erythrocephala	Jamaica	19. Jh.	A, B
	Roter Jamaica-Ara	Ara gossei	Jamaica	18. Jh.	A, B
	Guadeloupe-Ara	Ara guadeloupensis	Guadeloupe	18. Jh.	A, B

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Puerto Rico-Sittich	Aratinga chloroptera maugei	Puerto Rico	19. Jh.	L
	Karolinasittich	Conuropsis carolinensis	Südosten der USA	20. Jh.	H
	Réunion-Sittich	Mascarinus mascarinus	Réunion	19. Jh.	I
	Seychellen-Sittich	Psittacula wardi	Seychellen	19. Jh.	I
	Rodriguez-Sittich	Psittacula exsul	Rudriguez	20. Jh.	I
	Mauritius-Sittich	Lophopsittacus mauritianus	Mauritius	17. Jh.	A
	Benson-Papagei	Lophopsittacus bensoni	Mauritius	20. Jh.	
	Rodriguez-Papagei	Necropsittacus rodericanus	Rodriguez	17. Jh.	A
	Paradiessittich	Psephotus pulcherrimus	Australien	20. Jh.	A, M, O, P, R, S
	Lord Howe-Ziegensittich	Cyanoramphus novaezealandiae subflavescens	Lord Howe-Insel	19. Jh.	H
	Macquarie-Ziegensittich	Cyanoramphus novaezealandiae erythrotis	Macquarie-Insel	20. Jh.	P
	Tahiti-Laufsittich	Cyanoramphus zealandicus	Tahiti	19. Jh.	L
	Ulieta-Laufsittich	Cyanoramphus ulietanus	Gesellschaftsinseln	18. Jh.	
	Dünnschnabel-Kaka	Nestor meridionalis productus	Norfolk-Insel	19. Jh.	H

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
Eulen	Rodriguez-Eule	Mascarenotus murivorus	Rodriguez	17. Jh.	L
	Guadeloupe-Kanincheneule	Speotyto cunicularia guadeloupensis/ Athene cunicularia guadeloupensis	Maria-Galante-Insel	19. Jh.	T
	St. Christopher-Kanincheneule	Speotyto cunicularia amaura/Athene cunicularia amaura	St. Christopher-Insel	19. Jh.	T
	Lord-Howe-Insel-Kuckuckskauz	Ninox novaeseelandiae albaria	Lord-Howe-Insel	20. Jh.	W
	Südlicher Weißwangenkauz	Sceloglaux albifacies albaifacies	Neuseeland	20. Jh.	P, R, U
	Nördlicher Weißwangenkauz	Sceloglaux albifacies rufifacies	Neuseeland	19. Jh.	L, U
Greifvögel	Guadelupe-Karakara	Polyborus lutosus/ Caracara lutosus	Guadeloupe	1900	H, M
Schreitvögel	Neuseeland-Dommel	Ixobrychus novaezelandiae	Neuseeland	19. Jh.	
	Réunion-Nachtreiher	Nycticorax duboisi	Réunion	17.–20. Jh.	
	Rodriguez-Nachtreiher	Nycticorax megacephalus	Rodriguez	18. Jh.	
	Bonin-Nachtreiher	Nycticorax caledonicus crassirostris	Bonin-Inseln	1889	L, P
Entenvögel	Washingtoninsel-Schnatterente	Anas strepera couesi	Washington Insel	19. Jh.	L
	Mauritiusente	Anas theodori	Mauritius	17.–18. Jh.	A
	Kolumbianische Spitzschwanzente	Anas georgica niceforoi	Südamerika	20. Jh.	

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Labradorente	Camptorhynchus labradorius	Östl. Nordamerika	1875	A, L
	Aucklandsäger	Mergus australis	Auckland Inseln	1901	R, A
Hühnervögel	Neuseelandwachtel	Coturnix novae-zelandiae	Neuseeland	19. Jh.	V
	Kupidohuhn	Tympanuchus cupido cupido	Osten der USA	1932	I, D
Kuckucksvögel	Madagaskar-Kuckuck	Coua delalandei	Madagaskar	20. Jh.	L
	Assumption-Insel-Tulu-Kuckuck	Centropus toulou assumptionis	Seychellen	20. Jh.	
Hopfartige	Ticao-Hornvogel	Penelopides panini ticaensis	Ticao-Insel	20. Jh.	A, I
Rackenvögel	Riu Ku-Eisvogel	Todiramphus miyakoensis	Miyako-Insel	19. Jh.	
	Eigentlicher Tuamotu-Inselliest	Todiramphus gambieri gambieri	Gambier-Inseln	19.–20. Jh.	
Spechtvögel	Guadelupe-Kupferspecht	Colaptes auratus rufipileus	Guadeloupe	20. Jh.	M
	Cebu-Weißbauchspecht	Dryocopus javensis cebuensis	Cebu	20. Jh.	I
Sperlingsvögel	Busch-Neuseeland-Schlüpfer	Xenicus longipes	Neuseeland	20. Jh.	
	Stephen-Schlüpfer	Traversia lyalli	Stephen-Insel (Neuseeland)	20. Jh.	B
	Nördlicher Piopio	Turnagra capensis	Neuseeland	20. Jh.	I, R
	Südlicher Piopio	Turnagra tanagra	Neuseeland	20. Jh.	I, R
	Lappenhopf	Heteralocha acutirostris	Neuseeland	20. Jh.	I

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Guam-Monarch	Myiagra freycineti	Guam	20. Jh.	
	Maupiti-Monarch	Pomarea pomarea	Maupiti	20. Jh.	I, R
	Eioa-Fleckenmonarch	Pomarea fluxa	Eiao-Insel	20. Jh.	P, R
	Nuku-Hiva-Inselmonarch	Pomarea nukuhivae	Nuku Hiva	20. Jh.	M, R
	Fächerschnäpper	Rhipidura fuliginosa cervina	Lord-Howe-Insel	19. Jh.	L
	Guam-Fuchsfächerschnäpper	Rhipidura rufifrons uraniae	Guam	20. Jh.	X
	Kurzschwanzmoho	Moho apicalis	Hawaii	19. Jh.	I, V
	Ohrbüschelmoho	Moho bishopi	Hawaii	20. Jh.	I, V, R
	Schuppenkehlmoho	Moho braccatus	Hawaii	20. Jh.	I
	Prachtmoho	Moho nobilis	Hawaii	20. Jh.	I, V
	Schmalfederhonigfresser	Chaetoptila angustipluma	Hawaii	19. Jh.	L
	Glockenhonigfresser	Anthornis melanocephala	Chatham-Insel	19. Jh.	R
	Lord-Howe-Brillenvogel	Zosterops strenuus	Lord-Howe-Insel	20. Jh.	R
	Guam-Brillenvogel	Zosterops conspicillatus conspicillatus	Guam	20. Jh.	X
	Seychellen-Kastanienflankenbrillenvogel	Zosterops mayottensis semiflavus	Seychellen	19.–20. Jh.	I
	Inselschnäpper[1), 2)]	Gerygone igata insularis	Lord-Howe-Insel	19. Jh.	L
	Réunion-Weber[1), 2)]	Foudia bruante	Réunion	18. Jh.	L

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	San-Benito-Inselhausgimpel	Carpodacus mexicanus mcgregori	San Benito-Insel	20. Jh.	A
	Bonin-Fink	Chaunoproctus ferreorostris	Bonin-Inseln	19. Jh.	L
	Amakihikleidervogel	Hemignathus ellisianus	Hawaii	19.–20. Jh.	I, V
	Oahu-Sichelkleidervogel	Hemignathus lucidus lucidus	Hawaii	19. Jh.	I, V
	Kauai-Sichelkleidervogel	Hemignathus lucidus hanapepe	Hawaii	19.–20. Jh.	I, V
	Hawaii-Akialoa	Hemignathus obscurus	Hawaii	20. Jh.	I, V
	Einsiedler-Grünkleidervogel	Hemignathus sagittirostris	Hawaii	20. Jh.	I
	Kakawahie	Paroreomyza flammea	Hawaii	20. Jh.	V
	(Oahu-)Hawaii-Akepakleidervogel	Loxops coccineus wolstenholmei	Hawaii	20. Jh.	I, V
	(Maui-)Hawaii-Akepakleidervogel	Loxops coccineus ochraceus	Hawaii	20. Jh.	I, V
	Kleiner Koafink	Rhodacanthis flaviceps	Hawaii	19. Jh.	I, V
	Großer Koafink	Rhodacanthis palmeri	Hawaii	19.–20. Jh.	I, V
	Laysan-Apapane	Himatione sanguinea freethii	Hawaii	1923	
	Kona-Fink	Chloridops kona	Hawaii	19.–20. Jh.	I
	Annakleidervogel	Ciridops anna	Hawaii	19.–20. Jh.	I, V

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Rußmamo	Drepanis funerea	Hawaii	20. Jh.	
	Königskleidervogel	Drepanis pacifica	Hawaii	19.–20. Jh.	I
	Sumpfgrackel	Quiscalus palustris	Mittelamerika	20. Jh.	I
	Grand-Cayman-Unterart des Jamaika-Trupials	Icterus leucopteryx bairdi	Grand Cayman-Insel	20. Jh.	
	Grundrötel	Pipilo maculatus consobrinus	Guadeloupe	19. Jh.	M
	St. Christopher-Kernbeißerammer	Loxigilla portoricensis grandis	St. Christopher-Insel	20. Jh.	P
	Raiatea-Langschnabelrohrsänger	Acrocephalus caffer musae	Traiatea	19.–20. Jh.	
	Huahine-Langschnabelrohrsänger	Acrocephalus caffer garretti	Huahine	19.–20. Jh.	
	Laysan-Rohrsänger[1), 2)]	Acrocephalus familiaris familiaris	Laysan-Insel	20. Jh.	L
	Aldabrana-Insel-Buschsänger	Nesillas aldabrana	Aldabrana-Insel	20. Jh.	R
	Chatham-Grassänger	Bowdleria rufescens	Pitt-Insel	19. Jh.	L, M
	Borodino-Inselbuntmeise	Parus varius orii	Borodino-Inseln	20. Jh.	I
	Lord-Howe-Inseldrossel	Turdus poliocephalus vinitinctus	Lord-Howe-Insel	20. Jh.	P, Q
	Norfolk-Inseldrossel	Turdus poliocephalus poliocephalus	Norfolk-Insel		
	Inseldrossel	Turdus poliocephalus mareensis	Maré-Insel		

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Lifou-Unterart der Südsee-Drossel	Turdus poliocephalus pritzbueri	Lifou-Insel	20. Jh.	
	Maré-Unterart der Südsee-Drossel	Turdus poliocephalus mareensis	Maré-Insel	20. Jh.	R
	Lord-Howe-Insel-Unterart der Südsee-Drossel	Turdus poliocephalus vinitinctus	Lord-Howe-Insel	20. Jh.	R
	Rotaugendrossel	Turdus ravidus	Grand Cayman-Insel	20. Jh.	I
	Ulieta-Drossel[1), 2)]	Turdus ulietensis	Gesellschaftsinseln	18. Jh.	P, R
	Bonin-Drossel	Zoothera terrestris	Bonin-Inseln	20. Jh.	P, R
	Oahu-Hawaiidrossel[1,) 2)]	Myadestes obscurus oahensis	Oahu-Insel	20. Jh.	R
	Molokai-Hawaiidrossel[1), 2)]	Myadestes obscurus rutha	Molokai-Insel	20. Jh.	R, V
	Lanai-Hawaiidrossel[1), 2)]	Myadestes obscurus lanaiensis	Lanai-Insel	20. Jh.	V
	Große Kauai-Drossel	Myadestes myadestinus	Kauai-Insel	20. Jh.	
	San-Benedicto-Felszaunkönig	Salpinctes obsoletus exsul	San Benedicto-Insel	1952	
	Martinique-Zaunkönig	Troglodytes musculus martinicensis	Martinique	20. Jh.	T
	Kurzschwanzzaunkönig	Thryomanes bewickii breviauda	Guadeloupe	19. Jh.	M
	Kurzschwanzzaunkönig	Thryomanes bewickii leucophrys	San Clemente-Insel		
	Réunion-Star	Fregilupus varius	Réunion	19. Jh.	L
	Norfolk-Star	Aplonis fusca	Norfolk-Insel	20. Jh.	R

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Lord-Howe-Star	Aplonis fusca hulliana	Lord-Howe-Insel	20. Jh.	R
	Kusaie-Star	Aplonis corvina	Karolinen	20. Jh.	R
	Gesellschafts-Star	Aplonis mavornata	Gesellschaftsinseln	19. Jh.	R
	Akiapolaau	Dysmorodrepanis munroi	Hawaii	20. Jh.	I
Säugetiere					
Beuteltiere	Wüsten-Langnasenbeutler	Perameles eremiana	Australien	20. Jh.	P, S
	Östlicher Bougainville-Langnasenbeutler[1), 2)]	Perameles bougainville fasciata	Australien	20. Jh.	P, S
	Südaustralischer Bougainville-Langnasenbeutler[2)]	Perameles bougainville notina	Australien	20. Jh.	P, S
	Mausschwanz-Bougainville-Langnasenbeutler[1), 2)]	Perameles bougainville myosura	Australien	20. Jh.	P, S
	Schweinsfußnasenbeutler	Chaeropus ecaudatus	Australien	20. Jh.	P, S
	Kleiner Kaninchennasenbeutler	Macrotis leucura	Australien	20. Jh.	P, S
	Gaimard's Rattenkänguruh	Bettongia gaimardi gaimardi	Australien	20. Jh.	P, S
	Nacktbrustrattenkänguru	Caloprymnus campestris	Australien	20. Jh.	P, S
	Breitgesicht-Rattenkänguruh	Potorous platyops	Australien	20. Jh.	P, S

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Zentralaustralisches Hasenkänguru	Lagorchestes asomatus	Australien	20. Jh.	
	Östliches Hasenkänguru	Lagorchestes leporides	Australien	19.–20. Jh.	S, M
	Toolach-Wallaby	Macropus greyi	Australien	20. Jh.	S
	Mondnagelschwanzkänguru	Onychogalea lunata	Australien	20. Jh.	P, S
	Beutelwolf	Thylacinus cynocephalus	Tasmanien	20. Jh.	H
	Ignitus-Beutelratte	Cryptonanus ignitus	Südamerika	20. Jh.	
Insektenfresser	Hispaniola-Schlitzrüssler	Solenodon marcanoi	Hispaniola	16. Jh.	
	Karibische Spitzmaus	Nesophontes edithae	Puerto Rico	16. Jh.	R, T
	Karibische Spitzmaus	Nesophontes hypomicrus	Hispaniola	17.–19. Jh.	R, T
	Karibische Spitzmaus	Nesophontes major	Kuba	17.–19. Jh.	R, T
	Karibische Spitzmaus	Nesophontes micrus	Kuba	17.–19. Jh.	R, T
	Karibische Spitzmaus	Nesophontes paramicrus	Hispaniola	17.–19. Jh.	R, T
	Karibische Spitzmaus	Nesophontes zamicrus	Hispaniola	17.–19. Jh.	R, T
	(Niedercalifornische) Schönspitzmaus	Sorex ornatus juncencis	Nordamerika		
Fledermäuse	Weichhaarflughund	Pteropus pilosus	Palau-Inseln	19. Jh.	
	Rauchgrauer Flughund	Pteropus subniger	Maskarenen-Inseln	19. Jh.	A, I

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Guam-Flughund	Pteropus tokudae	Guam	20. Jh.	A, I
	Percy-Island-Flughund	Pteropus brunneus	Australien		
Nagetiere	Goff-Pinientaschenratte	Geomys pinetis goffi	Nordamerika	20. Jh.	I
	Louisiana-Gelbbauchfeldmaus	Microtus ochrogaster ludovicianus	Nordamerika	20.–21. Jh.	
	Weißfußkaninchenratte	Conilurus albipes	Australien	19.–20. Jh.	S, P
	Langschwänzige Australische Hüpfmaus	Notomys longicaudatus	Australien	20. Jh.	N, P, S
	Großohrige Australische Hüpfmaus	Notomys macrotis	Australien	19. Jh.	N, P, S
	Daling-Downs-Hüpfmaus	Notomys mordax	Australien	19. Jh.	
	Kurzschwanz-Hüpfmaus	Notomys amplus	Australien	19. Jh.	P
	Blaugraue Australische Kleinmaus	Pseudomys glaucus	Australien	20.–21. Jh.	
	Goulds Australische Kleinmaus	Pseudomys gouldii	Australien	20.–21. Jh.	
	Maclear-Ratte	Rattus macleari	Weihnachtsinsel	19.–20. Jh.	R, V
	Weichnachtsinsel-Ratte	Rattus nativitatis	Weihnachtsinsel	19.–20. Jh.	R, V
	Martinique-Riesenreisratte	Megalomys desmarestii	Antillen	20. Jh.	A, P, T
	Saint-Lucia-Riesenreisratte	Megalomys luciae	Antillen	19.–20. Jh.	P, T

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Santa-Cruz-Insel-Riesenreisratte	Megaoryzomys curioi	Galapagos-Inseln	19. Jh.	O, P, Q, R
	Darwin-Reisratte	Nesoryzomys darwini	Galapagos-Inseln	20. Jh.	R
	Santa-Cruz-Insel-Reisratte	Nesoryzomys indefessus	Galapagos-Inseln	20. Jh.	R
	San-Christobal-Galapagos-Reisratte	Oryzomys galapagoensis galapagoensis	Galapagos-Inseln	19. Jh.	R
	Maria-Madre-Insel-Reisratte	Oryzomys nelsoni	Maria-Madre-Insel	19.–20. Jh.	R
	Jamaika Reisratte	Oryzomys antillarum	Jamaica		T
	St. Vincent-Zwergreisratte	Oligoryzomys victus	Antillen	19. Jh.	R, T
	Pemberton-Hirschmaus	Peromyscus pembertoni	Isla San Pedro Nolasco	20. Jh.	
	Helle Strandmaus	Peromyscus polionotus decoloratus	Nordamerika	20. Jh.	R
	Große Kuba-Stachelratte	Boromys offella	Antillen	19. Jh.	
	Torres Kuba-Stachelratte	Boromys torrei	Antillen	19. Jh.	
	Gefräßige Hispaniola-Stachelratte	Brotomys voratus	Antillen	16.–17. Jh.	
	Puerto-Rico-Höhlenstachelratte	Heteropsomys insulans	Antillen	18. Jh.	
	Kuba-Stummelschwanzferkelratte	Geocapromys columbianus	Antillen	19. Jh.	

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Little-Swan-Island-Ferkelratte	Geocapromys thoracatus	Little Swan Island	20. Jh.	P
	Haiti-Ferkelratte	Hexolobodon phenax	Antillen	17.–18. Jh.	
	Bergferkelratte	Isolobodon montanus	Antillen		
	Puerto-Rico-Ferkelratte	Isolobodon portoricensis	Antillen	18.–19. Jh.	
	Veloz-Ferkelratte	Plagiodontia ipnaeum	Antillen		
	Sardinischer Pfeifhase	Prolagus sardus	Sardinien	18.–19. Jh.	
	Anthoni-Buschratte	Neotoma anthonyi	Mexiko	20. Jh.	P
	Bunkers-Buschratte	Neotoma bunkeri	Mexiko		P
	San-Martin-Buschratte	Neotoma martinensis	San Martin-Insel	20. Jh.	P
	Candango-Maulwurfsmaus	Juscelinomys candango	Brasilien	20. Jh.	
Seekühe	Stellers Seekuh	Hydrodamalis gigas	Bering-Inseln	1768	A
Wale	Jangtse-Delfin	Lipotes vexillifer	China, Jangtse-Fluss	21. Jh.	Y
Raubtiere	Japanischer Seelöwe	Zalophus japonicus	Japan	20. Jh	A, B
	Karibische Mönchsrobbe	Monachus tropicalis	Karibisches Meer	20. Jh.	A, B
	Kalifornischer Braunbär[2)]	Ursus arctos californicus	Nordamerika	20. Jh.	A, H, I
	Atlasbär[1), 2)]	Ursus arctos crowtheri	Nordafrika	19. Jh.	A, H, I
	Neumexikanischer Braunbär[2)]	Ursus arctos horriaeus	Nordamerika	20. Jh.	A, H, I

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Mexikanischer Braunbär[2)]	Ursus arctos nelsoni	Nord- & Mittelamerika	20. Jh.	A, H, I
	Lillooet-Braunbär[2)]	Ursus arctos pervagor	Nordamerika	20. Jh.	A, H, I
	Südliches Mittelamerikanisches Katzenfrett[2)]	Bassariscus sumichrasti notinus	Mittelamerika		I
	Nördlicher Swift-Fuchs[2)]	Vulpes velox hebes	Nordamerika	20. Jh.	H
	Langohrfuchs[1), 2)]	Vulpes macrotis macrotis	Südliche USA	19. Jh.	H
	Antarktis-Wolf	Dusicyon australis	Falklandinseln	19. Jh.	H
	Neufundland-Wolf[1), 2)]	Canis lupus beothucus	Neufundland	20. Jh.	H
	Japanischer Wolf[1), 2)]	Canis lupus hodophilax	Japan	20. Jh.	H
	Kenai-Halbinsel-Wolf[2)]	Canis lupus alces	Nordamerika	20. Jh.	H
	Cascade-Mountains-Wolf[2)]	Canis lupus fuscus	Nordamerika	20. Jh.	H
	Rohrwolf[2)]	Canis lupus minor	Südost-Europa	20. Jh.	H
	Mogollon-Bergwolf[2)]	Canis lupus mogollonensis	Nordamerika	20. Jh.	H
	Texas-Wolf[2)]	Canis lupus monstrabilis	Nord- & Mittelamerika	20. Jh.	H
	Büffelwolf[2)]	Canis lupus nubilus	Nordamerika	20. Jh.	H
	Süd-Rocky-Mountains-Wolf[2)]	Canis lupus youngi	Nordamerika	20. Jh.	H
	Florida-Rotwolf[1), 2)]	Canis rufus niger	Florida	20. Jh.	H

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Sardinischer Pardelluchs[2)]	Lynx pardinus sardiniae	Sardinien	20. Jh.	
	Kaplöwe[1), 2)]	Panthera leo melanochaitus	Südafrika	1885	H
	Berberlöwe[1), 2)]	Panthera leo barbarus	Nordafrika	1922	H
	Sansibar-Leopard	Panthera pardus adersi	Sansibar		B, I
	Bali-Tiger	Panthera tigris balica	Bali	20. Jh.	B, C, I
	Java-Tiger	Panthera tigris sondaica	Java	1970–1980	B, C, I
	Kaspischer Tiger	Panthera tigris virgata	Asien	1970–1980	B, C, I
Unpaarzeher	Syrischer Wildesel	Equus hemionus hemippus	Syrien, Persien	1927	A
	Quagga	Equus quagga	Südafrika	1878	H
	Westafrikanisches Spitzmaulnashorn	Diceros bicornis longipes	Westafrika	2006	C
	Westliches Java-Nashorn	Rhinoceros sondaicus inermis	Java	19. Jh.	C, I
Paarzeher	Cebu-Pustelschwein	Sus cebifrons cebifrons	Cebu	20. Jh.	A, I
	Eigentliches Warzenschwein	Phacochoerus aethiopicus aethiopicus	Südafrika	1871	A, I
	Arizona-Wapiti	Cervus canadensis merriami	Arizona	1906	D, I
	Östlicher Wapiti	Cervus canadensis canadensis	Östliche USA	19. Jh.	I

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

Tab. 11.3 (*Fortsetzung*) Ausgerottete Vogel- und Säugetierarten oder –unterarten

Familie	Deutscher Name	Wissenschenschaftlicher Name	Ehem. Vorkommen	Zeitpunkt	Ursache
	Mandarin-Sikahirsch	Cervus nippon mandarinus	Ostasien	20. Jh.	A, I
	Schomburgk's Hirsch	Rucervus schomburgki/Cervus schomburgki	Siam	20. Jh.	G
	Dickhornschaf[1), 2)]	Ovis canadensis auduboni	Mittlerer Westen der USA	20. Jh.	A, D
	Pyrenäensteinbock	Capra pyrenaica pyrenaica	Pyrenäen	2000	A, D
	Portugiesischer Steinbock	Capra pyrenaica lusitanica	Westliche Pyrenäen	1892	A, D
	Rötliche Gazelle[1), 2)]	Gazella rufina	Algerien	1920	A, D
	Jemen-Gazelle	Gazella bilkis	Jemen	20. Jh.	A
	Saudi-Gazelle	Gazella saudiya	Arabische Halbinsel	20. Jh.	
	Blaubock	Hippotragus leucophaeus	Südafrika	19. Jh.	H
	Roberts-Litschi-Wasserbock	Kobus leche robertsi	Zentralafrika	20. Jh.	A
	Nordafrikanische Kuhantilope	Alcelaphus buselaphus buselaphus	Nordafrika	1920	A, D
	Ur	Bos primigenius	Europa	1627	A, I
	Östlicher Bison[1)]	Bison bison pensylvanicus	Nordamerika	1825	A, D
	Oregon-Bison[1)]	Bison bison oregonus	Nordamerika	1850	A, D
	Kaukasischer Wisent[3]	Bison bonasus caucasicus	Kaukasus	1830	A, I, W

Ursache der Ausrottung, so weit bekannt

A Bejagung wegen Fleisch oder Fetten; *B* Bejagung wegen Fell oder Federn; *C* Bejagung wegen Trophäen oder Souvenirs; *D* Bejagung aus Vergnügen oder Schießlust; *E* Sammeln von Eiern und Jungen; *F* Lebendfang für den Tierhandel; *G* Heilaberglaube; *H* Bekämpfung als vermeintliche Schädlinge; *I* Biotopveränderung infolge Waldzerstörung; *K* Biotopveränderung infolge Entwässerung; *L* Biotopveränderung infolge Zivilisation oder Monokultur; *M* Faunenfälschung durch Ziegen oder Schafe (Vegetationszerstörung); *N* Faunenfälschung durch Kaninchen (Bodenzerstörung); *O* Faunenfälschung durch verwilderte Hunde; *P* Faunenfälschung durch verwilderte Katzen; *Q* Faunenfälschung durch verwilderte Schweine; *R* Faunenfälschung durch Ratten; *S* Faunenfälschung durch Füchse; *T* Faunenfälschung durch Schleichkatzen (Mungo); *U* Faunenfälschung durch Maderartige (Iltis, Wiesel); *V* Eingeschleppte Krankheiten; *W* Hybridisierung; *X* Faunenfälschung durch Schlangen; *Y* Intensive Gewässernutzung

[1)] Von Ziswiler (1965) als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN (2014) nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[2)] Von Antonius (2003)als augerottet aufgelistetes, aber von der IUCN nicht anerkanntes Taxon; immerhin aber handelt es sich um ausgerottete (relativ) isolierte Populationen.

[3)] Alle noch existenten Populationen sind von Hybridisierung betroffen.

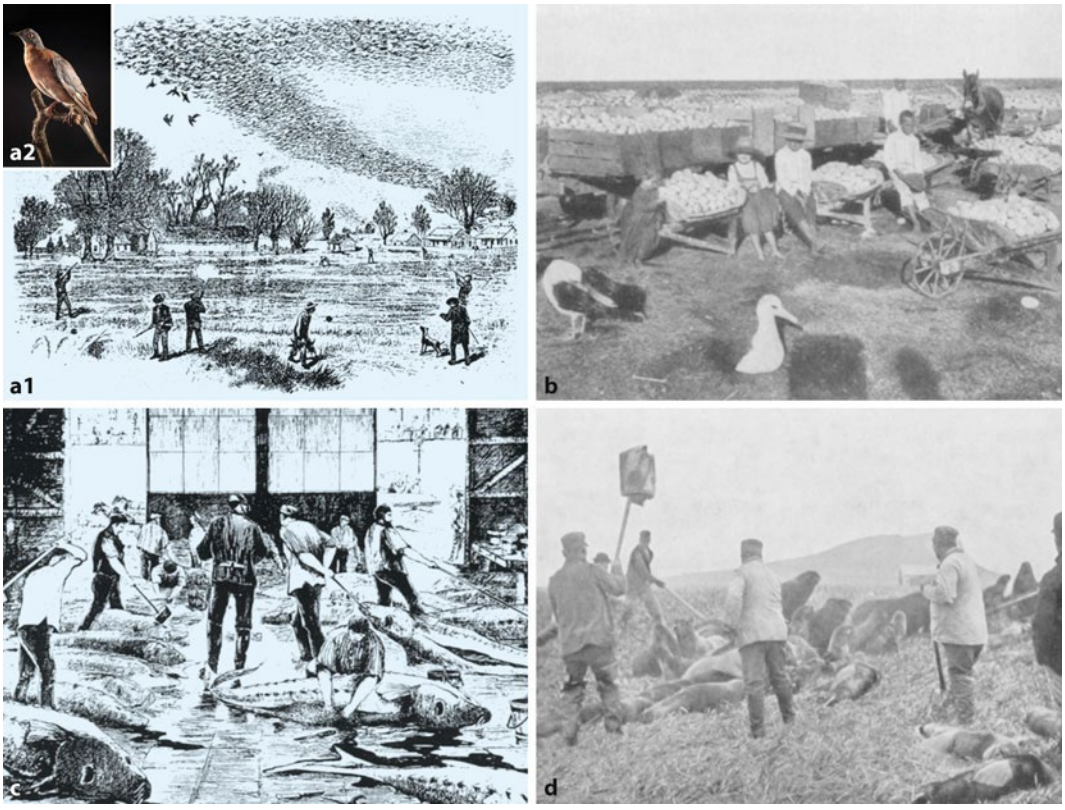


Abb. 11.3a–d Historische Zeichnungen und Fotos zur Ausrottung oder starken Dezimierung von Tierarten durch direkten Zugriff; **a1** Wandertaubenjagd in Louisiana (aus *„Illustrated Sporting and Dramatic News"* 1875); **a2** Wandertaube (LWL Museum für Naturkunde, Münster); **b** Industrielle Eierernte auf Hawaii; der Abtransport erfolgte in Rollwagen auf eigens dazu angelegten Gleisen. Die Eier des Laysan Albatros (*Diomeda immutabilis*) wurden zu Eiweißpräparaten verarbeitet (um 1900), die weiblichen Vögel legen pro Jahr ein Ei(!); **c** Störschlachten (*Accipenser urio*) in Hamburg; **d** Robbenschlägerei auf den Pribilov-Inseln in den 1890er-Jahren. (aus Ziswiler 1965)

wild lebende Individuum im Jahre 1900 geschossen. Der Rückgang der Wandertaube wurde detailliert beobachtet (z. B. French 1919), sie verschwand also nicht „ohne Vorwarnung". Weitere Beispiele von Dezimierung bis hin zur regionalen Ausrottung zeigen Abb. 11.3b und d sowie Abb. 11.4.

Das Sinnbild aller ausgerotteten Tierarten, die auch Dodo genannte Dronte (*Raphus cucullatus*), ein flugunfähiger Vogel, der auf den Inseln Mauritius und Réunion vorkam, wurde zwar, da völlig wehrlos, leichte Beute der Seefahrer, doch war ihr Fleisch offenbar nicht wohlschmeckend, wenngleich es dennoch als fleischlicher Reiseproviant diente. Zu ihrer Ausrottung leisteten eingeschleppte Ratten und Schweine, welche vor allem die Gelege fraßen, einen wesentlichen Beitrag (Abb. 11.4). Im englischen Sprachraum wird mit dem Ausdruck für „mausetot", *dead like a dodo*, auf die Art Bezug genommen. Etwa 100 Jahre nach ihrer Entdeckung war die Dronte um 1690 ausgerottet (Fuller 2002).

Wenn auch die Ausrottung dieser (und vieler anderer Arten) eventuell nicht allein auf den direkten Zugriff durch den Menschen zurückzuführen sein sollte, zeigen die Beispiele doch, dass übermäßige Nutzung eine Art so nahe an den Rand der Ausrottung bringen kann, dass dann minimale zusätzliche Gefährdungsfaktoren das Ende der Art/Unterart bedeuten können. Bei der – wie auch immer gearteten – „Bewirtschaftung" von Populationen sind solche Risiken unbedingt zu berücksichtigen.



Abb. 11.4 Die Ausrottung des Dodo (*Raphus cucullatus*). © Sebastian Wittig; Gemälde: s. Niekisch (2009)

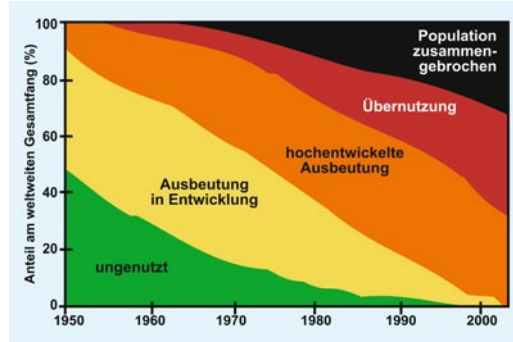


Abb. 11.5 Weltweiter Ausbeutungsgrad der Fischbestände der Meere. (nach FAO 2012)

Der intensive Fang oder die Bejagung von vielen Individuen einer Population legt zudem nahe, dass es zu selektiven Effekten kommen kann, die für die Zukunft der Art durchaus bedeutsam sein können, selbst wenn dies zunächst nicht klar nachweisbar ist. So gibt es die Hypothese, dass durch die intensive Jagd auf „kapitale" Afrikanische Elefanten (*Loxodonta africana*) als Trophäen und für den Elfenbeinhandel die genetische Veranlagung für große Stoßzähne gezielt, wenngleich nicht beabsichtigt, ausgemerzt wurde und heute deswegen Elefanten kleinere Stoßzähne ausbilden als früher oder gar keine mehr. Zumindest für eine isolierte Population von Elefanten in der Ostkap-Provinz konnte dieser Zusammenhang allerdings ausgeschlossen werden (Whitehouse 2001). Es handelt sich hier offenbar in erster Linie um die Folge eines „genetic bottleneck" aufgrund einer aus nur wenigen Individuen bestehenden Population, also die Folge von Inzucht.

Die Beispiele für Arten, die durch Jagd und Fang erheblich im Bestand reduziert worden sind, sind zahllos. Ein Sektor, dem erst allmählich die Aufmerksamkeit des Naturschutzes zuwächst, ist dabei die Fischerei (vgl. ▶ Abschn. 13.1.4 zum Washingtoner Artenschutzübereinkommen). Die *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO 2012) hat umfassend dokumentiert, in welchem Zustand sich die marinen Fischressourcen befinden. Weltweit stieg demnach der Prozentsatz der überfischten Bestände („*overfished*") von 1974 bis 2009 von 10 auf 30 %, die Fänge mit (nicht steigerungsfähigem) Höchstertrag („*fully exploited*") betrafen 2009 knapp 60 % der Bestände gegenüber 50 % im Jahre 1974, Steigerungen des Fangs („*not fully exploited*") waren 1974 bei 39 % der Bestände möglich und 2009 nur noch bei 11 % (Abb. 11.5).

Beim Kabeljau (*Gadus morhua*) sank die Durchschnittslänge der Erstlaicher in der Nordsee von früher 70 cm auf heute ca. 50–60 cm. Dies wird darauf zurückgeführt, dass spät geschlechtsreif werdende Kabeljaue oft schon vor dem ersten Laichen gefangen werden und damit diese Veranlagung nicht vererben können. Der starke Fischereidruck begünstigt also die frühe Geschlechtsreife (Europäische Kommission 2009). Gestützt auf Daten des *International Council for the Exploration of the Sea* (*ICES*, deutsch: Internationaler Rat für Meeresforschung) wird davon ausgegangen, dass 93 % des Kabeljaubestandes in der Nordsee gefangen werden, bevor sie sich vermehren konnten (Europäische Kommission 2009).

Mit zunehmender Erschöpfung der „traditionellen" marinen Nutzfischarten verlagerte sich die Fischerei in die Tiefsee und führte dort innerhalb kurzer Zeit zum Zusammenbruch der Bestände beispielsweise von *Hoplostethus atlanticus*, dem Kaiser- oder Granatbarsch, international als *Orange Roughy* bekannt. Wie viele Tiefseefische erreicht der Granatbarsch ein hohes Alter (wohl über 100 Jahre) und die Geschlechtsreife relativ spät (mit ca. 30 Jahren), und so greift der Fang vielfach Individuen ab, bevor diese sich fortpflanzen konnten. Zudem ist die Vermehrungsrate gering. So sahen sich sowohl Australien als auch Neuseeland seit etwa 2008 veranlasst, bereits 10–15 Jahre nach den Höchsterträ-

gen von *Orange Roughy* massive Restriktionen für die Fischerei einzuführen, damit sich die Bestände erholen können.

Die Situation der Fischbestände stellt sich in verschiedenen Fischereiregionen unterschiedlich dar, doch kann darauf hier nicht näher eingegangen werden. Es sei auf die regelmäßig erscheinenden und diesbezüglich detaillierten Berichte der FAO verwiesen. Einen aktuellen Überblick über die Problematik der Fischereipolitik in Europa geben Niekisch et al. (2013) sowie der Sachverständigenrat für Umweltfragen (2012) jeweils mit Empfehlungen für die Reform der Gemeinsamen Europäischen Fischereipolitik.

Durch Übernutzung stark gefährdet sind auch Tierarten, die eigentlich unter strengstem Schutz nationaler Gesetze und internationaler Übereinkommen stehen, darunter beispielsweise die afrikanischen Nashörner. Etwa 900 Spitz- und Breitmaulnashörner wurden im Jahr 2013 in Afrika gewildert, des Weiteren 25.000 bis 30.000 Elefanten. Damit sind neue Rekorde erreicht. Insbesondere der zunehmende Wohlstand in Asien, vor allem Vietnam, in Verbindung mit steigender Nachfrage wird als Ursache für die Nashornwilderei genannt. Sogar der Diebstahl von Nasenhorn aus Museen und Trophäensammlungen in Deutschland und anderen europäischen Ländern wurde in den vergangenen Jahren mehrfach gemeldet (z. B. FAZ 2012). Die entwendeten bzw. gewilderten Hörner gehen in die Traditionelle Chinesische Medizin (TCM).

Massive Übernutzung, der global aber weniger Aufmerksamkeit zuteil wird, betrifft auch die Schildkröten Asiens (z. B. Lehr 2001). So werden große Mengen Schildkröten nicht nur beispielsweise in Vietnam zu Nahrungszwecken vor Ort verzehrt, sondern auch kommerziell nach China exportiert. Dabei ist davon auszugehen, dass die Fanggebiete systematisch und fast vollständig geplündert werden, denn die Sammler setzen Hunde ein, um die Schildkröten aufzuspüren (eigene Beobachtungen Niekisch).

Gerade in den Entwicklungsländern sind die Armut und der Mangel an Ressourcen als direkte Gründe der Artengefährdung besonders zu beachten. Konkrete Beispiele hierzu geben etwa Ibisch (2003) und Reichle und Ibisch (2003) für Bolivien. So hat in den trockeneren Regionen des Landes



Abb. 11.6 Wegen des Mangels an Brennholz in den Hochlagen der Anden wird von den Einheimischen Holz aus den Bergnebelwäldern eingeschlagen und damit ein schon selten gewordener Waldtyp vernichtet. Bolivien, Provinz Ayopaya. Foto M. Niekisch

der Bedarf an Brennstoff zur lokalen Ausrottung oder starken Gefährdung verschiedener Pflanzen geführt, darunter die Baumarten *Polylepis* und *Kageneckia lanceolata* (Abb. 11.6). Natürlich werden durch den Brennholzeinschlag nicht nur die einzelnen Arten gefährdet, sondern die ohnehin nur noch in wenigen Resten vorhandenen Bergnebelwälder insgesamt zerstört. Verschärft wird die Situation durch die kommerzielle Kalkbrennerei. Bei den Tieren werden unter anderem der bestandsgefährdende Fang von verschiedenen Papageien- und Affenarten für den Heimtiermarkt und die Bejagung von Kaimanen wegen ihres Leders angeführt. Beim Amerikanischen Mahagoni (*Swietenia macrophylla*) hat nach Ibisch (2003) trotz des grundsätzlichen Potenziales der Art für kommerzielle Nutzung die Übernutzung in Bolivien lokal dazu geführt, dass eine nachhaltige Nutzung aufgrund der stark gesunkenen Populationsdichte oder sogar Ausrottung nicht mehr möglich ist.

11.3 Gefährdung durch anthropogene Standortveränderungen oder -vernichtung

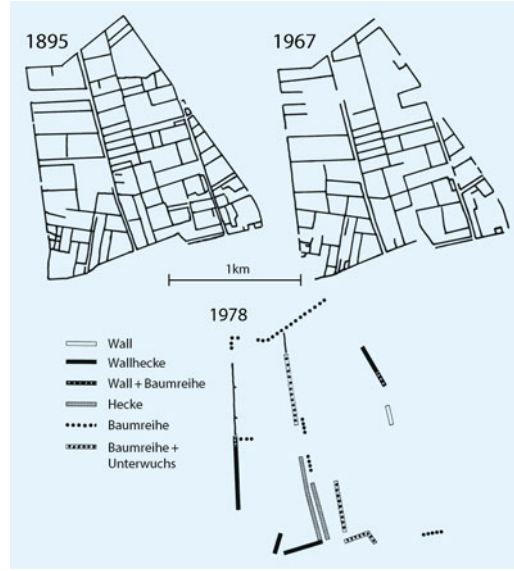
Die Gefährdung durch anthropogene Standortveränderungen ist in Mitteleuropa und anderen wirtschaftlich seit Langem hoch entwickelten Regionen der Erde sehr gut untersucht. Viele Ursachen, ins-

besondere auch solche für die völlige Vernichtung von Ökosystemen waren insbesondere in der Vergangenheit wirksam. In den bis vor Kurzem wenig technisierten Ländern hat eine großräumige Ausräumung der Landschaft dagegen erst im vergangenen Jahrhundert eingesetzt und nimmt momentan immer größere Ausmaße an. Daher werden nachfolgend die Industrieländer (am Beispiel Mitteleuropas ▶ Abschn. 11.3.1) und die Entwicklungsländer (▶ Abschn. 11.3.2) getrennt betrachtet.

11.3.1 Mitteleuropa

Die **großflächig arbeitende Intensivlandwirtschaft** führt zur Nivellierung von Standortunterschieden und damit zur **Entdifferenzierung** der Landschaft, z. B. durch die Düngung nährstoffarmer, die Bewässerung trockener oder die Entwässerung feuchter Böden. Die im Zuge der extensiven Bewirtschaftung entstandenen landschaftsdifferenzierenden Elemente (Baumgruppen, Alleen, Einzelbäume, Hecken, Gebüsche, Hohlwege, Lesesteinhaufen, Feuerlöschteiche etc.) sowie die Mehrzahl der nährstoffarmen Standorte werden dabei nach und nach vernichtet. **Flurbereinigungsverfahren** haben **das Ausräumen der Landschaft** oft stark beschleunigt (◘ Abb. 11.7; s. a. Milbradt 1981). Kleinräumig strukturierte Landschaften wurden auf diese Weise vielerorts in monotone Kulturlandschaften umgewandelt (◘ Abb. 11.8). In den 1990er-Jahren hat diesbezüglich in der Schweiz offenbar ein starker Schub eingesetzt, denn Lachat et al. (2010) zeigen für alle Lebensräume der Kulturlandschaft gravierende negative Entwicklungen auf (z. B. ◘ Abb. 11.9). Kleinparzellierte Offenlandökosysteme stehen in Europa daher heute im Fokus von Schutzbemühungen (siehe z. B. Riecken und Schröder 2012). Allerdings ist zu hinterfragen, inwieweit die Gesellschaft Mitverantwortung für den Arten- und Biotopschwund in der Kulturlandschaft trägt (▶ Box 11.1).

Die oben erwähnte Düngung wird durch die Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I, S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I, S. 212) geändert worden ist, reglementiert. Die Verordnung konnte bisher



◘ **Abb. 11.7** Ausräumung der Landschaft: das Beispiel der Wallhecken in Westfalen. (nach Wittig 1979; aus Wittig 2012)

keinen entscheidenden Fortschritt dahin gehend erzielen, dass hohe Stickstoff- und Phosphatausträge aus der Landwirtschaft nicht weiterhin verhindern, zentrale nationale und EU-weite Umweltziele zu erreichen. Zwar gab es in den letzten Jahrzehnten einerseits deutliche Verbesserungen, aber andererseits nehmen in vielen Regionen intensiver Tierhaltung und Bioenergieproduktion sowie in Regionen mit einem hohen Anteil von Sonderkulturen die Nährstoffausträge sogar zu, was zu Lasten von Oberflächen- und Grundwasser und der biologischen Vielfalt im aquatischen und terrestrischen Bereich führt. Als Kernproblem kann angeführt werden, dass es bisher für die meisten landwirtschaftlichen Betriebe keine sogenannte Hoftorbilanz gibt, also eine umfassende und aussagekräftige Nährstoffbilanzierung als Grundlage für die Erfassung und Begrenzung von Nährstoffüberschüssen aus landwirtschaftlichen Betrieben. Um die Nährstoffeinträge in die Umwelt zu reduzieren, fordern die wissenschaftlichen Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2013) eine Verlängerung der Sperrfristen zur Ausbringung von organischen Düngemitteln, die Ausweitung der Mindestlagerkapazitäten für

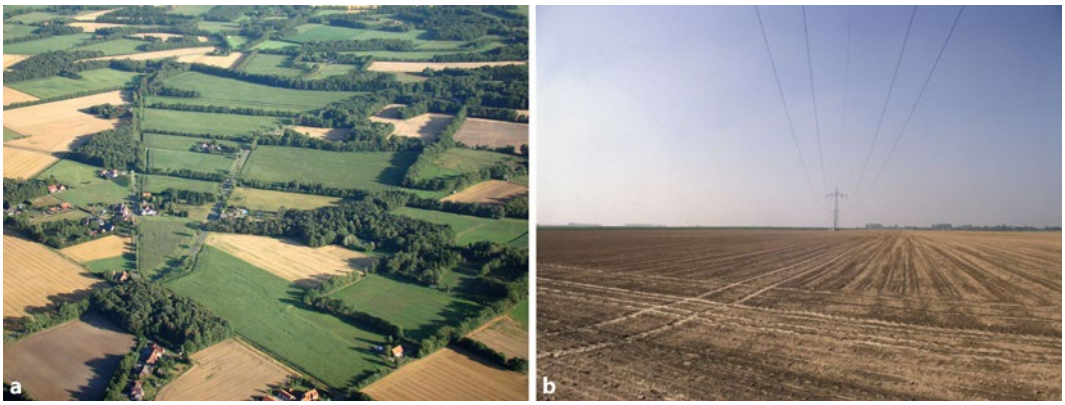


Abb. 11.8a,b Die reich strukturierte bäuerliche Kulturlandschaft (**a** nordwestliches Münsterland, Nordrhein-Westfalen 1998) ist vielerorts einer agrarindustriellen Kultursteppe gewichen (**b** Oberursel-Weißkirchen, Hessen 2004). Fotos: Bernd Tenbergen (a); R. Wittig (b)

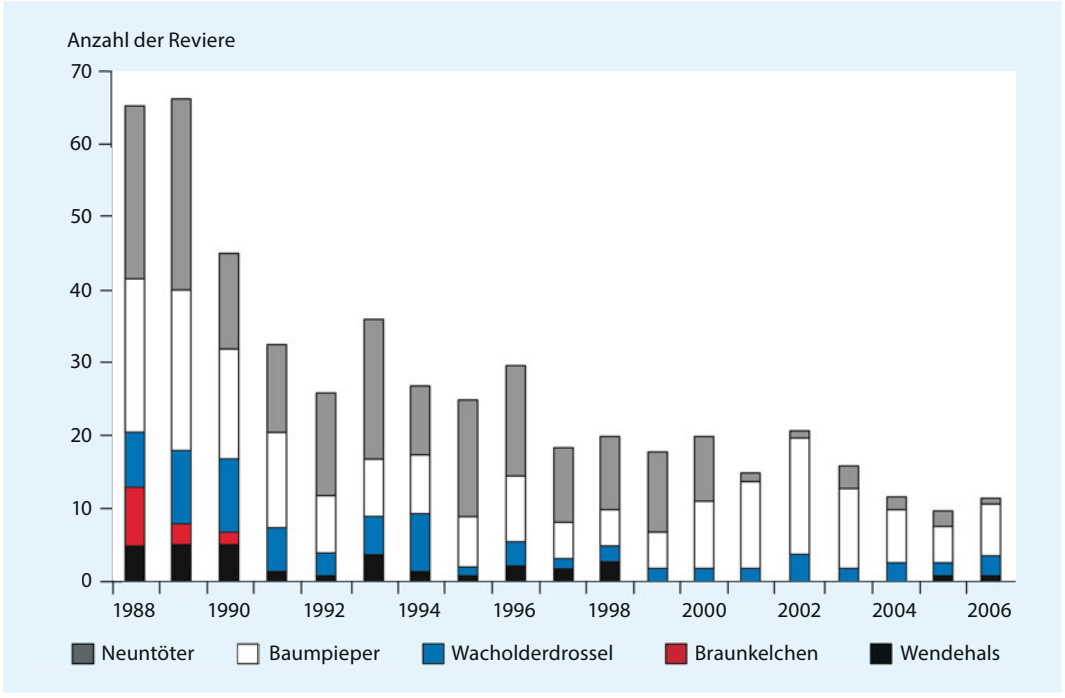


Abb. 11.9 Bestandsentwicklung von fünf typischen Brutvogelarten der Schweizer Kulturlandschaft im Zeitraum 1988 bis 2006 auf einer Fläche von 6 ha bei Savièse. (nach Sierro et al. 2009; aus Lachat et al. 2010)

organische Düngemittel, die Verschärfung der Anforderungen an die Ausbringungstechnik und Einarbeitung von organischen Düngemitteln, eine stärkere Limitierung der Phosphatzufuhr sowie eine bessere Kontrolle der Einhaltung der Düngegesetzgebung und schärfere Sanktionen bei Verstößen.

Seit der Zeit des Zweiten Weltkriegs hat die Intensivierung und Industrialisierung der Landwirtschaft einen **starken Rückgang** und teilweise ein **regionales Erlöschen** vieler Ackerwildkräuter, aber auch eine **deutliche Zunahme** oder ein **Neuauftreten von Arten** sowie deutliche Veränderungen der

Box 11.1 Die Mitverantwortung der Gesellschaft für die Verarmung der Agrarlandschaft

Nur etwa 3 % der Bevölkerung Deutschlands sind heute noch als Landwirt tätig, aber auch die übrigen 97 % ernähren sich in erster Linie von landwirtschaftlichen Produkten. Zur Verarmung der Agrarlandschaft haben nach Hampicke (2013, S. 1) nicht nur und sogar nicht in erster Linie die 3 % Landwirte beigetragen, „weil sie unter ökonomischen Zwängen oft nicht anders konnten, sondern auch die 97 % der übrigen Bevölkerung" als Mitfahrer in einem sich nach komplizierten Regeln drehenden Karussell. Technische Entwicklungen, vermehrter Einsatz von Düngemitteln und die Zucht von Hochleistungsrassen ermöglichten eine gewaltige Produktionssteigerung (◘ Tab. 11.4), die schließlich zur Überproduktion führte und die Preise verdarb. Die daraus resultierende, im Vergleich zur Einkommenssteigerung geringe Steigerung der Kosten landwirtschaftlicher Produkte wurde von der überwiegenden Mehrheit der Bevölkerung verständlicherweise gerne angenommen. Während ein durchschnittlicher Haushalt in Deutschland im Jahre 1950 noch ca. 50 % seines Einkommens für Nahrungsmittel ausgab, waren es im Jahre 2003 nur noch 10 % (Hampicke 2013). Die Verantwortung für die Verarmung der Agrarlandschaft kann daher nicht nur den Bauern zugeschoben werden, sondern ist ein gesamtgesellschaftliches Problem. Soll eine Verbesserung der Situation erzielt werden, so müssen die Kosten dafür von der Gesellschaft mitgetragen werden.

◘ **Tab. 11.4** Erträge in der Landwirtschaft im Verlauf des 20. Jahrhunderts (aus Hampicke 2013)

	Ertrag		
Zeitraum	Um 1900	Um 1950	1994
Getreide (dt/ha)	16	32	67
Kartoffeln (dt/ha)	126	245	375
Zuckerrüben (dt/ha)	256	361	564
Milch (kg/Kuh u. Jahr)	2165	2480	5909

Segetalvegetation bewirkt (s. z. B. Otte 1984, 1990). Stark zugenommen haben beispielsweise *Amaranthus*-Arten und *Echinochloa crus-galli*.

Da die landwirtschaftliche Nutzung nasser, aber auch sehr trockener Flächen in der Regel schwierig ist, hat das Streben des Menschen, einen möglichst großen Teil der Landfläche intensiv zu nutzen, in den vergangenen Jahrhunderten zu vielfältigen Eingriffen in den Landschaftswasserhaushalt geführt:

- Entwässerung von Feuchtstandorten. Folgen: Grundwasserabsenkung und Rückgang vieler Feuchtgebietsarten; beispielsweise beziffert Klötzli (1973) den Flächenverlust der Nasstandorte in den Schweizer Voralpen auf 25–35 %, in den großen Tallandschaften sogar auf über 50 %.
- Abtorfung von Mooren (zur Gewinnung landwirtschaftlicher Flächen, aber auch zur Torfgewinnung; ◘ Abb. 11.10; ▶ Box 11.2). Folge: lokales bis regionales Aussterben und landesweit starke Gefährdung fast aller Arten der Hochmoore sowie auch zahlreicher Arten anderer Moortypen.
- Begradigung und Eindeichung der Flüsse (auch zum Schutz der Siedlungen), Einschalung von Bächen (◘ Abb. 11.11). Folgen: Vernichtung der Auen und flusstypischer Standorte wie Kiesbänke, Steilufer, Flutmulden, Abschneiden von Mäanderschlingen, schneller Wasserabfluss, Fehlen von Rückhalteräumen (dadurch Erhöhung der Hochwassergefahr). Obwohl die großen Flüsse bereits vor 1900 begradigt worden waren, hat sich der Auenverlust im vergangenen Jahrhundert fortgesetzt. Beispielsweise nahm die Auenfläche in der Schweiz von 1900 bis 2010 um 36 % ab (Lachat et al. 2010).
- Eindeichung der Meeresküsten (auch zum Küstenschutz). Folge: Verlust salzbeeinflusster amphibischer Biotope (Salzwiesen, Brackwasserröhrichte etc.).

Weitere Eingriffe des Menschen erfolgten zum Zwecke der Trink- und Brauchwassergewinnung, wobei die Wassergewinnung vielerorts zum Versiegen von Quellen und zur Grundwasserabsenkung geführt hat. Auch die Anlage und der Betrieb von Tagebauen (z. B. zum Abbau von Braunkohle) sind mit einer



Abb. 11.10a–c Vollständige Vernichtung eines Hochmoores (Bourtanger Moor, Niedersachsen) durch Abtorfung und Umwandlung in Ackerland; **a** Umwandlung einer teilabgetorften Fläche in Ackerland durch Tiefpflügen zur Einarbeitung des noch vorhandenen Torfs in den Mineralboden; **a1** der Pflug in Aktion; **a2** im Torfmuseum in Groß Hesepe (Niedersachsen) ausgestelltes größtes Exemplar des eingesetzten Pfluges, der Größenvergleich mit den Museumbesuchern verdeutlich das Ausmaß der Pflugschar; **b** zur Torfernte vorbereitete Fläche; **c** das Schicksal des Torfes. Fotos: LWL Museum für Naturkunde, Münster (a1); R. Wittig (a2, b, c)

Grundwasserabsenkung verbunden, da dieses großräumig abgepumpt werden muss, um ein Fluten der Grube zu verhindern. Ehemalige Erlenbrücher des Schwalm-Nette-Gebietes in Nordrhein-Westfalen wurden so zu Erlen-Brennnessel-Wäldern, da sich die Wasserversorgung und in deren Folge auch die Bodenparameter weit von den für Bruchwälder charakteristischen Werten entfernt hatten (Kazda et al. 1991). Wiedervernässungsmaßnahmen zeigten (nur) Teilerfolge: Anstelle der ursprünglichen Bruchwaldentwickelte sich eine Auenwaldkrautschicht (Wittig et al. 2010).

Schon vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass in Deutschland bzw. Mitteleuropa von dieser Entwicklung besonders solche Arten betroffen sind, die auf feuchte Wiesen, ephemere und andere Kleingewässer und/oder saubere Fließgewässer angewiesen sind bzw. auf intakte Verbindungen zwischen Sommer- und Winterlebensraum (mit allen „Zwischenstationen"), denen also die Fragmentierung der Lebensräume durch großflächige Siedlungen oder Agrarflächen Probleme bereiten. Der Rückgang der Bekassine (*Gallinago gallinago*), die in Deutschland inzwischen als vom Aussterben bedroht in der Roten Liste verzeichnet ist, hat als Ursache den Verlust an Mooren und Feuchtwiesen. Sie wurde vom Naturschutzbund Deutschland (NABU) und seiner bayerischen Schwesterorganisation, dem Landesbund für Vogelschutz (LBV), 2013 zum Vogel des Jahres ausgerufen, um auf die katastrophale Situation der Feuchtwiesen und ihrer tierischen (und pflanzlichen) Bewohner hinzuweisen. Der Eisvogel (*Alcedo atthis*) war in der Schweiz und Österreich, in Deutschland sogar gleich zweimal (nämlich 1973 und 2009) Vogel des Jahres, wobei sich seine Bestände derzeit auf niedrigem Niveau stabilisiert zu haben scheinen. Die Art steht als „Stellvertreter" für die Problematik kleiner, sauberer

Box 11.2 Die Vernichtung der mitteleuropäischen Hochmoore

Nach Dierßen und Dierßen (2001) wurden Moore schon in der Antike zur Gewinnung von Brennmaterial genutzt, worüber bereits Plinius von den Chauken in Ostfriesland berichtet. Eine planmäßige Entwässerung zur Brenntorfgewinnung verbunden mit der Nutzung der noch nicht abgebauten Bereiche für landwirtschaftliche Zwecke setzte in den Niederlanden etwa um 1250 ein. Am Rande der großen nordwestdeutschen Moore wurden um 1630 erste Siedlungen (Fehnkolonien) gegründet, um von dort aus die Nutzung und Besiedlung der Hochmoore voranzutreiben. Trotz dieser Aktivitäten waren zu Beginn des 20. Jahrhunderts noch weite Bereiche der Hochmoore intakt. Dann aber vollzog sich eine rasante Wende: Mit dem Bau von Torfwerken setzte eine Industrialisierung des vorher mehr oder weniger bäuerlichen Handtorfstiches ein, als deren Folge innerhalb weniger Jahrzehnte eine Zerstörung größerer Flächen als in den vorangegangenen Jahrhunderten insgesamt zu verzeichnen war. Torf wurde nun nicht mehr nur als Heizmaterial, sondern auch in einem Kraftwerk zur Gewinnung von Elektrizität genutzt. Im Dritten Reich wurde die Moorentwässerung und -kultivierung durch den Arbeitsdienst weiter forciert. Nach dem Zweiten Weltkrieg schließlich bestand in Deutschland ein großer Wohnungs- und Arbeitsbedarf für die aus den verlorenen Ostgebieten geflüchteten Menschen. Daher war es das Ziel des Marshallplanes, wie es in einem sehr sehenswerten Film, der täglich im Groß Heseper Moormuseum (Niedersachsen) zu sehen ist, ausgesagt wird, „auch das letzte Stück Ödland zu kultivieren", wozu riesige Pflüge eingesetzt wurden (◘ Abb. 11.10a). Wer heute auf der A 31 von Nordhorn nach Papenburg fährt, ahnt nicht, dass er ein ehemals (mit kleinen Unterbrechungen) ca. 45 km langes (N-S-Ausdehnung) und bis zu 30 km breites Moorgebiet durchquert, von dem kein einziger intakter Rest erhalten geblieben ist. Hier und da kann man lokalen Abbau von Torf sehen (◘ Abb. 11.10b), der dann als Blumenerde weltweit verschickt wird (◘ Abb. 11.10c), und ebenso findet man renaturierte, d. h. wiedervernässte Flächen, auf denen sich, je nach Ausgangsbedingungen und Renaturierungserfolg, Moorgewässer, Flachmoore, Heide oder Birkenwald ausgebildet haben. Eine Restauration von Hochmooren aber wird in absehbarer Zeit nicht erfolgen, im Hinblick auf den Klimawandel wohl sogar auf Dauer unmöglich sein.
Hochmoorvernichtung gibt es übrigens nicht nur in Industrieländern der Nordhemisphäre, sondern auch auf der Südhalbkugel, worauf wir in ▶ Abschn. 11.3.2 kurz eingehen.



◘ **Abb. 11.11** Begradigter Bach: Tränkebach im Osten von Frankfurt a. M. Foto Beate Alberternst

Fließgewässer. Als typischer Bewohner ausschließlich kleiner und kleinster stehender Gewässer, etwa Pfützen auf Waldwegen, in denen keinerlei Druck durch Prädatoren herrscht, ist die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) in Deutschland, Österreich und der Schweiz stark gefährdet und ist nach der FFH-Richtlinie (▶ Abschn. 13.2.2) eine streng zu schützende Art. Betroffen ist sie zudem von der Zerschneidung ihrer Teilhabitate. Analog zum „Vogel des Jahres" proklamierte sie wegen des massiven Rückganges die Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde (DGHT) im Jahre 2014 zum „Lurch des Jahres".

Die Hauptursachen der Gefährdung von Arten und Lebensräumen lässt sich relativ gut durch eine Betrachtung der ökologischen Präferenzen der gefährdeten Arten und eine Auflistung der Merkmale der gefährdeten Biotope ermitteln. Ellenberg (1983) war einer der Ersten, der die ökologischen Zeiger-

werte der gefährdeten Arten zur Gefährdungsanalyse benutzte. Der dabei festgestellte deutliche Bezug zwischen Gefährdung und der Bevorzugung relativ extremer Biotope zeigt sich für Deutschland besonders gut bei den in größeren Regionen Mitteleuropas (z. B. einem Land) bereits ausgestorbenen Arten. Ihre Zahl ist überdurchschnittlich hoch (mehr als 50 % über dem Durchschnittswert) für Arten sehr trockener und sehr feuchter Standorte (inkl. Gewässer), hoher Wärmeansprüche, euatlantischer oder kontinentaler Hauptverbreitung, oligotropher Standorte und für Extremsäurezeiger. Damit ist offensichtlich, dass folgende Artengruppen besonders gefährdet sind:

- Arten, die sich in Deutschland am Rande ihres Verbreitungsgebiets befinden oder nur extrazonal auftreten;
- Arten wasserhaushaltsmäßig extremer Standorte;
- Arten oligotropher Standorte;
- Arten saurer Standorte.

Arten sind besonders bedroht, wenn sie zu mehreren dieser Kategorien gehören. Ebenso gefährdet sind dann auch ihre typischen Biozönosen und dementsprechend die betreffenden Ökosysteme, also Hochmoore, nährstoffarme Gewässer, Kalkflachmoore sowie alle Trockenrasen. Damit ist offensichtlich, dass die Gefährdung in der Mehrzahl anthropogene Ursachen hat, zu denen einige der bereits oben genannten Landschaftsveränderungen gehören:

- Der **Nährstoffeintrag** (die **Eutrophierung**) ist in Mitteleuropa gegenüber der natürlichen Situation stark erhöht, was die Fläche der oligotrophen Standorte stark verringert hat.
- **Moore** und andere **Feuchtgebiete** sowie die darin liegenden oft nährstoffarmen **Kleingewässer** wurden großflächig trockengelegt.
- **Trockenrasen** entstehen und halten sich überwiegend durch **extensive Beweidung**, eine Nutzungsform, die heute in Mitteleuropa nicht mehr rentabel ist und daher ohne finanzielle Förderung nicht mehr erfolgt.
- Saure landwirtschaftliche **Grenzertragsstandorte** werden nicht mehr genutzt oder aufgeforstet.
- Die zunehmende Kommerzialisierung der Holzwirtschaft in deutschen Wäldern führt zu einem geringen Totholzanteil und damit zum Wegfall der Lebensgrundlage für eine größere Zahl von Tier- und Pflanzenarten, denn Alt- und Totholz bilden eine wichtige Grundlage der Biodiversität der Waldbiozönosen (Klausnitzer 1996).
- Viele Arten, die sich in Deutschland am Rande ihres Verbreitungsgebiets befinden oder dort nur extrazonal auftreten, kommen bzw. kamen an einem der o. g. Standorte vor, sodass auch deren Bedrohung anthropogen bedingt ist.

Korneck et al. (1998) haben die Gefährdungsursachen detailliert analysiert und dabei zwischen der Gesamtgefährdung seit Einsetzen der diesbezüglichen Beobachtungen und der Gefährdung in den letzten zehn Jahren unterschieden. Von den sechs wichtigsten Ursachen fallen die zwei insgesamt bedeutsamsten in die Kategorie **Landwirtschaft** (Platz 1: **Intensivierung der Nutzung**; Platz 2: **Nutzungsaufgabe**), gefolgt von Standortzerstörung (3: **Irreversible Zerstörung**; 4: **Reversible Zerstörung**). Auf Platz 5 der Ursachen stehen **Nährstoffeinträge** und an 6. Stelle die **Unterbindung von Dynamik.** Werden nur die letzten zehn Jahre vor dem Veröffentlichungszeitpunkt (also der Zeitraum von 1989–1997) betrachtet, so ändert sich die Reihenfolge stark: Nährstoffeinträge (s. z. B. Kuhn et al. 1987; Kratochwil 1989; Lethmate et al. 2002; Nordin et al. 2003; Sutton et al. 2014) stehen auf Platz 1 der Ursachen, fehlende Dynamik auf Platz 2, gefolgt von den landwirtschaftlich bedingten Ursachen und den Standortzerstörungen. In der Schweiz haben sich dagegen gerade in diesem Zeitraum noch gravierende Standortverluste in der Kulturlandschaft vollzogen (◘ Tab. 11.5). Eine zunehmende Eutrophierung ist dort aber ebenfalls zu beobachten (Braun et al. 2012).

Dass einige Ursachen in der jüngsten Vergangenheit weniger bedeutsam sind, ist allerdings nur teilweise ein Erfolg von Naturschutzmaßnahmen, denn:

- Viele großflächige, artengefährdende und biotopzerstörende Maßnahmen, insbesondere **Trockenlegung**, **Abtorfung** und Kultivierung der Moore, erfolgen deshalb nicht mehr, weil sie inzwischen fast flächendeckend vollendet sind (▶ Box 11.2). Die wenigen noch

Tab. 11.5 Flächenbilanz nach elf Jahren Melioration und selbstständiger Aktionen der Landwirte: Veränderung der Strukturelemente in der Gemeinde Wintersingen (BL) zwischen 1983 und 1994. 100 % entsprechen dem Zustand von 1983 (nach Tanner und Zoller 1996a, b; aus Lachat et al. 2010)

Landschaftselement	Flächenbilanz
Magerwiesen	–71 %
Lesesteinhaufen	–67 %
Gruben	–67 %
Gräben	–63 %
Bruchsteinmauern	–50 %
Brachland	–48 %
Feuchtstandorte	–41 %
Dolinen	–40 %
Blumenwiesen	–35 %
Geländestufen	–35 %
Hochstauden	–32 %
Vielfältige Waldränder	–30 %
Tälchen	–17 %
Feldgehölze/Hecken	–13 %
Bäche	–9 %
Bewachsene Feldwege	–7 %
Wildbäume	–3 %

erhaltenen, oft bereits teilentwässerten Reste sind inzwischen fast alle Naturschutz- oder FFH-Gebiete, in denen teilweise **Renaturierungsversuche** (▶ Abschn. 14.5.1) stattfinden. Die Bestände einiger Arten konnten sich nach zunächst starkem Rückgang (z. B. aufgrund von Eutrophierung oder Standortzerstörung) an wenigen nicht veränderten Standorten stabilisieren.

Bei 539 Arten, deren Gefährdungsursachen von Korneck et al. (1998) untersucht wurden, trifft irreversible **Standortzerstörung** durch **Bebauung** (Siedlungen, Gewerbe- und, Industriegebiete, Verkehrsanlagen) für rund 170 Arten als Gefährdungsursache zu, durch **Abgrabungen** (Torf, Steine, Erden) wurden rund 150 Arten, durch Überschüttung und Auffüllung ihrer Standorte etwa 100 Arten gefährdet. Unter den reversiblen Standortzerstörungen ist die Zerstörung von Ökotonen (z. B. Ackerrainen, Heckensäumen, Uferbereichen) die überhaupt allerwichtigste, denn sie betrifft gut 220 Arten. Betreten und Befahren hat bei gut 120 Arten zur Gefährdung beigetragen. Bei den landwirtschaftlichen Ursachen liegt die Verbuschung von Magerrasen (160 Arten) vor der Trockenlegung von Feuchtwiesen (knapp 120 Arten) und dem **Brachfallen** extensiv genutzter Wiesen (ca. 110 Arten).

Zur Gefährdung von knapp 60–90 Arten haben intensive **Beweidung** von Wiesen, Umwandlung von Grünland in Äcker, **Intensivierung** der Beweidung von Magerrasen, Intensivierung des Ackerbaus sowie das Brachfallen extensiv genutzter Äcker beigetragen. Im Hinblick auf den Ursachenkomplex Nährstoffeintrag liegt bei 404 berücksichtigten Arten die Eutrophierung des Bodens durch Verdriftung von Dünger (etwa 140 Arten) vor der durch N-haltige Immissionen (fast 90) und der Gewässereutrophierung (knapp 50 Arten). In der Kategorie Unterbindung der natürlichen **Dynamik** hat das Ausbleiben kleinflächiger Bodenverwundungen bei rund 80, das Fehlen natürlicher Walddynamik bei etwa 50 Arten zur Gefährdung beigetragen. Diese fehlende Dynamik manifestiert sich in homogenen Altersstrukturen und geringem bzw. lokal fehlendem Totholzanteil der Wälder. Für jeweils ca. zehn Arten werden sieben weitere Gründe aus dieser Kategorie genannt, die sich allesamt auf den Ufer- oder Küstenbereich beziehen. **Verschmutzung von Gewässern** und Verdrängung durch **invasive Neophyten** (▶ Abschn. 11.4) haben je rund 40 Arten gefährdet. Nicht vergessen werden sollte die im Rahmen dieser Untersuchung nicht ins Gewicht gefallene Gewässerversauerung, die außerhalb Deutschlands, insbesondere in den borealen und arktischen Regionen zu deutlichen Veränderungen der Artenkombination und regionalem Erlöschen von Arten geführt hat (Übersicht bei Charles und Christle 1991; Reuss und Johnson 1996; Lethmate 2003; Raut et al. 2012).

Die Zuordnung des Rückgangs einer Art zu einer einzigen der oben genannten Gefährdungsursachen ist meist nicht möglich. Bei Grünlandarten kann es die Umwandlung in einen anderen Grünlandtyp (z. B. durch Entwässerung, Dün-

Tab. 11.6 Grünlandreduktion in Nordwestdeutschland seit den 1950er-Jahren (nach Wesche et al. 2009, verändert[1])

		Untersuchungszeitpunkt bzw. Bezug		
		ca. 1950/60	2008	% v. 1950/60
	Fläche (ha)	2240	1140	51
Biotop (in % der Fläche)	Feuchtgrünland	52	12	23
	Mesophiles Grünland	20	2	10
	Intensivgrünland	20	36	180
	Hochstaudenfluren	8	5	63
	Acker	–	24	
	Gewässer		18	
	Sonstige		3	

*Die Zahlen in der letzten Spalte geben für die Biotope das Verhältnis der Flächenprozente von 1950/60 zu denen von 2008 an.

gung, Änderung der Schnitthäufigkeit oder der Beweidungsintensität), die Bebauung, das Brachfallen oder die Umwandlung in Ackerland sein (Tab. 11.6), wobei in klimatisch für den Ackerbau geeigneten Regionen oft insbesondere Letzteres zutrifft (Abb. 11.12). Der Rückgang des Grünlandes war in den Mittelgebirgen und den Alpen noch bis in die 1970er- oder sogar 1980er-Jahre deutlich geringer als im Flachland, hat aber auch dort inzwischen stark zugenommen (z. B. Ruthsatz et al. 2004). In der Umgebung von Großstädten kann er, wie das Beispiel des hessischen Taunus zeigt, geringer als in stadtferneren Regionen sein, weil die große Zahl von Freizeitreitern die Erhaltung von Pferdeweiden und Heuwiesen lohnend macht (Wittig et al. 2010).

Zur Ermittlung der Ursachen der Gefährdung von Biotoptypen Deutschlands haben Riecken et al. (2010) eine Auswertung der Roten Liste der Biotoptypen vorgenommen (Tab. 11.7). Als insgesamt besonders prominente Gefährdungsfaktoren (in zwei Biotoptypen mehr als 50 % Beteiligung) wurden dabei Schadstoffbelastung, Eutrophierung, Gewässerunterhaltung, -ausbau und -beseitigung sowie Sport- und Freizeitaktivitäten (inkl. Tourismus) identifiziert. In einem Biotoptyp mindestens 50 % an den Gefährdungsursachen beteiligt sind Verlust von Biotopen durch landwirtschaftliche Nutzung, Wasserentnahme, landwirtschaftliche Intensivnutzung und Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung.

Die Alpen werden seit prähistorischen Zeiten weidewirtschaftlich genutzt. Hierdurch wurde die natürliche Waldgrenze stark heruntergedrückt und es entstanden an ihrer Stelle die artenreichen Bergweiden (Almen), später auch Bergwiesen. Mit dem globalen Wandel findet das einsame und harte Leben als Bergbauer bei der jungen Generation immer weniger Anklang. Viele Höfe wurden aufgegeben, das Grünland unterliegt der natürlichen Sukzession in Richtung Wald (Stöcklin et al. 2007). In den Schweizer Alpen wurden im Zeitraum 2004–2006 jährlich 1000 ha des Grünlandes von Buschwald überwachsen (Brändli 2010).

Viele der ursprünglich im Zuge der Ausbreitung des Ackerbaus vom Menschen ungewollt stark geförderten Arten sind mit der Intensivierung der Landwirtschaft in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts wieder stark zurückgedrängt, einige von ihnen sogar lokal oder regional ausgerottet worden (Tab. 11.8). Auch ehemalige Steppentiere, die zunächst in der „Kultursteppe" gute Lebensbedingungen vorfanden und sich dementsprechend in die ehemalige Waldlandschaft Mitteleuropas hinein ausbreiten konnten, stehen heute auf den Roten Listen von Staaten oder zu-

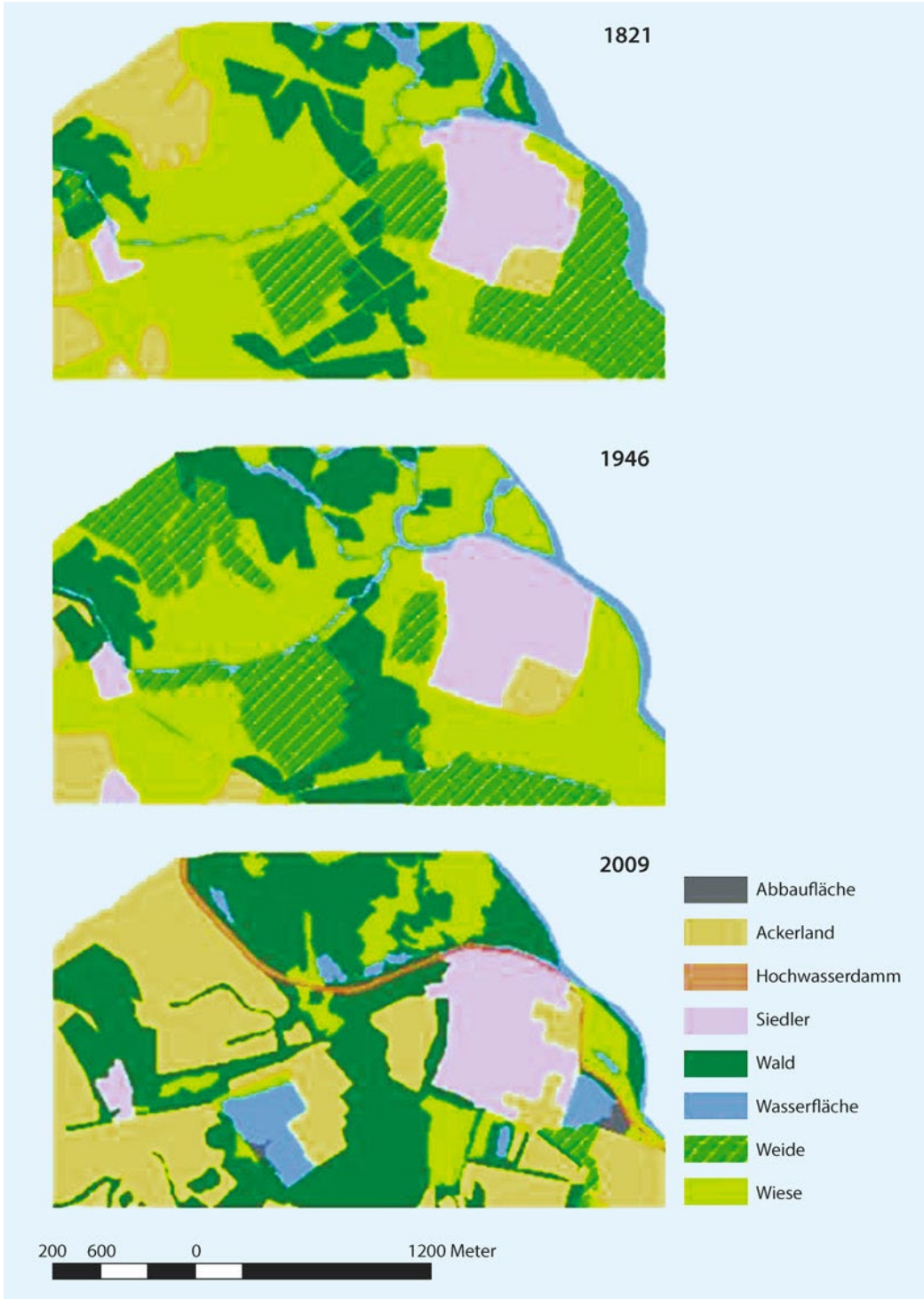


Abb. 11.12 Umwandlung von Grünland in Ackerland: das Beispiel der Gemeinde Marchegg in Niederösterreich. (aus Bernhardt et al. 2010, ergänzt)

Tab. 11.7 Die wichtigsten Ursachen der Gefährdung von Biotoptypen in Deutschland*

	Biotoptypen-Gruppe					
Faktor	Meere und Küsten %	Binnen-gewässer %	Offen-land, überw. land-wirtsch. genutzt %	Offen-land, überw. nicht land-wirtsch. genutzt %	Wälder und Ge-büsche %	Alpine Lebens-räume %
Schadstoffbelastung	85	75	45	15	40	30
Eutrophierung außerhalb von Nutzflächen	80	75	10	45	25	20
Gewässerunterhaltung, -ausbau u. -beseitigung	50*	90	10	35	10	15
Sport- und Freizeitaktivitäten, Tourismus	40	60	45	30	15	80
Verlust von Biotopen d. landwirt. Nutzung	10	25	65	25	15	10
Wasserentnahme	5	75	25	20	20	5
Landwirtschaftliche Intensivnutzung	5	30	65	25	15	30
Abbau und Abgrabung	20	5	30	45	20	5
Aufgabe der landwirtsch. Nutzung	2	2	60	10	15	10
Fischerei und/oder Jagd	50	20	1	–	–	–

*Zusammengestellt anhand der Abbildungen in Riecken et al. (2010); aufgeführt sind nur solche Gefährdungsursachen, die entweder für alle Biotoptypen genannt werden oder bei einem Typ mit mindestens 50 % zu Buche schlagen. Küstenschutzmaßnahmen wurden unter Gewässerausbau subsummiert. Da für die Gefährdung eines Biotoptyps in der Regel mehrere Ursachen verantwortlich sind, liegt die Summe der Gefährdungsprozente in den Biotoptypen-Gruppen stets über den 100 %. Mit Ausnahme der nicht auf mindesten 5 % aufrundbaren Werte erfolgen die Angaben in 5 %-Schritten

mindest Bundesländern, z. B. Großtrappe (*Otis tarda*), Feldlerche (*Alauda arvensis*), Rebhuhn (*Perdix perdix*) und Wachtel (*Coturnix coturnix*). Die Verstädterung der Dörfer hat dazu geführt, dass auch einige früher häufige Ruderalpflanzenarten und -gesellschaften selten geworden sind (Hejný 1973; Bergmeier 1983; Brandes 1983; Wittig 1984; Pyšek 1992). Ein Paradebeispiel ist der Gute Heinrich (*Chenopodium bonus-henricus*), über dessen Rückgang zahlreiche Publikationen vorliegen (z. B. Pinckaers 1983; Wittig 1989).

11.3.2 Entwicklungsländer

In den Entwicklungs- und Schwellenländern, insbesondere der Tropen mit ihrem hohen Reichtum an biologischer Diversität, sind die negativen Folgen der sich rasch ausbreitenden Entwaldung für den Artbestand besonders schwerwiegend. Der kommerzielle Holzeinschlag und Änderungen der Landnutzung durch die Ausweitung von Ölpalmplantagen und Sojafeldern, also die Industrialisierung der Landnutzung, haben hier zu massiven Rückgängen geführt. Charismatische Großtiere wie die Orang-Utans auf Borneo (*Pongo pygmaeus*) und Sumatra (*Pongo abelii*) gehen im Bestand dra-

Tab. 11.8 Die in Mitteleuropa besonders stark zurückgegangenen Gruppen von Ackerunkräutern – Ursachen und Beispiele (v. a. nach Hilbig und Bachthaler 1992; ergänzt nach Otte 1990 und durch eigene Beobachtungen)

Ökologische Gruppe	Grund	Beispiele
Saatunkräuter	Verbesserte Saatgutreinigung	*Agrostemma githago, Vaccaria hispanica*
Leinunkräuter	Aufgabe des Leinanbaus	*Silene linicola, Cuscuta epilinum*
Arten flachgründiger Kalkstandorte	Aufgabe der Bewirtschaftung	*Adonis aestivalis, Caucalis platycarpa*
Säure- und Sandzeiger	Aufgabe der Bewirtschaftung sehr magerer Standorte	*Arnoseris minima, Teesdalia nudicaulis*
	Kalkung	*Scleranthus annuus, Spergula arvensis*
(Krumen-)Feuchtezeiger	Drainierung	*Anagallis minimus, Lythrum hyssopifolia*
Stoppelunkräuter[1]	Wegfall der Stoppelphase	*Aphanes arvensis*, *Kickxia*-Arten
Zwiebel- und Knollengeophyten	Tiefere Bodenbearbeitung	*Gagea villosa, Ornithogalum umbellatum*

[1] Niedrigwüchsige lichtliebende Arten, die sich nach dem Schnitt des Getreides zwischen den Stoppeln entwickeln konnten, was aber heute nicht mehr möglich ist, da direkt nach der Ernte gepflügt wird.

11

matisch zurück. Singleton et al. (2008) geben den Bestand der sumatranischen Orang-Utans mit noch ungefähr 7300 Individuen an, was einen Rückgang von 80 % in 75 Jahren bedeutet. Die einst über weite Teile Südostasiens verbreiteten Sumatra- und Javanashörner (*Dicerorhinus sumatrensis*, *Rhinoceros sondaicus*) haben mit nur wenigen Individuen in einzelnen, kleinen Waldgebieten überlebt. Aktuell wurde das Aussterben des Javanashorns für Vietnam dokumentiert (Brook et al. 2011). Einen Überblick über die Trends beim Tiger (*Panthera tigris*) geben Chundawat et al. (2011) und berichten, dass die Art in den letzten 100 Jahren 93 % ihres einstigen Verbreitungsgebietes eingebüßt hat und sich die Anzahl der erwachsenen 5000–7000 Tiere im Jahre 1998 bis heute etwa halbiert hat. Die Bestandsentwicklungen sind für die einzelnen Gebiete und Unterarten unterschiedlich, besonders starke Einschränkungen des Lebensraumes erfolgten offensichtlich vor allem auf Sumatra durch die Ausweitung der Ölpalmplantagen.

Ein Blick auf die Verhältnisse bei weniger bekannten und weniger charismatischen Taxa, wie etwa bei den Froschlurchen, offenbart auch hier dramatische Entwicklungen nicht nur, aber vor allem in den tropischen Entwicklungsländern (Zusammenstellung bei Stuart et al. 2008). Veränderungen der Landnutzung durch Entwaldung und Trockenlegung sind hier sehr häufig die Ursache oder eine der Ursachen für den Rückgang. Auf die weltweite Bedrohung der Amphibien durch einen Pilz wird in ▶ Abschn. 11.4 näher eingegangen.

Nach Schätzungen des *World Resources Institute* (1985) wäre unter Beibehaltung der damaligen jährlichen Entwaldungsrate im Jahre 2045 kein tropischer Regenwald mehr vorhanden, bei Fortsetzung der jährlichen Steigerungen sogar bereits im Jahr 2040 (Abb. 11.13). Diese alarmierenden Meldungen haben immerhin dazu geführt, dass die jährliche Entwaldungsrate zumindest statistisch leicht gesunken ist und außerdem einige Regenwaldflächen unter Schutz gestellt wurden, sodass es wohl im Jahre 2045 noch tropischen Regenwald geben wird (Tab. 11.9). Sehr bedenklich ist die Entwicklung aber dennoch und weiterhin. Cramer et al. (2005) erwarten im Rahmen eines ungünstigen, aber eher wahrscheinlichen Szenarios bis zum Jahr 2100 eine praktisch vollständige Vernichtung des asiatischen Regenwaldes (Rest < 1 %) sowie für Afrika noch 20 % und für Südamerika noch 20 %

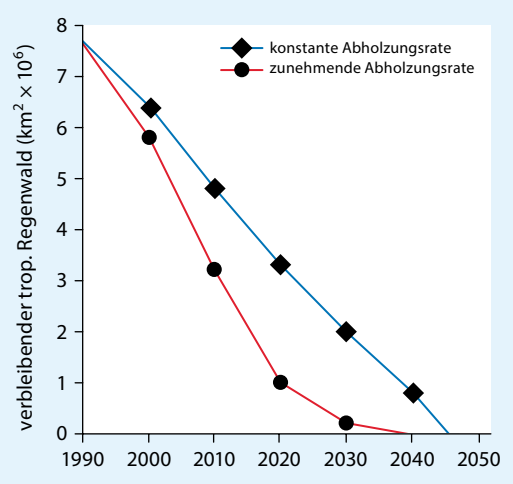


Abb. 11.13 Szenario der Entwicklung des Regenwaldes unter Zugrundelegung der Entwaldungsraten der frühen 1980 er-Jahre; heutige Daten sehen etwas günstiger aus, was aber kein Zeichen für Schwarzmalerei des Autors ist, sondern auf leichten Schutzerfolgen beruht, die sicherlich nicht zuletzt auf die Wirkung dieser und ähnlicher alarmierender Publikationen zurückzuführen sind. (aus Terborgh 1999; nach World Resources Institute 1985)

Tab. 11.9 Entwicklung der Bestände des tropischen Regenwaldes bis 2100. (nach Cramer et al. 2005)

	Wald im Jahre 2100 in % des Bestandes von 1990	
Region	Niedrige Entwaldungsrate	Hohe Entwaldungsrate
Amerika	48	20
Amerika	44	13
Asien	12	< 1
Welt	40	15

der ehemaligen Fläche. Im *Global Forest Resources Assessment* 2010 sammelte und analysierte die FAO Daten dazu aus 233 „Ländern und Gebieten" („*countries and areas*"). Es ergibt sich daraus, dass der Nettoverlust an Wald von 2000 bis 2010 auf 5,2 Mio. ha zu schätzen ist und damit geringer ausfällt als für die Dekade von 1990 bis 2000, in der er 8,3 Mio. ha betrug. Dazu ist Verschiedenes kritisch anzumerken. Zum einen prüft die FAO nicht die tatsächlichen Verhältnisse, sondern ist auf die Daten angewiesen, die ihr die offiziellen Stellen der einzelnen Länder zur Verfügung stellen. Des Weiteren ist die Definition für „*forest*" sehr weit gefasst (FAO 2010, S. 209). Als solcher gilt nämlich jedes Gebiet von mehr als 0,5 ha Fläche mit Bäumen, die höher als 5 m sind und einen Kronenschluss von mehr als 10 % haben, oder Bäume, die in der Lage sind, dies in situ zu erreichen. Ausdrücklich wird gesagt, dass Feuerschneisen und Waldwege dazu gehören wie auch Plantagen, die vornehmlich der forstlichen Nutzung dienen, auch solche von Gummibäumen und Christbäumen sowie Korkeichenbestände. Ausgeschlossen von dieser breiten Definition für Wald ist Land, das überwiegend landwirtschaftlicher und urbaner Nutzung dient. Die Netto-Entwaldungsrate wird also berechnet als Differenz zwischen der Zunahme der Waldflächen und ihrer Abnahme. Es fließen somit einerseits Verluste durch Abholzung und Brände ein, bei der Zunahme aber beispielsweise auch die Anlage von Teak-Plantagen und die Anlage von Nadelforsten in Laubwaldregionen (Tab. 11.10). Diese Definitionen der FAO wurden von der UNFCCC (*United Nations Forest Convention on Climate Change*) übernommen. Aus ökologischer Sicht kann also die Zunahme der Waldflächen in vielen Fällen kaum Hoffnung machen, da es sich nicht um Naturwälder oder wenigstens naturnahe Wälder handelt, sondern um die sich rasch ausbreitenden Plantagen. Wird eine Naturwaldfläche komplett abgeholzt und durch eine Baummonokultur „ersetzt", ist dies nach Definition der FAO kein Waldverlust.

Die Umwandlung von Mangrovenwäldern in Farmen zur Produktion von Shrimps ist ein Phänomen, das sich seit geraumer Zeit vor allem an den Küsten Südostasiens ausweitet. Diese Landnutzungsänderung tritt zur Übernutzung der Ressourcen, Umwandlung in landwirtschaftliche Flächen sowie Tourismus hinzu (Alongi 2002; Giri et al. 2008, 2011) und hat dazu geführt, dass die Mangrovengebiete weltweit von 1980 bis 2000 um etwa 35 % abgenommen haben (*Millennium Ecosystem Assessment* 2005). Damit ist die Abnahme größer als bei Korallenriffen und Festlandstropenwäldern (Duke et al. 2007). Die durch Klimawandel bedingte Erhöhung des Meeresspiegels könnte künftig eine weitere und wohl die größte Gefahr für Mangroven darstellen (Gilman et al. 2008). Hält die gegenwärtige

Tab. 11.10 Die Walddefinition der Klimakonvention (UNFCCC) und ihre möglichen negativen Auswirkungen auf die Biodiversität (aus Höltermann und Großheim 2013)

Walddefinition (UNFCCC 2001)	Mögliche negative Auswirkungen:
„Forest" is a minimum area of land of 0.05 – 1.0 ha with tree crown cover (or equivalent stocking level) of more than 10–30 % with trees with the potential to reach a minimum height of 2–5 m at maturity in situ. (…)	Degradation von Primärwald bis zu einem Kronenschlussgrad von 10 % ist danach keine Waldvernichtung
Young natural stands & all plantations (…) are included under forest,	Plantagen (Ölpalmen, *Pinus radiata*, Teak, etc.) gelten als Wald
as are areas normally forming part of the forest area which are temporarily unstocked as result of human intervention such as harvesting or natural causes but which are expected to revert to forest.	Eine aktive Umwandlung von Primärwald in Plantagen ist möglich

Zerstörungsrate an, könnten die Mangrovenwälder in den nächsten 100 Jahren vollständig vernichtet sein (Duke et al. 2007). Der Verlust an Mangrove hat weitreichende Auswirkungen auf den Küstenschutz und die Biodiversität, zumal Mangroven überall, wo sie vorkommen, besonders artenreiche Systeme darstellen und zahlreiche Ökosystemdienstleistungen (► Kap. 10) erbringen (z. B. Dewalt et al. 1996; Duke 2012; Macintosh und Ashton 2002; Percival und Womersley 1975; Saint-Paul 2010). Verschiedene Studien, beispielsweise von Hein (2000) für Indien und Dewalt et al. (1996) in Honduras, zeigen die ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Implikationen von Shrimpfarmen. Auch wenn es große Unterschiede zwischen den verschiedenen Regionen gibt und durchaus einige Ansätze vorhanden sind, Shrimpfarmen als Wirtschaftszweig zum Wohle der lokalen Bevölkerung und ohne weitreichende Schäden für die Mangrove zu entwickeln, überwiegen insgesamt doch die (massiven) ökologischen Schäden und sozialen Probleme, da vielfach internationale Investoren hinter den Farmen stehen, kaum oder keine Arbeitsmöglichkeiten für die lokale Bevölkerung geschaffen werden und die lokale artisanale, d. h. handwerkliche Fischerei beeinträchtigt wird (Niekisch 2005, 2009; vgl. auch z. B. Wickens 2009). Inzwischen wächst aber das Problembewusstsein in manchen Regierungen, weshalb beispielsweise Vietnam zunehmend dem Schutz der Mangroven als Küstenschutzmaßnahme politisch den Vorrang gibt. 1999 wurde nach zahlreichen sozial und ökologisch motivierten Protesten gegen Shrimpfarmen in Ecuador das Zerstören der Mangrovenwälder verboten (Greenpeace 2003).

Aber nicht nur die Mangroven sind, wie oben erwähnt, durch touristische Aktivitäten gefährdet, sondern dies trifft in mehr oder weniger gleichem Maße für alle touristisch attraktiven Küstenregionen der Erde zu. Uferverbauung, Zerstörung der Ufervegetation, visuelle, mechanische und akustische Störungen der Organismen durch Badende und Bootsverkehr sind nahezu unvermeidlich. In einer vom BfN (1997) herausgegebenen Studie werden alle Konflikte dargestellt und Lösungsansätze aufgezeigt, wobei aber, wie in der Schlussbetrachtung der Studie ausgesagt wird, die Lösungsansätze zwar konzeptionell entwickelt sind, aber bisher ohne konkreten touristischen Bezug geblieben sind. Auch wenn diese Aussage heute nicht mehr völlig zutrifft, ist ein Großteil der touristisch intensiv genutzten Küstenregionen weiterhin stark beeinträchtigt.

Genauso stark oder teilweise noch stärker als die Tieflandsregenwälder sind die montanen Regenwälder gefährdet, die, wie beispielsweise in Ecuador, in weiten Bereichen in Weide- und, wo möglich, auch in Ackerland umgewandelt wurden. Eine Balance zwischen den aktuellen Bedürfnissen der Bevölkerung und nachhaltiger Nutzung zu finden und damit die Ökosystemdienstleistungen weiterhin zu garantieren sowie die Biodiversität zu erhalten, ist schwierig, da einige der traditionellen Nutzungsweisen offensichtlich nicht nachhaltig sind (vgl. z. B. Pohle und Gerique 2008; Barkmann et al. 2013; Homeier et al. 2013; Pohle et al. 2013).

Sehr starke Veränderungen erfolgen aber auch im Bereich des Zonobioms der Trockenwälder und Savannen. In Afrika ist der Westen des Kontinents besonders stark betroffen. Nach Lawson (1986) lag

die Übergangszone von Savanne zum Wald bereits in den 80er-Jahren des vorigen Jahrhunderts in der Umgebung der 1250-mm-Jahresniederschlags-Isohyete, während sie natürlicherweise bei 1000 mm liegen sollte. Der Autor führt diese Südverlagerung der Grenze auf die unnatürlich hohe Frequenz der anthropogenen Feuer zurück. Nach Trollope und Trollope (2009) nur sind etwa 10 % der momentan auftretenden Feuer natürlich.

In der Sudanzone Burkina Fasos findet man gelegentlich kleine Trockenwaldinseln, die als Relikte größerer laubabwerfender Wälder in einem Wald-Savannenmosaik interpretiert werden (Neumann und Müller-Haude 1999). In dicht besiedelten Regionen der Sudanzone hat die Landwirtschaft kaum noch etwas von der ursprünglichen Savannenvegetation übrig gelassen, wofür bereits White (1983) die starke Verkürzung der Brachezeiten verantwortlich macht: Mit zunehmender Ausdehnung des Ackerbaus nimmt der Beweidungsdruck auf die abnehmenden Brachflächen zu. Ein Ausweichen ist nur noch in die bisher relativ verschonten Galeriewälder möglich, sodass diese allmählich in Savanne umgewandelt werden (Lykke 1996). Das Allmendproblem, das in früheren Jahrhunderten auch in Mitteleuropa zu großen Problemen geführt hat, ist hinsichtlich des Beweidungsdrucks in Westafrika noch immer aktuell: Während sich das Vieh in Privatbesitz befindet, ist das Weideland Allgemeinbesitz. Daher weist schon Le Houérou (1987) darauf hin, dass das zu Zeiten einer weit geringeren Menschen- und Viehdichte funktionierende Gleichgewicht zwischen Ressourcen und ihrer Nutzung durch Übernutzung schwer gestört ist. Er sagt daher eine tiefe Krise des semiariden Afrika voraus, falls es nicht zu drastischen soziopolitischen Reformen kommt, die ein vernünftiges Management des Weidelandes, der in weiten Teilen Afrikas noch immer wichtigsten Ressource, ermöglichen. Übrigens bieten auch Biosphärenreservate offensichtlich keine Garantie dafür, dass der von Ackerbau und Viehhaltung auf die Vegetation ausgehende Druck nicht verstärkt wird (Huinato und Sinsin 2000). Außerdem kann in Schutzgebieten der Wildbestand, insbesondere der von Elefanten, so stark erhöht bzw. das Gebiet relativ zu klein sein, dass es zur Umwandlung von Trockenwäldern in Savannen kommt oder eine starke Degradation der Savannen zu verzeichnen ist, wie Leuthold (1995) mittels eines Vergleichs von Fotos aus den Jahren 1970 und 1994 zeigt und worauf u. a. bereits Guy (1981) hinweist.

Bis vor wenigen Jahrzehnten galt allgemein und stellenweise trifft es noch heute zu, dass die Stärke des anthropogenen Einflusses und damit die dadurch verursachte Savannenstruktur auch in Regionen ökologisch gleicher Grundausstattung nicht uniform, sondern abhängig vom jeweiligen traditionellen Nutzungsrecht der autochthonen Ethnien unterschiedlich war bzw. ist (Braun et al. 1997). Außerdem ist die Intensität der Nutzung bzw. die Nutzungskapazität einer Familie ethnospezifisch: Während beispielsweise bei den in der Provinz Sissili (Burkina Faso) einheimischen oder schon vor langer Zeit zugewanderten Bevölkerungsgruppen (Nuna und Wala) die landwirtschaftliche Hauptarbeit von den Männern geleistet wird, sind bei den zugewanderten Mossi Männer und Frauen gleichsam intensiv mit dem Ackerbau befasst. Einer Mossi-Familie stehen daher doppelt so viele Arbeitskräfte zur Verfügung wie den Familien der einheimischen Ethnien. Entsprechend ist der Druck auf die zur Verfügung stehenden Flächen mit der Zuwanderung von Mossi-Familien überproportional gestiegen (Braun et al. 1996).

Die Mehrzahl der Autoren ist sich darin einig, dass der Nutzungsdruck und der daraus resultierende Nutzungswandel momentan (noch?) weit stärker für Veränderungen der westafrikanischen Savannenlandschaft verantwortlich sind als der Klimawandel. Wir prognostizieren daher zunächst die zukünftige Landschafts- und Vegetationsentwicklung unter Ausschluss der Wirkungen des Klimawandels und gehen dann auf dessen Auswirkungen sowie auf die Kombination beider Effekte ein.

Viele Untersuchungen zeigen, dass die lokale Bevölkerung die Savanne nicht nur in vielfältiger Weise nutzt, sondern den Wert dieser Nutzung auch schätzt (s. z. B. Kristensen und Balslev 2003) und daher im Sahel den dort beobachteten Rückgang mancher genutzter Arten beklagt (z. B. Lykke et al. 2004). In der Sudanzone ist dagegen der Rückgang genutzter Savannenarten nach Meinung der Bevölkerung vergleichsweise gering: Lediglich die beiden wichtigsten Nutzbäume, *Vitellaria paradoxa* und *Parkia biglobosa*, werden von der Mehrzahl der Befragten als stark rückgängig angesehen (Sieglstetter

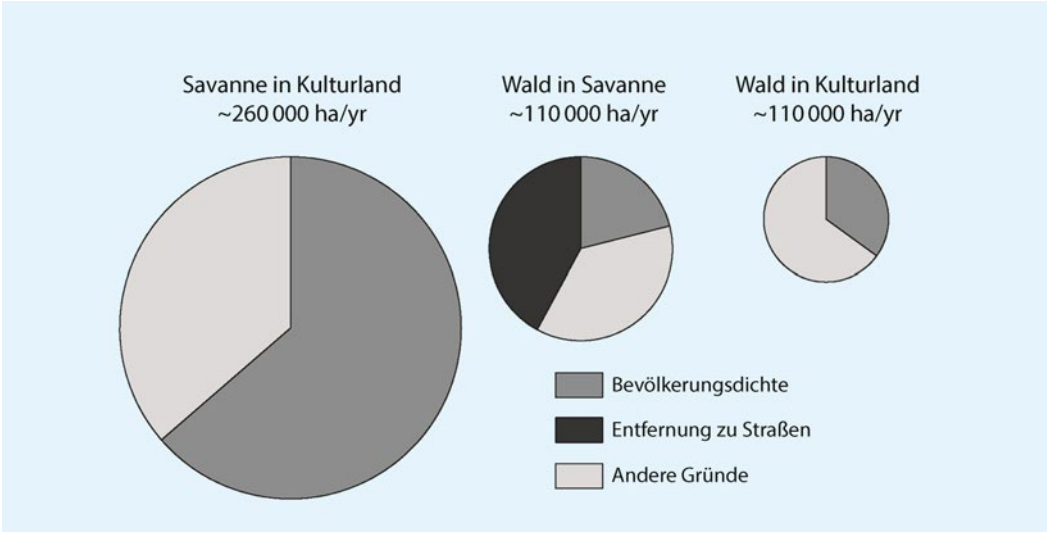


Abb. 11.14 Umwandlung der Savanne. (aus Landmann et al. 2010)

2002), obwohl gerade diese beiden Arten in weiten Regionen dominant sind. Untersuchungen der Populationsstruktur zeigen aber, dass die am stärksten genutzten Gehölze außerhalb von Schutzgebieten stellenweise überaltert sind (Schumann et al. 2010; Jurisch et al. 2012).

Landmann et al. (2010) belegen einen engen Zusammenhang zwischen Bevölkerungsdichte und dem Ausmaß der Umwandlung von Savanne in Kulturland (Abb. 11.14). Das starke Bevölkerungswachstum und das momentan sehr niedrige Durchschnittsalter (Tab. 11.11) werden daher zwangsläufig dazu führen, dass alle ackerfähigen Flächen in immer intensiverem Maße genutzt und die Brachezeiten immer kürzer und schließlich weitgehend ausfallen werden. Selbst wenn die Geburtenrate allmählich sinkt, wird die Bevölkerung über mehrere Jahrzehnte hinweg weiter wachsen, weil die Lebenserwartung steigen wird. Geringer, aber nicht zu vernachlässigen, ist derzeit die Umwandlung von Wald in anthropogene Savanne, wobei der Existenz von Straßen (Abtransportmöglichkeit für geschlagenes Holz!) große Bedeutung zukommt. Bei hoher Bevölkerungsdichte wird Wald stellenweise auch direkt in Ackerland umgewandelt (Abb. 11.14).

Abbildung 11.15 zeigt allerdings, dass die Bevölkerung insbesondere in der Sudanzone zunimmt, im Sahel dagegen nicht. Da dort auf den wenigen ackerfähigen Flächen bereits jetzt ein weitgehend permanenter Ackerbau betrieben wird, ist eine Steigerung und damit eine Bevölkerungszunahme kaum möglich. Daher sind starke Wanderungen aus dem Sahel in die Sudanzone zu verzeichnen. Andererseits kann aber in den westafrikanischen Ländern auf eine Nutzung der temporären Weideflächen des Sahels ernährungspolitisch kaum verzichtet werden. Auch wenn der klassische Nomadismus tot ist (Scholz 1999), so werden dennoch weiterhin mobile Tierherden im Sahel existieren. Falls es gelingt, der momentan weitverbreiteten Überbeweidung entgegen zu steuern, kann die südliche Sahelzone, im Gegensatz zur Sudanzone, weiterhin Savannencharakter behalten.

Die Mehrzahl der Autoren geht bisher davon aus, dass der Klimawandel für weite Teile Westafrikas positiv ausfallen wird, sodass die Baumbedeckung in weiten Teilen der Region zunimmt (s. z. B. Scheiter und Higgins 2008). Modelliert man die zukünftige Entwicklung jedoch unter Berücksichtigung von Klimawandel und steigendem menschlichen Einfluss, so erstreckt sich die Zunahme auf einen weit geringeren Teil der Region, während in relativ großen Teilen eine Abnahme der Gehölzbedeckung verzeichnet wird. Die Unsicherheit der Modellierung ist dabei für die Abnahme im Durchschnitt weit geringer als für die Zunahme (Heubes et al. 2011).

Tab. 11.11 Charakteristische Bevölkerungsdaten aus Westafrika (und Deutschland zum Vergleich) (aus Wittig und Neumann 2013; nach C.I.A. 2013)

Land	Benin	Burkina	Elf.b.k.	Ghana	Mali	Niger	Nigeria	Senegal	Togo	(Deutschl.)
Bevölkerung (Millionen)	9,9	17,3	22,4	15,2	17,0	16,9	174,5	13,3	7,2	(81,1)
Wachstumsrate/Jahr (%)	2,9	3,1	2,0	2,2	3,0	3,4	2,6	2,5	2,7	(–0,2)
Durchschnittsalter	18	17	20	22	16	15	18	18	20	(46)

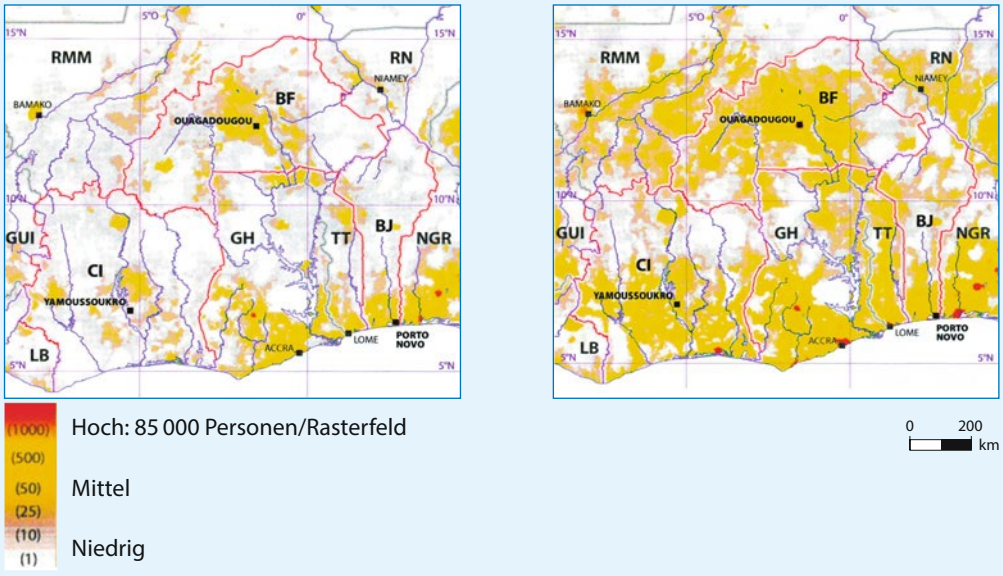


Abb. 11.15 Bevölkerungsexplosion in der Westafrikanischen Savanne. (aus Senghor 2010)

Aus obigen Schilderungen geht hervor, dass die Savannen der Sudanzone mittelfristig nur noch auf nicht ackerfähigen Böden sowie in Schutzgebieten zu finden sein werden, vorausgesetzt, es gelingt den Schutz wirksamer zu gestalten. Die sahelischen Savannen werden dagegen weiter bestehen. Mayaux et al. (2004) haben diese Entwicklung bereits vorausgesehen und bezeichnen in ihrer Landbedeckungskarte nur noch den südlichen Sahel als „*savanna*", während die Nordsudanzone die Bezeichnung „*agriculture*" trägt. In der Südsudanzone wird es zu weiterer Waldvernichtung kommen, was zunächst die Entwicklung von Savannen bewirkt, die aber mit steigendem Bevölkerungsdruck, soweit ackerfähig, auch in Ackerland umgewandelt werden.

Auch im weit von den Absatzmärkten für Torf entfernten Feuerland (*Tierra del Fuego*), Argentinien, nimmt die Abtorfung der Moore zu. Augenscheinlich ausgelöst durch die radioaktive Kontamination der Moorflächen im weiten Umfeld des Reaktorunfalles von Tschernobyl im Jahre 1986 gewannen die Torfnachfrage und Moorausbeutung in Feuerland erheblich an Aufschwung. Vor allem im subantarktischen Teil von Feuerland sind die



Abb. 11.16 Torfabbau in Tierra del Fuego, Argentinien. Auch diese manuelle Methode führt zur Zerstörung der Moore, da sie deren Entwässerung voraussetzt. Foto M. Niekisch

Tab. 11.12 Bedrohungen für Arten, die unter dem US-amerikanischen „Endangered Species Act" gelistet sind* (aus: Kareiva und Marvier 2011; nach Lawler et al. 2002)

Kategorie der Bedrohung	Spezifische Beispiele für Bedrohungen	Prozentanteil der Arten
Entzug von Ressourcen	Holzgewinnung, Bergbau, Beweidung, Fischerei, Jagd	80
Exotische Arten	Eingeführte Räuber und Krankheitserreger	73
Bautätigkeit	Straßen; städtische, außerstädtische und ländliche Entwicklung	71
Veränderte Habitatdynamiken	Veränderte Feuerregimes oder hydrodynamische Regimes	70
Landwirtschaft	Getreideanbau, Waldwirtschaft, Aquakultur	48
Arteninteraktionen (ohne exotische Arten)	Raubtier-Beute-Beziehung, Krankheiten	46
Verschmutzung	Wasserverschmutzung, Luftverschmutzung, Säureniederschläge	44
Gewässerregulierung	Dämme, Bewässerung	41
Andere Faktoren	Klimawandel, Inzuchtdepression	62

* Die Daten basieren auf dem „*USFWS recovery plan*" für 181 zufällig ausgewählte, bedrohte oder gefährdete Arten. Die Prozentzahlen addieren sich zu > 100 %, da der „*recovery plan*" häufig mehrere Bedrohungen für die jeweilige Art nennt

Moore neben den Südbuchenwäldern die prägenden Landschaftsbestandteile, doch wurde ihnen national wie international bis vor wenigen Jahren keine nennenswerte Aufmerksamkeit bezüglich ihres Schutzes gewidmet. Obwohl der Torfabbau dort unter anderem wegen der Kleinflächigkeit der Moore oft nur mit Einsatz kleiner Maschinen oder sogar von Hand erfolgt (Abb. 11.16), müssen die Moore dazu entwässert werden und sind damit der dauerhaften Vernichtung preisgegeben (Niekisch, eigene Beobachtungen). In den übrigen Teilen der Welt, insbesondere Nord- und Osteuropa, ist diese Entwicklung schon sehr viel länger im Gang. Versuche, Moore bei Erhaltung des Wasserstandes (also ohne Trockenlegung) etwa mithilfe von Schwimmbaggern nur oberflächlich abzutorfen und damit die Grundvoraussetzung für natürliche Regeneration zu erhalten, scheinen bisher erfolglos geblieben zu sein. Ein weiterer wichtiger Grund für den Rückgang der Moore ist dort wie anderswo die Trockenlegung, um Bauland zu schaffen.



Abb. 11.17a,b Dichtwüchsige Neophyten lassen einheimischen Arten oft keine Entwicklungsmöglichkeiten; **a** für das Indische Springkraut (*Impatiens glandulifera*) ist eine keimungshemmende Wirkung auf andere Arten nachgewiesen; **b** der von einem „Naturfreund" wegen seiner attraktiven Blütenstände (**b1**) im Taunus (Hessen) ausgesetzte Stinkkohl (*Lysichiton americanus*) verdrängt die niedrigwüchsigen einheimischen Bachauenwaldarten durch starke Beschattung (**b2**). Fotos: R. Wittig (a, b1); Beate Alberternst (b2)

11.4 Gefährdung durch Neobiota

Die Einwanderung, gezielte Einführung oder (unbeabsichtigte) Einschleppung von Tier- und Pflanzenarten stellt für die autochthone Fauna und Flora mitunter eine erhebliche Gefährdungsursache dar. Besonders herausragende Beispiele findet man in Neuseeland und auf den Galapagos-Inseln, worauf weiter unten näher eingegangen wird. Bezüglich ihrer neophytischen Baumarten sind die Seychellen gut untersucht (z. B. Kueffer et al. 2003; Schumacher et al. 2007), ein globaler Vergleich der Invasionen von Pflanzen auf den ozeanischen Inseln wurde von Kueffer et al. (2010) durchgeführt. Für die im US-amerikanischen „*Endangered Species Act*" aufgeführten Arten stehen Neobiota nach Kareiva und Marvier (2011) hinter der kommerziellen Zerstörung oder Veränderung von Lebensräumen durch Holzgewinnung, Bergbau, Landwirtschaft, Fischerei und Jagd an zweiter Stelle, zur Zeit noch deutlich vor dem Klimawandel (Tab. 11.12).

Einige Neubürger sind an bestimmten Standorten offensichtlich konkurrenzstärker als einheimische Arten und konnten sich dementsprechend sehr stark ausbreiten. Diese starke Vermehrung wird von manchen Autoren bei Pflanzen mit dem Fehlen von spezifischen Herbivoren im Einwanderungsgebiet in Verbindung gebracht (***enemy release hypothesis:*** s. Keane und Crawley 2002; Cincotta et al. 2009). Keimungshemmende Wirkungen auf andere Arten, wie sie z. B. für das Indische Springkraut (*Impatiens glandulifera*; Abb. 11.17a) nachgewiesen sind (Lösch et al. 2007), oder z. B. im Falle von *Lysichiton americanus* (Abb. 11.17b) einfach die starke Beschattung der am betreffenden Standort normalerweise vorkommenden niedrigwüchsigen einheimischen Arten können zusätzliche Ursachen sein. In der Regel beginnt die Ausbreitung von Arten erst einige Zeit nach ihrer Einführung. Die als ***time lag*** bezeichnete Phase zwischen Einführung und Beginn der Ausbreitung liegt in Brandenburg für Gehölzpflanzen im Mittel bisher bei ca. 150 Jahren, wobei die Spanne von 29–415 Jahren reicht (Kowarik 1992, 1995). Wie die direkt nach dem ersten Auftreten begonnene, momentan ablaufende starke Ausbreitung von *Epilobium brachycarpum* zeigt (Gregor et al. 2013), ist ein *time-lag* aber nicht obligatorisch.

Tab. 11.13 Kategorien von Neobiota. (nach Klingenstein et al. 2005; verändert u. ergänzt)

Neobiota nach 1492 ins Gebiet gelangte Arten		
Etablierte Neobiota mindestens 3 spontane Generationen im Gebiet und mindestens 10 Jahre		**Unbeständige oder (noch) nicht etablierte Neobiota** nur gelegentlich auftretend oder Etablierungskriterien noch nicht erfüllt
Nicht invasiv keine ökologischen Schäden verursachend	**Invasiv** ökologische Schäden verursachend	

Tab. 11.14 Schwarze Liste der invasiven Fischarten Deutschlands (aus Nehring et al. 2010; ergänzt)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Herkunft	Einstufung	Gründe[1)]
Acipenser baerii	Sibirischer Stör	Unbeständig	Sibirien, N-Kasachstan	Aktionsliste	**H**
Ameiurus melas	Schwarzer Katzenwels	Etabliert	N-Amerika	Managementliste	**K**
Ameiurus nebulosus	Brauner Zwergwels	Etabliert	N-Amerika	Managementliste	**K**
Ctenopharyngodon idella	Graskarpfen	Unbeständig	China	Managementliste	**Ö, P**
Neogobius melanostomus	Schwarzmundgrundel	Etabliert	Schwarzes Meer	Managementliste	**K, p**
Oncorhynchus mykiss	Regenbogenforelle	Etabliert	N-Amerika	Managementliste	**K**
Perccottus glenii	Amurgrundel	Bisher fehlend	O-Asien	Warnliste	**K, ö, P**

[1)] Gründe für die Aufnahme in die Schwarze Liste:
H: Hybridisierungsgefahr, *K*: starker Konkurrent; *Ö*: Beeinträchtigung der Ökosystemfunktion; *P*: Prädation oder Herbivorie; *T*: Transfer von Pathogenen; Großbuchstaben: Nachweis erbracht; kleine Buchstaben: Anzeichen vorhanden

Neophyten können zahlreiche Probleme verursachen, die teilweise hohe ökonomische Bedeutung besitzen. Auch verursachen einige Neophyten gesundheitliche Probleme, die zudem von ökonomischer Relevanz sind (Behandlungskosten, Arbeitsausfall). In der internationalen Literatur sowie auch in Teilen der deutschsprachigen werden meist alle Neobiota als *invasive species* und ihre Ankunft als *invasion* bezeichnet (Elton 1958; Mooney und Drake 1986; Richardson et al. 2000; Kowarik 2010), während MacNeely et al. (2001) und die von Allen und Lee (2006), Nentwig (2007) sowie Rilov und Crooks (2009) herausgegebenen Bücher zumindest vorwiegend die im deutschen Wortsinn invasiven Arten behandeln. Ein Positionspapier des BfN (Klingenstein et al. 2005) übernimmt die deutsche Bedeutung von „Invasion", d. h., das Papier unterscheidet zwischen „invasiv" (ökologische Schäden verursachend) und „nicht invasiv" (keine ökologischen Schäden verursachend) sowie auf höherer Ebene zwischen etablierten und nicht etablierten Neobiota (Tab. 11.13). Auch die nationale Biodi-

versitässtrategie Deutschlands wurde entsprechend angepasst, indem der ursprünglich verwendete Indikator „Anzahl gebietsfremder Tier- und Pflanzenarten" auf den „Anteil invasiver Arten" im Sinne von Klingenstein et al. (2005) ersetzt wurde (Sukopp et al. 2011). Nentwig (2007) stellt überzeugend dar, dass biologische Invasionen von großer Bedeutung sind. Zu Recht wird in Deutschland, Österreich und der Schweiz inzwischen mit diversen Instrumenten gegen invasive Neobiota vorgegangen (Gigon et al. 2008), wobei Prävention besonders wichtig ist (s. z. B. Köck 2008; Nehring 2008), aber auch Bekämpfung dazu gehört (z. B. Alberternst et al. 2008).

In manchen Staaten werden besonders gefährliche, stark **invasive Arten** in **Schwarzen Listen** erfasst (Essl et al. 2008, 2011). Derartige Listen existieren allerdings bisher nur in wenigen Ländern und dazu in der Regel für nur wenige Artengruppen, z. B. in der Schweiz für Gefäßpflanzenarten (Schweizerische Kommission zur Erhaltung der Wildpflanzen: ▶ http://www.infoflora.ch/); in Deutschland und Österreich gibt es nach Vorarbeiten von Essl et al. (2008, 2011) allerdings inzwischen Listen für Wirbeltiere (z. B. Fische; ◘ Tab. 11.14), Wirbellose und Pflanzen. Die Schwarze Liste wird in Aktions- (Methoden zur Ausrottung vorhanden), Management- (keine Methoden bekannt) und Warnliste (Art noch nicht im Gebiet, aber zu erwarten) unterteilt. Für die Aufnahme in die Liste reicht die Erfüllung eines von fünf bewerteten Kriterien der Gefährdung einheimischer Arten oder Ökosysteme: Hybridisierung, Konkurrenz, Prädation oder Beweidung, Transport von Pathogenen, Beeinträchtigung von Ökosystemfunktionen.

Von der *Species Servival Commission* der IUCN wurde eine im Jahre 2004 aktualisierte Liste von 100 der weltweit gefährlichsten invasiven Arten zusammengestellt (Lowe et al. 2004). Die Arten wurden nach zwei Kriterien ausgewählt: 1. schwerwiegender Einfluss auf die Biodiversität und/oder menschliche Interessen (Ökonomie, Gesundheit); 2. Funktion als Beispiel für bedeutende Phänomene biologischer Invasion. Um ein möglichst breites Spektrum darzustellen, wurde nur eine Art pro invasive Gattung aufgenommen. Das Fehlen einer Art in der Liste bedeutet also nicht unbedingt eine geringere Invasivität. Bemerkenswerterweise stammen von den 15 dort aufgeführten Säugetierarten neun (60 %) aus Europa (◘ Tab. 11.15). Für das Mittelmeer haben Streftaris und Zenetos (2006) eine Aufstellung der 100 „*worst invasive species*" veröffentlicht.

◘ **Tab. 11.15** Die in der Liste von 100 der weltweit gefährlichsten Arten* enthaltenen Säugetiere (Lowe et al. 2004)

Wissenschaftlicher Name	Trivialname
Capra hircus	Hausziege
Cervus elaphus	Rothirsch
Felis catus	Hauskatze
Herpestes javanicus	Kleiner Mungo
Macaca fascicularis	Langschwanzmakak
Mus musculus	Hausmaus
Mustela erminea	Hermelin
Myocastor coypus	Nutria
Oryctolagus cuniculus	Kaninchen
Rattus rattus	Hausratte
Sciurus carolinensis	Grauhörnchen
Sus scrofa	Hausschwein
Trichosurus vulpecula	Possum
Vulpes vulpes	Rotfuchs

*Ursprünglich in Europa beheimatete Arten sind gelb unterlegt

Der Wirkungsmechanismus der ökologischen Schädigung liegt nach Klingenstein et al. (2005) bzw. BfN (2012) auf fünf verschiedenen Ebenen, von denen vier auch in der Schweiz als bedeutsam angesehen werden (◘ Tab. 11.16):

- **Prädation, Parasitismus und Beweidung**: Direkte Tötung von Individuen einer oder mehrerer Arten zum Zwecke des Nahrungserwerbs durch Prädatoren und Parasitoide, kann zur Dezimierung von Populationen, bei bereits aus anderen Gründen geschwächten Populationen bis zum Erlöschen, langfristig bis zum Erlöschen der Art(en) führen. Für die hohe Wirksamkeit dieses Mechanismus gibt es bisher insbesondere von Inseln eine Vielzahl von Beispielen. Oft wirkten dabei die Erstbesiedlung der Insel durch den Menschen und dessen

Tab. 11.16 Auswirkungen und zukünftige Entwicklung des Einflusses invasiver Arten in der Schweiz (aus Baur und Nentwig 2010)

Einflussfaktor	Untersuchte Artengruppe	Auswirkungen auf Biodiversität bis 2010	Zukünftige Entwicklung des Einflussfaktors
Konkurrenz	Vögel, Fische, Insekten, Mollusken, Blütenpflanzen	**Abnahme**	**Verstärkung**
Prädation	Säugetiere, Vögel, Reptilien, Amphibien, Fische, Schnecken, Insekten, Krebstiere, Blütenpflanzen	**Abnahme**	**Verstärkung**
Pathogene und Parasiten	Pilze, Blütenpflanzen, Krebstiere, Säugetiere, Vögel	**Abnahme**	**Verstärkung**
Hybridisierung	Fische, Säugetiere, Vögel, Blütenpflanzen	**Abnahme**	**Verstärkung**

Jagdmaßnahmen (also letztlich auch Prädation durch ein Neozoon) und Tötung (oder Raub der Eier) durch eingeführte und dann verwilderte Haustiere (Hunde, Katzen) oder unbeabsichtigt eingeschleppte Wildtiere (Ratten) zusammen (Tab. 11.3). Gefährlich ist diesbezüglich sicherlich der Ochsenfrosch, der andere Amphibienarten frisst und dementsprechend wie alle in diesem Absatz genannten Arten zu den weltweit invasivsten Spezies zählt. Auch eingeschleppte Parasiten stellen eine Gefahr dar, denn während einheimische Parasiten bekanntermaßen ihren Wirt nicht töten, es sei denn er ist geschwächt, besteht bei neobiotischen ein solches Gleichgewicht nicht. Auch Beweidung kann entweder die ganze Pflanze vernichten oder deren Verbreitungseinheiten und dadurch zur Dezimierung und eventuell zum Erlöschen von Arten führen. Aber auch wenn eine Art von dem Neozoon nicht völlig gefressen wird, kann die Beweidung eventuell so starke Schäden verursachen, dass die beweidete Art gegenüber nicht beweideten Arten nicht mehr konkurrenzfähig ist und daher erlischt.

Konkurrenz: Neobiota können einheimische Arten verdrängen, wenn sie bezüglich einer wichtigen Ressource konkurrenzfähiger sind, im Falle von Tieren z. B. im Kampf um Nahrung, Schlafplätze, Winterquartiere, Balzplätze und Brutplätze. Letzteres gilt u. a. für das amerikanische Grauhörnchen (*Sciurus carolinensis*), das kräftiger als das europäische Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) ist und dieselben Höhlen zur Jungenaufzucht und zum Überwintern benötigt sowie außerdem das gleiche Nahrungsspektrum hat. Überall dort, wo sich das Grauhörnchen angesiedelt hat, gehen die Eichhörnchenbestände zurück, weshalb Essl et al. (2008) die Art als einen typischen Kandidaten für die europäische Schwarze Liste der Säugetiere bezeichnen. Der amerikanische Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*) ist weitaus größer und robuster als die einheimischen Grünfrösche (*Rana lessonae, R. esculenta, R. ridibunda*) und tritt seit seiner Einführung für Gartenteiche, aus denen er entwich, als massiver Prädator und Nahrungskonkurrent an den Laichgewässern auf. Bei Pflanzen erfolgt die Verdrängung über die erfolgreichere Konkurrenz um Licht (Ausschattung durch Überwachsen) oder um Bodenwasser und Nährstoffe (Wurzelkonkurrenz). Meist werden hierdurch nicht einzelne Arten, sondern ganze Pflanzengesellschaften verdrängt. Bekannt ist dies u. a. von Japan- und Sacchalin-Knöterich (*Reynoutria japonica und R. sacchalinense*) an Gewässerufern (z. B. Alberternst 1998), von der Kartoffel-Rose (*Rosa rugosa)* in den Dünen der Nordseeküste (z. B. Kollmann et al. 2009a, b) und dem Laubmoos *Campylopus retroflexus* in Silbergrasfluren offener Sandflächen (van der Meulen et al. 1987; Biermann und Daniels 1997), aus Großbritannien von *Rhododendron ponticum* (Dehnen-Schmutz 2006; Biermann 1999), aus tropischen Regionen vom Wandelrö-

schen (*Lantana camara*; Cruz et al. 1986). Nach Byers (2002) werden Neobiota oft aber erst aufgrund anthropogener Standortveränderungen konkurrenzstärker als die einheimischen Arten, da sie an die neuen Standortbedingungen besser angepasst sind als die einheimischen. Die einheimischen waren dagegen an die ursprünglichen Bedingungen besser angepasst als der Invasor, wären also ohne anthropogene Änderungen nicht verdrängt worden.

- **Standortveränderungen**: Insbesondere Pflanzen können die Standortbedingungen merklich durch Eutrophierung oder über eine andere chemische Beschaffenheit ihrer Laubstreu verändern. So führt das Vordringen der Robinie (*Robinia pseudacacia*) zur Eutrophierung bisher magerer Standorte, da die Art symbiontische stickstoffanreichernde Knöllchenbakterien in ihren Wurzeln besitzt. Beispiele für einschneidende Veränderung eines Ökosystems durch eine invasive Tierart bilden der Kanadische Biber (▶ Box 11.3) und der Nilbarsch im Viktoriasee in Ostafrika (▶ Box 11.4).
- **Genetische Veränderungen**: Nach Largadèr (2007) mehren sich die Berichte über Hybridisierungen zwischen einheimischen Arten und Neobiota, wobei dieses Phänomen bei Pflanzen häufiger auftritt als bei Tieren (Schmitz et al. 2008). Als Neobiota werden bisher nur gebietsfremde Arten oder Unterarten bezeichnet, sodass die nachfolgend geschilderte Gefährdung kein Neobiotaproblem im engeren Sinne ist, jedoch auch auf der Einführung nichteinheimischer Pflanzen beruht. Ein Beispiel ist die als Gartenzierpflanze beliebte, im nordwestlichen Europa aber nur selten wild vorkommende Akelei (*Aquilegia vulgaris).* Die in Gärten kultivierten Arten stammen mit Sicherheit aus anderen Regionen und sind somit genetisch von den einheimischen Populationen verschieden. Da die Gartenformen sehr leicht verwildern, ist eine Vermischung und – aufgrund der hohen Zahlen der Gartenindividuen – allmähliche völlige Verdrängung des Genoms der seltenen einheimischen Populationen zu erwarten.
- **Übertragung von Krankheiten und Parasiten**: Neue Tierarten können als zusätzliche Überträger bereits vorhandener Krankheiten oder Parasiten fungieren und dadurch die Übertragungshäufigkeit erhöhen oder aber neue Krankheiten einschleppen. Ein Beispiel (Krallenfrosch als Überträger des Pilzes *Batrachochytrium dendrobatidis*) wird weiter unten erläutert. Kein passendes Beispiel bildet die inzwischen in Südeuropa eingebürgerte und vereinzelt auch in Deutschland beobachtete, das Denguefieber übertragende Asiatische Tigermücke (*Aedes albopictus* = *Stegomygia albopicta*; s. z. B. Kuch et al. 2013), denn für die Einstufung in die Schwarze Liste sind nur Gefährdungen der Biodiversität zu berücksichtigen, nicht aber Gefahren für die menschliche Gesundheit oder die Wirtschaft.

Tab. 11.17 Wandel der Biodiversität in der Schweiz durch invasive Arten seit 1900* (aus Lachat et al. 2010)

Untersuchte Artengruppe	Auswirkungen
Aquatische Organismen	↓
Vögel	?
Fische	↓
Insekten	↓
Krebstiere	↓
Gefäßpflanzen	↓

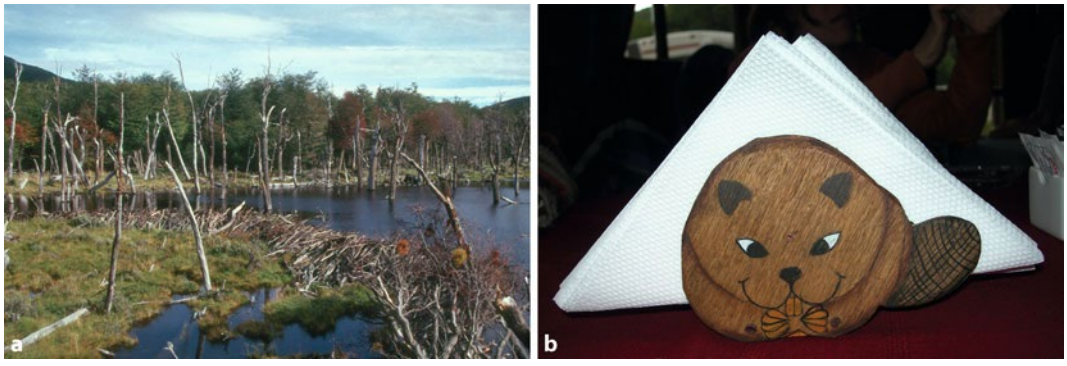
*Alle Aussagen zur Biodiversität beziehen sich auf die Anzahl der Arten einer Lebensgemeinschaft

Nach Lachat et al. (2010) haben diese vielfältigen negativen Einflüsse invasiver Arten in fast allen Lebensgemeinschaften der Schweiz zu Artenrückgängen geführt (Tab. 11.17).

Von der Vielzahl der eingeführten Pflanzenarten verwildert nur ein geringer Prozentsatz, von dem sich nur ein Teil etablieren kann und von dem wiederum nur ein Teil Probleme verursacht. Manche Autoren schließen hieraus, dass man Neophyten (und analog auch Neozoen) nicht sofort bekämpfen, sondern erst beobachten sollte. Diese Haltung ist aus wissenschaftlicher Sicht verständlich, denn sie ermöglicht interessante Forschungsprojekte. Einem Allergiker, dessen Leiden durch bestimmte Neophy-

Box 11.3 Der Kanadische Biber in Feuerland

Welch weitreichende Veränderungen Neobiota hervorrufen können, zeigt auch die – lange unbeobachtete – Entwicklung der Population von Kanadischen Bibern (*Castor canadensis*) im argentinischen Teil von Feuerland (*Tierra del Fuego*). Zum Zwecke der Pelztierjagd wurden dort im Jahr 1946 25 züchtende Paare in den Wäldern ausgesetzt; die heutige Zahl wird auf 100.000 Individuen geschätzt (Fasanella et al. 2010). Dank für sie günstiger Umweltbedingungen, des Fehlens natürlicher Beutegreifer sowie fehlender oder ineffizienter Bekämpfung besetzen sie heute jedes einigermaßen geeignete Gewässer. Die Folgen dieser Invasion wurden erstmals durch Lizzaralde (1993) untersucht. Die von den Bibern angelegten Dämme und Aufstauungen von Fließgewässern haben als augenfälligste Konsequenz die Überschwemmung und das Absterben von Südbuchenwäldern (◘ Abb. 11.18a). Der Eintrag großer Mengen organischen Materials durch die Biber hat zur Eutrophierung der vorher nährstoffarmen Gewässer und zu einer insgesamt starken Veränderung ihres Chemismus geführt. Die durch die Neobiota bewirkte Ausweitung der Feuchtflächen mag in anderen Teilen der Erde erwünscht sein, in Feuerland führt sie u. a. zur Schädigung der Moore und der autochthonen Pflanzengesellschaften allgemein. Der gestiegene Grundwasserspiegel schädigt die Ufervegetation der Gewässer. Ein weiterer Effekt ist die Zunahme der Bodenerosion aufgrund des Fällens der Bäume durch die Biber. Die Anlage von Kanälen und Dämmen verändert zudem die Morphologie und Sedimentation der Gewässer, was in Verbindung mit der Eutrophierung zu stärkerer Algenbildung führt. Das Werk der Biber hat außerdem die Eignung der Gewässer für (zu Sportangelzwecken eingeführte) ausgesetzte Salmoniden und somit deren Ausbreitung begünstigt. Beobachtet wurde weiterhin eine sehr starke Veränderung der Wirbellosenfauna der einst schnell fließenden Gewässer, die nun typisch für langsam fließende Gewässer ist. Zwar wird dem Problem seitens der Behörden seit einigen Jahren mehr Aufmerksamkeit geschenkt und beispielsweise werden im Nationalpark von Tierra del Fuego Biberdämme und Burgen gesprengt und die Tiere bejagt. Andererseits ist der Biber zu einem „Markenzeichen" in der Tourismusindustrie geworden: Ein großer Biberdamm im Nationalpark wird als große Touristenattraktion vermarktet und Biberkonterfeis sind unter anderem in vielfältigen Darstellungen auf Souvenirs und in Dekorationen von Hotels und Restaurants präsent (◘ Abb. 11.18b). Die autochthone Fauna Feuerlands verfügt nicht über solche „Sympathieträger". Daher besteht wohl keine reelle Chance auf eine konsequente Bekämpfung des Bibers, wie sie aus Naturschutzgründen dringend zu wünschen wäre.



◘ **Abb. 11.18a,b** Der kanadische Biber als invasive Art in Feuerland; **a** Biberdamm im Nationalpark Tierra del Fuego; **b** ungeachtet der von ihm angerichteten enormen ökologischen Schäden wird der Invasor als sympathisch empfunden und als Werbeträger genutzt (Serviettenhalter in einem Restaurant in Tierra del Fuego, Argentinien). Fotos M. Niekisch

ten (in Europa insbesondere *Ambrosia artemisiifolia*) verstärkt und zeitlich verlängert werden, dem Steuerzahler, der die von Neophyten verursachten finanziellen Schäden letztlich tragen muss, sowie der Art, die durch eingeschleppte Neobiota bedroht und eventuell ausgerottet wird, nützt aber nicht, dass es ja nur vergleichsweise wenige Arten sind, die derartige Schäden verursachen. Auch zeigt die Erfahrung, dass sich Neophyten nicht sofort stark ausbreiten, sondern oft über eine lange Zeit hindurch nur lokal

auftreten (sehr gut dokumentiert für *Senecio inaequidens*: z. B. Kuhbier 1977; Adema und Mennema 1978; Asmus 1988; Werner et al. 1991; Bornkamm und Prasse 1999) und dass in der Regel nicht sofort erkennbar ist, ob die Art Schaden verursachen wird.

Wenn die Ausbreitung aber erst einmal eingesetzt hat, sind die Chancen auf Ausrottung minimal. Die Forderung nach sofortiger Bekämpfung und das Verbot der Einfuhr ist daher keine Hysterie, sondern ein Gebot der Realität und der Ökonomie. Weil Einfuhr, Verkauf und Anpflanzung immer neuer Arten, aber auch die Bekämpfung von Neophyten ein lukratives Geschäft ist, kann ein solches Verbot aber in Mitteleuropa und auch in vielen anderen Regionen nicht durchgesetzt werden. Wohl keine andere Region der Welt ist so stark von Neobiota geprägt, wie Neuseeland (u. a. Lee et al. 2006). Williams und Cameron (2006) sehen in dem Bestreben, Gärten nach europäischem Vorbild anzulegen, eine der Hauptursachen für den hohen pflanzlichen Neobiota-Prozentsatz in der aktuellen Flora Neuseelands. Pazifische Ratten wurden wohl schon von polynesischen Erkundern eingeschleppt, ehe die Besiedlung durch Polynesier einsetze, weshalb einige flugunfähige Vögel bereits vor der eigentlichen Besiedlungsphase stark zurückgingen. Durch die Europäer aber wurden 28 Säugetierarten eingeschleppt (Atkinson 2006). Nur Hawaii weist mit 21 eine ähnliche hohe Zahl eingeschleppter Säuger auf (Tomich 1986). Hinzu kommt, dass auf Neuseeland keine großen pflanzenfressenden Säugetiere einheimisch sind, sodass die Flora an Beweidung nicht angepasst war. Die Einfuhr von Weidevieh begünstigte somit die Ausbreitung der europäischen Weidepflanzen.

Vor Ankunft der Europäer gab es auf Neuseeland überhaupt nur zwei Arten von Landsäugetieren, nämlich die beiden Fledermausarten *Mystacina robusta* und *M. tuberculata.* Erstere wurde zuletzt 1967 beobachtet und ist durch die Einschleppung von Ratten auf zwei kleinen Inseln bei Stewart Island inzwischen wohl ausgerottet. Ende der 1990er-Jahre wurde von der zweitgenannten Art eine Kolonie von 300 Tieren wiederentdeckt und die Art gilt als stark gefährdet.

Zu ersten Ausrottungen endemischer Arten kam es schon lange vor der Ankunft europäischer Siedler. Besonders bekannt wurde die frühe Ausrottung der elf Moa-Arten, die bei Ankunft der ersten menschlichen Siedler, heute als Maori bezeichnet, etwa im 13. Jahrhundert aus Polynesien wohl alle noch dort vorkamen. Als flugunfähige große Vögel wurden sie eine leichte Beute und Überbleibsel sind in zahlreichen archäologischen Fundstätten als Nahrungsabfall zu finden (z. B. Gill und Martinson 1991). Als erster Europäer entdeckte Abel Tasman im Jahre 1642 Neuseeland (vgl. Robinson 1711), doch begann die europäische Besiedlung erst nachdem James Cook 1769 dort gelandet war und erste Karten angefertigt hatte. In den circa 800 Jahren zwischen der Besiedlung Neuseelands durch Polynesier und der Ankunft der ersten Europäer starben etwa 32 Vogelarten aus, danach weitere neun, von denen fünf seit etwa 1900 ausgestorben sind, nämlich *Mergus australis, Xenicus longipes, Heteralocha acutirostris, Scelo-glaux albifacies* und *Turnagra capensis* (Heather und Robertson 2005), wobei Gill und Martinson (1991) noch weitere Vogelunterarten als rezent ausgerottet angeben.

Mit der europäischen Besiedlung begann die gezielte Einführung von Haustieren, wie Schafen, Kühen, Pferden, Rindern, Schweinen, Katzen und Hunden, aber auch die gezielte Ansiedlung von Wildtieren wie Kaninchen und Hirschen oder deren Einschleppung, hier unter anderem von Rotfuchs, Iltis, Europäischem Igel, Ratten und anderen Nagetieren. Später kamen andere Arten aus anderen Kontinenten hinzu, wobei hier der Fuchskusu (*Trichosurus vulpecula,* auf Englisch als „*possum*" bekannt) aus Australien besonders zu erwähnen ist, da er große Schäden an der Tier- und Pflanzenwelt anrichtet und ihm umfangreiche Bekämpfungsmaßnahmen gelten (◘ Abb. 11.19). Es ist nicht immer klar festzustellen, ob die Tiere ausgesetzt wurden, aus Farmen entkamen oder als „blinde Passagiere" ins Land kamen. Für ihre Schadwirkung auf die Fauna und Flora (s. z. B. Clout 2006) ist dies aber irrelevant.

Übrigens schädigten die Kaninchen auch die Landwirtschaft Neuseelands im ausgehenden 19. Jahrhundert erheblich. Obwohl Millionen von Kaninchen getötet wurden, richteten sie so große Schäden an der Vegetation an und verursachten so starke Bodenerosion, dass die Schafzucht vielerorts zusammenbrach. Als Gegenmaßnahme führten die Farmer Füchse, Marder, Greifvögel und andere

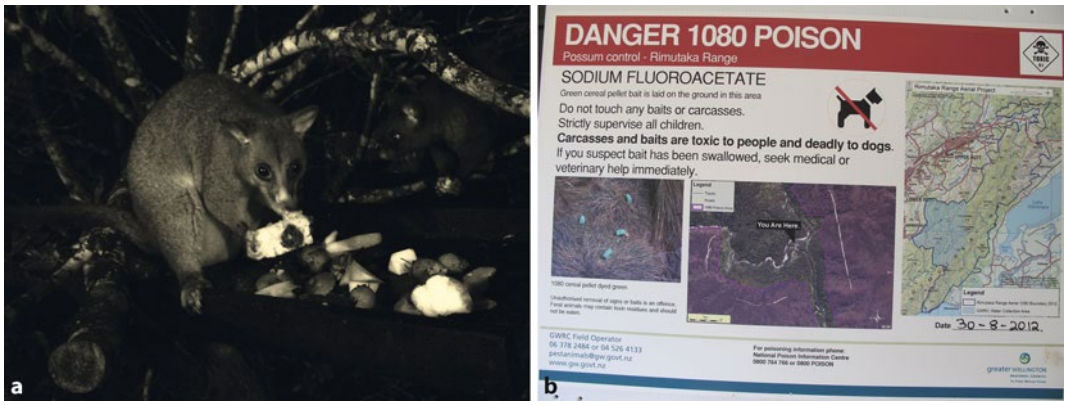


Abb. 11.19a,b Der Fuchskusu (*Trichosurus vulpecula*) ist ein in Australien beheimatetes nachtaktives Beuteltier (**a**). Als invasives Neozoon wird er in Neuseeland intensiv bekämpft (**b**). Fotos: R. Wittig (a); M. Niekisch (b)

Beutegreifer von der Nordhalbkugel ein, um so die Kaninchenplage zu bekämpfen, was wiederum verheerende Auswirkungen auf die native Fauna hatte, ohne aber das Kaninchenproblem zu lösen (King 1984).

Verschiedene Singvogelarten wurden von europäischen Siedlern aus Nostalgiegründen gezielt eingeführt und freigelassen, darunter die Amsel (*Turdus merula*), die heute als einer der häufigsten Vögel Neuseelands gilt, und Singdrossel (*Turdus philomelos*), Heidelerche (*Lullula arborea*), Buchfink (*Fringilla coelebs*), Stieglitz (*Carduelis carduelis*), Goldammer (*Emberiza citrinella*) und der Haussperling (*Passer domesticus*) (u. a. Heather und Robertson 2005). Neben Tieren wurden auch zahlreiche landwirtschaftlich genutzte Pflanzen eingeführt und werden großflächig angebaut, so Weizen und andere Getreidesorten, Kartoffeln, Kohlrabi, Steckrüben und weitere *Brassica*-Arten. Eine ausführliche Abhandlung dazu gibt Clark (1970). Im Gegensatz zum Pflanzenanbau unter kontrollierten Bedingungen haben sich einige Arten zu wirklich invasiven Arten entwickelt, welche das Landschaftsbild dominieren, darunter verschiedene Futtergräser und, besonders auffällig, der Stechginster (*Ulex europaeus*), der große Flächen besiedelt hat und nur unter größten Anstrengungen beseitigt werden kann, um die befallenen Gebiete wieder nutzbar zu machen (Abb. 11.20). Ob die invasiven Arten durch Nahrungskonkurrenz und als Beutegreifer zum Rückgang der einheimischen Arten führten und inwieweit auch Landnutzung eine Ursache



Abb. 11.20 Der Europäische Stechginster (*Ulex europaeus*) als invasive Art bei Dunedin, Südinsel Neuseeland. Foto M. Niekisch

dafür ist, lässt sich nicht in allen Fällen eindeutig klären. Fest steht jedoch, dass vor allem Ratten, Mäuse und räuberisch lebende Säugetiere im Wesentlichen zum Rückgang von Kiwis (Gattung *Apteryx*) und Brückenechse (*Sphenodon punctatus*), den Symboltieren Neuseelands, den entscheidenden Beitrag geleistet haben. Zur Wirkung der Neozoen auf Wirbellose liegen für Neuseeland nur punktuelle Beobachtungen vor.

Auf den Galapagos-Inseln werden verschiedene eingeführte Insekten derzeit intensiv bekämpft. Nachweislich wurden 499 Insektenarten und 53 weitere terrestrische Wirbellose nach Galapagos eingeführt. Die reale Zahl dürfte wesentlich höher sein und bei zunehmendem Tourismus noch weiter steigen (Causton und Sevilla 2008). Als

besonders problematisch gelten dabei zwei Arten von Feuerameisen (*Wasmannia* sp. und *Solenopsis geminate*) sowie die Australische Wollschildlaus (*Icerya purchasi*). Letztere wurde erstmals 1982 auf Galapagos festgestellt, wo sie erhebliche Schäden an der Mangrove und mindestens 62 weiteren endemischen oder einheimischen Pflanzen sowie an Citrusbäumen anrichtet. Seit 2002 läuft nun ein Programm der biologischen Schädlingsbekämpfung mit dem australischen Marienkäfer *Rodolia cardinalis* (Causton und Sevilla 2008). Die Bekämpfung dieser Wirbellosen scheint sich noch schwieriger zu gestalten als die der Schweine, Ziegen und Esel. Einige Inseln sind inzwischen von diesen verwilderten Haustieren befreit. Besonders interessant sind dabei die „Reihenfolge" der Bejagung und der Einsatz von sogenannten Judasziegen. Zunächst wurde festgestellt, dass es sinnvoll ist, die Ziegen erst zu bejagen, wenn die Schweine ausgemerzt wurden, da die Ziegen die Vegetation kurz halten und so die Schweine leichter festzustellen sind. Der Einsatz der zahmen Ziegen macht sich die Tatsache zunutze, dass Ziegen Herdentiere sind. Um verbliebene Ziegen zu orten, wurden mit Sendern versehene Ziegen auf verschiedenen Inseln ausgesetzt. Anhand ihrer auffallend mit Farbe angemalten Hörner sind sie leicht von anderen Ziegen zu unterscheiden. Als Einzeltiere suchen sie den Kontakt zu den verwilderten Artgenossen und „verraten" diese so telemetrisch an die Jäger, weswegen sie halb scherzhaft als „Judasziegen" bezeichnet werden. Bis zum Jahr 2007 wurden auf dem Archipel insgesamt über 208.000 Ziegen erlegt (Carrión et al. 2008). Als den großen Feinden von Leguanen, Schildkröten und allgemein bodenlebenden Reptilien und am Boden nistenden Vögeln gelten besonders umfangreiche Bekämpfungsprogramme der Hausratte (*Rattus rattus*) mit Giftködern und den verwilderten Hauskatzen mit Fallen. Die Rattenbekämpfung wurde 1982 an den Brutplätzen des Galapagossturmvogels (*Pterodroma phaeopygia*) begonnen und schon 1987 konnten Cruz und Cruz (zitiert nach Carrión et al. 2008) über vermehrten Bruterfolg dieser Vogelart berichten. Damit ist gewissermaßen im Umkehrschluss auch die (vorherige) Wirkung der Ratten auf die Bestände bewiesen. Die Ausrottung der ebenfalls vom Menschen eingeführten Felsentaube (*Columba livia*) scheint inzwischen vollständig gelungen. Nach ersten Beobachtungen Anfang der 70er-Jahre breitete sie sich schnell aus. Sie ist Überträgerin von mehr als 40 Krankheiten, die auch den Menschen betreffen können, insbesondere aber überträgt sie *Trichomonas gallinae* auf die endemische Galapagostaube *Zenaida galapagoensis* (Santiago-Alarcón et al. 2006; zitiert nach Carrión et al. 2008). Hier liegt also ein Beispiel für die Übertragung von Pathogenen durch Neozoen und die dadurch bedingte Gefährdung von endemischen Arten vor.

Ein eklatantes Beispiel für die Schadwirkung einer einzigen Neozoen-Art stellt die Braune Nachtbaumnatter (*Boida irregularis*) dar (Colvin et al. 2005). Sie gelangte wohl in den fünfziger Jahren des vorigen Jahrhunderts nach Guam und hat dort seitdem eine verheerende Wirkung auf die einheimische Vogel- und Reptilienfauna entfaltet, die dazu führte, dass neun Vogel- und zwei Echsenarten dort nicht mehr vorkommen. Sie wird auch für Stromausfälle verantwortlich gemacht und das US-amerikanische Militär, dem die Insel als Basis dient, hat nach ähnlichen Summen in den Vorjahren nun von 2010 bis 2015 jährlich 4,3 Millionen Dollar vorgesehen, um die Art zu bekämpfen und zu verhindern, dass sie auf Hawaii und anderen Inseln eingeschleppt wird (*United States Department of Defense* 2008). Aktuell machen Schlagzeilen die Runde, dass mit dem Abwurf von 2000 toten, als Giftköder präparierten Mäusen ein weiterer Versuch zur Bekämpfung der Schlangenplage unternommen wurde (z. B. nbcnews 2013).

Die Dimension der Problematik von invasiven Arten manifestiert sich auch in der Errichtung von Institutionen, die sich nur mit ihr beschäftigen, so das *National Invasive Species Information Center* (NISIC) und der *National Invasive Species Council* der Vereinigten Staaten von Amerika (► www.invasivespeciesinfo.gov), die schon erwähnten *Invasive Species Specialist Group* (ISSG) der IUCN und die Entwicklung einer eigenen IUCN Strategie zu invasiven Arten (McNeely et al. 2001).

Zwei besonders aggressive Neobionten sind Pathogene aus dem Reich der Pilze. Nach mysteriösen Amphibiensterben bis hin zur Auslöschung von ganzen Arten in Zentralamerika und Australien wurde der Pilz *Batrachochytrium dendrobatidis* als Treiber dieser katastrophalen Entwicklung entdeckt (Berger et al. 1998). Die Art ist schon länger bekannt

und wurde an Krallenfröschen (*Xenopus*) aus Südafrika nachgewiesen, bei denen sie aber keine Schadwirkung entfaltet. Als Testorganismen für menschliche Schwangerschaft wurden diese Frösche in viele Länder geliefert, von wo das Pathogen ins Freiland gelangt sein muss. Es wird teilweise bezweifelt, dass der Pilz als alleinige Ursache des Amphibiensterbens auftreten kann (Di Rosa et al. 2007), doch sind die Zusammenhänge mit anderen Auslösern der globalen Amphibienkrise, wie etwa Umweltstress, Umweltgiften, Degradierung der Habitate, UV-Strahlung noch nicht geklärt. Jedenfalls scheint die Wirkung des Pilzes durch den Klimawandel verstärkt zu werden (Pounds et al. 2006). Der Pilz tötet Froschlurche nach der Metamorphose, kann aber schon die Kaulquappen befallen (z. B. Ohst et al. 2006). Die Rolle von Touristen und Feldherpetologen bei der Verbreitung des Pilzes wird diskutiert (z. B. Mutschmann und Seybold 2002). Ein wissenschaftlich gerade erst beschriebener Pilz der gleichen Gattung, nämlich *B. salamandrivorans* (siehe ▶ Box 1.3) richtet ganz aktuell größte Schäden an den Beständen der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) in den Niederlanden an (Martel et al. 2013).

Die Tatsache, dass es bisher vor allem auf Inseln zur Ausrottung von Arten durch Neobiota gekommen ist, führt Hobohm (2001) am Beispiel von Mauritius darauf zurück, dass es auf vielen Inseln manche Gilden noch nicht gab, sodass die einheimischen Arten an diese nicht angepasst waren. So wirkten sich eingeschleppte Arten auf den einzelnen Inseln und Inselgruppen ganz unterschiedlich auf die einheimische Avifauna aus (Diamond und Case 1986): Dort, wo es bereits einheimische Rattenarten gab, z. B. auf den Salomonen und den Weihnachtsinseln, war der Effekt gering und für keine Art bedrohlich. Gering war der Effekt auch auf Tonga, Samoa, Aldabra und den Fiji-Inseln. Diese hatten zwar keine einheimischen Ratten, jedoch baumkletternde, sich u. a. von Vogeleiern und -brut ernährende Krebse. Die Gilde der Nesträuber war also vertreten. Auf den Hawaii-Inseln, wo vorher keine Nesträuber existierten, war die Wirkung der eingeschleppten Ratten dagegen verheerend. Nach Brockie et al. (1988) hängt der Einfluss von Neobiota auf die einheimische Flora und Fauna außerdem von der Entfernung der Inseln zum Festland ab: Je weiter entfernt die Inseln, desto größer der Einfluss. Diese Erkenntnis ist eine Bestätigung der Bedeutung der Gilden: Je näher die Inseln am Festland liegen, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass alle Gilden vorhanden sind.

Tatsächlich handelt es sich also in vielen Fällen von Ausrottung einer einheimischen Art durch Neobiota nicht um eine konkurrenzbedingte Verdrängung, sondern um die Auswirkungen von Prädation oder Beweidung. Obwohl Mitteleuropa keine Insel ist, besteht auch hier kein Grund zur Verharmlosung des Neophytenproblems, im Gegenteil:

- Das Axiom, wonach im gleichen Lebensraum von zwei Arten mit gleicher ökologischer Nische nur eine überleben kann, wurde bisher niemals widerlegt und ist außerdem plausibel. Dementsprechend existiert bisher in jedem Lebensraum für jeden *n*-dimensionalen Nischentyp nur eine Art. In räumlich getrennten Lebensräumen wird diese Nische von einer anderen Art oder Unterart besiedelt. Mit zunehmendem anthropogenen Transport von Arten über Kontinent- oder bisher unüberwindliche Gebirgsgrenzen hinweg, ist es jedoch unausbleiblich, dass solche Arten aufeinandertreffen. Die Beispiele von Grauhörnchen versus Eichhörnchen und Spanische gegen Rote Wegschnecke sind Anzeichen für die Gültigkeit des Axioms.
- Selbst wenn das Axiom widerlegt werden sollte, besteht für viele junge und daher noch kreuzbare Arten, z. B. den nordamerikanischen, europäischen und ostasiatischen Vertreter der Artengruppe Busch-Windröschen (◘ Abb. 2.15) und erst recht für Unterarten, die Gefahr der genetischen Uniformierung, d. h. es ist auf jeden Fall mit dem Verlust von Arten und Unterarten zu rechnen. Massive Einfuhren des Amerikanischen und/oder des Ostasiatischen Busch-Windröschens nach Europa und umgekehrt würden aus zwei bzw. drei Arten eine Art machen. Und um auf das oben erwähnte Beispiel der genetischen Unterschiede zwischen einheimischen und fremden Herkünften von Gartenpflanzen zurückzukommen: Wer weiß, ob es sich aus genetischer Sicht nicht um kryptische Taxa handelt, die nun zu einer Art verschmelzen?

- Wenn vorgetragen wird, dass Neobiota bisher insbesondere auf Inseln zur Ausrottung von Arten beigetragen haben, dann ist zu bedenken, dass viele naturnahe Gebiete in Mitteleuropa inzwischen zu Inseln im Meer der Intensivlandschaft geworden sind. Nach Baur und Nentwig (2010) haben Neobiota in allen von den beiden Autoren diesbezüglich analysierten Organismengruppen zu einer Verminderung der Artenzahl von Lebensgemeinschaften geführt (◘ Tab. 11.17). Gut untersucht wurde die Auswirkung der Einsetzung eines allochthonen Fisches im Viktoriasee auf die autochthone Fischfauna, wobei es auch zu sozioökonomischen Konsequenzen kam, die aber weniger abgesichert sind (◘ Abb. 11.21).
- Auch wurde gezeigt, dass anthropogene Standortveränderungen die Verdrängung einheimischer Arten durch Neobiota begünstigen. Da momentan die größten bisher dagewesenen anthropogenen Standortveränderungen ablaufen, ist, wie auch in Modellierungen gezeigt wird, eine zunehmende Gefährdung einheimischer Arten durch Neophyten zu erwarten.
- Zuletzt sollte über dem Artenschutzgedanken nicht vergessen werden, dass Neobiota große finanzielle Schäden verursachen (Reinhardt et al. 2003) und einige von ihnen gesundheitsgefährdend sind. Auch negative soziökonomische Auswirkungen sind denkbar

Angesichts all dieser Gefahren muss Disko (1996) zugestimmt werden, der mehr Intoleranz gegenüber Neobiota fordert, zumal die Zahl der aus einem oder mehreren der oben genannten Gründe gefährlichen Neobiota mit fortschreitendem Klimawandel (▶ Kap. 12) steigen wird. Intoleranz ist natürlich nicht gegenüber solchen Neobiota erforderlich, die sich seit Jahrhunderten als nichtinvasiv und unschädlich erwiesen haben. Bei Rückgang solcher „Alt-Neobiota" kann durchaus über eine Einstufung in Rote Listen nachgedacht werden (z. B. Sukopp und Kowarik 1983). Einen wesentlichen Beitrag zur Erhaltung der weltweiten Biodiversität wird dies aber nicht bedeuten.

11.5 Auswirkungen von Sport und anderen Freizeitaktivitäten

Zahlreiche Tierarten meiden den Kontakt zum Menschen, sodass sie sich in stark von Freizeitaktivitäten beanspruchten Gebieten nicht ansiedeln. Dies dürfte beispielsweise für den Luchs zutreffen. Andere Arten sind insbesondere während der Brutzeit bzw. während der Jungenaufzucht gegenüber Störungen empfindlich, wie ◘ Tab. 11.18 am Beispiel des Bruterfolgs des Uhus in unterschiedlich stark gestörten Gebieten zeigt. Störungen können somit von jeglicher Art in der Natur ausgeübten Sport- oder Freizeitaktivitäten ausgehen, ohne dass dies von den Ausübenden beabsichtigt wird. Allerdings gibt es auch beabsichtigte oder bewusst in Kauf genommene Störungen, wie Trittschäden oder die Beseitigung von Ufer- und Wasservegetation durch Angler (◘ Abb. 11.23). Auf die Konflikte zwischen Sport und Naturschutz wurde bereits von Erz (1982) hingewiesen. Zahlreiche Autoren berichten über Vegetationsschäden durch Skisport (Zusammenstellung bei Heiselmayer 1999). Binot-Hafke et al. (2000) sehen nahezu alle in der Natur ausgeführten Sport- und Freizeitaktivitäten als Ursachen potenzieller Gefährdung an. Konkret erfolgt die Gefährdung insbesondere durch Lebensraumzerstörung oder -beeinträchtigung sowie Störung/Vergrämung (Lärm, Unterschreitung der Fluchtdistanz, Licht: nächtliche Beleuchtung der Sportstätten, Bootsscheinwerfer). Wintersportspezifisch ist die Artenverarmung aufgrund künstlich verlängerter Schneebedeckung. Die Anlage eines Golfplatzes in einer ausgeräumten Agrarlandschaft kann dagegen Chancen für den Artenschutz eröffnen (Schuckert und Otte 2002).

Zu bedenken ist bei der Bewertung von Sportaktivitäten, dass neben der Sicherung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft auch deren Erholungswert explizit im deutschen Naturschutzgesetz (BNatSchG § 1 Absatz 1 Nr. 3) angesprochen wird. Zur Erholung aber gehört (§ 7 Abs. 1 Nr. 3) auch die „natur- und landschaftsverträgliche sportliche Betätigung in der freien Landschaft". Natur- bzw. Ökotourismus beansprucht für sich, besonders umweltsensibel zu sein. Hier kann man Anspruch und gute Absichten aber keinesfalls als „Freibrief" betrachten. Im Gegenteil kann diese Tourismusform ebenfalls sehr weitreichende nega-

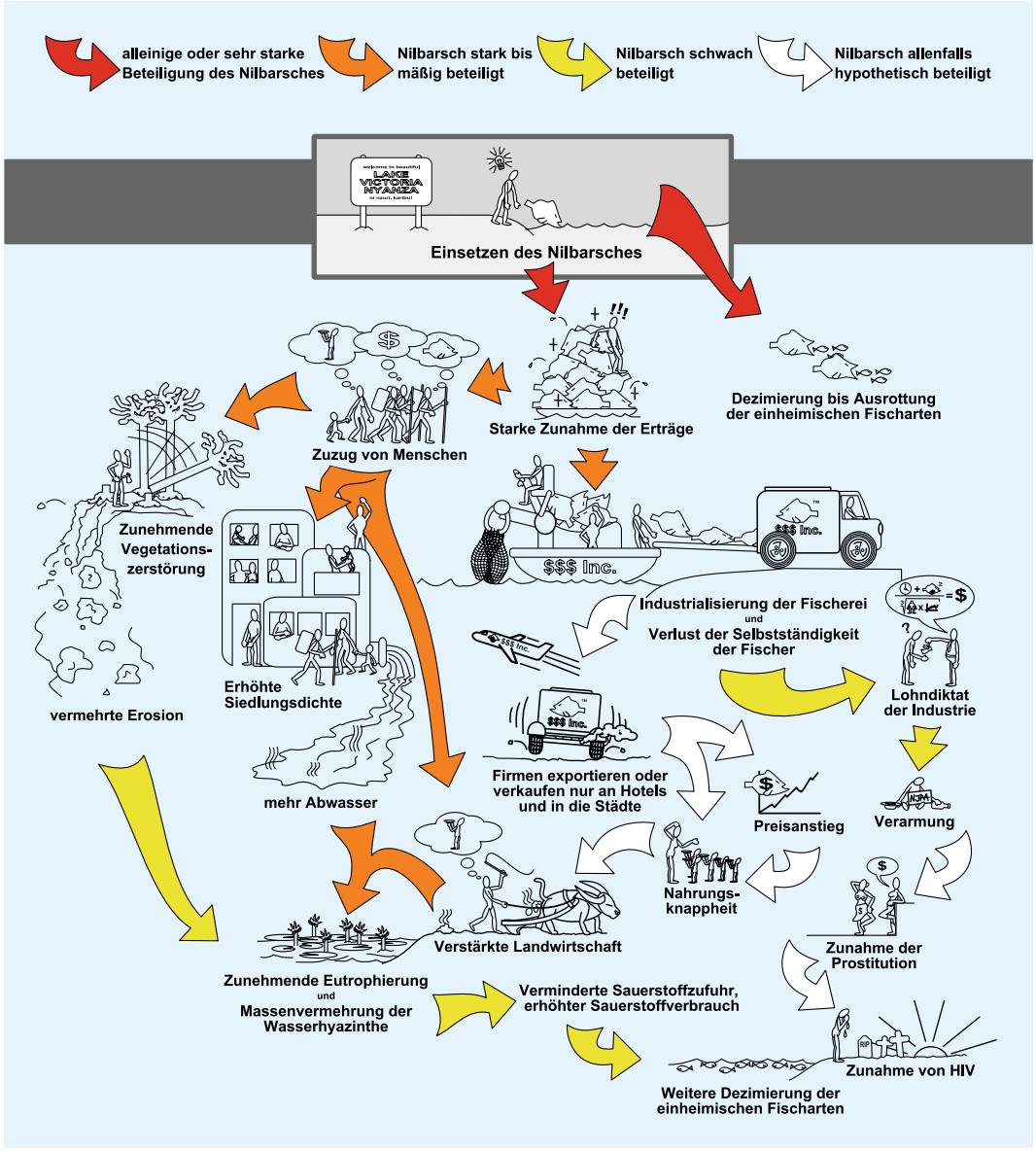


Abb. 11.21 Tatsächliche ökologische Auswirkungen der Einsetzung des Nilbarsches (*Lates nilotica*) in den Viktoriasee und eventuell damit in Beziehung zu bringende sozioökonomische Veränderungen in dessen Umgebung. © Sebastian Wittig

tive Auswirkungen auf eine Tierart haben. So wiesen Müllner et al. (2004) nach, dass das Überleben von Nestlingen der Hoatzine (*Opisthocomus hoazin*) im Amazonastiefland Ecuadors durch die Störungen von Naturtouristen sicher ungewollt, aber doch eindeutig negativ beeinflusst wird. Zu Recht stellen Frohn et al. (2009) daher die Frage: „wenn sich alle in der Natur erholen, wo erholt sich die Natur?“ Zu ihrem Schutz ist für jeden Einzelfall eine Prüfung der Natur- und Landschaftsverträglichkeit zu fordern. Zu verneinen ist Erholungsnutzung auf jeden Fall dann, wenn eine Auswirkung auf die Reproduktion zu vermuten oder sogar nachgewiesen ist. Andererseits muss nach Wegen gesucht werden, wie Sport und Erholung (inklusive Tourismus) in der Natur verträglich ausgeübt werden können (s. z. B. Pott-

Box 11.4 Der Nilbarsch im Viktoriasee

Nach Pringle (2005) wurde der Nilbarsch (*Lates nilotica*) Mitte der 1950 er-Jahre mehrmals heimlich von Mitgliedern des ugandischen Jagd- und Fischerei-Ministeriums im Viktoriasee ausgesetzt, um die Fischereierträge zu steigern und damit die Ernährung und das Einkommen der lokalen Bevölkerung zur verbessern. Tatsächlich führte dies zu einem Boom des Fischfanges und schuf zudem neue Arbeitsplätze, für den See aber zu einer direkten einschneidenden ökologischen Veränderung (Goldschmidt et al. 1993), die durch Sekundärwirkungen verstärkt wurde: Das erhöhte Arbeitsplatzangebot verursachte eine Zuwanderung von Arbeitssuchenden. Höhere Bevölkerungsdichte bedeutete mehr Abwasser, verstärkte mit Erosion verbundene Vegetationsvernichtung in der Umgebung des Sees und erforderte außerdem eine Intensivierung der Landwirtschaft mit Einsatz von Mineraldünger. All dies führte zu Eutrophierung des Sees, wovon die invasive Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) profitierte und zur Massenentfaltung gelangte. Die Pflanze kann dichte Bestände bilden, die einen Sauerstoffaustausch der bedeckten Seefläche mit der Atmosphäre beinträchtigen. Außerdem führt der mikrobielle Abbau des vermehrt anfallenden toten Pflanzenmaterials zu erhöhter Sauerstoffzehrung bis hin zu anoxischen Bedingungen, was eine Gefahr für alle Wasserbewohner bedeutet. Die größte Gefahr aber stellt der Nilbarsch selbst dar, der als Raubfisch starken Einfluss auf die Fauna des Sees nahm (Ogutu-Ohwayo 1990; Ochumba1995), wodurch dessen gesamte trophische Struktur verändert wurde (◘ Abb. 11.22). Die Zahlenangaben über die seit seiner Einsetzung im Viktoriasee ausgerotteten Fischarten schwanken von Autor zu Autor, z. B. geben Witte et al. (1992a, b) über 200 Arten an, was z. B. von Hunter und Gibbs (2007) in ihr Lehrbuch übernommen wurde, während Primack (2010) vorsichtiger ist und nur von zahlreichen ausgerotteten Arten spricht, da Witte et al. (2000) von einer Erholung der Fischfauna im Viktoriasee berichten. Sicher sind die Zahlen nicht so hoch wie anfänglich gemeldet, aber um eine der größten „*fish extinctions*" der Neuzeit dürfte es sich dennoch handeln.
An negativen sozioökonomischen Auswirkungen kann Folgendes angenommen werden (s. u. a. den mit dem Europäischen Filmpreis 2004 versehenen Dokumentarfilm „Darwins Alptraum"), was aber nur teilweise sicher belegt ist: Die erhöhten Fangquoten machten modernere Boote rentabel, die allerdings eher von Firmen als von den selbstständigen einheimischen Fischern angeschafft werden konnten. Nicht wenige Fischer unterlagen im Konkurrenzkampf mit der Fischindustrie und verloren ihre Selbstständigkeit. Wie in allen „Ballungszentren" war Arbeitslosigkeit und Verarmung die Folge. Arbeitslosigkeit und weiterer Bevölkerungsanstieg erleichterten die Zahlung von Niedrigstlöhnen, woraus weitere Verarmung resultierte. Die Verarmung zwang Frauen zur Prostitution und trug so zur Zunahme der HIV-Infektionen bei. Ob und in welchem Maße die hier skizzierten sozioökonomischen Auswirkungen zutreffen und falls ja, in welchem Maße der Nilbarsch dafür verantwortlich ist, kann nicht entschieden werden. Es wurde nämlich eine zweite Art, die Niltilapie (*Oreochromis niloticus*) ausgesetzt, die sich zwar von Phytoplankton und Algen ernährt, aber über Nahrungskonkurrenz zur Verdrängung einheimischer Tilapien beitrug (Gophen et al. 1992). Ein Bevölkerungsanstieg wäre auch ohne den Nilbarsch allein aufgrund der in Afrika immer noch sehr hohen Geburtenrate erfolgt und die Intensivierung der Landwirtschaft war ebenfalls unumgänglich, also war auch eine Eutrophierung des Sees abzusehen. Arbeitslosigkeit und Armut sind in allen dichtbevölkerten Regionen von Entwicklungsländern weitverbreitet u. a. von Prostitution begleitet und auch HIV ist in weiten Teilen Afrikas ein allgegenwärtiges Problem. In ◘ Abb. 11.21 ist der Wahrscheinlichkeitsgrad der Beteiligung des Nilbarsches an den dargestellten Phänomenen durch unterschiedliche Farben der Pfeile gekennzeichnet.

hast et al. 2010; Hennig und Riedl 2012; Hirnschall et al. 2012), wobei der Spielraum natürlich in Naturschutzgebieten besonders eng ist (Woike 1989).

11.6 Gefährdung durch Verkehrswege

Jeder terrestrische Verkehrsweg bedeutet eine einschneidende Veränderung des Standortes,

- Versiegelung oder zumindest starke Veränderung des Bodens (Schotter von Gleiskörpern),
- Entfernung der natürlichen Vegetation und Maßnahmen zur Verhinderung der Ansiedlung (z. T. durch Einsatz von Herbiziden),
- Veränderung des Bestandsklimas,
- Verlichtung von Wäldern,
- Verlärmung,
- Emissionen,

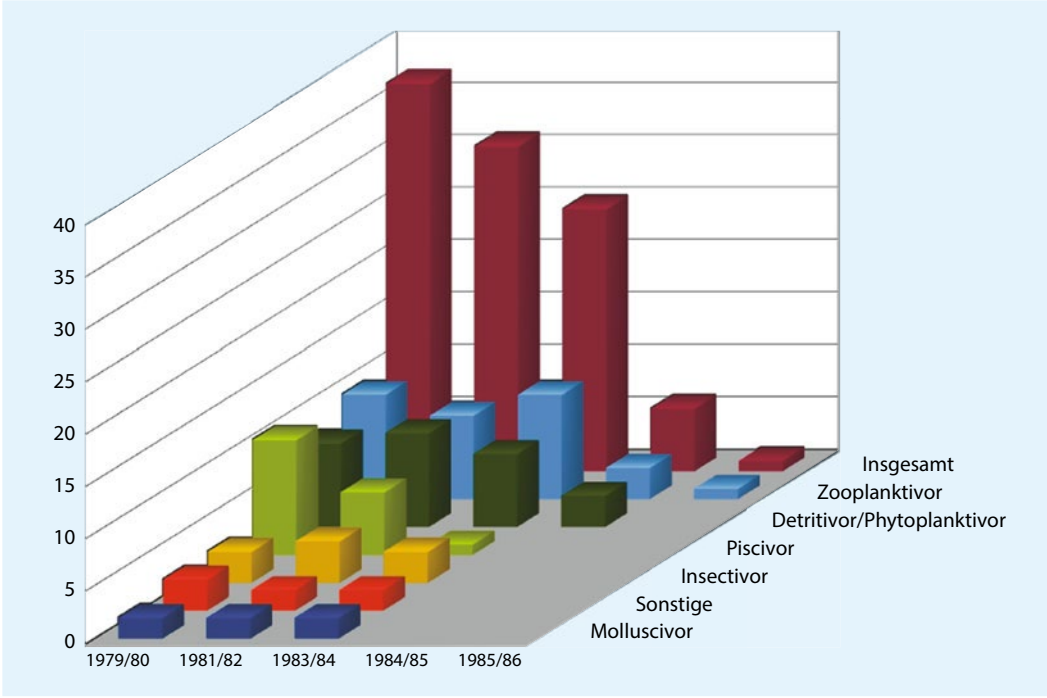


Abb. 11.22 Veränderung der trophischen Verhältnisse im Viktoriasee durch Ausfall oder Dezimierung bestimmter Gruppen des Nahrungsnetzes. (aus Witte et al. 1992b)



Abb. 11.23 Zerstörte Wasser- und Röhrichtvegetation in einem durch Angler genutzten Uferbereich; Senden, Krs. Coesfeld, Nordrhein-Westfalen 2000. Foto R. Wittig

- Salzbelastung des Randes und angrenzender Gewässer großer Straßen in Frostgebieten,
- Zerschneidung von Biotopen.

Darüber hinaus erliegt täglich eine Vielzahl von Tieren entweder direkt dem Verkehrstod oder wird bei Kollisionen mit Verkehrsmitteln so stark verletzt, dass der Tod später eintritt oder die betreffenden Individuen eine leichte Beute von Prädatoren werden. Über diesbezügliche Untersuchungen in Niedersachsen berichten Fuellhaas et al. (1989). Eine gesicherte Abschätzung der getöteten Tiere ist nur im ersteren Fall möglich. Beispielsweise wurden in der Eifel (Deutschland) in den letzten 13 Jahren vor Erscheinen der betreffenden Publikation (s. u.) pro Jahr durchschnittlich fünf Uhus getötet. Von 1667 in fünf deutschen Bundeländern innerhalb von 24 Jahren (1965–2008) tot aufgefundenen Uhus wurden 408 durch Kfz und weitere 84 durch Züge getötet, sodass der Verkehr insgesamt für fast 30 % aller Todfunde von Uhus verantwortlich war (Breuer et al. 2009). Zu Tötungen und Verletzungen kommt es übrigens nicht nur auf terrestrischen, sondern auch auf Wasserverkehrswegen (z. B. Wright et al. 1995).

Bereits relativ schmale, verkehrsarme Straßen bewirken eine vollständige Trennung von Populationen, wie Mader (1979) für Gelbhals- und Rötelmaus (*Apodemys flavicollis* und *Clethriomys glareolus*) nachweisen konnte. Mikroklimatische Veränderungen reichen bis zu 40 m in den Wald

Tab. 11.18 Gesamtreproduktionserfolg von jeweils fünf Brutpaaren des Uhus im mittleren Ahrtal (ohne Klettersport) und im mittleren Rurtal (mit intensivem Klettersport) zwischen 1985 und 1998 (14 Jahre) (nach Dalbeck und Breuer 2001)

Untersuchungsgebiet	Mittleres Ahrtal	Mittleres Rurtal
Summe Junge 1985–1998	89	33
Mittlere Jungenzahl je Brutpaar	1,27	0,47
Relativer Reproduktionserfolg	100 %	31,1 %
Jahre ohne Bruterfolg (absolut/%)	0/0 %	2/14 %

hinein (Mader 1980), was Veränderungen im Artenspektrum zur Folge hat. Im Falle von Schutzgebieten bedeutet die Zerschneidung durch eine Straße oder Bahnlinie daher einen weit größeren Flächenverlust, als er der Straßenbreite entspricht (Abb. 11.24). Mit zunehmender Zerschneidung und der daraus folgenden Verinselung verändert sich aber nicht nur das Artenspektrum der Randzonen, sondern auch das der Kernzone. Tierarten, die große, ungestörte und zusammenhängende Flächen benötigen, verlassen die zu klein gewordene Fläche. Da dies für die meisten großen Prädatoren zutrifft (s. z. B. Forman et al. 1976), verändern sich die Konkurrenzverhältnisse. Dementsprechend fanden Mader und Mühlenberg (1981) deutliche Unterschiede in der Artenkombination der Carabidenfauna kleinflächiger Inselbiotope im Vergleich zu benachbarten großflächigen Gebieten. Das Problem der Zerschneidung von Lebensräumen durch Straßen und den dadurch bedingten Straßentod von Wildtieren trifft für ein weites Spektrum von Situationen zu. So ist die asphaltierte Durchgangsstraße im tansanischen Mikumi-Nationalpark Grund für den Tod zahlreicher Großsäuger wie Zebras, Gnus und Giraffen und damit letztendlich ebenso problematisch wie jede Straße zwischen Laichgewässern, Winter- und Sommerhabitaten der Erdkröte (*Bufo bufo*). Für mehrere Arten aus diversen Gruppen ist das Überleben in fragmentierten Landschaften nahezu unmöglich, für andere zumindest schwierig (s. Settele et al. 1996), was bei der Landschaftsplanung zu berücksichtigen ist (Kleyer et al. 1996).

Bei Bau und Betrieb von Wasserstraßen treten, neben den bereits oben erwähnten Tötungen, folgende negative Erscheinungen auf:

- Verbauung des Ufers (Befestigungsbauten, Häfen),

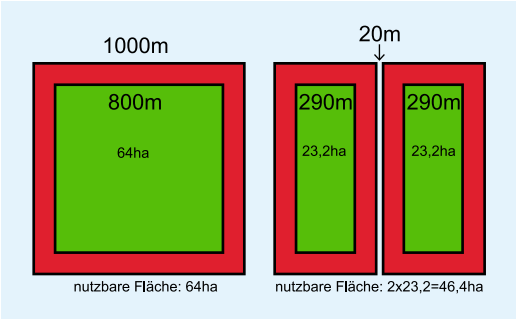


Abb. 11.24 Ausmaß der Verringerung der effizienten Schutzfläche eines 1 km² umfassenden NSG durch eine 20 m breite Straße bei einem angenommenen Randeffekt von 100 m

- Vertiefung der Fahrrinne (u. a. starke Störung der Biozönose durch Ausbaggerungen, Veränderung der Fließgeschwindigkeit),
- Störung der Vegetation bis hin zur Vernichtung,
- Belastung des Gewässers mit Abfällen,
- Vergiftung des Wassers bei Tankerunfällen (insbesondere durch Öl, aber auch andere Chemikalien).

11.7 Die Bedeutung von Lichtverschmutzung

Unter Lichtverschmutzung versteht man die Reduktion der nächtlichen Dunkelheit durch künstliches Licht, z. B. Straßen- und Fassadenbeleuchtungen, erleuchtete Fenster, permanente Beleuchtung von Industrie- und Verkehrsanlagen sowie Leuchtreklamen (Abb. 11.25). Hiervon gehen Gefahren für nachtaktive Tierarten aus, die in Mitteleuropa immerhin 30 % aller Wirbeltiere und sogar 60 % aller Wirbellosen ausmachen (Hölker et al. 2010). Insbesondere Milliarden von Insekten erliegen dem

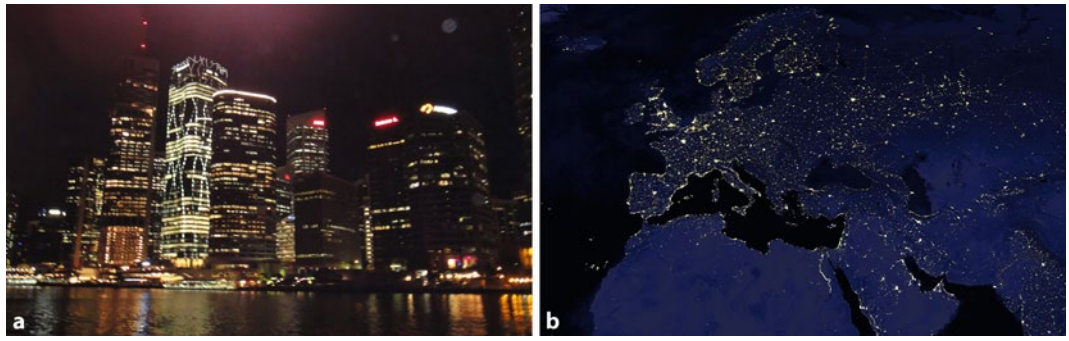


Abb. 11.25a,b Lichtverschmutzung; **a** die Beleuchtung der Uferskyline ist eine Touristenattraktion, aber aus Sicht der Biodiversität und der menschlichen Gesundheit kritisch zu sehen, Brisbane, Australien 2014; **b** Europa erscheint aus dem Weltraum fast „taghell", während in Nordafrika (mit Ausnahme des Küstenbereiches) nachts noch weitgehend naturnahe Dunkelheit herrscht. Fotos: R. Wittig (a); NASA (b)

„Staubsaugereffekt" von Beleuchtungen und verlassen ihren angestammten Lebensraum, in dem sie ihre oft spezielle, nur dort vorhandene Nahrung finden. An den Lichtquellen werden sie zur leichten Beute anderer Tiere oder sterben durch Verbrennungen oder Erschöpfung (Eisenbeis und Eick 2006; Huemer et al. 2011). Dies gilt für Straßenlaternen in Mitteleuropa ebenso wie für die Flammen beim Abfackeln von Methan in Erdölfördergebieten z. B. Ecuadors. Vögel (Hüppop 2009; Ballasus et al. 2009; Haupt und Schillemet 2011), Fledermäuse (Lewanzik und Voigt 2013) und Fische (Brüning und Hölker 2013) werden in ihrer Wanderung gestört und geschlüpfte Meeresschildkröten wandern statt zum Meer in Richtung Landesinnere, wo sie verenden (Rich und Longcore 2006). Da Lichtverschmutzung ein relativ junges Forschungsthema ist, lassen sich die Schäden für die Biodiversität noch nicht quantifizieren. Man kann aber davon ausgehen, dass sie nicht unerheblich sind.

Der Tag-Nacht-Rhythmus steuert mehrere körpereigene Prozesse fast aller Organismen. Zum Beispiel wird das Ruhe-Hormon Melatonin nur bei Dunkelheit produziert und die Produktion kann am Tag nicht nachgeholt werden. Daher wirkt sich der Verlust der nächtlichen Dunkelheit auch auf die menschliche Gesundheit negativ aus (Schlafstörungen, Stress und Aggressivität, erhöhtes Krebs- und Herzinfarktrisiko, psychische Erkrankungen), weshalb sich eine Initiative „Rettet die Nacht" (► www.lichtverschmutzung.de) gebildet hat, die den negativen Auswirkungen von künstlicher Außenbeleuchtung auf Mensch, Natur und Umwelt entgegen zu arbeiten versucht und in diesem Bestreben Mediziner, Astronomen und Ökologen vereint (siehe auch ► www.sternenpark-schwaebische-alb.de).

Literatur

Abdank A, Berg C, Dengler J (2000) Gefährdungseinstufung von Pflanzengesellschaften –Vorgehen bei der„Roten Liste der Pflanzengesellschaften von Mecklenburg-Vorpommern". Schriftenreihe Vegetationskunde 35:49–63

Abdank A, Berg C, Dengler J, Isermann M (2004) Bilanz der Roten Liste und Konsequenzen für den Naturschutz. In: Berg C, Dengler J, Abdank A, Isermann M (Hrsg) Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Weissdorn, Jena, S 494–516

Adema F, Mennema J (1978) Senecio inaequidens DC., een nieuwe Zuidlimburgse plant. Gorteria 9(4):111-116

Alberternst B (1998) Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von Reynoutria-Sippen in Baden-Württemberg. Culterra 23:1–198

Alberternst B, Nawrath S, Hussner A, Starfinger U (2008) Auswirkungen invasiver Arten und Vorsorge. Natur Landschaft 83:412–417

Allen RB, Lee WG (Hrsg) (2006) Biological invasions in New Zealand. Springer, Berlin Heidelberg

Alongi DM (2002) Present state and future of the world's mangrove forests. Environmental Conservation 29:331–349

Antonius E (2003) Lexikon ausgerotteter Vögel und Säugetiere. Natur und Tier, Münster

Asmus U (1988) The Naturalization and assocaciation of neophytes on anthropogenous sites on the example of Senecio inaequidens. Flora 180:133-138

Atkinson IAE (2006) Introduced mammals in a new environment. In: Allen RB, Lee WG (Hrsg) Biological invasions in New Zealand. Ecological Studies. Springer, Berlin, S 49–66

Ballasus H, Hill K, Hüppop O (2009) Gefahren künstlicher Beleuchtung für ziehende Vögel und Fledermäuse. Ber Vogelschutz 46:127–157

Barkmann Eichhorn JS, Maza B, von Walter F, Olschewski R (2013) The Challenges of sustainable development in the Podocarpus-El Cóndor Bisophere Reserve. In: Bendix J, Beck E, Bräuning A, Makeschin F, Mosandl R, Scheu A, Wilcke W (Hrsg) Ecosystem services, biodiversity and environmental change in a tropical mountain ecosystem of Ecuador. Springer, Berlin, S 31–40

Bauckloh M, Kiel E, Stein W (2007) Berücksichtigung von besonders und streng geschützten Arten bei der Straßenplanung in Nordrhein-Westfalen. Naturschutz Landschaftsplanung 39:13–14

Baur B, Nentwig W et al (2010) Invasive Arten. In: Lachat (Hrsg) Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Haupt, Bern, S 32–348

Berendsohn W, Chavan V, Macklin JA (2010) Recommendations of the GBIF Task Group on the Global Strategy and Action Plan for the Mobilisation of Natural History Collections Data. J Biodiversity Informatics 7:1–5

Berger L, Speare R, Daszak P, Green DE, Cunningham AA, Goggin CL, Slocombe R, Ragan MA, Hyatt AD, McDonald KR, Hines HB, Lips KR, Marantelli G, Parkes H (1998) Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. Proc National Acad Sciof the USA America 95:9031–9036

Bergmeier E (1983) Bemerkungen zum Rückgang der Dorfflora am Beispiel der Gemeinde Kalletal (Kr. Lippe). Natur u Landschaft 58:330–332

Bernhardt K-G, Lapin K, Werschonig E (2010) The future of plant diversity in grassland farming vegetation - a review of diversity in a strongly transformed agricultural landscape. Biotechnol animal husbandry 26:235–247

BfN (Hrsg) (1997) Biodiversität und Tourismus. Springer, Berlin

BfN (2012) Daten zur Natur 2012. Landwirtschaftsverlag, Münster

Biermann R (1999) Vegetationsökologische Untersuchungen der Corynephorus canescens-Vegetation der südlichen und östlichen Nordseeküste sowie der Kattegattinsel unter besonderer Berücksichtigung von Campylopus introflexus. Mitt Arb Geobot Schleswig-Holstein Hamburg, Bd 59 Arbeitsgemeinschaft Geobotanik, Kiel

Biermann R, Daniels F (1997) Changes in a lichen-rich dry sandgrassland vegetation with special reference to lichen synusiae and Campylopus introflexus. Phytocoenol 27:257–273

Binot-Hafke M, Buchwald R, Clausnitzer H-J, Donath H, Hunger H, Kuhn J, Ott J, Piper W, Schiel F-J, Winterholler M (2000) Ermittlung der Gefährdungsursachen von Tierarten der Roten Liste am Beispiel der gefährdeten Libellen Deutschlands – Projektkonzeption und Ergebnisse. Natur Landschaft 75:393–401

Blab J (2005) Rote Listen – Barometer der Biodiversität. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bd. 18. BfN, Bonn-BadGodesberg

Böhnert W, Gutte P, Schmidt PA (2001) Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens. Materialien Naturschutz Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden

Bornkamm R, Prasse R (1999) Die ersten Jahre der Einwanderung von Senecio inaequidens DC. Berlin und dem südwestlich angrenzenden Brandenburg. Verhandlungen Bot Ver Berlin Brandenburg 132:131-139

Brandes D (1983) Flora und Vegetation der Bahnhöfe Mitteleuropas. Phytocoenol 11:31–115

Brändli U (2010) Schweizerisches Landesforstinventar, Ergebnisse der dritten Erhebung 2004-2006. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf

Braun M, Hahn-Hadjali K, Müller-Haude P (1997) Agrarstruktur und Naturraumpotential in der Provinz Sissili (Burkina Faso). Ber Sonderforschungsbereich 268 9: 67-85 Frankfurt/Main

Braun S, Rihm Flückiger BW (2012) Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald. Ausmaß und Auswirkungen. Schweizerische Z Forstwesen 163:355–362

Breuer W, Brücher S, Dalbeck L (2009) Straßentod von Vögeln. Naturschutz Landschaftsplanung 41:41–46

Brockie RE, Loope LL, Usher MB, Hamann O (1988) Biological invasions of island nature reserves. Biol Conservation 44:9–39

Brook S, van de Coevorden Groot PJ, Mahood S, Long B (2011) Extinction of the Javan rhinoceros (Rhinoceros sondaicus) from Vietnam. WWF Report VN 2011.

Brüning A , Hölker F (2013) Lichtverschmutzung und die Folgen für Fische. BfNSkripten 336:69-72

Byers JE (2002) Impact of non-indigenious species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. Oikos 97:449–458

Carrión V, Sevilla C, Tapia W (2008) Management of introduced animals in Galapagos. Galapagos Research 65:46–48

Causton C, Sevilla C (2008) Latest records of introduced invertebrates in Galapagos and measures to control them. In: Charles Darwin Foundation, Galapagos National Park, INGALA, Galapagos Report 2006 –2007:142–145, Puerto Ayora

Charles DF, Christle S (1991) Acidic deposition and aquatic lakes. Springer, Berlin

Chilla T (2006) Der Feldhamster und die Milliardeninvestitionen. Natur Landschaft 81:327–331

Chundawat RS, Habib B, Karanth U, Kawanishi K, Ahmad Khan J, Lynam T, Miquelle D, Nyhus P, Sunarto S, Tilson R, Sonam Wang (2011) Panthera tigris. In: IUCN 2013. IUCN Red list of threatened species. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>, 11. Januar 2014

CIA (2013) The World Factbook. https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook

Cincotta CL, Adams JM, Holzapfel C (2009) Testing the enemy release hypothesis: a comparison of foliar insect herbi-

vory of the exotic Norway maple (Acer platanoides L.) and the native sugar maple (A. saccharum L.). Biol Invasionen 11:379–388
Clark AH (1970) The Invasion of New Zealand by People, Plants and Animals. The South Island. Reprint der Ausgabe von 1949). Greenwood Press, Westport
Clout MN (2006) Keystone aliens ? The multiple impacts of brushtail possums. In: Allen RB, Lee WG (Hrsg) Biologicals invasions in New Zealand. Ecol Studies, Bd. 186. Springer, Berlin, S 265–279
Colvin BA, Fall MW, Fitzgerald LA, Loope LL (2005) Review of brown treesnake problems and control programs: report of observations and recommendations. U.S. Department of Interior, Office of Insular Affairs. Brown Treesnake Control Committee. http://www.invasivespeciesinfo.gov/animals/bts.shtm. Zugegriffen: 14. Januar 2014
Cramer W, Bondeau A, Schaphoof S, Lucht W, Smith B, Ditch S (2005) Twenty-first century atmospheric change and deforestation: potential impacts on tropical forests. Oxford University Press, Oxford
Cruz F, Cruz J, Laweson J (1986) Lantana camara L., a threat to native plant and animals. Noticias Galapagos 43:1–10
Dalbeck L, Breuer W (2001) Der Konflikt zwischen Klettersport und Naturschutz am Beispiel der Habitatansprüche des Uhus (Bubo bubo). Natur Landschaft 76:1–7
Dehnen-Schmutz K (2006) Rhododendron ponticum in Britain and Ireland: social, economic and sociological factors in its successful invasion. Environment History 12:325–350
Delarze R, Gonseth Y, Galland P (1999) Lebensräume der Schweiz. Ökologie – Gefährdung – Kennarten. Ott, Thun
Dewalt BR, Vergne P, Hardin M (1996) Shrimp aquaculture development and the environment: People, mangroves and fisheries on the Gulf of Fonseca, Honduras. World Development 24:1193–1208
Diamond J, Case TJ (1986) Overview: introductions, extinctions, exterminations, and invasions. In: Diamond J, Case TJ (Hrsg) Community ecology. Harper and Row, New York, S 65–79
Dierßen K, Dierßen B (2001) Moore. Ulmer, Stuttgart
Dirnböck T, Dullinger S, Gottfried M, Hobbs R, Grabherr G (2001) Räumlich explizite Vegetationsmodelle: Möglichkeiten und Limitierungen. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 13:129–137
Di Rosa I, Simoncelli F, Fagotti A, Pascolini R (2007) Ecology: the proximate cause of frog declines? Nature 447, E4-E5 (31 May 2007) | doi:10.1038/nature05941
Disko R (1996) In dubio contra reum! Mehr Intoleranz gegen fremde Arten. Nationalpark 93(4):38–42
Duke N (2012) Mangroves of the Kien Giang Biosphere Reserve Vietnam. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), Rach Gia City
Duke NC, Meynecke J-O, Dittmann S, Ellison AM, Anger K, Berger U, Cannicci S, Diele K, Ewel KC, Field CD, Koedam N, Lee SY, Marchand C, Nordhaus I, Dahdouh-Guebas F (2007) A world without mangroves? Sci 317(5834):41–42
Eisenbeis G, Eick K (2006) Studie zur Anziehung nachtaktiver Insekten an die Straßenbeleuchtung unter Einbeziehung von LEDs. Natur Landschaft 86:298–306
Ellenberg H (1983) Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik. Forstarchiv 54:127–133
Elton CS (1958) The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London
Erz W (1985) Wieviel Sport verträgt die Natur? Geo 1987/7:140-156
Essl F, Egger G (2010) Lebensraumvielfalt in Österreich – Gefährdung und Handlungsbedarf: Zusammenschau der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Naturwiss Ver, Kärnten
Essl F, Rabitsch W (Hrsg) (2013) Biodiversität und Klimawandel. Springer, Berlin
Essl C, Klingenstein F, Nehring S, Otto C, Rabitsch W, Stöhr O (2008) Schwarze Listen invasiver Arten – ein Instrument zur Risikoabschätzung für den Naturschutz. Natur Landschaft 83:418–424
Essl F, Nehring S, Klingenstein F, Milasowsky N, Nowack C, Rabitsch W (2011) Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian Black List Information System (GABLIS). J Nature Conservation 19:339–350
Europäische Kommission (2009) Grünbuch. Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik. KOM, Bd. 163. FAO, Brüssel
Fasanella M, Poljak S, Lizarralde MS (2010) Invasive North American Beaver (Castor canadensis): The distribution of mitochondrial variation across the Archipelago of Tierra del Fuego. Mastozoología Neotropical 17:43–52
FAZ - Frankfurter Allgemeine (2012): An Fasnet kam die Nashorn-Mafia. Ausgabe vom 22.02.2012
Food and Agriculture Organization of The United Nations (FAO) (2010) Global Forest Resources Assessment 2010. FAO, Rom
Food and Agriculture Organization of The United Nations (FAO) (2012) State of the world's forests 2012. FAO, Rom
Food and Agriculture Organization of The United Nations (FAO) (2012) The state of world fisheries and aquaculture. FAO, Sofia
Forman RTT, Galli AE, Leck CH (1976) Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. Oecol 26:1–8
Franklin J (1995) Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. Progr Phys Geogr 19:447–499
French JC (1919) The Passenger Pigeon In Pennsylvania, its remarkable history, habits and extinction, with interesting side lights on the folk and forest lore of the Alleghenian region of the old keystone state. Altoona Tribune Company, Altoona
Frohn H-W, Rosebrock J, Schmoll F (2009) "Wenn sich alle in der Natur erholen, wo erholt sich dann die Natur?" Naturschutz Biol Vielfalt. BfN, Bonn-BadGodesberg
Fuellhaas U, Klemp C, Kordes A, Ottersberg H, Pirmann M, Thiessen A, Tschoetschel C, Zucchi H (1989) Untersuchungen zum Straßentod von Vögeln, Säugetieren, Amphibien und Reptilien. Beiträge Naturkunde Niedersachsen 42:129–147
Fuller E (1987) Extinct birds. Viking/Rainbird, London
Fuller E (2002) Dodo. A brief history. Universe Publishing, New York

Gasc JP, Cabela A, Crnobrnja-Isailovic J, Dolmen D, Grossenbacher K, Haffner P, Lescure J, Martens H, Martínez Rica JP, Maurin H, Oliveira ME, Sofianidou TS, Veith M, Zuiderwijk A (Hrsg) (1997) Atlas of amphibians and reptiles in Europe. Collection Patrimoines Naturels, Bd. 29. SPN/IEGB/MNHN, Paris

Gigon A (1983) Ausgestorben oder ausgerottet? Beschönigende Begriffe (Euphemismen) im Natur- und Umweltschutz. Natur Landschaft 58:418–421

Gigon A, Klingenstein F, Rabitsch W, Essl F (2008) Schweiz, Deutschland, Österreich: gemeinsam gegen invasive gebietsfremde Arten. Natur Landschaft 83:429–433

Gill B, Martinson P (1991) New Zealand's extinct birds. Random Century, Auckland, Neuseeland

Gilman E, Ellison J, Duke NC, Field C (2008) Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. Aquatic Bot 89:237–250

Giri C, Zhu Z, Tieszen LL, Singh A, Gillette S, Kelmelis JA (2008) Mangrove forest distributions and dynamics (1975–2005) of the tsunami-affected region of Asia. J Biogeogr 35:519–528

Giri C, Ochieng E, Tieszen LL, Zhu Z, Singh A, Loveland T, Masek J, Duke N (2011) Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. Global Ecol Biogeogr 20:154–159Götte R (2007) Flora im östlichen Sauerland. Verein für Natur- und Vogelschutz im HSK, Marsberg

Goldschmidt T, Witte F, Wanink J (1993) Cascading effects of the introduced nile perch on the detrivorous/phytoplanktivorous species in the sublittoral areas of Lake Victoria. Conservation Biol 7:686–700

Gophen M, Ochumba PBO, Kaufman LS (1995) Some aspects of perturbation in the structure and biodiversity of the ecosystem of Lake Victoria (East Africa). Aquat Living Resources 8:27–41

Greenpeace (2003) Shrimps-Konsum zerstört Mangrovenwälder. http://www.greenpeace.de/themen/meere/nachrichten/artikel/shrimps_konsum_zerstoert_mangrovenwaelder/. Zugegriffen: 11. Januar 2014

Gregor T, Bönsel D, Starke-Ottich I, Tackenberg O, Wittig R, Zizka G (2013) Die schnelle Ausbreitung des Neophyten Epilobium brachycarpum in Deutschland. Tuexenia 33:259–283

Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. Ecol Modelling 135:147–186

Haeupler H, Jagel A, Schumacher W (2003) Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forst – Nordrhein-Westfalen

Hampicke U (2013) Kulturlandschaft und Naturschutz. Springer-Spektrum, Wiesbaden

Haupt H, Schillemet U (2011) Skybeamer und Gebäudeanstrahlungen bringen Zugvögel vom Kurs ab. Naturschutz Landschaftspflege 43:165–170

Heather B, Robertson H (2005) The field guide to the birds of New Zealand. Penguin Books, Rosedale

Hegg O, Beguin O, Zoller H (1992) Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz. Bundesamt Umwelt, Wald, Landschaft. Bern

Hein L (2000) Impact of shrimp farming on mangroves along India's East Coast. Unasylva 51:48–55

Heiselmayer P (1999) Wintersport als Verursacher von Vegetationsschäden. Laufener Seminarbeiträge, Bd. 6/99., S 25–28

Hejný S (1973) Beitrag zur Charakteristik der Veränderung der Ruderalgesellschaften in Südböhmen. Acta Bot Sci Hung 19(1-4):129–138

Held M, Hölker F, Jessek B (Hrsg) (2013) Schutz der Nacht Lichtverschmutzung, Biodiversität und Nachtlandschaft. BfN-Skripten, Bd. 336. BfN, Bonn-BadGodesberg

Hennig S, Riedl N (2012) Natursportarten verträglich ausüben. Naturschutz Landschaftsplanung 44:115–124

Heubes J, Kühn I, König K, Wittig R, Zizka G, Hahn K (2011) Modelling biome shifts and tree cover change for 2050 in West Africa. J Biogeogr 38:2248–2258

Hilbig W, Bachthaler G (1992) Wirtschaftsbedingte Veränderungen der Segetalvegetation in Deutschland im Zeitraum von 1950 – 1990. Teile 1 und 2. Angew Bot 66:192–209

Hirnschall F, Tomek H, Brandenbuerg C, Reomoser F, Lexer W, Heckl F, Ziener K (2012) Auswirkungen von Freizeit und Tourismus in Großschutzgebieten. Naturschutz Landschaftsplanung 44:341–347

Hobohm C (2001) Zur Theorie der Invasion – unter welchen Bedingungen können Adventivarten zu einem Problem für die heimische Natur werden? Braunschweiger Geobot Arb 8:161–167

Hölker F, Wolter C, Perkin E, Tockner K (2010) Light pollution as a biodiversity threat. Trends Ecol Evolution 25:681–682

Höltermann A, Großheim C (2013) REDD+ - eine Chance für den internationalen Waldnaturschutz ? In: Essl F, Rabitsch W (Hrsg) Biodiversität und Klimawandel. Springer, Berlin, S 278–281

Homeier J, Werner FA, Peters T, Diertl K-HJ, Richter M (2013) Plant diversity and its relevance for the provison of ecosydstem services. In: Bendix J, Beck E, Bräuning A, Makeschin F, Mosandl R, Scheu A, Wilcke W (Hrsg) Ecosystem services, biodiversity and environmental change in a tropical mountain ecosystem of Ecuador. Ecol Studies, Bd. 221. Springer, Berlin, S 93–106

Huemer P, Kühtreiber H, Tartmann G (2011) Anlockwirkung moderner Leuchtmittel auf nachtaktive Insekten - Ergebnisse einer Feldstudie in Tirol Österreich. Wiss Jahrb Tiroler Landesmuseen, Bd. 2011., S 110–135

Huinato M, Sinsin B (2000) La pression agro-pastorale sur la zone riveraine de la Réserve de la Biosphère de la Pendjari. Tropicultura 18:112–117

Hunter ML, Gibbs J (2007) Fundamentals of conservation biology, 3. Aufl. Blackwell, Malden

Hüppop O (2009) Vögel: Weltreisende und Vielflieger unter dem Sternenhimmel. In: Posch T, Freyhoff A, Uhlmann T (Hrsg) Das Ende der Nacht. Die globale Lichtverschmutzung und ihre Folgen. Wiley-VCH, Weinheim, S 82–98

Ibisch PL (2003) Degradación y pérdida de la biodiversidad terrestre por su utilización directa: Flora. In: Ibisch PL, Mérida

G (Hrsg) Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado di conocimiento y conservación. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, S 214–216
IUCN (2001) IUCN Red list categories: Version 3.1. IUCN, Gland and Cambridge. IUCN (2014) The red list. www.iucnredlist.org (besucht am 14.7.2014)
Jurisch K, Hahn K, Wittig R, Bernhardt-Römermann M (2012) Population structure of woody plants in relation to land use in a semi-arid savanna, West-Africa. Biotropica 44:744–751
Kareiva P, Marvier M (2011) Conservation science – balancing the needs of people and nature. Roberts and Company,, Greenwood Village, Colorado
Kaule G (1975) Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern – Erfahrungen 1974. Verhandl Ges Ökol 3:257–260
Kazda M, Verbücheln S, Brans S, Luwe M (1991) Mapping of vegetation and soil changes in an alder carr affected by a decrease of water-table height. hytocoenosis NS 3:, Supplementum Cartograph Geobot 2:243–250
Keane RM, Crawley MJ (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. Trends Ecol Evol 17:164–170
King C (1984) Immigrant Killers. Introduced predators and the conservation of birds in New Zealand. Oxford University Press, Auckland
Klausnitzer B (1996) Gesunder Wald braucht totes Holz- Alt- und Totholz als Grundlage einer hohen Biodiversität. Insecta 5:5–22
Kleyer M, Kaule G, Settele J (1996) Landscape fragmentation and landscape planning, with a focus on Germany. In: Settele J, Margules CR, Poschlod P, Henle K (Hrsg) Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht, S 138–151
Klingenstein F, Kornacker P, Martens H, Schippmann U (2005) Gebietsfremde Arten – Positionspapier des Bundessamtes für Naturschutz. BfN, Bonn-BadGodesberg
Klötzli F (1973) Waldfreie Nassstandorte in der Schweiz. Ber Geobot Inst ETH 51:15–39
Köck W (2008) Prävention der Einbringung invasiver gebietsfremder Arten durch Haftungsrecht, branchenbezogene Verhaltenskodizes und Selbstverpflichtung am Beispiel der botanischen Gärten und des Gartenbaus. Natur Landschaft 83(425):428
König K, Hahn-Hadjali K, Wittig R (2008) Wo wächst die Palmyrapalme? Mit Satellitendaten praxistaugliche Verbreitungskarten erstellen. Forschung Frankfurt 3:75-78
Korneck D, Schnittler M, Klingenstein F, Ludwig G, Takla M, Bohn U, May R (1998) Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde 29:299–444
Kowarik I (1992) Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Verhandlungen Bot Ver Berlin Brandenburg, Beiheft 3
Kowarik I (1995) Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Plant invasion – general aspects and special problems. SPB Academic Publishing, Amsterdam, S 15–38
Kowarik I (2010) Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart
Kratochwil A (1989) Biozönotische Umschichtungen im Grünland durch Düngung. NNA Ber 2:46–58
Kristensen M, Balslev H (2003) Perception, use and availability of woody plants among the Gourounsi in Burkina Faso. Biodiversity Conservation 12:1715–1739
Kuch U, Pfenninger M, Müller R (2013) Den Tigermücken auf der Spur. Senckenberg – natur forschung museum 143(3/4):74–79
Kueffer C, Edwards PJ, Fleischmann K, Schumacher E, Dietz H (2003) Invasion of woody plants into the Seychelles tropical forests: habitat invasibility and popagule pressure. Bulletin Geobot Inst ETH 69:65–75
Kueffer C, Daehler CC, Torres-Santana CW, Lavergne C, Meyer J-Y, Otto R, Silva L (2010) A global comparison of plant invasions on oceanic islands. Perspectives Plant Ecol 12:145–161
Kuhn N, Amiet R, Hufschmid N (1987) Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. Allgem Forst- Jagd-Z 158(5/6):77–84
Lachat T, Blaser F, Bösch R, Bonnard L, Gimmi U, Grünig A, Roulier C, Sirena G, Stöcklin J, Volkart G (2010) Verlust wertvoller Lebensräume. In: Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Haupt, Bern, S 22–63
Lachat T, Pauli D, Gonseth Y, Klaus G, Scheiegger C, Vittoz P, Walter T (2010) Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Haupt, Bern
Landmann T, Machwitz M, Schmidt M, Deck S, Vlek P (2010) Changement de la couverture terrestre d'après les observations par télédétection satellitaire/Land cover change in West Africa as observed by satellite remote sensing. In: Thiombiano A, Kampmann D (Hrsg) Atlas de la Biodiversité de l'Afrique de l'Ouest Tome 2/Biodiversity Atlas of West Africa Vol. 2. JW Goethe-Universität und Université de Ouagadougou, Frankfurt und Ouagadougou, Burkina Faso, S 92–97
Largadèr CR (2007) Hybridization and introgression between native and alien species. In: Nentwig W (Hrsg) Biological Invasions. Ecol Studies, Bd. 193. Springer, Berlin, S 275–292
Lawler JJ, Campbell S, Guerry AD, Kolodszvary MB, 'Connor RJ, Seward L (2002) The scope and treatment of threats in endangered species recovery plans. Ecol appl 12:663–667
Lawson GW (1986) Plant ecology in West Africa. John Wiley & Sons, Chichester
Lee WG, Allen RB, Tompkins DM (2006) Paradise lost – the last major colonization. In: Allen RB, Lee WG (Hrsg) Biological invasions in New Zealand. Ecological Studies, Bd. 186. Springer, Berlin, S 1–13
Le Houérou HN (1987) Indigenous shrubs and trees in the silvopastoral systems of Africa. In: Steppler AH, Nair PKR (Hrsg) Agroforestry, a decade of Development. ICRAF, Nairobi, S 139–156
Lehr E (2001) Zum Schildkrötenhandel in Asien. Elaphe 9:87–88
Lethmate J (2003) Versauerung aquatischer Ökosysteme: Das Ende eines Großexperimentes? Petermanns Geogr Mitt 147(6):56–65

Lethmate J, Eickelmann B, Worringer T (2002) Der nordrhein-westfälische Gülle-Belt und sein Einfluss auf die Deponate des Teutoburger Waldes. Geoökl 23:61–75

Leuthold W (1995) Langfristige Veränderungen der Vegetation im Tsavo-Nationalpark, Kenya. Vierteljahresschrift Naturforschende Ges Zürich 140:163–171

Lewanzik D, Voigt C (2013) Lichtverschmutzung und die Folgen für Fledermäuse. BfN-Skripten 336:65–68

Lizzaralde M (1993) Current status of the introduced beaver (Castor canadensis) population in Tierra del Fuego, Argentina. Ambio 22:351–358

Lösch R, Schmitz U, Derricks G (2007) Neophyten und Global Change. Jb Naturschutz Landschaftspflege 56(1):128–137

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2004) 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group (ISSG), Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). Gland

Ludwig G, Schnittler M (1996) Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde, Bd. 28. Landwirtschaftsverlag, Münster

Ludwig G, Haupt H, Gruttke H, Binot-Hafke M (2005) Methodische Weiterentwicklung der Roten Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze. Natur Landschaft 80:257–265

Ludwig G, Haupt H, Gruttke H, Binot-Hafke M (2006) Methodische Anleitung zur Erstellung Roter Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze. BfN-Skripten. BfN, Bonn-Bad Godesberg

Lykke AM et al (1996) How gallery forest turns into savanna: an example from Senegal. In: van der Maesen LJG (Hrsg) The biodiversity of african plants. Kluwer Acad Publ, Dordrecht, S 323–328

Lykke AM, Kristensen MK, Ganaba S (2004) Valuation of local use and dynamics of 56 woody species in the Sahel. Biodiv Conserv 13:1962–1990

Macintosh DJ, Ashton EC (2002) A review of mangrove biodiversity conservation and management. Centre for Tropical Ecosystems Research, University of Aarhus, Denmark

Mader HJ (1979) Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugern der Waldbiozönose. Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz, Bd. 19. BfN, Bonn-BadGodesberg

Mader HJ (1981) Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. Natur Landschaft 55:91–96

Mader HJ, Mühlenberg M (1981) Artenzusammensetzung und Ressourcenangebot einer kleinflächigen Habitatinsel, untersucht am Beispiel der Carabidenfauna. Pedobiol 21:46–59

Martel A, Sitzen-Van Der Sluijs A, Blooi M, Bert, W, Ducatelle, R, Fisher MC, Woeltjes A, Bosman W, Chieers K, Bossuyt F, Pasmans F (2013) Batrachochytrium salamandrivorans sp. nov. causes lethal Chitridiomycosis in amphibians. 9Proc National Acad Sci US.5 (PNAS USA): Doi:10. 1073/ Pnas. 1307356110

Mayaux P, Bartholomé E, Fritz S, Belward A (2004) A new land-cover map of Africa for the year 2000. J Biogeogr 31:861–877

McNeely JA, Mooney HA, Neville LE, Schei PJ, Waage JK (2001) Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN, Gland

Mertens R (1947) Die Lurche und Kriechtiere des Rhein-Main-Gebietes. Kramer, Frankfurt

Milbradt J (1981) Ist die Erhaltung einer traditionellen, nicht flurbereinigten Kulturlandschaft noch zeitgemäß? Überlegungen zur bisherigen Flurbereinigungspraxis im Hinblick auf Biotopvielfalt und Biotoperhalt. Ber Naturwiss Ges Bayreuth 17:77–102

Millennium Ecosystem Assessment (2005) Millennium ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press, Washington, DC

Monney J-C, Meyer A (2005) Rote Liste der gefährdeten Reptilien der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz, Bern

Mooney HA, Drake JA (1986) Ecology of biological invasions of North America and Hawaii Ecol Studies. Springer, Berlin

Müllner A, Linsenmair KE, Wikelski M (2004) Exposure to tourism reduces vival and affects hormonal stress response in hoatzin chicks (Opisthocomus hoazin). Biol Conservation 118:549-558

Mutschmann FJ, Seybold C (2002) Richtlinien zum hygienischen Umgang mit Amphibien im Rahmen von feldherpetologischen Arbeiten. Elaphe 10(4):70-72

nbcnews (2013) Two thousand mice dropped on Guam by parachute — to kill snakes. http://usnews.nbcnews.com/_news/2013/12/02/21724382

Nehring S (2008) Gebietsfremde Arten in unseren Gewässern: Die Handlungsmaxime heißt Prävention. Natur Landschaft 83:434–437

Nehring S, Essl F, Klingenstein F, Nowack C, Rabitsch W, Stöhr O, Wiesner C, Wolter C (2010) Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich BfN-Skripten, Bd. 285. BfN, Bonn-BadGodesberg

Nentwig W (2007) Biological invasions. In: Nentwig W (Hrsg) why it matters. Ecol Studies, Bd. 193. Springer, Berlin, S 1–6

Neumann K, Müller-Haude P (1999) Forêts sèches au sud-ouest du Burkina Faso: végétations - sols - action de l'homme. Phytocoenol 29:53–85

Niekisch M (2000) Internationaler Naturschutz. In: Engelhardt W, Buchwald K (eds) Umweltschutz – Grundlagen und Praxis, Bd. 8: Arten-, Biotop- und Landschaftsschutz. Economica, Bonn, S 309-349

Niekisch M (2005): Projektprüfung „Naturschutz im Cu Lao Dung Distrikt, Provinz Soc Trang, Vietnam". Gutachten im Auftrag der GTZ, unveröff.

Niekisch M (2008) Historische und bibliographische Notizen zum „angenehmen und lehrreichen Geschenk für die Jugend", Augsburg 1783-1788. Sekretär 8(1) 30-62

Niekisch M (2009): Sustainable Management of Natural Resources in the Mekong River Delta in Ca Mau and An Giang Provinces, Socialist Republic of Vietnam. Joint Appraisal

Mission between AID and GTZ on the proposed TC Project. In AID und GTZ, unveröff.
Niekisch M, Salomon M, Jung S (2013) The current state of international fisheries and the protection of extensively overfished fish stocks Author
Niklfeld H, Wittig R (2012) Zum Stand der Kartierung der Gefäßpflanzen-Flora Mitteleuropas. Geobot Kolloq 22:3–10
Nordin A, Strengbom J, Witzell J, Näsholm T, Ericson L (2003) Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. Ambio 34:20–24
Ochumba PBO (1995) Limnological changes in Lake Victoria since the Nile perch introduction. In: Pitcher J, Hart JB (Hrsg) The impact of species changes in African lakes. Chapmann & Hall, London, S 33–44
Ogutu-Ohwayo R (1990) The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Afrca) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, Lates niloticus, and the Nile tilapia, Oreochromis niloticus. Environmental Biol Fishes 27:81–96
Ohst T, Plötner J, Mutschmann F, Gräser Y (2006) Chytridiomykose - eine Infektionskrankheit als Ursache des globalen Amphibiensterbens? Zeitschrift Feldherpetol 13:149–163
Otte A (1984) Änderungen in Ackerwildkrautgesellschaften als Folge sich wandelnder Feldbaumethoden in den letzten 3 Jahrzehnten. Diss Bot, Bd. 78. Cramer, Vaduz
Otte A (1990) Die Entwicklung von Ackerwildkrautgesellschaften auf Böden mit guter Ertragsfähigkeit nach dem Aussetzen von Unkrautregulierungsmaßnahmen. Phytocoenol 19:43–92
Percival M, Womersley JS (1975) Floristics and ecology of the mangrove vegetation of Papua New Guinea. Botany Bulletin. Department of Forests, Lae
Petutschnig W (1998) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Kärntens. Carinthia II 188(108):221–218
Pfeiffer MA (2014) Heuschrecken und Klimawandel. Naturschutz Landschaftsplanung 44:205–212
Pinckaers J (1983) Brave hendrik (Chenopodium bonus-henricus L.), een verdwijnende soort? Natuurhist Maandblad 72(10/11):233–235
Pohle P, Gerique A (2008) Sustainable and non-sustainable use of natural resources by indigenous and local communities. In: Beck E, Bendix J, Kottke I, Makeschin F, Mosandl R (ed) Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador. Ecol Studies, Bd. 198. Springer, Berlin, S 331–345
Pohle P, Gerique A, López MF, Spohner R (2013) In: Bendix J, Beck E, Bräuning A, Makeschin F, Mosandl R, Scheu A, Wilcke W (Hrsg) Ecosystem services, biodiversity and environmental change in a tropical mountain ecosystem of Ecuador. Ecol Studies, Bd. 221. Springer, Berlin, S 219–234
Potthast T, Fischer L, Ott K, Piechocki R, Wierbinski N (2010) Vilmer Thesen zu Tourismus und Naturschutz. Naturschutz Landschaftspflege 42:325–332
Pounds AJ, Bustamante MR, Coloma LA, Consuegra JA, Fogden MPL, Foster PN, La Marca E, Masters KL, Merino-Viteri A, Puschendorf R, Ron SR, Sánchez-Azofeifa GA, Still CJ, Young BE (2006) Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. Nature 439:161–167
Primack RB (2010) Essentials of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland
Pringle RM (2005) The origins of the nile perch in Lake Victoria. BioSci 55:780–787
Pyšek A (1992) Bemerkungen zum gegenwärtigen Stand der westböhmischen Ruderalvegetation. Fol mus rer natur Bohem occid Plzeň Bot 36:1–18
Raskin R (2009) Berücksichtigung des Feldhamsters bei Eingriffen. Naturschutz Landschaftsplanung 41: 139-144
Raut S, Sharma, Bajracharya RM (2012) Biotic response to acidification of lakes – a review. Kathmandu University J Sci Engineerimg Technol 8:171–184
Reichle S, Ibisch PL (2003) Degradación y pérdida de la biodiversidad terrestre por su utilización directa: Fauna. In: Ibisch PL, Mérida G (Hrsg) Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado di conocimiento y conservación. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, S 217–219
Reinhardt F, Herle M, Bastiansen F, Streit B (2003) Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota. Umweltbundesamt Texte, Bd. 79/03. Umweltbundesamt, Berlin
Rennwald E (2000) Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde, Bd. 35.
Reuss JO, Johnson DW (1996) Acid deposition and the acidification of lakes and waters. Ecol Studies, Bd. 59. Springer, Berlin
Rich C, Longcore T (2006) Ecological consequences of artificial night lightning. Island Press, Covelo, Kalifornien
Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity Distribution 6(93):107
Riecken U, Schröder E (2012) Management kleinparzellierter Offenlandökosysteme. Naturschutz Biol Vielfalt 115:281
Riecken U, Finck P, Raths U, Schröder E, Ssymank A (2006) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands, 2. Fassung. Naturschutz Biol Vielfalt 34
Riecken U, Finck P, Raths U, Schröder E, Ssymank A (2010) Ursachen der Gefährdung von Biotoptypen in Deutschland. Natur Landschaft 85: 181-186
Rilov G, Crooks JA (Hrsg) (2009) Biological invasions in marine ecosystems. Ecological Studies, Bd. 204. Springer, Berlin
Robinson T (Hrsg) (1711) An account of several late voyages and discoveries: I. Sir John Narbrough's voyage to the South Sea. II. Captain J. Tasman's discoveries on the coast of the South Terra Incognita. III. Captain J. Wood's attempt to discover a north-east passage to China. IV. F. Marten's observations made in Greenland, and other northern Countries. Printed for D. Brown, London
Roedenbeck IA, Köhler W (2006) Effekte der Landschaftszerschneidung auf die Unfallhäufigkeit und Bestandesdichte von Wildtierpopulationen. Naturschutz Landschaftsplanung 38: 314-322
Ruthsatz B, Frankenberg T, Zoldan JW (2004) Zustand und Gefährdung von Flora und Vegetation des genutzten Grünlandes einer Mittelgebirgslandschaft im westlichen Hunsrück. Tuexenia 24:277–301

Sachverständigenrat für Umweltfragen (2012) Fischbestände nachhaltig bewirtschaften. Zur Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik. Aktuelle Stellungnahme Nr. 16. SRU, Berlin

Saint-Paul U (2010) Mangrove Dynamics and Management in North Brazil. Ecological Studies, Springer, Berlin und Heidelberg

Santiago-Alarcón D, Tanksley SM, Parker PG (2006) Morphological variation and genetic structure of Galapagos dove (Zenaida galapagoensis) populations: issues in conservation for the Galapagos bird fauna. Wilson J Ornithol 118:194–207

SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (1972) Inventar der zu erhaltenden Landschaften und Naturdenkmale von nationaler Bedeutung, 2. Aufl. SBN, Basel

Scheiter S, Higgins S (2008) Impacts of climate change on the vegetation of Africa: an adaptive dynamic vegetation modelling approach. Global Change Biol 9:2224-2246

Schmitz U, Ristow M, May R, Bleeker W (2008) Hybridisierung zwischen Neophyten und heimischen Pflanzenarten in Deutschland. Natur Landschaft 83:444–451

Scholz F (1999) Nomadismus ist tot. Geogr Rundschau 51:248–255

Schuckert U, Otte A (2002) Von der Landwirtschaft zur Freizeitnutzung – Chancen für die Artenvielfalt? Artenviefalt am Beispiel Golfplatz. Treffpunkt Biol Vielfalt II:259–264

Schumacher E, Kueffer C, Tobler M, Gmür V, Edwards PJ, Dietz H (2007) Influence of drought and shade on seedling growth of native and invasive tree species in the Seychelles. Biotropica 40:543–549

Schumann K, Wittig R, Thiombiano A, Becker U, Hahn K (2010) Impact of land-use type and bark- and leaf-harvesting on population stucture and fruit production of the baobab tree (Adansonia digitata L.) in a semi-arid savanna, West Africa. Forest Ecol Management 260:2035–2044

Senghor A (2010) Milieu humain/Human environment. In: Sinsin B, Kampmann D (Hrsg) Atlas de la biodiversité de l'Afrique de l'Ouest Tome 1/Biodiversity atlas of West Africa, Bd. 1. Benin, Universität Würzburg und Université Abomey-Calavi, Würzburg und Cotonou, S 34–43

Settele J, Margules CR, Poschlod P, Henle K (1996) Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht

Sieglstetter R (2002) Vegetationsökologische und soziokulturelle Untersuchungen zur Savannenvegetation der Südsudanzone Westafrikas und ihrer Nutzung und Wahrnehmung durch die ländliche Bevölkerung am Beispiel der Region Atakora im Nordwesten Benins. Diss FB Biowiss, Goethe Univ. Frankfurt

Sierro A, Frey Iseli M, Graf R, Dändliker G, Müller M, Schifferli L, Arlettaz R, Zbinden N (2009) Banalisation de lavifaune du paysage agricole sur trois surfaces témoins du Valais (1988 – 2006). Nos Oiseaux 56:129–148

Singleton I, Wich SA, Griffiths M (2008) Pongo abelii. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. www.iucnredlist.org. Zugegriffen: 11. Januar 2014

Stöcklin J, Bosshard A, Klaus G, Rudmann-Maurer K, Fischer M (2007) Landnutzung und biologische Vielfalt in den Alpen: Fakten, Perspektiven, Empfehlungen. Synthesebericht NFP 48. vdf Hochschulverlag, Zürich

Steftaris N, Zenetos A (2006) Alien marine species in the Mediterranean – the 100 "worst invasives" and their impact. Mediterranean Marine Science 7:87–118

Streftaris N, Zenetos A, Papathanassiou E (2005) Globalisation in marine ecosystems: The story of non-indigenous marine species across European seas. Oceanography Marine Biol 43:419–453

Stuart SN, Hoffmann M, Chanson JS, Cox NA, Berridge RJ, Ramani P, Young BE (2008) Threatened Amphibians of the World. Lynx Edicions, Barcelona, Spain; IUCN, Gland, Conservation International, Arlington

Sukopp H, Kowarik I (1983) Berücksichtigung von Neophyten in Roten Listen gefährdeter Arten. Schriftenreihe Vegetationskunde 18:105–113

Sukopp U, Neukirchen M, Ackermann W, Schweiger M, Fuchs D (2011) Die Indikatoren der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Jb Naturschutz Landschaftspflege 58:12–33

Sutton MA, Mason KE, Sheppard LJ, Sverdrup H, Haeuber R, Hicks W (2014) Nitrogen deposition, critical loads and biodiversity. Springer Science + Business Media, Dordrecht

Tanner KM, Zoller S (1996a) Wie Melierationen die Ausstattung der Kulturlandschaft verändern. Informationsblätter Forschungsber Landschaftsökol WSL 32:3–6

Tanner KM, Zoller S (1996b) Zum Ausmaß von Landschaftsveränderungen durch Meliorations-Eingriffe. Eine vergleichende Untersuchung in den Gemeinden Wintersingen, Arisdorf und Ormalingen. Regio Basiliensis 37:155–166

Tennison A, Martinson P (2007) Extinct birds of New Zealand. The Papa Press, Wellington

Terborgh J (1999) Requiem for nature. Island Press, Washington DC

Tischler F (1941) Die Vögel Ostpreußens und seiner Nachbargebiete. Ost-Europa-Verlag, Königsberg

Tomich PQ (1986) Mammals in Hawai'i: a synopsis and notational bibliography, 2. Aufl. Bishop Museum Press, Honululu

Trollope WSW, Trollope LA (2009) Fire effects and management in African grasslands and savannas. In: Squires VR (Hrsg) Range and animal sciences and resources management. EOLSS eBook Library, Oxford

United States Department of Defense (2008) Report to the Congress, Control of the Brown Tree Snake (BTS). http://www.afpmb.org/sites/default/files/contingency/5%20TAB%20B%20BTS%20REPORT%20TO%20CONGRESS%20Aug%202008

van der Meulen F, van der Hagen H, Kruijsen B (1987) Campylopus introflexus. Invasion of a moss in Dutch coastal dunes. Proc Koningl Nederlandse Acad Wetenshappen C 90:73–80

Verbücheln G, Hinterlang D, Pardey A, Pott R, Raabe U, van de Weyer K (1995) Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe LÖBF/LAfAO NRW, Bd. 5. LÖBF, Recklinghausen

Verbücheln G, Schulte G, Wolff-Straub R (1999) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Nordrhein-Westfalen. 1. Fassung. In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg) Rote Liste der gefähr-

deten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassg. Schriftenreihe LÖBF, Bd. 17., S 37–56
Wachter T, Lüttmann J, Müller-Pfannenstiel K (2004) Berücksichtigung von geschützten Arten bei Eingriffen in Natur und Landschaft. Naturschutz Landschaftsplanung 36:371–377
Walter T, Klaus G, Altermatt F, Amman P, Birrer S, Boller B, Capt S, Eggenschwiler L, Fischer J, Gonseth Y, Grünig A, Homburger H, Jacot K, Kleijer G, Köhler C, Kohler F, Kreis H, Loser E, Lüscher A, Meyer A, Murbach F, Rechsteiner C, Scheidegger C, Schierscher B, Schilperoord P, Schmid H, Schnyder N, Senn-Irlett B, Suter D, Zbinden N, Zumbach S et al (2010) Landwirtschaft. In: Lachat (Hrsg) Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Haupt, Bern, S 64–122
Wardle DA (2006) Hidden effects: the belowground consequences of introduced browsing mammals in New Zealand. In: Allen RB, Lee WG (Hrsg) Biological invasions in New Zealand. Ecological Studies, Bd. 186. Springer, Berlin, S 307–322
Werner DJ, Rockenbach T, Hölscher ML (1991) Herkunft, Ausbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie von Senecio inaequidens DC. unter besonderer Berücksichtigung des Köln Aachener Raumes. Tuexenia 11:73–107
Wesche K, Krause B, Culmsee H, Leuschner C (2009) Veränderungen in der Flächen-ausdehnung und Artenzusammensetzung des Feuchtgrünlandes in Norddeutschland seit den 1950er Jahren. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 21:196–210
Whitehouse AM (2001) Tusklessness in the elephant population of the Addo Elephant National Park, South Africa. J Zool 257:249–254
Wickens J (2009) Selling Indonesia's coast for cheap prawns and profit. http://www.theecologist.org/investigations/politics_and_economics/368669/se. Zugegriffen: 11. Januar 2014
Williams PA, Cameron EK (2006) Creating gardens: The diversity and progression of European Plant introductions. In: Allen RBLWG (Hrsg) Biological invasions in New Zealand. Ecological Studies, Bd. 186. Springer, Berlin, S 33–47
Winkler I (1995) Biotopkartierung in Österreich. Stand Juli 1994. Umweltbundesamt, Wien
Wissenschaftliche Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2013) Kurzstellungnahme Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. Selbstverlag, Berlin
Witte F, Goldschmidt T, Wanink JH, Olen MJP, van Goudswaard PC, Witte-Maas M, Bouton N (1992a) The destruction of an endemic species flock: quantitative data on the decline of the Haplochomine cichlids of Lake Victoria. Environmental Biol Fish 34:1–28
Witte F, Goldschmidt T, Goudswaard PC, Ligtvoet W, van Oijen MJP, Wanink JH (1992b) Species extinction and concomitant ecological changes in Lake Victoria. Netherlands. J Zool 42:214–232
Witte F, Msuku BS, Wanink JH, Seehausen O, Katunzi EFB, Goudswaard PC, Goldschmidt T (2000) Recovery of cichlid species in Lake Victoria: an examination of factors leading to differential extinction. Rev Fish Biol Fisheries 10:233-241
Wittig R (1979) Die Vernichtung der nordwestdeutschen Wallheckenlandschaft, dargestellt an Beispielen aus der Westfälischen Bucht. Landeskundl Karten Hefte Geogr Kommission Westfalen 12:57-61
Wittig R (1984) Sterben die Dorfpflanzen aus? Ergebnisse einer umfassenden Untersuchung der Dorfflora in 180 Dörfern Nordrhein-Westfalens. Der Gemeinderat 27(6):36–37
Wittig R (1989) Die aktuelle Vergesellschaftung von Chenopodium bonus-henricus in Westfalen - eine Betrachtung aus der Sicht des Artenschutzes. Natur Landschaft 64:515–517
Wittig R (2012) Geobotanik. Haupt, Bern
Wittig R, Michels C, Wetzstein SC (2006) Effects of irrigation on swamp forests drained by lignite mining. In Gafta D, Akeroyd J (ed): Nature Conservation. Concepts and Practice. Springer, Heidelberg, S 402-416
Wittig R, Neumann K (2013) Die westafrikanische Savanne – ein Lebensraum unter starkem anthropogenen Einfluss. Ber Reinhold-Tüxen-Ges 15:150–165
Wittig R, Becker U, Nawrath S (2010) Grassland loss in the vicinity of a highly prospering metropolitan area from 1867/68 to 2000 – the example of the Taunus (Hesse, Germany) and its Vorland. Landscape Urban Planning 95:175–180
Wittmann H, Strobl P (1990) Gefährdete Biotoptypen und Pflanzengesellschaften im Land Salzburg. Naturschutzbeiträge 9:90
Wright SD, Ackerman BB, Bonde RK, Beck CA (1995) Analysis of watercraft-related mortality of manatees in Florida, 1979-1991. In: O'Shea TJ, Ackerman BB, H.F. Percival HF (eds.) Population Biology of the Florida Manatee. US Department of the Interior. National Biol Service, Information Technol Report 1:259-268
Woike M (1989) Freizeitaktivitäten in Naturschutzgebieten. Jb Naturschutz Landschaftspflege 42:107–119
World Resources Institute (1985) Tropical forests: a call to action. World Resources Institute, Washington DC
Wrbka T (1990) Stand der Biotopkartierung in Österreich. Umweltbundesamt, Wien
Ziswiler V (1965) Bedrohte und ausgerottete Tiere. Springer, Berlin

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

12.1 Signale der Klimaänderung – 336

12.2 Auswirkungen auf Arten – 340

12.2.1 Ausweitungen und Veränderungen des Areals von Arten als Folge des Klimawandels – 340

12.2.2 Auswirkungen des Klimawandels auf Reptilien und Amphibien – 346

12.3 Zukünftige Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften und Ökosysteme – 348

12.3.1 Grundwasser und Binnengewässer – 350

12.3.2 Stark vom Grundwasser beeinflusste und/oder überflutungsabhängige terrestrische Biozönosen – 352

12.3.3 Marine Ökosysteme – 352

12.3.4 Alpine und montane Ökosysteme – 355

12.4 Der außereuropäische Bereich – 356

12.5 Allgemeine biozönotische und ökosystemare Auswirkungen – 357

12.6 Gewinner und Verlierer des Klimawandels – 358

12.7 Resümee und Ausblick – 361

Literatur – 362

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_12, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Der weltweite Klimawandel ist eine inzwischen nicht mehr zu leugnende Realität. Obwohl der erhöhte Ausstoß an Kohlendioxid und anderen Treibhausgasen bereits in den 1970 er-Jahren erkannt wurde und Wissenschaftler spätestens seit Beginn der 1980 er-Jahre verstärkt auf die weltweiten negativen Auswirkungen hingewiesen haben (Keeling 1973; Keeling et al. 1976; Brewer 1978; Junge 1978; Bach und Greuer 1980; Bach 1985), sind die weltweiten Gegenmaßnahmen immer noch so gering, dass der Anstieg ungebremst, eventuell sogar in erhöhtem Maße weiter fortschreitet. Ebenso rasant angestiegen ist die Zahl der wissenschaftlichen Artikel zum Thema und auch zahlreiche Bücher zum Thema wurden verfasst. In deutscher Sprache sind in jüngster Zeit zwei umfassende Bücher mit dem Titel „Klimawandel und Biodiversität" (Mosbrugger et al. 2012) bzw. „Biodiversität und Klimawandel" (Essl und Rabitsch 2013) erschienen. Seine Aktualität noch nicht verloren hat das englischsprachige Buch von Lovejoy und Hannah (2005). Mögliche Konsequenzen des Klimawandels für Pflanzenareale in Deutschland wurden von Pompe et al. (2009) aufgezeigt, Ansätze zur Modellierung der Auswirkungen beschreiben u. a. Kühn et al. (2009). Zum Klimawandel allgemein von Interesse ist das Buch von Kromp-Kolp und Formeyer (2005). Das vorliegende Kapitel stellt zunächst einige Klimasignale (▶ Abschn. 12.1), anschließend bereits erkennbare Auswirkungen auf der Ebene von Arten (▶ Abschn. 12.2) sowie auf ökosystemarer Ebene zu erwartende (▶ Abschn. 12.3, 12.4 und 12.5) sowie einige Gewinner und Verlierer des Klimawandels vor (▶ Abschn. 12.6). Abschließend wird ein kurzes Resümee gezogen (▶ Abschn. 12.7).

12.1 Signale der Klimaänderung

Klima ist das langfristige statistische Mittel der Wetterverhältnisse an einem Ort, besteht also aus den entsprechenden Werten aller Klimaparameter, von denen Temperatur und Niederschläge die auffälligsten sind und daher am häufigsten im Zusammenhang mit Klimaänderungen genannt werden. Zum Klima gehören aber auch Windstärke und Windrichtung, Sonnenscheindauer und chemische Zusammensetzung der Atmosphäre. Bei Temperatur und Niederschlägen kommt es nicht nur auf den Jahresdurchschnitt an, sondern auch (und in biologischen Zusammenhängen oft sogar mehr) auf den Jahresgang und die Extreme. Auch die Form des Niederschlages kann bedeutsam sein (Tau, Nieselregen, Starkregen, Hagel, Schnee).

Auf die veränderte chemische Zusammensetzung der Atmosphäre wurde bereits oben hingewiesen. Sie besteht in einem drastischen Anstieg der Konzentrationen von Kohlendioxid, Methan, Lachgas und weiteren klimarelevanten Gasen, sogenannten Treibhausgasen. Letztere Bezeichnung rührt daher, dass diese Gase, wie das Glas der Treibhäuser, zur Erwärmung des darunter liegenden Luftraumes führen, wobei dieser Effekt proportional zur Konzentration ist.

Als Folge des Treibhauseffektes, an dessen starker Beteiligung durch den Menschen kein Zweifel besteht (IPCC 2007; Allison et al. 2009) hat sich im Vergleich zur vorindustriellen Zeit die globale Jahresmitteltemperatur um 0,8 °C erhöht (Becker et al. 2012), wobei etwa 50 % dieses Anstiegs erst seit 1980 erfolgten. Die Temperaturerhöhung zeigt deutliche regionale Unterschiede (◘ Abb. 12.1a): Auf der nördlichen Halbkugel und dort insbesondere im Bereich der großen geografischen Breiten und im Inneren der Kontinente ist sie insgesamt betrachtet höher als auf der Südhalbkugel, wo es allerdings auch Regionen gleich großer Erwärmung gibt. In Europa sind die Britischen Inseln und der euatlantische Bereich Mitteleuropas vergleichsweise gering von der Erwärmung betroffen, während es den Mittelmeerraum, das östliche Skandinavien und den kontinentalen Osten stärker getroffen hat. Dieser Trend wird voraussichtlich anhalten (◘ Abb. 12.1b). In Mitteleuropa liegt der Temperaturanstieg mit 1,5 °C deutlich über dem globalen Mittel (Schönwiese et al. 2006), in Deutschland liegt er nach Becker et al. (2012) bei 1 °C, mit deutlichen Unterschieden zwischen dem Südwesten, wo im Saarland eine Differenz von 1,2 °C zu verzeichnen ist, und dem Nordosten, wo für Mecklenburg-Vorpommern nur 0,6 °C Unterschied zu verzeichnen sind (Müller-Westermeier et al. 2011). Von 1951 bis 2009 ist in Deutschland eine Zunahme der heißen Tage ($T_{max} \geq 30$ °C) zu verzeichnen (◘ Abb. 12.2a), was sich weiter verstärken wird, während die Zahl der Tage mit einer Schneedecke abgenommen hat. Kälteperioden wird es aber

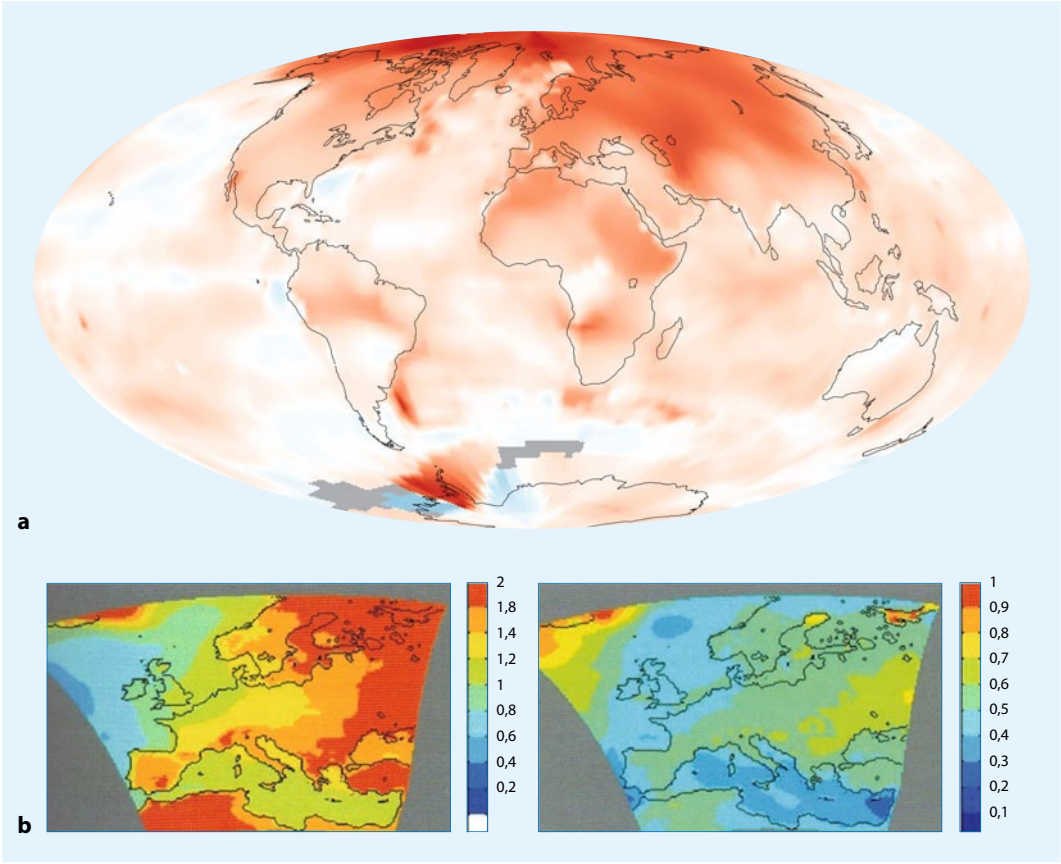


Abb. 12.1a,b Veränderungen der Jahresdurchschnittstemperatur; **a** global als Abweichung der Dekade 2000–2009 vom langjährigen Mittel 1951–1980; Regionen mit zu wenigen Daten sind grau gefärbt (aus Croci-Maspoli und Essl 2013); **b** modellierte Änderung der Mitteltemperatur in 2 m Höhe für den Zeitraum 2021–2050 im Vergleich zu 1961–1990 (aus Brasseur et al. 2012)

weiterhin geben, wenn auch in verringerter Häufigkeit (Abb. 12.2b). In Städten ist der Temperaturanstieg überdurchschnittlich hoch und wird dies auch weiterhin bleiben (Kuttler 2011), sodass mit einer entsprechenden Wirkung auf die städtische Biodiversität zu rechnen ist (Wittig et al. 2012). Da eines der Vorläufergase der Ozonbildung, das Peroxiacetylnitrat (PAN), erst bei höheren Temperaturen zersetzt wird, wobei die für die Ozonentstehung benötigten Stickstoffoxide freigesetzt werden, zieht der Temperaturanstieg eine Erhöhung der Ozonkonzentration nach sich (Kuttler und Straßburger 1999; Jacob und Winner 2009). Auch geben manche Pflanzenarten bei höheren Temperaturen vermehrt biogene Kohlenwasserstoffe ab, die ebenfalls zu den Ozon-Vorläufer-Substanzen zählen (Pacifico et al. 2009).

Als Folge des Temperaturanstiegs zeigen sich zwei weitere deutliche Signale: Das Septemberminimum des arktischen Meereises ist seit 1959 von etwa 8,2 Mio. km^2 auf im ersten Jahrzehnt dieses Jahrtausends weniger als 5 Mio. km^2 geschrumpft, wobei der Rückgang weit schneller erfolgte, als es die Mehrzahl der Klimamodelle erwarten ließ (Abb. 12.3). Der für das Jahr 2100 modellierte Tiefstand von nur noch gut 2 Mio. km^2 wird also höchstwahrscheinlich viel früher erreicht werden. Analog dazu sind auch die alpinen Gletscher weltweit stark geschrumpft (Abb. 12.4). Das Schmelzen der Eismassen ergibt ein weiteres Signal, den globalen Anstieg des Meeresspiegels um etwa 20 cm seit 1900 (Kemp et al. 2011).

Auch die Menge des jährlichen Niederschlages hat sich im vergangenen Jahrhundert verändert,

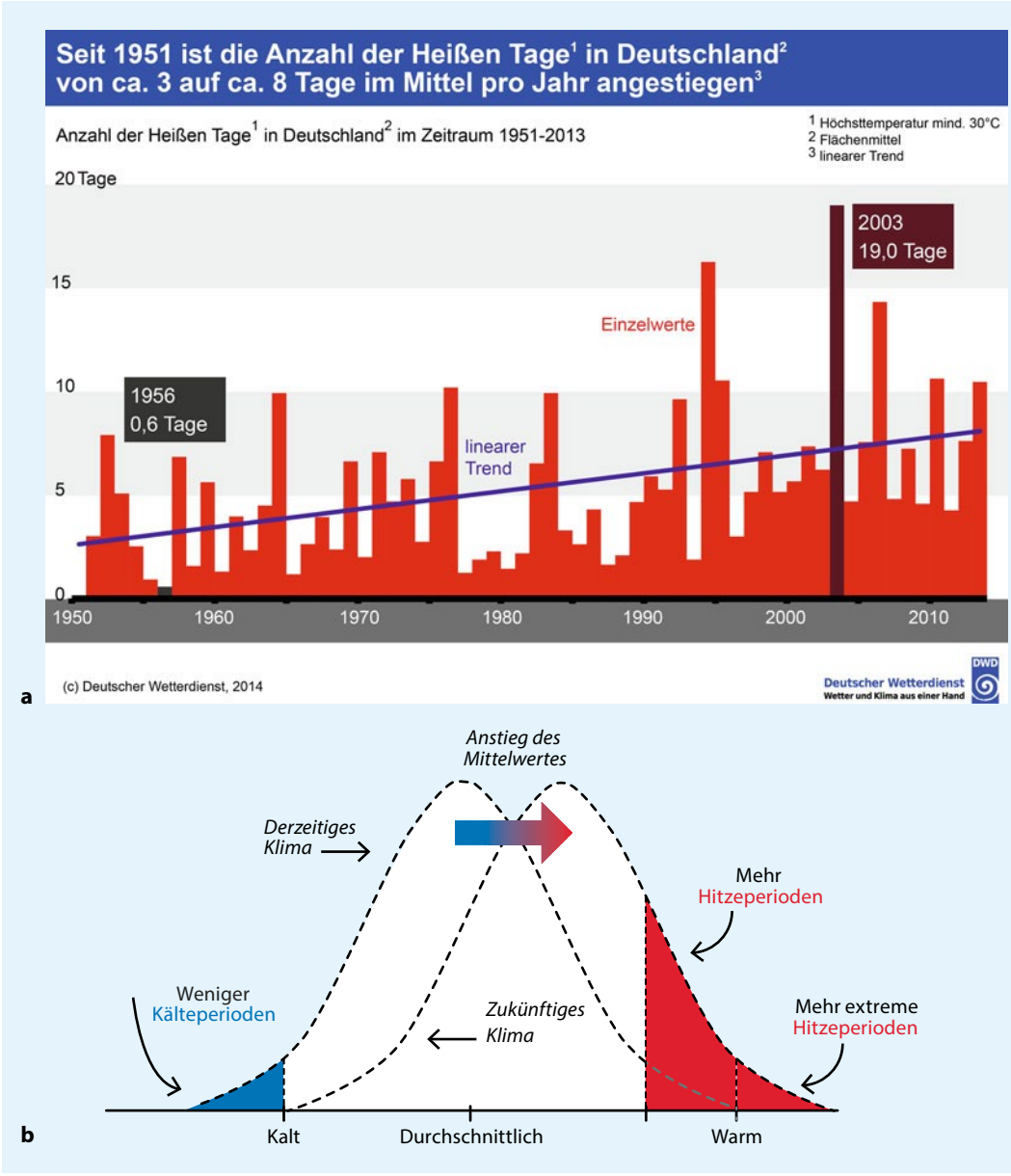


Abb. 12.2a,b Zunahme heißer Tage und von Hitzeperioden; **a** Gebietsmittel der Zahl der heißen Tage ($T_{max} \geq 30\,°C$) in Deutschland vom 1951 bis 2009 (aus Becker et al. 2012); **b** zu erwartende weitere Zunahme von Hitzeperioden (aus Croci-Maspoli und Essel 2013; nach IPCC 2007)

wobei teils Zu- und teils Abnahmen zu verzeichnen sind (Abb. 12.5): Besonders stark war der Rückgang im subtropischen Afrika südlich der Sahara. In Europa besteht ein deutlicher Gradient vom Südwesten (fast keine Zunahme in S-Spanien) in Richtung Nordosten (starke Zunahme in Skandinavien und im nördlichen Russland), der sich in nächster Zeit fortsetzen wird (Brasseur et al. 2012). In Deutschland ist das Gebietsmittel des Niederschlags im vergangen Jahrhundert um etwa 10 % gestiegen. Die Verteilung der Zunahme ist allerdings im Jahresverlauf uneinheitlich: Sommerlich

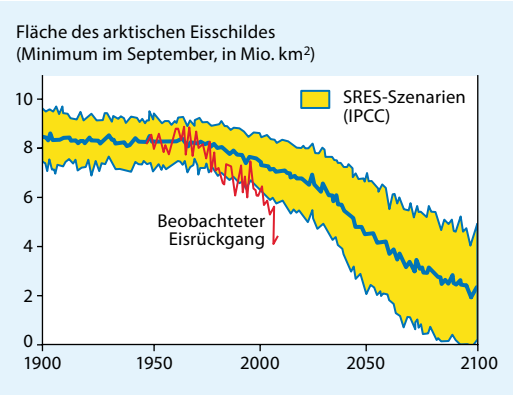


Abb. 12.3 Der Rückgang des Eises. Entwicklung der Flächenausdehnung des arktischen Meereises seit 1950 bis heute im Vergleich mit der prognostizierten Entwicklung (nach Allison et al. 2009; aus Croci-Maspoli und Essl 2013); *blaue Fläche*: Bandbreite der Modelle auf Basis der verwendeten Temperaturszenarien; schwarze Linie: Mittelwert der Modelle; rote Linie: beobachtete Werte



Abb. 12.4 Die nach Rückzug des Pasterze-Gletschers in den vergangenen Jahrzehnten freigewordene Fläche (aus Essl und Rabitsch 2013) wird allmählich von einer offenen Pioniervegetation besiedelt. Foto O. Stöhr

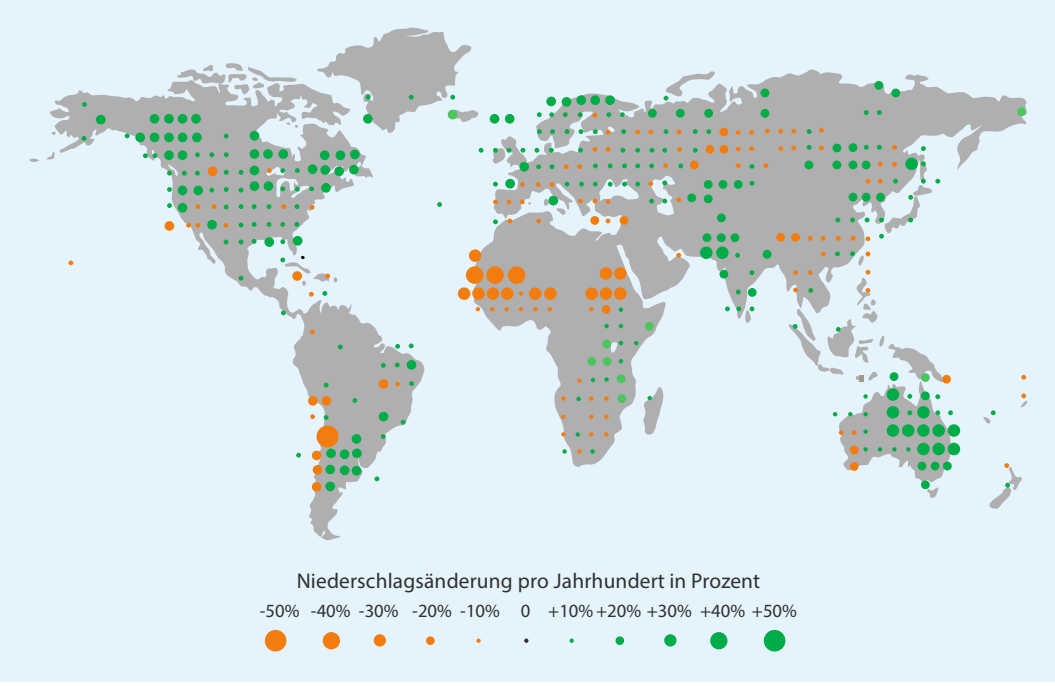


Abb. 12.5 Globale Veränderungen der Niederschläge. (nach IPCC 2001; aus Croci-Maspoli und Essl 2013)

besteht kein gut sichtbarer Trend, in allen anderen Jahreszeiten gab es dagegen mit Ausnahme des Aprils mehr Niederschläge.

12.2 Auswirkungen auf Arten

Nicht immer ist es leicht, bei der Identifizierung der Ursachen für die Veränderungen von Fauna und Flora zwischen Nutzungsänderungen inklusive eventueller direkt oder oft indirekt damit verbundener Emissionen (Eutrophierung) und Klimawandel zu unterscheiden (z. B. Diekmann 2010), wobei aber zumeist plausibler ist, dass der Nutzungswandel (noch) überwiegt (Huwer und Wittig 2012, 2013). Dies gilt insbesondere für Entwicklungsländer (z. B. Wittig et al. 2007), wo derzeit der in den Industrieländern bereits weitgehend abgeschlossene Übergang von kleinbäuerlicher zu industrieller Landwirtschaft und dazu noch eine großflächige Waldvernichtung erfolgen. Allerdings gibt es bereits mehrere Untersuchungen, die eindeutig auf den Klimawandel als direkte Ursache von Änderungen hindeuten. Diese Änderungen bestehen im Wesentlichen in der beobachteten Arealverschiebung oder -erweiterung von Arten Richtung Norden und sind bedingt durch den Temperaturanstieg. Hierauf wird in ▶ Abschn. 12.2.1 näher eingegangen. Die Zusammenhänge zwischen dem Klimawandel und seinen Auswirkungen auf Tierarten sind bei Weitem nicht auf solche Veränderungen der Verbreitung beschränkt und zeigen sich schon heute besonders markant am Beispiel von Reptilien und Amphibien. Diesen wird deswegen ein eigener Abschnitt ▶ Abschn. 12.2.2 gewidmet.

12.2.1 Ausweitungen und Veränderungen des Areals von Arten als Folge des Klimawandels

Ein markantes Beispiel aus dem marinen Bereich ist die Nord-Ausweitung des Areals der früher nur als seltener Irrgast in der Nordsee auftretenden und noch 1990 nach Norden nur bis maximal zur Höhe der deutschen Küste (54 N) vordringenden Streifenbarbe (*Mullus surmelutus*), die im Jahre 2005 bereits am Nordzipfel Englands (59,5 N) nahezu flächendeckend gefunden wurde und vereinzelt auch vor den Shetland-Inseln (61 N) vorkam (◘ Abb. 12.11). Auch die Ausbreitung der Trapezkrabbe (*Goneplax rhomboides*) in der Nordsee bis nach Schweden (Lindley und Kirby 2010) sowie die Massenvermehrung der aus Aquakulturen entwichenen Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*; Wehrmann et al. 2000; Brandt et al. 2008; Schmidt et al. 2008) stehen in eindeutigem Zusammenhang mit den erhöhten Wassertemperaturen (Neumann et al. 2013; Schmidt et al. 2010). Weitere Beispiele für Arealerweiterungen von Tieren sind in ◘ Tab. 12.1 enthalten. Neben dem Auftreten von Arealerweiterungen in Richtung Norden oder dem Höhersteigen in Gebirgen gibt es auch zahlreiche Beobachtungen zum Verhalten von Tieren, die als Reaktion auf das erwärmte Klima zu verstehen sind (◘ Tab. 12.2; ◘ Abb. 12.6).

Unübersehbar ist das Höhersteigen der Alpenflora und die daraus resultierende Zunahme der Artenzahl auf Gipfeln, die bisher wenigen extrem kälteresistenten Arten vorbehaltenen waren (Hofer 1992; Grabherr et al. 1994; Pauli et al. 2007, 2012). Besonders stark ausgebreitet hat sich in den mitteleuropäischen Alpen nach Vittoz et al. (2009) der Alpen-Löwenzahn (*Taraxacum alpinum*), der als typischer Rohbodenpionier die bisher vegetationsfreien oder nur spärlich besiedelten alpinen Schuttflächen mithilfe seiner flugfähigen Samen schnell kolonisieren kann. Die aufgrund der Artenzunahme verstärkte Konkurrenz hat andererseits bereits dazu geführt, dass an extrem raue Klimabedingungen angepasste, aber konkurrenzschwache Pionierarten stellenweise deutlich abgenommen haben, beispielsweise das Einblütige Hornkraut (*Cerastium alpinum*) auf einem Gipfel der Stubaier Alpen (Pauli et al. 2007). Auch in der Tierwelt wurde in mehreren Regionen, allerdings noch nicht in den Alpen, ein Anstieg der Artenzahlen in Berglagen aufgrund von Einwanderungen festgestellt, z. B. von Tagfaltern in Großbritannien (Hill et al. 2002), in Tschechien (Konvicka et al. 2003) und im Mittelmeerraum (Battisti et al. 2006). In anderen Fällen lässt sich der Grund für das Höhersteigen nicht eindeutig auf das veränderte Klima zurückführen, so beim Weißstorch (*Ciconia ciconia*) in Polen (Tryjanowski et al. 2005) und bei diversen Brutvögeln in den italienischen Alpen (Popy et al. 2010). Auch der

Tab. 12.1 Im Verlauf der letzten Jahrzehnte erfolgte Arealerweiterungen von Tierarten, die als Reaktion auf Klimaerwärmung deutbar sind (aus Rabitsch et al. 2013, ergänzt)

Gruppe	Anzahl Arten (Region)	Auswirkung	Quelle
Vögel	12 Arten (Großbritannien)	Durchschnittliche Arealverschiebung nach Norden um 18,9 km in 20 Jahren	Thomas u. Lennon (1999)
Fische (marin)	13 von 36 Arten (Nordsee)	Arealverschiebung nach Norden um 48–403 km seit 1977	Perry et al. (2005)
Libellen	23 Arten (Großbritannien)	Durchschnittliche Arealverschiebung nach Norden um 88 km in 35 Jahren	Hickling et al. (2005)
Schmetterlinge	22 von 35 Arten (Europa)	Arealverschiebung nach Norden um 35–240 km	Parmesan et al. (1999)
Schmetterlinge	Pinien-Prozessionsspinner (*Thaumatopoea pityocampa*) (Frankreich)	Arealverschiebung nach Norden um 87 km in 32 Jahren	Battisti et al. (2006)
Schmetterlinge	75 Wanderfalter (Großbritannien)	Anstieg der Zahl der Wanderfalter zwischen 1982 und 2005	Sparks et al. (2007)
Heuschrecken	7 Arten (Rheinland-Pfalz)	Neuauftreten	Pfeifer (2012)
Krabben	*Goneplax rhomboides*	Arealerweiterung von S in die Nordsee hinein	Neumann et al. (2013)
16 verschiedene Tiergruppen	275 Arten (Großbritannien)	Arealverschiebung nach Norden um 12–25 km pro Dekade	Hickling et al. (2005)

Tab. 12.2 Beispiele für Änderungen im Verhalten von Tieren, die nur als Auswirkungen der Klimaerwärmung zu erklären sind (aus Rabitsch und Herren 2013)

Gruppe	Untersuchte Artenzahl	Untersuchungszeitraum (Region)	Effekte	Quelle
Vögel	65	1971–1995 (Großbritannien)	Mittlere Eiablage von 20 Arten um 8,8 Tage früher	Crick et al. (1997)
Vögel	65	1958–1989 (Schweiz)	Herbstzug von Langstreckenziehern früher, von Kurzstreckenziehern später	Jenni und Kéry (2003)
Vögel	2	1980–2002 (Europa)	Eiablage 1,7 bis 4,6 Tage früher	Both et al. (2004)
Vögel	96	1973–2002 (Schweden)	Frühlingsankunft + 2,1 bis + 3,0 Tage	Stervander et al. (2005)
Fische	3	1948–2009 (Schweiz)	Laichzeit um drei Wochen früher	Wedekind und Küng (2010)

Tab. 12.2 *(Fortsetzung)* Beispiele für Änderungen im Verhalten von Tieren, die nur als Auswirkungen der Klimaerwärmung zu erklären sind (aus Rabitsch und Herren 2013)

Gruppe	Untersuchte Artenzahl	Untersuchungszeitraum (Region)	Effekte	Quelle
Amphibien	2	1979/1982 u. 1990/1994 (Großbritannien)	Ablaichen um 2 bzw. 3 Wochen früher	Beebee (1995)
Libellen	37	1995–2004 (Niederlande)	Mittlere Flugperiode um 9,8 Tage früher	Dingemanse und Kalkman (2008)
Libellen	25	1960–2004 (Großbritannien)	Flugperiode um 1,5 Tage pro Dekade früher	Hassall et al. (2007)
Tagfalter	17	1988–2002 (Spanien)	Erstes Auftreten um 2,2 Wochen früher; mittlere Flugperiode um 1,5 Wochen früher	Stefanescu et al. (2003)
Tagfalter	36	1976–1992 (Großbritannien)	Erstes Auftreten und Höhepunkte der Flugperiode um 2 bis 10 Tage früher (bei 25 Arten)	Roy und Sparks (2000)
Tagfalter	1	1982–2002 (Schweiz)	Erstes Auftreten um 9 (Männchen) und 12 (Weibchen) Tage pro Dekade früher	Dell et al. (2005)
Kleinschmetterlinge	104	1975–1994 (Niederlande)	Mittlere Flugperiode um 13,5 Tage früher	Ellis et al. (1997)
Rippenquallen	2	1975–2004 (Nordsee)	Abundanz-Höhepunkte um mehrere Wochen früher	Schlüter et al. (2010)

Höhenanstieg der Waldgrenze in den Alpen ist nicht sicher oder zumindest nicht allein auf gestiegene Temperaturen zurückzuführen, sondern als Folge nachlassender Almnutzung zu werten ist (Dirnböck et al. 2003; Gehring-Fasel et al. 2007). Fast überall in Europa wurde nämlich die Waldgrenze durch Weidenutzung anthropogen erniedrigt, die Nutzungsaufgabe führt nun zur Wiederherstellung der natürlichen Waldgrenze.

Klötzli et al. (1996) beobachteten in Wäldern im Süden der Schweiz eine Ausbreitung laurophyller Gehölzarten, was sie als Effekt des Klimawandels deuten. In den zentralen Bereichen Mitteleuropas können derart deutliche Veränderungen der Waldvegetation allerdings noch nicht festgestellt werden (siehe z. B. Huwer und Wittig 2012). In einer gemeinsamen Analyse des Vorkommens von Waldarten in Süd-Schweden (Vergleich 1938 mit 1996) und im Elbe-Weser-Gebiet (1987/2003) fand Diekmann (2010) eine leichte Zunahme von Wärmezeigern, wobei aber die deutlichsten Trends bei solchen Arten zu erkennen waren, die gleichzeitig Stickstoffzeiger sind, sodass eine klare Ursachenzuordnung nicht möglich war.

Manche Autoren diskutieren allerdings das in ihren Regionen festgestellte Eindringen des Efeus in die Baumschicht als mögliche Folge des Temperaturanstiegs (siehe Dierschke 2005). Auch breitet sich die Lorbeer-Kirsche (*Prunus laurocerasus*) seit einigen Jahren in mitteleuropäischen Wäldern

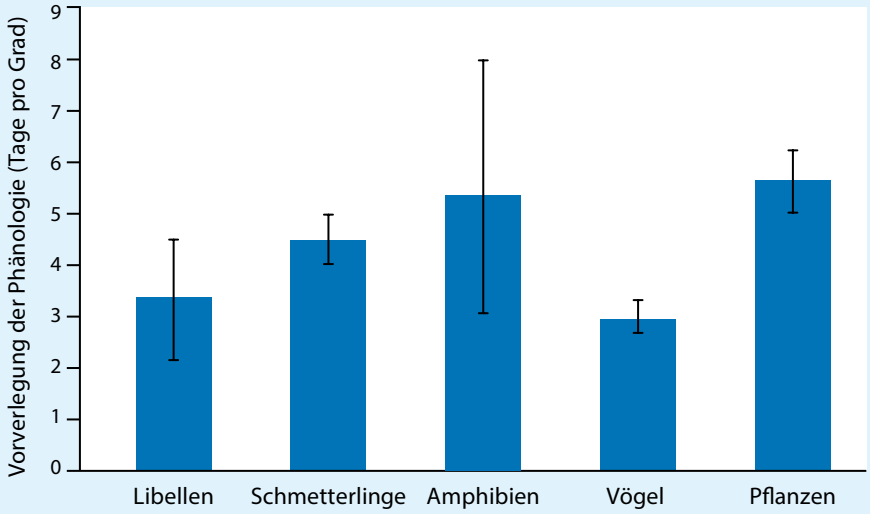


Abb. 12.6 Phänologische Veränderungen bei Tieren. (aus Essl und Rabitsch 2013)

aus (siehe z. B. Berger und Walther 2007; Meduna et al. 1999), allerdings (noch?) bevorzugt in Siedlungsnähe, wo sie ein sehr beliebter Hecken- und Zierstrauch ist. Die Ausbreitung kann deshalb als Klimafolge, aber auch als Resultat verstärkter Anpflanzung gedeutet werden. Andere ebenfalls häufig gepflanzte Immergrüne, z. B. *Mahonia aquifolium*, verwildern (bisher?) meist nur im Siedlungsbereich. Nach Kollmann et al. (2010) lässt sich für Dänemark und Norddeutschland noch kein signifikanter Beweis dafür erbringen, dass die Massenausbreitung von Neophyten in Zusammenhang mit dem Klimawandel steht. Die Autoren zeigen aber, dass das Klima für den Invasionsprozess wichtig ist, sodass in Zukunft verstärkt mit der Ausbreitung von Neophyten gerechnet werden kann. Die Ausbreitung von *Prunus laurocerasus* und anderen Neubürgern könnte sich also auf die zweifellos vermehrte Anpflanzung dieser Arten gründen und der Rückgang der Kühlezeiger, die besonders in Feucht- und Bergwiesen vorkamen, auf Nutzungsänderung (Entwässerung der Feuchtwiesen, Aufforstung oder zumindest Nutzungsaufgabe der Bergwiesen). Die Einwanderung der kälteempfindlichen Stechpalme nach Skandinavien (Walther et al. 2005) ist sicherlich erst durch den Klimawandel möglich geworden, wurde aber auch durch massenhafte Anpflanzung begünstigt.

Weitere Beobachtungen, die als Folge des Klimawandels (inklusive des maßgeblich am Klimawandel beteiligten Anstiegs der CO_2-Konzentration der Atmosphäre) gedeutet werden können, sind **Verlängerung der Vegetationszeit**, **Steigerung des Biomassenzuwachses** von Bäumen sowie **Rückgang von Kühlezeigern** (Tab. 12.3). Mit Ausnahme der verlängerten Vegetationszeit und des Höhersteigens von Arten in den Alpen lassen sich aber alle anderen in dieser Tabelle aufgelisteten Phänomene auch ohne Temperaturanstieg erklären: So könnte der gesteigerte Biomassenzuwachs allein auf den gestiegenen Stickstoffeinträgen und dem Düngeeffekt der erhöhten CO_2-Konzentration in der Luft beruhen, die Ausbreitung von Wärmezeigern auf Ruderalisierungs- und Verstädterungserscheinungen oder einer vermehrten Anpflanzung in Gärten und Anlagen. Die zurückgegangenen Kühlezeiger sind fast ausschließlich Arten oligotropher Standorte, wurden also im Zuge der allgemeinen Eutrophierung stark benachteiligt. Zusammengenommen darf man aber zweifellos von „Fingerprints" des Klimawandels reden (Walther et al. 2001), auch wenn, wie bereits einführend erwähnt, abgesehen vom alpinen Bereich, Nutzungswandel momentan noch der stärkere Antrieb für Vegetationsveränderungen ist.

Während forstlich angebaute Holzarten und andere Nutzpflanzen zwar eventuell in bestimm-

Tab. 12.3 Als Hinweis auf Klimaerwärmung interpretierbare Beobachtungen in Flora und Vegetation (aus Wittig 2012, ergänzt)

Kategorie	Beobachtung	Quelle (Beispiel)
Phänologie	Verlängerung der Vegetationszeit	Menzel (2000)
	Vorverlegung der Blühphase	Schönrock et al. (2013)
Wachstum	Stärkeres Baumwachstum	Pretzsch (1999)
Flora	Ausbreitung laurophyller Arten	Berger und Walther (2007)
	Höhersteigen alpiner Arten	Pauli et al. (2007)
	Zunahme der Artenzahl auf Gipfeln	Hofer (1992)
	Ausbreitung thermophiler Samenpflanzen	Loacker et al. (2007)
	Ausbreitung thermophiler Landmoose	Frahm und Klaus (1997)
	Ausbreitung kälteempfindlicher Wassermoose	Frahm (1997)
	Rückgang von „Kühlezeigern"	Wittig und Nawrath (2000)
	Arealverschiebungen	Wittig et al. (2007)
Vegetation	Laurophyllisierung der Wälder	Klötzli et al. (1996)
	Höhenanstieg der Waldgrenze	Dirnböck et al. (2003)
	Anstieg des mittleren *T*-Zeigerwertes	Löffler (2010)
	Mehr *Hedera helix* in der Baumschicht	Dierschke (2005)

ten Regionen klimabedingt erlöschen werden, vom Menschen dann aber in Zukunft in „passenden" Regionen angebaut und dementsprechend den Klimawandel überstehen werden (▶ Box 12.1), müssen alle anderen Arten analog wie dies früher im Zuge des Wechsels von Warm- und Kaltzeiten erfolgte (▶ Abschn. 2.2.3), allerdings wohl in deutlich kürzerer Zeit, auf den Klimawandel durch Arealveränderung reagieren, um zu überleben. Hierbei sind zwei prinzipiell anders gelagerte Fälle zu unterscheiden:

- rezentes und potenzielles zukünftiges Areal überschneiden sich,
- rezentes und potenzielles zukünftiges Areal sind voneinander getrennt.

Überschneiden sich aktuelles und potenzielles Areal, so wird die Art den Klimawandel überleben. Je nach Form des aktuellen Areals ist jedoch mit Verringerung der genetischen Diversität zu rechnen (Abb. 12.7). Außerdem ist zu bedenken, dass die meisten Modelle bisher nur Klimavariablen berücksichtigen. Es wird darin also ein Gebiet als potenzielles Areal ausgewiesen, das vom Klima her geeignet ist, ob hingegen die Böden geeignet sind und ob der momentan dort herrschende Einfluss des Menschen ein Überleben der Art dort zulässt, wird nicht berücksichtigt. Überschneiden sich aktuelles und potenzielles Areal nicht, so hängt das Überleben der Art von ihrer **Wanderungsgeschwindigkeit** ab, die in erster Linie durch die im Normalfall maximal von Individuen der Art überwindbare Strecke bestimmt wird und von Art zu Art und insbesondere im Vergleich höherer Taxa sehr unterschiedlich ist, wie Tab. 12.4 am Beispiel einiger Tiergruppen zeigt. Langsam wandernde Arten werden gegebenenfalls vom Klimawandel überholt, können also ihr neues potenzielles Areal nicht erreichen, wobei seltene Extremereignisse in Einzelfällen aber doch eine schnellere Ausbreitung ermöglichen können, worüber aber noch wenig bekannt ist. Der Ausbreitungsbiologie (Bonn und Poschlod 1998), d. h. der Erforschung der Ausbreitungsstrategien und -chancen, kommt daher im Hinblick auf Voraussagen über die Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität große Bedeutung zu.

Wichtig ist aber auch die Fähigkeit zur Überwindung von Hindernissen, wie Gewässer und Bergketten. Aber auch ungeeignete Lebensräume, z. B. eine waldfreie Agrarlandschaft im Falle wenig

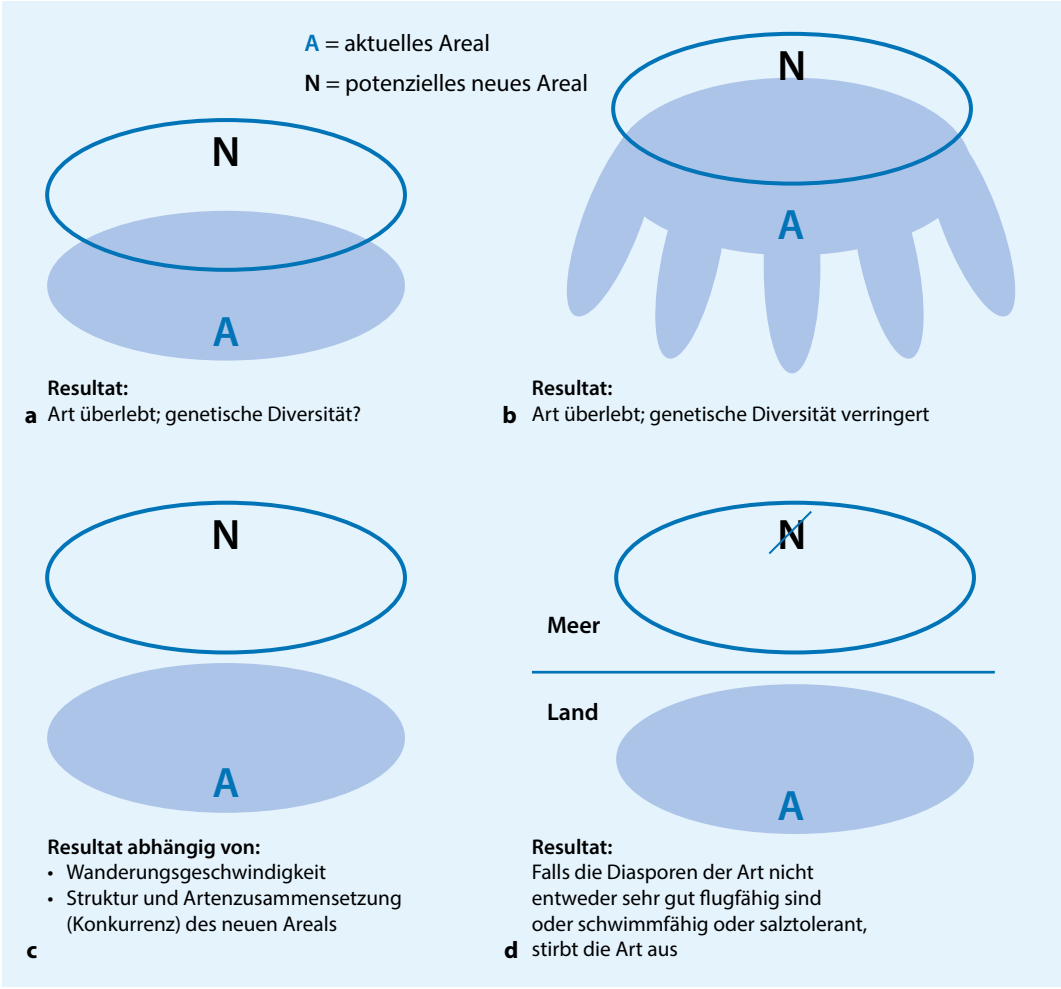


Abb. 12.7a–d Schema von Arealveränderungen und deren Auswirkungen auf die genetische Diversität und den Fortbestand der Art. Voraussetzungen zum Verständnis der Abbildungen: **a** die Art ist aufgrund ihres geschlossenen Areals wahrscheinlich genetisch nicht stark differenziert; **b** die Art ist in ihrem südlichen Teilareal aufgrund dessen Aufspaltung wahrscheinlich genetisch stark differenziert; **c** zwischen altem und neuem Areal liegt kein Hindernis; **d** zwischen altem und neuen Areal liegt ein von vielen Arten nicht zu überwindendes Hindernis (hier ein Meer). (aus Wittig 2012)

mobiler Waldtiere und ameisenverbreiteter Waldpflanzen, können unüberwindliche Hindernisse darstellen. Für flugunfähige Insekten, Schnecken, Asseln etc. kann bereits eine breite, auch nachts stark befahrene Straße das Ende der Wanderung bedeuten. Aber selbst, wenn eine Art ein ihr klimatisch zusagendes Gebiet erreichen kann, trifft sie dort wahrscheinlich auf eine Biozönose mit Konkurrenz-, Nahrungs-, Prädations- und Parasitierungsbedingungen, an die sie aufgrund ihrer Evolutionsgeschichte gar nicht in jeder Hinsicht angepasst sein kann. Ihr Überleben ist also mit Erreichen des potenziellen Areals noch nicht gesichert, denn bei den meisten Arten ist das realisierte Areal (erheblich) kleiner als das potenzielle. Bei einem Überleben der Art wird es daher auf jeden Fall zu einer Veränderung des Genpools kommen, denn es werden die Individuen im Vorteil sein, die an die neuen Bedingungen genetisch präadaptiert sind. Zudem können Teilpopulationen im Zuge der Wanderung erlöschen; selbst bei Arealüberschneidung ist es im Falle großer Areale, aber geringer

Tab. 12.4 Entfernungen, die von Tieren noch regelmäßig überwunden werden können* (aus Essl et al. 2013)

Tiergruppe	Anzahl untersuchter Arten	Beobachtete Maximaldistanzen [km]	
		von	bis
Säuger	16	0,22	97
Vögel	14	2	5170
Amphibien	11	0,3	10
Libellen	14	0,12	100
Heuschrecken	14	0,05	6
Tagfalter	39	0,25	13

*Von den dort aufgeführten zehn Tiergruppen wurden nur diejenigen berücksichtigt, von denen mindestens elf Arten untersucht wurden. Die Maximaldistanzen beziehen sich auf die Planung von Biotopen, bei denen ein Austausch zwischen Populationen gewährleistet ist. Sie dürften daher auch für die Gründung neuer Populationen relevant sein

Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erwarten, dass der Genpool der südlichen Randpopulationen verloren geht.

Schlumprecht et al. (2010) konstatieren für 43 der in Deutschland vorkommenden FFH-Arten eine hohe Gefährdungsdisposition, dagegen für nur 22 eine niedrige. Weiterhin stellen diese Autoren fest, dass Arten des FFF-Anhangs II im Mittel stärker durch den Klimawandel gefährdet sind als die der Anhänge IV und V und dass Säugetiere kaum gefährdet sind. Als besonders stark gefährdet werden Käfer und Schmetterlinge angesehen, gefolgt von Arten, die Habitatkomplexe aus Gewässern und deren Umfeld benötigen, sowie auch rein aquatische Arten.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass das Überleben der Arten und die Entwicklung ihrer genetischen Struktur beim Klimawandel von folgenden Faktoren abhängig sind:

- Lage des alten und potenziellen neuen Areals zueinander,
- Wanderungsgeschwindigkeit,
- Wanderungshindernisse,
- Struktur des neuen Areals,
- Zusammensetzung der Biozönose im neuen Areal.

12.2.2 Auswirkungen des Klimawandels auf Reptilien und Amphibien

Lurche und Kriechtiere sind aus mehreren Gründen sehr stark von den Umgebungsbedingungen abhängig. Zum einen sind sie als ektotherme Tiere in ihren Lebensfunktionen ganz oder zumindest wesentlich von der Umgebungstemperatur abhängig. Zweitens sind sie aufgrund ihrer etwa im Vergleich zu Vögeln geringen Mobilität eingeschränkt in der Überwindung von größeren Distanzen zur Erreichung geeigneter Lebensräume und dürften schon aus diesem Grund besonders empfindlich auf Habitatveränderungen reagieren. Mit ihrer Abhängigkeit von strukturell geeigneten und zur richtigen Zeit verfügbaren Gewässern zur Fortpflanzung reichen den allermeisten Amphibienarten geeignete Landhabitate nicht aus, sondern die Laichgewässer bilden für sie einen stark limitierenden Faktor. Des Weiteren sind zumindest in den gemäßigten Breiten die Aktivitäten von Reptilien und Amphibien jahreszeitlich eingebunden.

In der Tat wurde für den Yellowstone Nationalpark bereits nachgewiesen, dass der anthropogene Klimawandel zu veränderten bzw. verringerten Niederschlägen und damit zu einem Rückgang geeigneter Laichgewässer führte. Dadurch haben die dort einst häufigsten drei Amphibienarten, der Tigersalamander (*Ambystoma tigrinum*) sowie die beiden

Froscharten *Pseuacris triseriata* und *Rana luteiventris*, seit den frühen 1990er-Jahren dramatische Bestandsrückgänge zu verzeichnen (MacMenamin et al. 2008). Ähnliche Befunde stellten D'Amen und Bombi (2009) in Italien fest mit einem Rückgang von Gemaltem Scheibenzüngler (*Discoglossus pictus*), Laubfrosch (*Hyla intermedia*) und Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*). Die Gründe liegen im räumlichen und zeitlichen Wassermangel und im Temperaturanstieg, wobei Arten mit einer langen Larvalphase im Wasser einem höheren Risiko der Austrocknung ausgesetzt sind.

In England wurde beim Grasfrosch *(Rana temporaria*) eine durchschnittlich um zweieinhalb Wochen frühere Anwanderung zum Laichgewässer und früheres Ablaichen beobachtet (Scott et al. 2008). Ein späterer Kälteeinbruch könnte hier den Fortpflanzungserfolg gefährden.

Der Klimawandel wirkt sich auch auf die Gesundheit der Tiere aus. Ebenfalls in England stellte Reading (2007) nämlich eine Reduktion der Fitness bei der Erdkröte (*Bufo bufo*) im Frühjahr fest und führt dies auf höheren Energieverbrauch während der Hibernation in zu warmen Wintern zurück. Andererseits kann die veränderte Energiebilanz im Winter und/oder mehr verfügbares Futter nach der Winterstarre auch die Ursache sein für stärkeres Größenwachstum bei männlichen Teich- und Seefröschen (*Pelohylax lessonae*, *P. ridibundus*) in Polen (Tryjanowski et al. 2006).

Bezüglich der Gesundheit von Amphibien wurde nachgewiesen, dass veränderte Klimabedingungen eine stärkere Anfälligkeit für Krankheiten hervorrufen und zwar im Zusammenhang mit der Ausbreitung des Pilzes *Batrachochytrium dendrobatidis*, der die Amphibienbestände fast weltweit massiv gefährdet (u. a. Harvell et al. 2002; Rödder et al. 2008; Kielgast et al. 2010). Ungeklärt ist, ob die erhöhte Anfälligkeit durch gesunkene Fitness der Opfer oder durch höhere Aggressivität der Pathogene (oder beides) verursacht ist.

Unter Auswertung verschiedener Studien berichten Rödder und Schulte (2010) von einem interessanten Wirkungskomplex des Klimawandels auf die Waldeidechse (*Zootoca vivipara*), der hier kurz referiert sei. Im französischen Zentralmassiv wurde festgestellt, dass der Anstieg der Überlebensraten von Waldeidechsen mit Temperaturanstiegen korreliert ist, weil dadurch vor dem Wintereintritt länger Futter verfügbar ist, d. h. die Tiere mit besserem Ernährungszustand in die Winterstarre gehen und/oder weil nach der Winterstarre ein besseres Angebot an Nährtieren herrscht (Chamaille-Jammes et al. 2006). Massot et al. (2008) fanden einen Zusammenhang zwischen abnehmender Bereitschaft zur Abwanderung juveniler Waldeidechsen und steigenden Frühsommertemperaturen während der Embryonalphase dieser Individuen. Gerade am Südrand des von der Waldeidechse bewohnten Areals ist aber Lebensraumverlust zu befürchten, da aufgrund des Klimawandels die notwendige Feuchte des Habitats verloren gehen könnte. In diesem Lebensraumverlust in Verbindung mit der dargestellten abnehmenden Abwanderungsbereitschaft sehen Rödder und Schulte (2010) die Gefahr einer „evolutionären Falle".

Lepetz et al. (2009) konnten bei der Waldeidechse außerdem durch den Klimawandel bedingte Veränderungen des Aussehens der Individuen feststellen. Bei dieser Art gibt es zwei Morphen, nämlich solche mit längsstreifiger und solche mit netzartiger Rückenzeichnung. Es änderte sich zwischen zwei Populationen in signifikanter Korrelation mit steigenden Frühjahrstemperaturen zwischen den Jahren 1989 und 1999 die Häufigkeit des Auftretens beider Muster zugunsten der retikulierten Morphe. Lepetz et al. (2009) führen dies auf eine geringere Einwanderung von Individuen mit längsstreifiger Rückenzeichnung bei gleichzeitiger größerer Fruchtbarkeit der Weibchen der retikulierten Morphe zurück.

Ein weiteres, in Verbindung mit der globalen Erwärmung demografisch möglicherweise besonders bedeutsames Phänomen ist die Tatsache, dass bei manchen eierlegenden Reptilien die Geschlechtsdetermination während der Embryonalphase erfolgt, und zwar durch die Bruttemperatur. Dabei gibt es alle Möglichkeiten, das heißt, bei manchen Arten werden bei höheren Temperaturen nur männliche Individuen produziert, bei anderen verursachen höhere Temperaturen weibliche Nachkommen. Eine dritte Möglichkeit, die sich unter anderem bei Krokodilen findet, ist, dass sich bei hohen und niedrigen Bruttemperaturen nur weibliche Individuen bilden, während männliche sich bei mittleren Temperaturen entwickeln. Je enger diese Temperaturbe-

reiche bei den einzelnen Arten beieinander liegen, desto eher dürften sie vom Klimawandel beeinflusst werden. Bei der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) wurde der „Spielraum" experimentell mit gerade einmal 1,5 °C ermittelt (Schneeweiß 2003). Oberhalb 29,5 °C werden überwiegend weibliche Tiere erbrütet, unterhalb 28 °C vor allem Männchen. Ausgeglichen ist das Geschlechterverhältnis nur zwischen 28 °C und 29,5 °C.

Doch auch hier sind die Verhältnisse komplex und es sind artspezifische Unterschiede gegeben, denn wie Rödder et al. (2009) feststellten, ist der Bruttemperaturbereich für ausgeglichenes Geschlechterverhältnis bei der Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta*) im großräumigen nordamerikanischen Verbreitungsgebiet ziemlich konstant, hingegen stellten Ewert et al. (2005) bei der Schnappschildkröte in Nordamerika Unterschiede von Nord nach Süd fest. Ob Reptilien durch Veränderung der Wahl der Eiablageplätze oder durch andere Verhaltensanpassungen die durch den Klimawandel möglicherweise entstehenden Verschiebungen im Geschlechterverhältnis kompensieren können, ist bisher völlig unbekannt.

Schon diese wenigen angeführten Beispiele zeigen, dass der Klimawandel und seine Folgen weitreichende Auswirkungen auf die Verbreitung, die jahreszeitliche Einbindung der Aktivitäten, den Reproduktionserfolg, das Geschlechterverhältnis, die Demografie insgesamt, die Phänologie und den Gesundheitszustand haben können, wobei die Effekte in Abhängigkeit von der Tierart sich ganz unterschiedlich darstellen. Wie auch Rödder und Schulte (2010) betonen, können Vorhersagen individuen- oder populationsbasierter Trends abweichen von lebensraumbasierten Modellen, womit auch deutlich wird, dass sich je nach Betrachtungszeitraum positive oder negative Populationstrends ergeben und die biologischen Effekte zeitlich verzögert zu den Klimaveränderungen auftreten können.

Die inzwischen große Zahl von Veröffentlichungen, die sich mit den Auswirkungen des Klimawandels auf die Herpetofauna befassen (zusätzlich zu den hier bereits zitierten u. a. Alford et al. 2007; Beebee 1995; Böhme und Rödder 2008; Pounds et al. 2006; Wake 2007) belegen dass erhebliche Einflüsse schon manifest und auch weiter zu erwarten sind. Selbst wenn für einige Reptilienarten durch steigende mittlere Jahrestemperaturen Arealvergrößerungen zu erwarten sind (etwa durch Verschiebung der Nordgrenze der Verbreitung), muss dies kein positiver Aspekt sein. Insgesamt wird deutlich, dass besonders für die Amphibien, die durch Lebensraumverlust, Wegfall von Laichgewässern, Fragmentierung von Habitaten, Einsatz von Agrochemikalien, insbesondere glyphosathaltiger Herbizide (Plötner und Matschke 2012) und die Ausbreitung des Chytridpilzes (u. a. Skerratt et al. 2007) ohnehin schon die am stärksten bedrohte Wirbeltierklasse sind (vgl. Stuart et al. 2008), der Klimawandel besonders schwerwiegende Folgen hat und in Zukunft noch stärkere mit sich bringen wird. Diesbezüglich besteht noch großer Forschungsbedarf.

12.3 Zukünftige Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften und Ökosysteme

Auswirkungen auf Ökosysteme, die klar von denen des Nutzungswandels abgegrenzt werden können, sind bisher nur in wenigen Fällen identifiziert, jedoch existiert eine Vielzahl von Modellierungen, die starke Auswirkungen aufzeigen, wobei nicht alle Ökosystemtypen in gleichem Maße betroffen sein werden. Am stärksten vom Klimawandel verändert werden in Mitteleuropa wohl die limnischen Gewässer und das Grundwasser (▶ Abschn. 12.3.1), die vom Grundwasser und/oder von Überflutungen abhängigen terrestrischen Biozönosen (▶ Abschn. 12.3.2), die marinen Ökosysteme (▶ Abschn. 12.3.3) sowie die Lebensgemeinschaften kühler Sonderstandorte und der Bergregionen (▶ Abschn. 12.3.4). Für manche Schutzgebiete müssen daher die Schutzziele eventuell neu definiert (Hickler et al. 2012a) und das Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000 den veränderten Bedingungen angepasst werden (Ellwanger et al. 2012).

Stark betroffen sein werden mehrere außereuropäische Lebensräume (▶ Abschn. 12.4), worauf aber nur kurz eingegangen wird. Außerdem ergeben sich allgemein veränderte zwischenartliche Beziehungen, die zur Entstehung neuer Biozönosen führen werden (▶ Abschn. 12.5). Obwohl die Wälder zu einem großen Teil zunächst noch gering betroffen sind und dies auch noch für die allernächste Zu-

Box 12.1 Mediterrane Eichen in deutschen Wäldern

In dem wegen seiner internationalen Bedeutung in Englisch benannten South Hesse Oak Project (SHOP) untersuchen Arbeitsgruppen von BiK-F (Biodiversität und Klima Forschungszentrum Frankfurt), des Instituts für Ökologie, Evolution und Diversität der Goethe-Universität Frankfurt und der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt gemeinsam, ob ausgewählte mediterrane Eichen für den forstlichen Anbau unter den in den kommenden 100 Jahren zu erwartenden Klimabedingungen geeignet sind. Die Versuche werden an drei Standorten durchgeführt, auf denen die ursprünglich von Natur aus dort vorherrschende Stiel-Eiche heute unter großem Trockenstress leidet, was zur Erschwerung der Waldverjüngung, Schädlingskalamitäten und lokalen Zusammenbrüchen der Waldbestände geführt hat, wie sie auch im Zuge des Klimawandels verstärkt erwartet werden können. Für die Artenauswahl der durch Gartenexperimente und Messungen an ihrem natürlichen Standort flankierten Versuche wurden folgende Kriterien zugrunde gelegt, die schließlich zur Verwendung von *Quercus ilex*, *Q. frainetto* und *Q. pubescens* führten:
Das Verbreitungsgebiet sollte deutlich südlicher gelegen sein, sich aber mit dem Verbreitungsgebiet der heimischen Stiel-Eiche (*Quercus robur*) überschneiden, sodass langfristig auch ein natürliches Einwandern der Arten zu erwarten wäre, eine forstliche Anpflanzung also nur die Überbrückung eines zeitlichen Zwischenraumes darstellt.
Die Arten sollten bereits ein klimabedingtes Vordringen nach Norden zeigen.
Die Arten sollten sich zumindest unter Gartenbedingungen bereits, als auch unter den gegenwärtigen Klimaverhältnissen für Mitteleuropa geeignet erwiesen haben.
Im bisherigen Versuchsablauf haben sich die beiden laubabwerfenden Eichenarten *Q. frainetto* und *Q. pubescens* als sehr winterhart erwiesen, während bei der immergrünen *Q. ilex* in extrem kalten Wintern mit wochenlangen Frösten und Temperaturen bis zu −18 °C oberirdische Teile abstarben, aber im Frühjahr wieder ein Austrieb aus den Wurzeln erfolgte (Abb. 12.9).
Für die Erhaltung der Biodiversität sind die Versuchsergebnisse deshalb bedeutsam, weil sie zeigen, dass es mithilfe forstlicher Anpflanzungen bereits heute möglich ist, Waldbestände herzustellen, die sich in späterer Zeit spontan einstellen würden. Eine waldfreie Zwischenperiode bzw. eine Überbrückung durch Aufforstung mit „Exoten" ist also nicht erforderlich. Weil die Mehrzahl der einheimischen Waldkräuter auch in den heutigen natürlichen Beständen der beiden submediterranen laubabwerfenden Eichen vorkommt, kann man annehmen, dass ihr Fortbestand auch in den Anpflanzungen gesichert ist. Besonders bedeutsam ist das Ergebnis, dass sich die einheimischen, an Eichen fressenden Schmetterlingsarten auch von den mediterranen ernähren können (Dorow et al. 2012) und dass die Streu der Arten von der einheimischen Zersetzergilde abgebaut wird. Auch ein Großteil dieser Arten und die darauf aufbauende Nahrungskette kann also eventuell erhalten werden, was bei Einsatz „exotischer" Forstbäume eher unwahrscheinlich wäre.

kunft gelten dürfte (insbesondere für den zentralen Bereich der mitteleuropäischen Buchenwälder; s. Manthey et al. 2007; Hickler et al. 2012b), sind diesbezügliche Forschungsprojekte für eine potenziell nahezu reine Waldlandschaft, wie sie von weiten Teilen Mitteleuropas gebildet wird, dennoch von großer Bedeutung (s. a. Hickler et al. 2013), weshalb ein derartiges Projekt in ▶ Box 12.1 kurz skizziert wird. Auf jeden Fall ist allgemein mit einer Zunahme von Neobiota zu rechnen (Abb. 12.8). An der Trockengrenze der Buchen- gegen wärmeliebende Eichenwälder wird es außerdem auf jeden Fall zu Verschiebungen zugunsten der Eichenwälder kommen (Reif 2014).

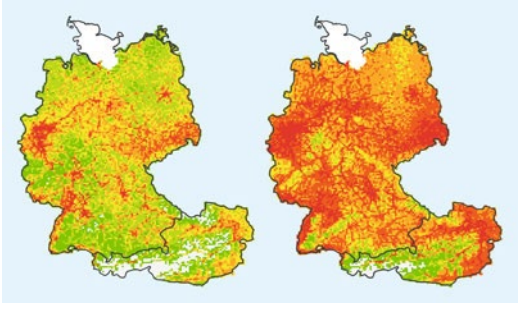


Abb. 12.8 Dichte des Vorkommens von 30 Neophytenarten in Deutschland (ohne Schleswig-Holstein) und Österreich unter normalen Klimabedingungen (*links*) und modellierte Dichte dieser Arten für 2051–2060 unter Zugrundelegung des A2-Szenario (rechts; durchschnittlicher Temperaturanstieg 1,9 °C). (nach Kleinbauer et al. 2010; aus Essl und Rabitsch 2013)



Abb. 12.9 Durch ungewöhnlich starke Winterfröste geschädigtes, aber dennoch wieder ausgetriebenes Exemplar der Stein-Eiche (*Quercus ilex*) in der Versuchsfläche Lampertsheim. Foto W. Brüggemann

12.3.1 Grundwasser und Binnengewässer

Der Wasserstand und zumindest im Oberlauf auch die Wasserqualität der Fließgewässer sind in hohem Maße von der Zufuhr aus Quellen abhängig, die wiederum letztlich vom Grundwasser abhängt. Auch stehende Gewässer korrespondieren mit dem Grundwasser, sodass die Zukunft des Grundwassers untrennbar mit der der Gewässer verbunden ist. An der Neubildungsrate von Grundwasser sind viele Faktoren beteiligt (Brouyère et al. 2004): Niederschlagsmenge, Art und Intensität des Niederschlages, jahreszeitliche Verteilung in Relation zur Vegetationsperiode, Bodenart, Zustand des Bodens am Tag des Niederschlagsereignisses (z. B. bereits wassergesättigt und daher nicht mehre aufnahmefähig, verdichtet oder frisch umgebrochen), Art und Grad der Vegetationsbedeckung. Die Erwähnung des Bodenzustandes hat bereits angedeutet, dass der Oberflächenabfluss ein wichtiges Maß ist. Kann der Boden aufgrund seines momentanen Zustandes nur wenig Wasser aufnehmen oder fällt so viel Niederschlag in kurzer Zeit, dass nicht alles aufgenommen werden kann, dann fließt es oberflächlich ab und gelangt direkt in die Gewässer.

Das in den Boden eingedrungene Wasser wird nicht in seiner Gesamtheit zu Grundwasser, sondern je nach Bodenart, Humusgehalt und Lagerungsdichte des Bodens in unterschiedlicher Menge als Bodenwasser gespeichert. In Anhängigkeit von Typ und Dichte der Vegetationsbedeckung wird außerdem ein Teil durch Evapotranspiration wieder zurück in die Atmosphäre geführt (Eitzinger et al. 2003) sowie in den Pflanzen gespeichert. Auch verdunstet ein Teil aus dem Boden, wobei die Menge des verdunsteten Wassers wiederum von der Vegetationsbedeckung abhängt (Wilderer 2011). Zu Bedenken ist weiterhin, dass der erhöhte CO_2-Gehalt der Atmosphäre das Pflanzenwachstum und die Blattgröße steigert und somit die potenzielle Evapotranspiration erhöht, aber gleichzeitig die Größe der Spaltöffnungen und damit auch Evapotranspiration verringert (Kundzewicz und Döll 2009; Zhou et al. 2010), sodass die Auswirkungen noch nicht klar sind. Tabelle 12.5 zeigt, dass die Mehrzahl der bereits erkennbaren Klimaänderungen langfristig auf einen vermehrten Oberflächenabfluss und eine Absenkung des Grundwasserspiegels hinauslaufen wird. Nach Steinel et al. (2012) ist eine Abnahme der Grundwasserneubildung allerdings insbesondere in Ostdeutschland zu erwarten, während es in Süd- und Westdeutschland sogar zu einer Steigerung kommen könnte. Nach Wechsung et al. (2005) ist das Grundwasser in Brandenburg von 1961 bis 1998 bereits stellenweise um 3 cm pro Jahr gesunken. Gerstengarbe et al. (2003) erwarten bis 2055 eine Abnahme der Grundwasserneubildung um 57 % der heutigen Menge.

Für Oberflächengewässer bedeutet dies niedrigere Wasserstände und eine Anreicherung der Inhaltsstoffe, also von Schwebstoffen (Folge: verringerte Sichttiefe), Nährstoffen (erhöhtes Algenwachstum, verringerter O_2-Gehalt), eventuell von landwirtschaftlichen Flächen eingewehten oder -geschwemmten Giftstoffen (erhöhte Vergiftungsgefahr für die Wasserorganismen). Die vermehrten Starkregenfälle erhöhen zudem den Eintrag aller genannten Stoffe in die Gewässer (Lehman 2002; Hurd et al. 2004). Ende des vergangenen Jahrtausends wurden in Deutschland jährlich rund 30 t Pestizide von den Feldern abgeschwemmt (Bach et al. 2000). Da Temperaturerhöhung einen vermehrten Schädlingsbefall der Kulturpflanzen nach sich zieht, ist mit erhöhtem Pestizideinsatz zu rechnen, sodass zur obengenannten Aufkonzentrierung eine Erhöhung des absoluten Pestizidgehaltes der Gewässer hinzukommen dürfte (Tab. 12.6).

Tab. 12.5 Direkte qualitative Auswirkungen der prognostizierten Klimaänderungen auf das Oberflächen- und Grundwasser (nach Steinel et al. 2012)

Klimaänderung	Auswirkung auf die Wasserqualität
Anstieg der Temperatur	Höhere Wassertemperatur
Erhöhte Verdunstung	Erhöhte Konzentration aller nichtflüchtigen Stoffe
Intensivierung der Niederschläge und Überflutungen	Eintrag von Trübstoffen (inklusive angelagerter Schadstoffe), Pathogenen, Pestiziden, Nährstoffen (speziell in Karstgebieten)
Verstärkter Winterniederschlag	Auswaschung von Nährstoffen aus Ackerflächen
Verringerter Niedrigwasserabfluss im Sommer	Geringe Verdünnung von Schadstoffen und Salzen, Temperaturerhöhung
Verringerte Bodenfeuchte	Vermehrte Winderosion, vermehrte Mineralisierung von organischem Kohlenstoff und Nährstoffen

Tab. 12.6 Auswirkungen des Klimawandels auf die Organismen der Binnengewässer (nach Steinel et al. 2012, verändert und ergänzt)

Ursache	Folgen	
	Wasserbeschaffenheit	Organismen
Erhöhte Temperatur	Verringerter O_2-Gehalt	Verschiebung der Faunenzonen in Fließgewässern
		Erlöschen stark O_2-bedürftiger Arten in stehenden Gewässern
Verringerte Wassermenge	Erhöhung der Stoffkonzentrationen	Rückgang oligotraphenter Arten, Zunahme eutraphenter
		Eventuell Zunahme salztoleranter Arten
	Verstärkte Trübung	Rückgang submerser Pflanzen
Verringerte Wassertiefe	Aktivierung von im Sediment festgelegten Nähr- und Schadstoffen	
Verringerte Fließgeschwindigkeit	Verringerter mechanischer Stress	Rückgang von Arten der schnell fließenden Gewässer
	Verringerte O_2-Zufuhr	Zunahme von Arten der Stillgewässer
		Verschiebung der Faunen-und Vegetationszonen

Bereits deutlich erhöht hat sich in den vergangenen Jahrzehnten die Temperatur der Fließgewässer (Abb. 12.10), ein Phänomen, das sich unausweichlich fortsetzen wird, woraus veränderte Produktionsverhältnisse und ein niedriger Sauerstoffgehalt resultieren. Besonders hoch wird die Verringerung des O_2-Gehaltes während der verlängerten sommerlichen Niedrigwasserphase ausfallen, die sich unmittelbar auf die Artenzusammensetzung auswirken wird. Ebenso wird sich die aus der niedrigeren Wassermenge resultierende geringere Fließgeschwindigkeit auf die Artenzusammensetzung auswirken, denn die aquatischen Biozönosen sind in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit deutlich unterschiedlich zusammengesetzt (s. z. B. Pott und Remy 2000 für Pflanzengesellschaften; Schönborn 1992 für die Fischfauna).

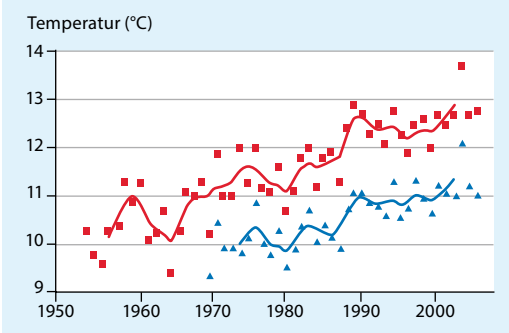


Abb. 12.10 Anstieg der Jahresdurchschnittstemperatur des Rheins bei Weil (rote Linie) und der Aare bei Bern (blaue Linie). (nach North et al. 2007; aus Rabitsch und Essl 2013)

Eine deutliche Veränderung sagen Haase et al. (2013) auch für die Biozönosen der Quellgewässer, Bachoberläufe und das Hypolimnion tieferer Seen voraus. Mittelgebirgsbäche werden zurzeit überwiegend von kaltstenothermen Arten besiedelt, die an höhere Temperaturen und damit verbundene Sauerstoffarmut nicht abgepasst sind. Anders als in den Alpen ist ein Ausweichen in höhere Lagen in den Mittelgebirgen nur bedingt möglich. Die betreffenden Arten sitzen gewissermaßen in einer Falle. Sauer et al. (2011) modellierten die Verbreitung von 23 Wasserinsekten unter den Bedingungen der extremen Klimaprojektion A2a des IPCC (2007) und fanden für vier Arten einen nahezu vollständigen Verlust ihres bisherigen Areals. Selbst bei dem gemäßigten Szenario B2a ergaben sich in Fichtelgebirge und Rhön Überlebensmöglichkeiten nur für eine von 16 Arten, im Thüringerwald für zwei von 20 Arten und im Rothaargebirge für sechs von 20. Da die Populationen der Arten in den verschiedenen Mittelgebirgen aufgrund langer Isolation genetisch stark differenziert sind, bedeutet dieser Arealverlust einen immensen Verlust an genetischer Diversität, aber wahrscheinlich auch einen Artenverlust, denn die genetischen Unterschiede sind teilweise so groß, dass man von der Existenz kryptischer Arten ausgehen kann (Bálint et al. 2011).

12.3.2 Stark vom Grundwasser beeinflusste und/oder überflutungsabhängige terrestrische Biozönosen

Für die Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf Feuchtbiotope bestehen bereits Erfahrungen aus den Braunkohlenabbaugebieten und aus Regionen mit starker Trinkwassergewinnung aus dem Grundwasser. Hierbei kam es zu starken Artenveränderungen in Wäldern (Kazda et al. 1992) bis hin zur völligen Umwandlung des Biozönosetyps. Nach Dister und Henrichfreise (2009) können empfindliche Biozönosen bereits bei Grundwasserabsenkungen von 30 cm, weniger empfindliche bei 50 cm stark beeinträchtigt werden. Zu den empfindlichen Ökosystemen gehören Bruchwälder, Nasswiesen und Flachmoore sowie temporäre Gewässer. All diese zählen in Mitteleuropa bereits jetzt aus anderen als klimatischen Gründen zu den stark gefährdeten Biotoptypen.

12.3.3 Marine Ökosysteme

In der Nordsee hat sich seit den 1980er-Jahren der Einstrom aus dem Englischen Kanal und dem Nordost-Atlantik deutlich verstärkt (Kröncke et al. 2012), was vom Phytoplankton bis zur Fischfauna grundlegende Änderungen bewirkt hat (Edwards et al. 2002; Reid et al. 2003). Während in der Nordsee von den durch Meeresströmungen zugeführten planktischen Organismen und planktischen Stadien benthischer Arten früher nur solche aus nördlichen Gebieten eine Chance hatten und diese auch weit häufiger eingetragen wurden, haben sich die Verhältnisse nun umgekehrt. Es erfolgt v. a. eine Einfuhr aus südlicher Richtung und die betreffenden Arten können inzwischen aufgrund der gestiegenen Temperaturen ihren gesamten Lebenszyklus in der Nordsee durchlaufen und sich dort fortpflanzen (Beaugrand und Reid 2003; Johns et al. 2005), während kälteliebende Arten ihr Areal nach Norden verlagern. Momentan hat sich die Artenzahl der Ruderfußkrebse in der Deutschen Bucht deutlich erhöht (Wiltshire et al. 2010). Nach Kröncke et al. (2012) ist die zukünftige Entwicklung des Planktons schwer abschätzbar, da

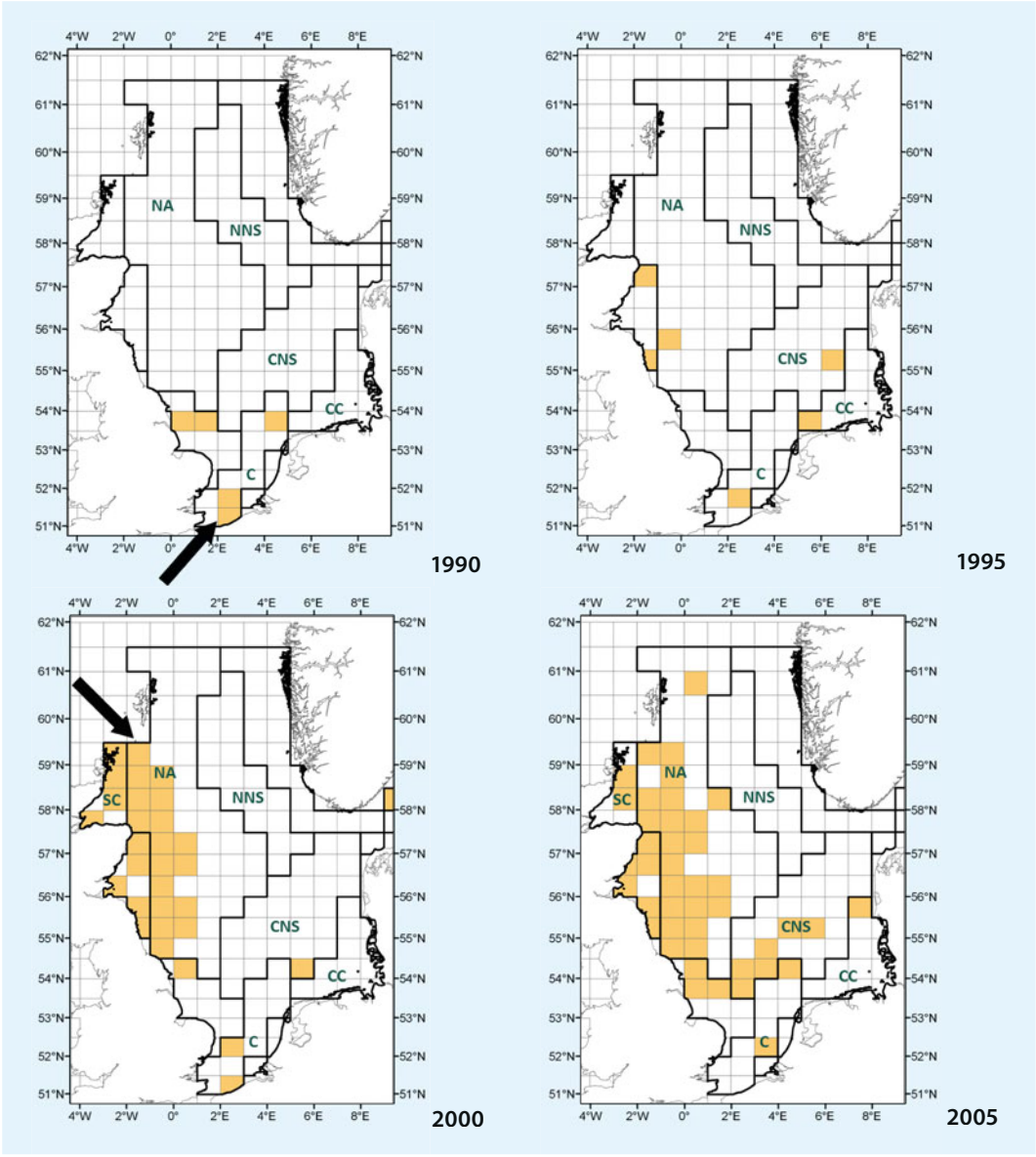


Abb. 12.11 Einwanderung der früher weiter südlich verbreiteten Streifenbarbe (*Mullus surmelutus*) in die Nordsee (aus Kröncke et al. 2012; nach Sell et al. 2010)

neben der Temperaturentwicklung und geänderten Strömungsverhältnissen auch das Auftreten von Neozoen große Wirkungen haben kann, so z. B. die starke Ausbreitung der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*), die mit ihrer enormen Filterwirkung die Nahrungskette stark beeinflusst. Daneben wird die Entwicklung des Nährstoffgehalts eine wichtige Rolle spielen.

Bezüglich der benthischen Makrofauna zeigen die im Inselvorfeld von Norderney von Kröncke et al. (2001, 2013) sowie die von Ehrich et al. (2007) und Neumann et al. (2008, 2009b) nördlich von Helgoland durchgeführten Untersuchungen, dass deren Zusammensetzung schnell auf geänderte Temperaturverhältnisse reagiert (Abb. 12.11). Insgesamt gesehen zeigen in der Deutschen Bucht

solche Arten der Makrofauna des Benthos eine Abundanzzunahme, deren Reproduktionserfolg mit der gesteigerten Temperatur der Oberflächenwasser im Herbst korreliert (Neumann und Kröncke 2010). Eine mit der Erhöhung der Wassertemperatur korrelierte Zunahme von Arten der Makrofauna wurde auch in der nördlichen Nordsee im Bereich des Fair-Isle-Stroms gefunden (Neumann et al. 2009a), während im Shetlandbecken ein Rückgang festgestellt wurde (Schückel et al. 2010). In beiden Fällen hängt die Entwicklung mit verändertem Nahrungsangebot zusammen: Im erstgenannten Gebiet erfolgte eine klimabedingte Mischung der Wassersäule, was eine gesteigerte Primärproduktion zur Folge hatte, im Letzteren dagegen eine stabilere Schichtung der Wassersäule mit resultierendem geringerem Nährstoffgehalt.

Im Wattenmeer ist im vergangenen Jahrhundert ein signifikanter Anstieg des Meeresspiegels und des mittleren Tidehochwassers zu verzeichnen. Der hieraus resultierende Verlust von Wattflächen könnte für Wattvögel und die im Watt rastenden Zugvögel einschneidende Konsequenzen haben, da nicht nur die zur Nahrungssuche genutzten Wattflächen verkleinert werden, sondern auch die für die Nahrungssuche zur Verfügung stehende Zeit. Anstieg des Meeresspiegels und der Hochwasserlinie bedeutet außerdem einen Verlust von Brutplätzen. Bereits momentan werden Bruten durch die Zunahme extremer Hochfluten gefährdet (van de Pol et al. 2010). Wie viele Zugvögel in Zukunft im Watt brüten, rasten oder überwintern werden, hängt allerdings nicht nur von den Entwicklungen im Watt ab, sondern auch von dem Ausmaß der Klimaänderungen und sonstiger Entwicklungen in ihren afrikanischen Überwinterungs- und arktischen Brutgebieten (Bairlein und Exo 2007).

Ein Beispiel für den oft komplexen Zusammenhang zwischen Klimaänderung und der Änderung der Abundanz von Arten ist die Abnahme der Überwinterungsbestände der Eiderente (*Somateria molissima)*: Nach Scheiffarth und Frank (2006) führt die Temperaturerhöhung dazu, dass die Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), welche die Hauptnahrungsquelle der Eiderenten darstellen, bei gesteigerten Wintertemperaturen mehr Energie für den Stoffwechsel benötigen, was den Fleischansatz bei gleichbleibender Schalengröße verringert. Da die Enten die Muscheln mit Schale verschlucken und nicht mehr fressen können, als ihr Magen fasst (dessen Größe offensichtlich an die frühere Fleischmenge der Muscheln angepasst ist), verhungern sie nun bei vollem Magen.

Die Ostsee hat in den letzten 350 Jahren sechs vom allgemeinen Klimawandel unabhängige Wechsel zwischen maritimem und kontinentalem Klima durchgemacht (Hagen und Feistel 2005), weist also offensichtlich interne Klimaschwankungen auf, sodass eine Trendanalyse schwierig ist (Omstedt et al. 2004). Beobachtungen aus dem Zeitraum 1980–2000 zeigen eine Zunahme der Dinoflagellaten und eine Abnahme der Diatomeen (Wasmund und Uhlig 2003). Höhere Temperaturen könnten zu einer Zunahme des Nahrungsangebotes für die Ostsee-Sprotten (*Sprattus sprattus balticus*) und einer Veränderung des gesamten marinen Nahrungsnetzes führen (Möllmann et al. 2005). Falls die Niederschläge zunehmen, bedeutet dies eine Abnahme des Salzgehaltes und damit eine Bevorzugung von Brack- und Süßwasserarten gegenüber marinen Arten. Ein abnehmender Salzgehalt würde in Verbindung mit zunehmenden anoxischen Bedingungen des Tiefenwassers, die bei zunehmend stabiler Schichtung der Wassersäule zu erwarten sind, eine deutliche Abnahme oder gar ein Aussterben des Kabeljaus in der Ostsee bedeuten (MacKenzie et al. 2000). Der abnehmende Salzgehalt könnte aber auch zu stärkerer Vermischung und damit zur Verringerung der anoxischen Bereiche führen, was eine Besiedlung dieser Gebiete durch aerobe Arten ermöglichen würde (Neumann T. 2010). Zunehmende Niederschläge im Binnenland werden auf jeden Fall zu verstärktem Stoffeintrag und damit zur Eutrophierung führen, was verstärktes Phytoplanktonwachstum und insgesamt einen Anstieg der benthischen Biomasse im Küstenbereich nach sich zieht (Dippner und Ikauniece 2001). Unter kombinierter Berücksichtigung von Klima- und Nutzungswandel errechneten Hägg et al. (2010) je nach verwendetem Klimaszenario eine Zunahme des Stickstoffeintrages von 3 % bis 72 %.

Obwohl sich das „Klima“ in der Tiefsee nicht ändern wird, ist auch dort mit Auswirkungen des Klimawandels zu rechnen: Die Tiefseeorganismen sind trophisch von der Produktivität der oberen Schichten der Ozeane abhängig, die sich mit stei-

gender Temperatur verändern wird (Hughes und Narayanaswamy 2013).

Die erhöhte atmosphärische CO_2-Konzentration hat auch den CO_2-Gehalt des Meerwassers ansteigen lassen und damit zu dessen Versauerung geführt, was für die Meeresorganismen eine erhebliche Veränderung der Standortbedingungen bedeutet. Besonders betroffen sind hiervon die Korallen, da die für sie essenzielle Kalkabscheidung mit sinkendem pH-Wert erschwert und schließlich unmöglich wird. Auf die bereits lokal bis regional durch Überfischung, destruktive Fischereimethoden und den Abbau von Korallen gestörten Korallenriffe kommt damit weltweit ein existenzgefährdendes Problem zu (van Oppen und Lough 2009).

Die Organismen all derjenigen Meeresinseln, die nicht groß genug sind, um einen Ausgleich des Klimawandels durch Arealveränderungen zu ermöglichen, sind stark gefährdet, da sie – genau wie die bereits erwähnten Arten der Mittelgebirgsbäche (▶ Abschn. 12.3.1) – in einer Klimafalle sitzen. Anders als in den Mittelgebirgen wird der Klimawandel auf Meeresinseln allerdings vom Meer abgemildert, sodass direkte Folgen dort später eintreten werden und/oder weniger gravierend ausfallen (Loope 1995). Dagegen bedeutet der vom Klimawandel verursachte fortschreitende Anstieg des Meeresspiegels für die Bewohner flacher Atolle das absehbare Ende ihrer Existenz.

12.3.4 Alpine und montane Ökosysteme

Die bereits erkennbare Arealverschiebung einzelner alpiner Arten in höhere, bisher nicht kolonisierte Gebiete wurde schon oben (▶ Abschn. 12.2) erwähnt. Diese Beobachtung lässt auf längere Sicht eine Verschiebung ganzer Vegetationszonen erwarten (Walther et al. 2002; Grabherr 2003; Harsch et al. 2009). Je nachdem wie viele Höhenmeter momentan noch unbesiedelt sind, kann der zur Verfügung stehende Raum in manchen Gebirgsregionen nicht ausreichend sein, sodass mit dem Erlöschen von Arten und Pflanzengesellschaften zu rechnen ist. Dies dürfte insbesondere für die Südalpen zutreffen. Gerade dort ist der Endemitenreichtum groß, sodass mit einem Artenverlust zu rechnen ist. Eine Modellierung des Verlusts waldfreier alpiner Flächen in Österreich zeigt bereits bei einem sehr optimistischen Klimaszenario (+ 1,8 °C bis 2100) einen Verlust von 77 % solcher Flächen, wobei die endemitenreichen Regionen besonders stark betroffen sind (Dirnböck et al. 2011).

Wie schnell die Waldgrenze der Klimaentwicklung folgt, wird von den Etablierungsmöglichkeiten der Gehölze abhängen, die in geschlossenen alpinen Rasen erheblich geringer ist als auf Störstellen. Zunächst wird also in den waldfähig gewordenen ehemaligen alpinen Bereichen ein Mosaik aus Wald und Offenland entstehen. Allgemein wandeln sich die Vegetationsstufen in den Alpen bisher langsamer als das Klima: Aus der im vergangenen Jahrhundert erfolgten mittleren Erwärmung von 1,2 °C sollte sich eine Höhenverschiebung um etwa 200 m ergeben (Theurillat und Guisan 2001), die tatsächliche Verschiebung ist aber weit geringer (Grabherr et al. 1994; Gehrig-Fasel et al. 2007). Nach Dirnböck et al. (2013) besitzen nämlich mehrere alpine Arten ein Durchhaltevermögen bei sich ändernden Umweltbedingungen. Bedenkt man außerdem, dass einige Arten der alpinen Rasen sehr langlebig sind, einer der auf alpinen Silikatböden wichtigsten Rasenbildner, die Krumm-Segge (*Carex curvula*), kann bis zu 2000 Jahre alt werden (Steinger et al. 1996), so wird die verlangsamte Reaktion verständlich. Zudem ist Langlebigkeit meist mit geringer Ausbreitungsfähigkeit verknüpft. So werden z. B. die nach Rückzug der Gletscher frei gewordenen Flächen nur sehr langsam besiedelt, obwohl die Standorte für eine Besiedlung geeignet sind, wie Erschbamer et al. (2008) durch Einbringen von Samenmaterial zeigen konnten.

Tiere, z. B. Laufkäfer, können die jungen Moränenflächen dagegen schnell besiedeln (Kaufmann 2001). Für eine Ausbreitung über Täler hinweg auf höhere Gebirgsstöcke, reicht das Ausbreitungspotenzial vieler Arten jedoch nicht. Beispielsweise sind von den 79 endemischen alpinen Laufkäferarten Österreichs 77 flugunfähig, also stark ausbreitungslimitiert (Essl et al. 2011)

12.4 Der außereuropäische Bereich

Außerhalb Europas sind für die Ökosysteme der temperierten Zone ähnliche Änderungen beschrieben und zu erwarten wie für die mitteleuropäischen. Für viele andere Lebensräume werden dagegen gravierendere Änderungen als für Mitteleuropa prognostiziert. Wie aus Abb. 12.1a ersichtlich, ist die stärkste Erwärmung im arktischen und borealen Bereich sowie einem Teil der Antarktis zu erwarten. Die Organismen der Arktis werden also einen Großteil ihres Lebensraumes verlieren. In bereits jetzt ariden und semiariden Gebieten wird eine Temperaturerhöhung, die nicht mit einer Erhöhung der Niederschläge verbunden ist, zu einer Ausdehnung von Wüsten in den jetzigen Bereichen der Halbwüsten, von Halbwüsten in den Bereich der Savannen, von Savannen in das Gebiet der Trockenwälder etc. führen.

Legt man das Klimaszenario HadCM2 zugrunde, dann werden 38,55 % der Fläche Südafrikas ein Klima haben, in dem die heute dort existierenden Biozönosen nicht mehr überleben können (von Maltitz und Scholes 2006). Zu diesen Bereichen gehört auch die in ▶ Box 5.2 kurz charakterisierte, von Mittermeier et al. (2004) als Hotspot der Biodiversität ausgewiesene Sukkulenten Karoo, die nach Rutherford et al. (1999) fast ihr gesamtes heutiges Areal verlieren wird. Das neue Hauptgebiet ist zudem von dem verbleibenden kleinen Rest durch eine Gebirgskette getrennt, sodass höchstwahrscheinlich ein großer Teil der Karooarten das neue potenzielle Wuchsgebiet nicht erreichen wird. Für Südafrika insgesamt entwerfen Biggs et al. (2008) ein Szenario, das für terrestrische Pflanzen und Wirbeltiere bis zum Ende dieses Jahrhunderts im Vergleich zu den vorhergehenden 300 Jahren zwei bis dreifach höheren Verlust aufzeigt.

Im Bereich der tropischen Regenwälder haben die Niederschläge in den letzten 30 Jahren in den meisten Regionen abgenommen, die Temperatur dagegen überwiegend zugenommen (Malhi und Wright 2005). Ob und inwieweit immergrüne Regenwälder dadurch in halbimmergrüne oder gar in Trockenwälder umgewandelt werden, ist noch nicht abzusehen. Veränderungen der Biodiversität könnten sich aufgrund der auch in Regenwäldern zu verzeichnenden Eutrophierung durch Stickstoffimmissionen ergeben. Festzustellen sind bereits jetzt ein schnelleres Wachstum und ein schnelleres Absterben der Bäume (Phillips et al. 2005): Eine von Phillips et al. (2009) durchgeführte Hochrechnung der Auswirkungen einer Trockenheit im Jahre 2005 auf den Regenwald Amazoniens zeigte allerdings, dass zunehmende Trockenheit zu Kohlenstoffemissionen führen kann, durch die wiederum der Klimawandel beschleunigt würde. Leuschner (2014) zieht folgende Schlussfolgerungen:

- Der Anstieg von Temperatur, atmosphärischem CO_2-Gehalt und Stickstoffdeposition hat das Potenzial, die Produktivität der Regenwälder zu erhöhen.
- Diese Faktoren bewirken anscheinend auch eine gesteigerte Wachstums- und Absterberate der Bäume.
- Allerdings reagieren die Baumarten individuell und die einzelnen tropischen Regionen sind unterschiedlich beschaffen.
- Weite Bereiche der tropischen Regenwälder werden steigendem Trockenstress ausgesetzt sein, was die Artenzusammensetzung verändern könnte.

Insbesondere bei Regionen, in denen der anthropogene Einfluss bisher gering ist, sodass außer mit dem Klimawandel auch mit verstärktem Nutzungswandel gerechnet werden muss, sind die Ergebnisse von Modellen kritisch zu sehen, da oft der Bevölkerungszuwachs bzw. die Landnutzung nicht berücksichtigt wurden. Wie Heubes et al. (2011) am Beispiel der westafrikanischen Savanne zeigen konnten, unterscheiden sich die Ergebnisse von Modellierungen beispielsweise des Baumbestandes deutlich, je nachdem ob die Nutzung berücksichtigt wird oder nicht (Abb. 12.12). Hinzu kommt, dass für manche Regionen noch keine regionalen Klimamodelle zur Verfügung stehen bzw. zum Zeitpunkt der Erstellung von Veröffentlichungen noch nicht vorlagen. So erwarten Scheiter und Higgins (2009) aufgrund der Ihnen zugänglichen Klimamodelle und ohne Berücksichtigung des menschlichen Einflusses eine Zunahme der Baumbedeckung in der westafrikanischen Sudanzone. Diese Aussage wird aber durch eine Vielzahl von Klimasimulationen mit abnehmenden Niederschlägen in der westafrikanischen Sudanzone (IPCC 2013) relativiert, wel-

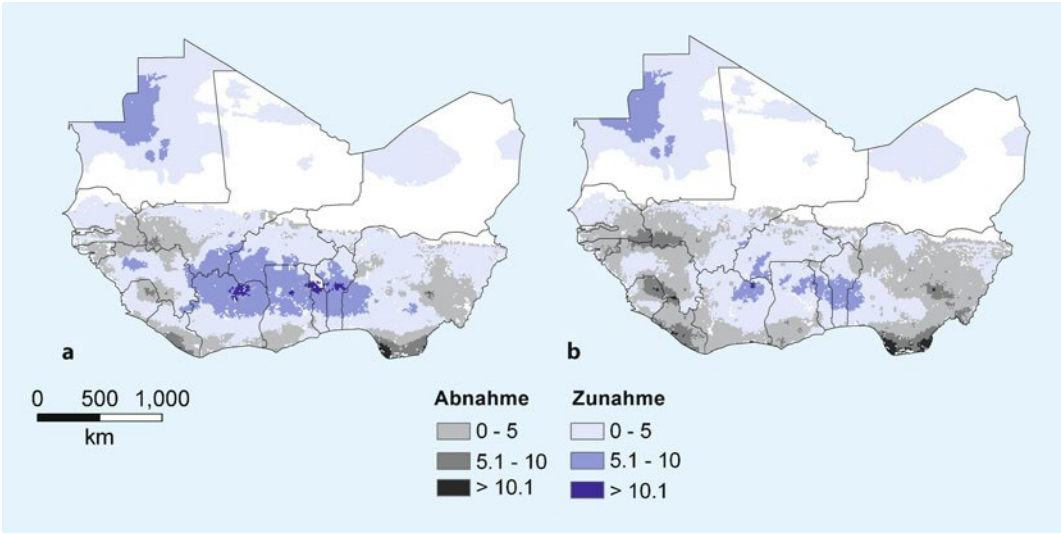


Abb. 12.12a,b Modellierung der Baumbedeckung in Westafrika ohne (**a**) und mit (**b**) Berücksichtigung des menschlichen Einflusses. (aus Wittig 2012; nach Heubes et al. 2011)

che eher auf eine Abnahme der Baumbedeckung hindeuten.

12.5 Allgemeine biozönotische und ökosystemare Auswirkungen

Da nicht alle Arten in gleicher Weise auf Klimaveränderungen reagieren, wird es in vielen Fällen nicht zur Verschiebung von Biozönosen kommen, sondern es werden neue Biozönosen entstehen (Williams und Jackson 2007; Schweiger et al. 2010). Darüber hinaus zeigen die Klimaprojektionen, dass zukünftig in einigen Regionen Europas Klimabedingungen herrschen werden, wie es sie momentan nirgends gibt (Ohlemüller et al. 2006; Williams et al. 2007). Mehrere Koevolutionen werden ihren Sinn verlieren, neue werden langsam erfolgen. Tylianakis et al. (2008) gehen davon aus, dass sich fundamentale interspezifische Abhängigkeiten der Arten wie Bestäubung, Konkurrenz, Herbivorie, Prädation und Parasitismus ändern werden, was sich auf die Ökosystemfunktionen auswirken kann.

Ein Beispiel für eine momentan ablaufende Entkopplung der im Optimalfall gleichzeitigen Entwicklung eines Schmetterlings mit seiner Futterpflanze bilden die Wintermotte (*Operophtera brumata*) und die Eiche (*Quercus*). Schlüpfen die Raupen ehe die Eichen ihre Blätter entfaltet haben, verhungern sie, schlüpfen sie erst nach voller Blattentfaltung, sind die Blätter schlecht verdaulich, was sich negativ auf die Überlebensrate der Raupen auswirkt. Zwar haben beide Arten auf die Klimaveränderung mit einer frühzeitigeren Entwicklung reagiert, die Motte aber deutlich stärker. Der Unterschied zwischen dem Auftreten der ersten Wintermottenraupen und der Blattentfaltung der Eichen betrug bereits Ende des vergangenen Jahrhunderts gut drei Wochen (Visser und Hollemann 2001).

Ein ebenfalls gut dokumentiertes Beispiel für eine Entkopplung ist der Zeitpunkt der saisonalen Wanderung der Rentiere, während der die Kälber geboren werden, und die Verfügbarkeit von Futter. Um eine optimale Aufzucht der Kälber zu gewährleisten, wird eine optimale Futterversorgung benötigt, was bisher gegeben war. Da aber das Pflanzenwachstum von der Temperatur gesteuert wird, die Wanderungen und das Paarungsverhalten dagegen von der temperaturunabhängigen Lichtintensität, ist die jährliche Geburtenrate von 1993 bis 2006 auf ein Viertel reduziert worden und zudem die Mortalitätsrate der Kälber gestiegen (Post und Forchhammer 2008).

Aus Spanien berichten Gordo und Sanz (2005) von einer beginnenden Entkopplung zwischen dem Auftreten des Kleinen Kohlweißlings (*Pieris rapae*)

und dem Blühbeginn seiner wichtigsten Nektarpflanzen. Für den Schmetterling resultiert daraus eine Nahrungsverknappung, für die Blütenpflanzen eine verringerte Bestäubung.

Veränderte Prädationsverhältnisse ergeben sich aus dem Klimawandel z. B. für einige mitteleuropäische Brutvögel: Der Siebenschläfer (*Glis glis*) beendet seinen Winterschlaf heute vier Wochen früher als vor 30 Jahren. Da Siebenschläfer u. a. Vogeleier fressen und sogar brütende Elterntiere töten, hat sich der Bruterfolg von Kleiber (*Sitta europaea*), Kohlmeise (*Parus major*) und Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*) deutlich verringert (Adamik und Kral 2008).

Zugvögel kehren heute früher aus den Winterquartieren zurück als früher. Da die Differenz bei Kurzstreckenziehern geringer ist als beim Kuckuck (*Cuculus canorus*) und anderen Langstreckenziehern, nimmt die Parasitierung durch den Kuckuck seit 1990 bei Langstreckenziehen zu, bei Kurzstreckenziehern und Nichtzugvögeln dagegen ab (Møller et al. 2011; Saino et al. 2009).

In Nahrungsnetzen sind die Ursachen für veränderte Beziehungen schwieriger zu durchleuchten als in den oben beschriebenen einfachen dualen Systemen. Entsprechend erschwert sind Modellierungen und Prognosen. Ein Beispiel für beginnende zeitliche Entkopplung einer ganzen Nahrungskette mit noch ungewissem Ausgang beschreiben Both et al. (2009): Der Sperber (*Accipiter nisus*) hat phänologisch noch nicht auf die steigenden Frühjahrstemperaturen reagiert. Viele Singvögel, eine seiner wichtigsten Beutegruppen, brüten dagegen früher, was für sie einen höheren Bruterfolg bedeuten könnte. Die Hauptnahrung der Singvögel besteht aus diversen Raupen, von denen viele noch früher erscheinen, also eventuell nicht durch die frühere Brutzeit der Vögel gefährdet sind. Jedoch sind zu dieser Zeit die Blätter vieler Baumarten noch nicht ausgetrieben, sodass Nahrungsknappheit unter den Raupen herrscht.

12.6 Gewinner und Verlierer des Klimawandels

Der Klimawandel wird nicht nur Verlierer haben, sondern auch Gewinner (Abb. 12.13), wobei im Hinblick auf das Ziel der Erhaltung der weltweiten Biodiversität die potenziellen Verlierer die weit größere Beachtung verdienen. Auf Artebene gehören alle kühle- und kälteadaptierten Arten zu den Verlierern, die im pflanzlichen Bereich in Mitteleuropa anhand der dort existierenden Zeigerwerte identifiziert werden können. Zunächst werden alle Arten mit einem Temperaturzeigerwert < 4 betroffen sein, später auch T < 5 (Wittig und Nawrath 2000). Sofern sie im Hochgebirge leben, werden sie lediglich den unteren Teil ihres Areals verlieren, es dafür aber nach oben ausdehnen können. In Mittelgebirgen sitzen die betreffenden Arten jedoch quasi in der Klimafalle (Sauer et al. 2011): Ein Höhersteigen ist nicht oder nur sehr begrenzt möglich und die Hochgebirge können von den meisten Arten aufgrund geringer Ausbreitungsgeschwindigkeit höchstwahrscheinlich nicht rechtzeitig erreicht werden. Überhaupt keine Ausweichmöglichkeit besteht für die Arten kleinflächiger, isolierter, kühler Standorte (Quellregionen, Schluchten), da diese sich schnell erwärmen werden.

Modellierungen lassen für Deutschland einen Verlust von 5 bis 30 % der Arten erwarten (Leuschner und Schipka 2004). Für Europa kommen Thomas et al. (2004) zu einem ähnlichen Ergebnis. Die in voneinander getrennten Mittelgebirgen oder sogar innerhalb eines Mittelgebirges in unterschiedlichen Tal- bzw. Gewässersystemen lebenden Arten sind oft genetisch stark differenziert, in einigen Fällen dürfte es sich sogar um kryptische Arten handeln. Fauna und Flora der Mittelgebirge werden also zumindest auf genetischer Ebene, wahrscheinlich aber auch auf der der Subspezies und kryptischen Arten, starke Verluste erleiden (Bálint et al. 2011; Sauer et al. 2011).

Da sich der Klimawandel in Städten verstärkt bemerkbar machen wird (Wittig et al. 2012), ist er für die aus überwiegend subatlantischen Arten zusammengesetzten städtischen Park- und Zierrasen, die schon jetzt eine sommerliche Beregnung benötigen, besonders problematisch. Eine verstärkte Bewässerung ist nämlich nicht zu empfehlen, da sie eine erhöhte Emission des Treibhausgases N_2O bewirken kann (Bijoor et al. 2008).

Wärmeliebende Arten (bei Pflanzen $T > 6$) könnten dann vom Klimawandel profitieren, wenn sie nicht gleichzeitig auf historische, außerhalb von Na-

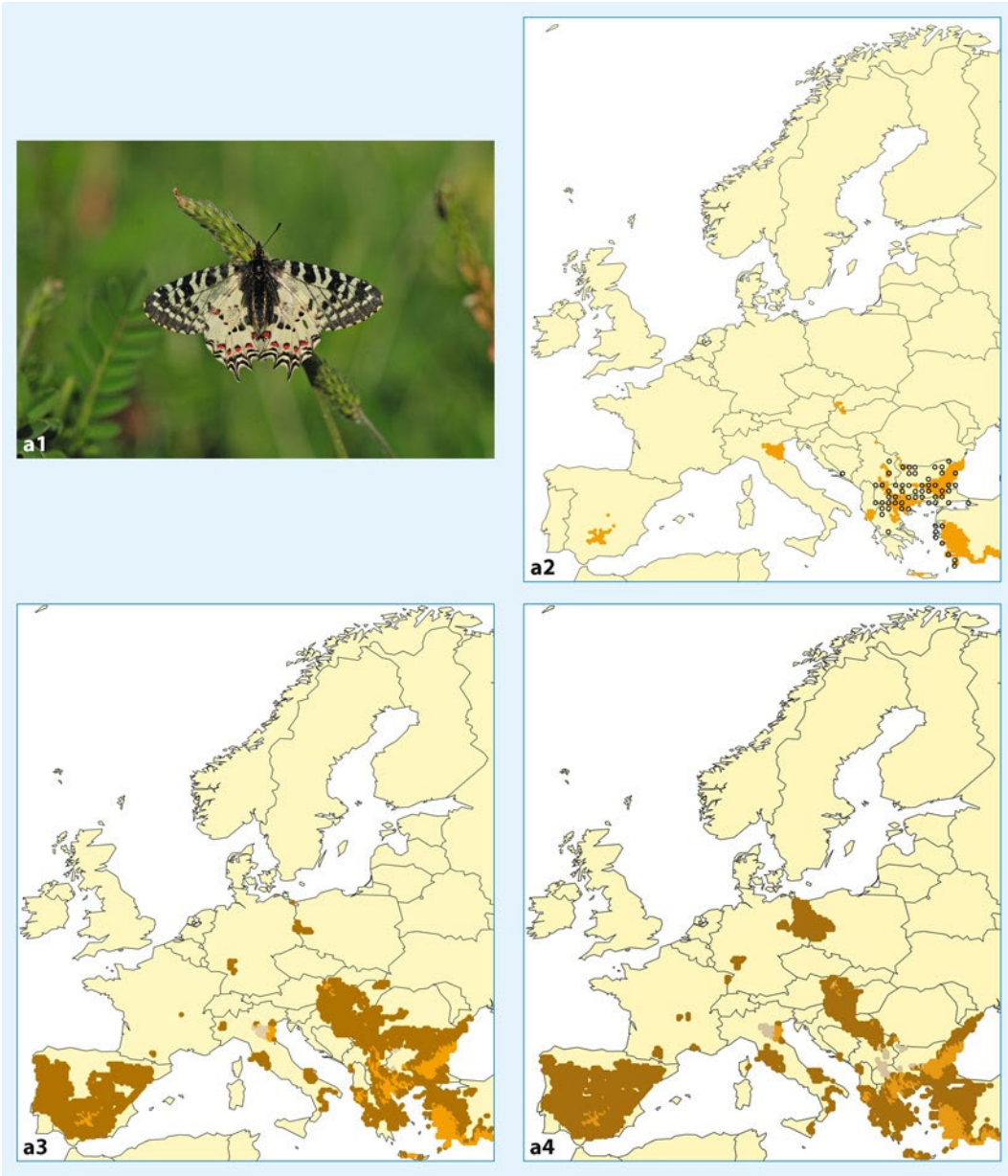
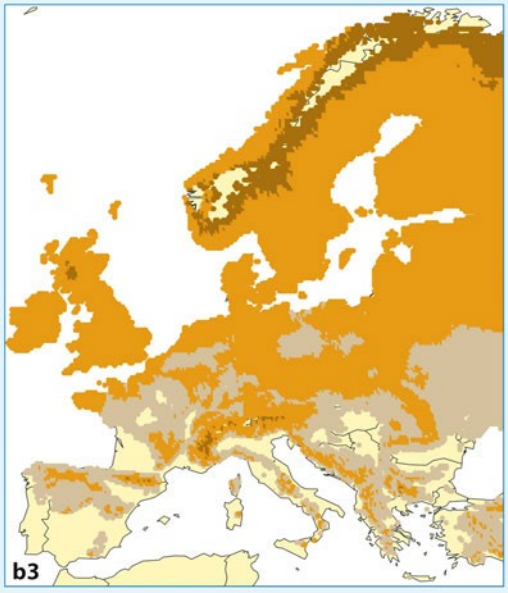


Abb. 12.13a,b Gewinner (**a1**) und Verlierer (**b1**) des Klimawandels: der Balkan-Osterluzeifalter (*Zerynthia cerisyi*) und der Kleine Fuchs (*Aglais urticae*); während Ersterer sein Areal vergrößern wird, kommen auf Letzteren Arealeinbußen zu; Modellierung für das Jahr 2080. **a2/b2** heutige Areale; **a3/b3** modellierte Areale bei moderatem Szenario (Klimaprojektion B1 des IPCC); **a4/b4** modellierte Areale bei mittlerem Szenario (a2). (aus Kühn et al. 2013; nach Settele et al. 2008)







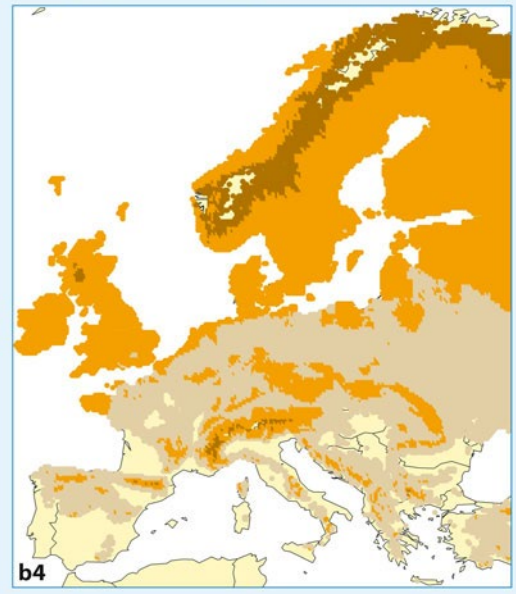


Abb. 12.13 (*Fortsetzung*) Gewinner (**a1**) und Verlierer (**b1**) des Klimawandels: der Balkan-Osterluzeifalter (*Zerynthia cerisyi*) und der Kleine Fuchs (*Aglais urticae*); während Ersterer sein Areal vergrößern wird, kommen auf Letzteren Arealeinbußen zu; Modellierung für das Jahr 2080. **a2/b2** heutige Areale; **a3/b3** modellierte Areale bei moderatem Szenario (Klimaprojektion B1 des IPCC); **a4/b4** modellierte Areale bei mittlerem Szenario (a2). (aus Kühn et al. 2013; nach Settele et al. 2008)

turschutzgebieten nicht mehr vollzogene landwirtschaftliche Praktiken angewiesen sind. Dies gilt für viele Ruderalarten, die daher ihr Areal nach Norden ausdehnen werden. Zu rechnen ist weiterhin mit der Einbürgerung von bisher auf Gärten und Parkanlagen, wo sie im Winter abgedeckt werden, beschränkte Arten und mit der Einwanderung von Arten aus dem Mediterranraum. Bereits begonnen hat die Einbürgerung und Ausbreitung wärmeliebender Ziersträucher wie *Buddleja davidii*, *Mahonia aquifolium* und *Prunus laurocerasus* sowie eine Arealerweiterung des einheimischen *Ilex aquifolium* nach Norden.

Auch wärmeliebende Kräuter und Stauden werden momentan bereits in Gärten kultiviert. Mehreren von ihnen ist bereits der „Sprung über den Gartenzaun" gelungen, z. B. der Armenischen Träubelhyazinthe (*Muscari armeniacum*) und einigen aus dem Mittelmeerraum oder aus dem pontischen Bereich stammenden Glockenblumenarten (*Campanula caucasica*, *C. garganica*) sowie in Nordwestdeutschland der bisher nur auf thermophile Standorte Süddeutschlands beschränkten Pfirsichblättrigen Glockenblume (*Campanula persicifolia*). Exotische Fische, die bisher nur in durch Einleitung von aufgeheiztem Kraftwerkskühlwasser erwärmten Gewässern zu finden waren, werden sich auch in „normalen" Gewässern ausbreiten. Für entwichene wärmeliebende Ziervögel, Terrarientiere und Aquarienfische bestehen gute Überlebensmöglichkeiten und Einbürgerungsaussichten.

12.7 Resümee und Ausblick

Der Klimawandel ist Realität und bereits weit fortgeschritten. Wie oben gezeigt hat er bisher überwiegend negative Auswirkungen auf die Biodiversität gehabt und wird dies in zunehmendem Maße haben. Die Menschheit wird in vielfältiger Weise von diesem Wandel betroffen sein (Streit et al. 2011). Die bisher gesteckten Minderungsziele konnten nicht erreicht werden, wie ◘ Abb. 12.14 eindrücklich zeigt: Die Entwicklung der CO_2-Emissionen entspricht dem ungünstigsten der in dieser Abbildung gezeigten Szenarien bzw. Szenariogruppen; Umweltorientierung ist bisher nicht sichtbar. Das in den 1990er-Jahren theoretisch noch erreichbare Ziel, die globale Erwärmung bei 1 °C zu halten, ist längst überholt.

Politische Zielsetzungen enthalten daher nicht mehr die Umkehr der Entwicklung oder wenigstens den Stopp auf dem bisherigen Niveau, sondern die Anpassung an den Klimawandel. Laut UN-Rahmenkonvention soll eine Stabilisierung auf einem Niveau erreicht werden, „auf welchem eine gefährliche Störung des Klimasystems" verhindert wird (UNFCCC 2009). International hat man sich nach langen Verhandlungen darauf geeinigt, dass dieser Anspruch bei einer Temperaturerhöhung um 2 °C über dem vorindustriellen Niveau erreicht wird (EC 2007a; UNFCCC 2009). Neue Studien zeigen aber, dass bei einer derartigen Erhöhung bereits mehrere biodiversitätsrelevante Änderungen in starkem Maße auftreten: Rückgang der Gletscher, Wasserknappheit in mehreren Regionen der Erde, starke Beeinträchtigungen in der Sahelzone, irreversible Schädigung von Korallenriffen (Smith et al. 2009).

Für Europa liegen inzwischen länderspezifische Klimaszenarien vor (Loibl et al. 2007: Österreich; Jacob et al. 2008: Deutschland; CH2011 2011: Schweiz), die je nach zugrunde gelegtem Emissionsszenario für das Jahr 2050 eine Temperaturerhöhung von 2–3 °C im Vergleich zur Periode 1980–1990 errechnen. Im Vergleich zur vorindustriellen Zeit, die in der UN-Klimarahmenkonvention als Vergleichsdatum benutzt wird, ist dies sogar im optimistischsten der Szenarien ein deutlich über 2 °C liegender Anstieg. Selbst wenn die globalen Emissionen nur noch bis zum Jahr 2020 steigen und dann jährlich um 3 % reduziert würden, ist es sehr wahrscheinlich, dass der Temperaturanstieg nach 2050 die 2 °C-Grenze (gegenüber 1980–1990) überschreiten wird (Meinshausen et al. 2009; Parry et al. 2009), wobei sogar Werte bis 5,5 °C nicht auszuschließen sind. Dass eine derartige Entwicklung nicht nur für die Biodiversität Folgen hat, zeigt ◘ Abb. 12.15.

Deutschland, Österreich und die Schweiz haben nationale Anpassungsstrategien an den Klimawandel vorgelegt, in denen auch die Biodiversität berücksichtigt wird. Auch die EU hat sich zur Anpassung an den Klimawandel geäußert. Viele der darin propagierten Maßnahmen werden schon seit Langem von Biologen unabhängig von Klimawandel zur Erhaltung der Biodiversität gefordert. Wir kommen daher in ▶ Abschn. 14.12 auf diese Maßnahmen zurück.

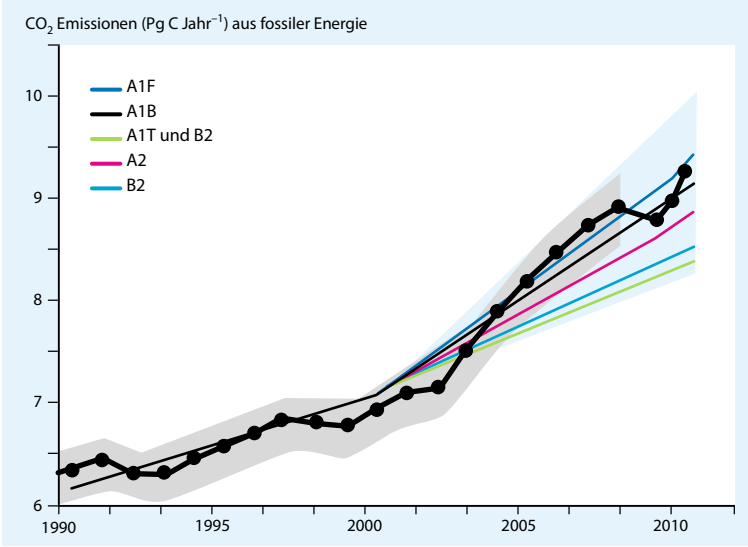


Abb. 12.14 Szenarien der Entwicklung (farbige Linien) und tatsächlicher Verlauf der CO_2-Emissionen (schwarze Linie) im Zeitraum 1990 bis 2010: Der tatsächliche Verlauf entspricht dem des ungünstigsten der hier dargestellten Szenarien. (aus Croci-Maspoli und Essl 2013; nach Le Queré et al. 2009)

Literatur

Adamik P, Kral M (2008) Climate– and resource–driven long–therme changes in dormice populations negatively affect hole–nesting songbirds. J Zool 275: 209–215

Alford RA, Bradfield KS, Richards SJ (2007) Global warming and amphibian losses. Nature 447:E3–E4

Allison I, Bindoff NL, Bindschadler RA, Cox PM, de Noblet N, England MH, Francis JE, Gruber N, Haywood AM, Karoly DJ, Kaser G, Le Quéré C, Lenton TM, Mann ME, MacNeil BI, Pitman AJ, Rahmstorf S, Rignot E, Schellnhuber HJ, Schneider SH, Sherwood SC, Sommerville RCJ, Steffen K, Steig EJ, Visbeck M, Weaver AJ (2009) The Copenhagen Diagnosis. Updating the world on the latest climate science. University of New South Wales Climate Change Center, Sydney

BACC Author Team (2008) Assessment of climate change for the Baltic Sea Basin. Springer, Berlin

Bach M, Huber A, Frede H-G, Mohaupt V, Zullei-Seibert N (2000) Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. Berichte Umweltbundesamt Forschungsbericht, Bd. 29524034. Erich–Schmidt–Verlag, Berlin

Bach W (1985) Der anthropogen gestörte Kohlenstoffkreislauf: Methoden zur Abschätzung der CO2–Entwicklung in der Vergangenheit und in der Zukunft. Düsseldorfer Gebot Kolloq 2:3–23

Bach W, Greuer G (1980) Wie dringend ist das CO2–Problem. Umschau 80:520–525

Bairlein F, Exo K-M (2007) Climate change and migratory birds in the Wadden Sea. Wadden Sea Ecosystem 23:43–52

Bálint M, Domisch S, Engelhardt CHM, Haase P, Lehrian S, Sauer J, Theissinger K, Pauls SU, Nowak C (2011) Climate change will lead to massive loss of cryptic biodiversity. Nature. Climate Change 1:313–318

Battisti A, Stastny M, Buffo E, Larsson S (2006) A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climate anomaly. Global Change Biol 12:662–671

Beaugrand G, Reid PC (2003) Long–term changes in phytoplankton, zooplankton and salmon related to climate. Global Change Biol 9:801–817

Becker P, Jakob D, Deutschländer T, Imbery F, Müller-Westermeier G, Roos M (2012) Klimawandel in Deutschland. In: Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribrny V (Hrsg) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S 23–37

Beebee TJC (1995) Amphibian breeding and climate. Nature 374:219–220

Berger S, Walther G-R (2007) Immergrüne Laubgehölze – Indikatoren des Klimawandels? Berichte Reinhold–Tüxen–Ges 19:44–59

Biggs R, Simons H, Bakkenes M, Scholes RJ, Eickhout B, van Vuuren D, Alkemade R (2008) Scenarios of biodiversity loss in southern Africa in the 21st century. Global Environmental Change 18:296–309

Bijoor NS, Czimczik CI, Pataki DE, Billings SA (2008) Effects of temperature and fertilization on nitrogen cycling and community composition of an urban lawn. Global Change Biol 14:2119–2131

Böhme W, Rödder D (2008) Amphibien und Reptilien: Verbreitungs– und Verhaltensänderungen aufgrund der Erderwärmung. In: Lozán JL, Graß G, Jendritzky G, Karbe L, Reise K (Hrsg): Warnsignal Klima: Erderwärmung: 77–81. Hamburg

Bonn S, Poschlod P (1998) Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer, Wiesbaden

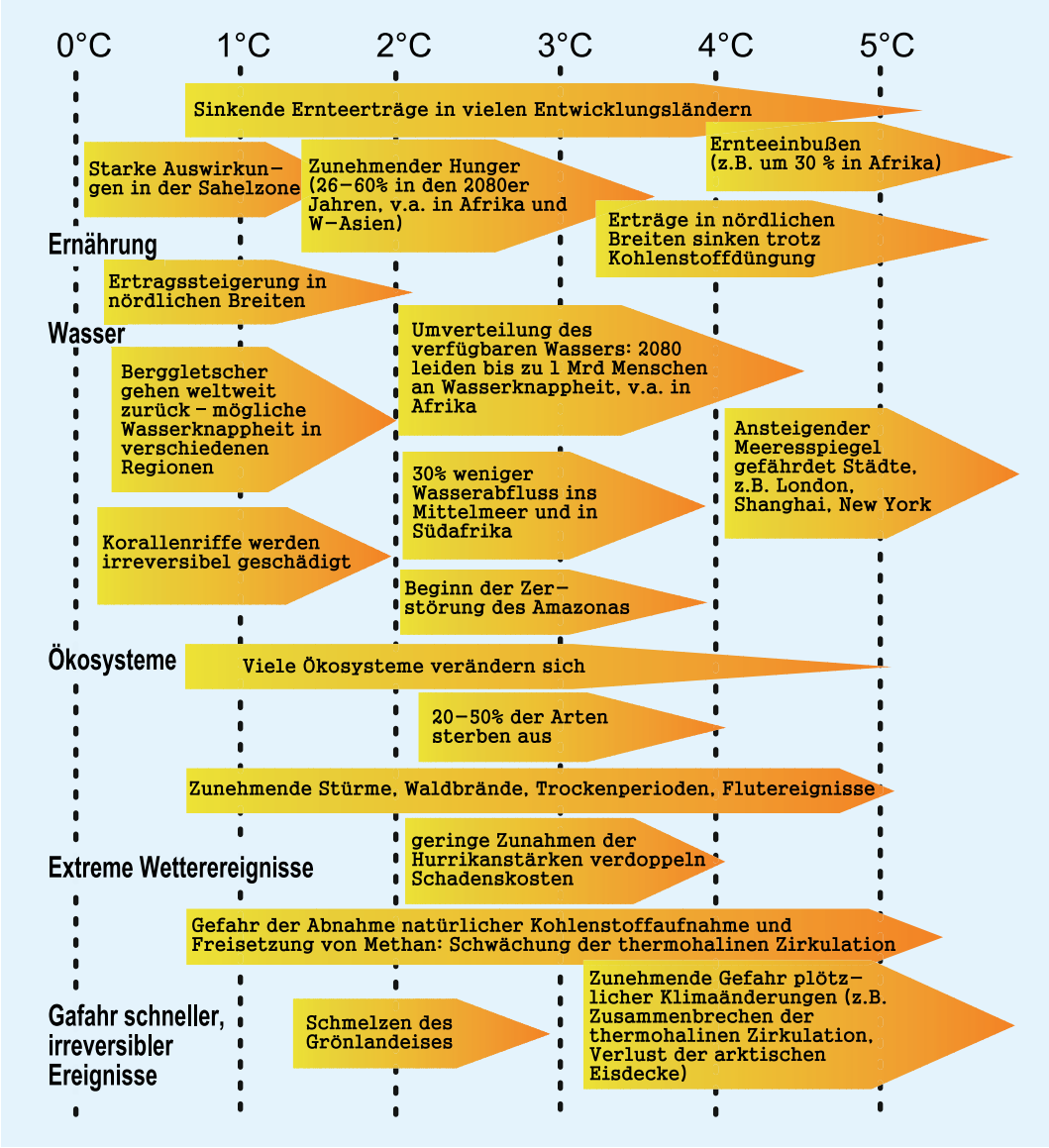


Abb. 12.15 Zunahme von Risiken (dargestellt als zunehmende Rotfärbung der Pfeile) in Abhängigkeit vom Ausmaß der Temperaturerhöhung; Referenzwert: globale Durchschnittstemperatur 1990 (aus Croci-Maspoli und Essl 2013; nach Smith et al. 2009 und Michler 2010)

Both C, Artemyev AV, Blaauw B, Cowie RJ, Dekhuijzen AJ, Eeva T, Enemar A, Gustafsson L, Ivankina EV, Järvinen A, Metcalfe NB, Nyholm NEI, Potti J, Ravussin PA, Sanz JJ, Silverin B, Slater FM, Sokolov LV, Török J, Winkel W, Wright J, Zang H, Visser ME (2004) Large–scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. Proc Royal Soc London B 271:1657–1662

Both C, van Asch M, Bijlsma RG, van den Burg AB, Visser ME (2009) Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations ? J Animal Ecol 78:73–83

Brandt G, Wehrmann A, Wirtz KG (2008) Rapid invasion of Crassostrea gigas into th German Wadden Sea dominated by larval supply. Sea Research 59:279–296

Brasseur G, Mosbrugger V, Schaller M, Stribrny B (2012) Einführung. In: Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribrny V (Hrsg) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S 12–22

Brewer PG (1978) Direct observations of the oceanic CO2–increase. Geophys Res Letters 5:997–1000

Brouyère S, Carabin G, Dassargues A (2004) Climate change impacts on groundwater resources: modelled deficits in a chalky aquifer. Geer basin, Belgium. Hydrogeol J 12:123–134

CH2011 (2011) Swiss climate change scenarios. C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate & OcCC, Zürich. http//www.ch2011.ch/pdf/CH2011reportLOW.pdf. Zugegriffen: 10.12.2012

Chamaille–Jammes S, Massot M, Aragón P, Colbert J (2006) Global warming and positive fitness reponse in mountain populations of common lizards (Lacerta vivipara). Global Change Biol 12: 392–402

Crick HQ, Dudley C, Glue DE (1997) UK birds are laying eggs earlier. Nature 388: 526

Croci-Maspoli M, Essl F (2013) Klimatologische Grundlagen. In: Essl F, Rabitsch W (Hrsg) Biodiversität und Klimawandel. Springer, Berlin, S 4–29

D'Amen M, Bombi P (2009) Global warming and biodiversity: Evidence of climate–linked amphibian declines in Italy. Biological Conservation 142:3060–3067

Dell D, Sparks TH, Dennis RLH (2005) Climate change and the effect of increasing spring temperatures on emergence dates on the butterfly Apatura iris (Lepidoptera: Nymphalidae). European J Entomol 102:161–167

Diekmann M (2010) Aktuelle Vegetationsveränderungen in Wäldern – Welche Rolle spielt der Klimawandel? Ber Reinhold–Tüxen–Ges 22:57–65

Dierschke H (2005) Laurophyllisation – auch eine Erscheinung im nördlichen Mitteleuropa? Zur aktuellen Ausbreitung von Hedera helix in sommergrünen Laubwäldern. Ber Reinhold–Tüxen–Ges 17:151–168

Dingemanse NJ, Kalkman VJ (2008) Changing temperature regimes have advanced the phenology of Odonata in the Netherlands. Ecol Entomol 33:394–402

Dippner JW, Ikauniece A (2001) Long–term zoobenthos variability in the Gulf of Riga in relation to climate variability. J Marine Systems 30:155–164

Dirnböck T, Dullinger S, Grabherr G (2003) A regional impact assessment of climate and land use change on alpine vegetation. J Biogeogr 30:401–418

Dirnböck T, Essl F, Rabitsch W (2011) Disproportional risk for habitat loss of high–altitude endemic species under climate change. Globange Change Biol 17:990–996

Dirnböck T, Dullinger S, Essl W, Rabitsch W (2013) Die Alpen im Klimawandel. In: Essl W, Rabitsch F (Hrsg) Biodiversität und Klimawandel. Springer, Berlin, S 192–202

Dister E, Henrichfreise A (2009) Veränderungen des Wasserhaushalts und Konsequenzen für den Naturschutz. Natur Landschaft 84:26–31

Dorow WHO, Lange A, Querbach A, Brüggemann W (2012) Mediterranean oaks (Quercus spp) and Central European oak–feeding Lepidoptera in Southern Hesse, Germany. Entomol Generalis 34:119–130

EC (2007aa) Limiting global climate change to 2 degrees Celsius. The way ahead for 2020 and beyond, impact assessment. Europäische Kommission , Brüssel. http://eur-lex.europa.eu/Lex-UriServ/site/en/com/2007/com2007_002en01.pdf

EC (2007bb) Anpassung an den Klimawandel in Europa – Optionen für Maßnahmen der EU. Europäische Kommission, Brüssel, KOM 354. http://eur-lex.europa.eu/Lex-UriServ/site/de/com/2007/com2007_0354de01.pdf

Edwards M, Beaugrand G, Reid PC, Rowden AA, Jones MB (2002) Ocean climate anomalies and the ecology of the North Sea. Marine Ecol Progr Ser 239:1–10

Ehrich S, Stransky C (2001) Spatial and temporal changes in the southern species component of North Sea fish assemblages. Senckenbergiana maritima 31:143–150

Ehrich S, Adlerstein S, Brockmann U, Floeter J, Garthe S, Hinz H, Kröncke I, Neumann H, Reiss H, Sell AF, Stein M, Stelzenmüller V, Stransky C, Temming A, Wegner G, Zauke G-P (2007) 20 years of the German Small–Scale Bottom Trawl Survey (GSBTS). Senckenbergiana marit 37:13–82

Eitzinger J, Stastná M, Zalud Z, Dubrovský M (2003) A simulation study of the effect of soil water balance and water stress on winter wheat production under different climate change scenarios. Agricultural Water Management 61:195–217

Ellis WN, Donner JH, Kuchlein JH (1997) Recent shifts in phenology of Microlepidoptera, related to climate change (Lepidoptera). Entomol Ber Amsterdam 57:66–72

Ellwanger G, Ssymank A, Pauslsch (Hrsg) (2012) Natura 2000 and climate change – a challenge. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 118. BfN, Bonn BadGodesberg

Erschbamer B, Niederfriniger SR, Eckart W (2008) Colonization processes on a central Alpine glacier foreland. J Veg Sci 19:855–862

Essl F, Rabitsch W (2013) Biodiversität und Klimawandel – Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin

Essl F, Dullinger S, Plutzar C, Willner W, Rabitsch W (2011) Imprints of glacial history and current environment on correlations between endemic plant and invertebrate species richness. J Biogeogr 38:604–614

Essl F, Reich M, Ullrich K (2013) Mobilität und Ausbreitungsdynamik. In: Essl F, Rabitsch W (Hrsg) Biodiversität und Klimawandel. Springer, Berlin, S 101–107

Ewert MA, Lang JW, Nielson CE (2005) Geographic variation in the pattern of temperature dependent sex determination in the American snapping turtle (Chelydra serpentina). J Zool 265:81–95

Frahm J-P (1997) Zur Ausbreitung von Wassermoosen am Rhein (Deutschland) und an seinen Nebenflüssen seit dem letzten Jahrhundert. Limnol 27:251–261

Frahm J-P, Klaus D (1997) Moose als Bioindikatoren von Klimafluktuationen in Mitteleuropa. Erdkunde 51:181–190

Gehrig-Fasel J, Guisan A, Zimmermann NE (2007) Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change of land abandonment? J Veg Sci 18:571–582

Gerstengarbe F-W, Badeck F, Hattermann F, Krysanova V, Lahmer W, Lasch P, Stock M, Suckow F, Wechsung F, Werner PC (2003) Studie zur klimatischen Entwicklung in Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst– und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. PIK Report, Bd. 83. Potsdam–Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam

Gordo O, Sanz JJ (2005) Phenology and climate change: A long–term study in a Mediterranean Locality. Oecol 146:484–495

Grabherr (2003) Alpine vegetation dynamics and climate change – a synthesis of long–term studies and observations. In: Nagy L, Grabherr G, Körner C, Thompson DBA (Hrsg) alpine Biodiversity in Europe. Ecol. Stud.ies, Bd. 167., S 399–409

Grabherr G, Gottfried M, Pauli H (1994) Climatic effects on mountain plants. Nature 369:448

Guy PR (1981) Changes in the biomass and productivity of woodlands on the Sengwa Wildlife Research Area, Zimbabwa. J Appl Ecol 18:507–519

Haase P, Hering D, Hoffmann A, Müller R, Nowak C, Pauls S, Stoll S, Straile D (2013) Auswirkungen auf limnische Lebensräume. In: Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribrny V (Hrsg) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S 91–105

Hagen E, Feistel R (2005) Climatic turning points and regime shifts in the Baltic Sea region: the Baltic winter index (WIBIX) 1659 – 2002. Boreal Environmentel Res 10:211–224

Hägg HE, Humborg C, Mörth CM, Medina MR, Wulff F (2010) Scenario analysis on protein consumption and climate change effects on riverine N export to the Baltic Sea. Environ Sc Technol 44:2379–2385

Harsch MA, Hulme PE, McGlone MS, Duncan RP (2009) Are treelines advancing? A global meta–analysis of treeline response to climate warming. Ecol Letters 12:1040–1049

Harvell CD, Mitchell CE, Ward JR, Altizer S, Dobson AP, Ostfield RS, Samuel MD (2002) Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. Science 296: 2158 – 2162

Hassal C, Thompson DJ, French GC, Harvey IF (2007) Historical changes in the phenology of British Odonata are related to climate. Global Change Biol 13: 933 – 941

Hegland SJ, Nielsen A, Lázaro A, Bjerkens AL, Totland O (2009) How does climate warming affect plant–pollinator interactions? Ecol Letters 12:184–195

Heubes J, Kühn I, König K, Wittig R, Zizka G, Hahn K (2011) Modelling biome shifts and tree cover change for 2050 in West Africa. J Biogeogr 38:2248–2258

Hickler T, Vohland K, Costa L, Miller P, Smith B, Feehan J, Sykes M (2012aa) Vegetation on the move – where do conservation aims have to be re–defined? In: Settele J, Penev L, Georgiev T, Grabaum R, Grobelink V, Hammen V, Klotzs S, Kühn I (Hrsg) Atlas of biodiversity risk. Pensoft, Sofia

Hickler T, Vohland K, Feehan J, Miller P, Fronzek S, Giesecke T, Kuehn I, Carter T, Smith B, Sykes M (2012bb) Projecting tree species – based climate–driven changes in European potential natural vegetation with a generalized dynamic modal. Global Ecol Biogeogr 21:50–63

Hickler T, Bolte A, Hartard B, Beierkuhnlein C, Blaschke M, Blick T, Brüggemann W, Dorow WHO, Fritze M-A, Gregor T, Ibisch P, Kölling C, Kühn I, Musche M, Pompe S, Petercord R, Schweiger Seidling OW, Trautmann S, Waldenspuhl T, Walentowski W, Wellbrock N (2013) Folgen des Klimawandels für die Biodiversität in Wald und Forst. In: Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribrny V (Hrsg) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S 164–221

Hickling R, Roy DB, Hill JK, Thomas CD (2005) A northward shift of range margins in British Odonata. Global Change Biol 11:502-506

Hickling R, Roy DB, Hill JK, Fox R, Thomas CD (2006) The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. Global Change Biol 12:450-455

Hill JK, Thomas CD, Fox R, Telfer MG, Willis SG, Asher J, Huntley B (2002) Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. Proc Royal Soc London B 269:2163–2171

Hofer RH (1992) Veränderungen in der Vegetation von 14 Gipfeln des Berninagebietes zwischen 1905 und 1985. Ber Inst ETH Stiftung Rübel 58:39–54

Hughes DJ, Narayanaswamy BE (2013) Impacts of climate change on deep–sea habitats. MCCIP Sci Review 2013:204–210

Hurd BH, Callaway M, Smith J, Kirshen P (2004) Climatic change and US water resources: from modelled watershed impacts to national estimates. J American Water Resources Association 40:129–148

Huwer A, Wittig R (2012) Low impact of climate change on species composition of a central European lowland beech forest community. Tuexenia 32:31–54

Huwer A, Wittig R (2013) Evidence for increasing homogenization and de–ruderalization of the Central European village flora. Tuexenia 33:213–231

IPCC (2001) Climate change 2001 – The scientific basis. Intergovernmental panel on Climate Change, Working Group 1. Cambridge University Press, Cambridge

IPCC (2007) Climate change 2007 – The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge

IPCC (2013) Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge

Jacob DJ, Winner DA (2009) Effect of climate change on air quality. Atmospheric Environment 43:51–63

Jacob D, Göttel H, Kotlarsky S, Lorenz P, Sieck K (2008) Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland – Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland. Umweltbundesamt, Climate Change 11/08, Dessau–Roßlau.

http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3513.pdf. Zugegriffen: 20.1.2012
Jenni L, Kéry M (2003) Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long–distance migrants, delays in short–distance migrants. Proc Royal Soc London 270:146–147
Johns DG, Edwards M, Greve W, John AWG (2005) Increasing prevalence of the marine cladoceran Penilia avirostris (Dana, 1852) in the North Sea. Helgoland Marine Res 59:214–218
Junge C (1978) Die CO2–Zunahme und ihre mögliche Klimaauswirkung. Promet 2/3:21–32
Kaufmann R (2001) Invertebrate succession on an Alpine glacier foreland. Ecol 82:2261–2278
Kazda M, Verbücheln G, Luwe M, Brans S (1992) Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf Erlenbruchwälder am Niederrhein. Natur Landschaft 67:283–287
Keeling CD (1973) Industrial production of CO2 from fossil fuels and limestone. Tellus 5:174–198
Keeling CD, Bacastow RB, Bainbridge AE, Ekdahl CA Jr., Guenther PR, Watermann LS, Chin JFS (1976) Atmospheric carbon dioxide variations at Mauna Loa Observatory, Hawai. Tellus 28:538–552
Kemp AC, Horton BP, Donelly JP, Mann ME, Vermeer M, Rahmstorf S (2011) Climate related sea–level variations over the past two millennia. Proc National Acad Sci USA 108:11017–11022
Kielgast J, Rödder D, Veith M, Lötters S (2010) Widespread occurence of the amphibian chytrid fungus in Kenya. Animal conservation. 13:36–43
Kleinbauer I, Dullinger S, Klingenstein F, May R, Nehring Essl SF (2010) Ausbreitungspotential ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen in Deutschland und Österreich BfN–Skripten. BfN, Bonn–BadGodesberg
Klötzli F, Walther G-R, Carraro G, Grundmann A (1996) Anlaufender Biomwandel in Insubrien. Verhandlungen Ges Ökol 26:537–550
Kollmann J, Brink-Jensen K, Isermann M (2010) Invasive Pflanzenarten als Indizien des Klimawandels? Die Situation in Dänemark und Norddeutschland. Ber Reinhold–Tüxen–Ges 22:81–95
Konvicka M, Maradova M, Benes J, Fric Z, Kepka P (2003) Uphill shifts in distribution of butterflies in the Czech Republic: effects of changing climate detected on a regional scale. Global Ecol Biogeogr 12:403–410
Kromp-Kolb H, Formeyer H (2005) Schwarzbuch Klimawandel. Wieviel Zeit bleibt uns noch? Ecowin, Salzburg
Kröncke I, Zeiss B, Rensing C (2001) Long–term variability in macrofauna species composition of the islands of Norderney (East Frisia, Germany), in relation to change in climatic and environmental conditions. Senckenbergiana maritima 31:65–82
Kröncke I, Boersma M, Czeck R, Dippner JW, Ehrich S, Exo K-M, Hüppop O, Malzahn A, Marencic H, Markert A, Millat G, Neumann H, Reiss H, Sell AF, Sobottka M, Wehrmann A, Wiltshire KH, Wirtz K (2012) Auswirkungen auf marine Lebensräume. In: Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribrny V (Hrsg) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S 106–127
Kröncke I, Reiss H, Dippner JW (2013) Effects of cold winters and regime shifts on macrofauna communities in the southern North Sea. J Estuarine Coastal Shelf Sci 119:79–90
Kühn I, Vohland K, Badeck F, Hanspach J, Pompe S, Klotz S (2009) Aktuelle Ansätze zur Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt. Natur Landschaft 4(8):8–12
Kühn I, Pompe S, Trautmann S, Böhning-Gaese K, Essl F, Rabitsch W (2013) Arealänderungen in der Zukunft. In: Essl E, Rabitsch F (Hrsg) Biodiversität und Klimawandel. Springer, Heidelberg, S 86-101
Kundzewicz ZW, Döll P (2009) Will groundwater ease freshwater stress under climate change ? Hydrol Sci J 54:665–676
Kundzewicz ZW, Mata LJ, Arnell NW, Döll P, Kabat P, Jiménez B, Miller KA, Oki T, Sen Z, Shiklomanov IA (2007) Freshwater resources and their management. In: Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, S 173–210
Kuttler W (2011) Klimawandel im urbanen Bereich, Teil 1, Wirkungen; Climate change in urban areas, part 1, effects. Environmental Sci Europe/DOI: 10.1186/2190–4715–23–11): 1–12
Kuttler W, Straßburger A (1999) Air quality measurements in urban green areas. Atmospheric Environment 33:4101–4108
Lehman J (2002) Mixing patterns and plankton biomass of the St. Lawrence Great Lakes under climate change scenarios. J Great Lakes Res 28:583–596
Lepetz V, Massot M, Chaine AS, Clobert J (2009) Climate warming and the evolution of morphotypes in a reptile. Global Change Biol 15:454–466
Le Quereé C, Raupach MR, Canadell JG, Marland G, Bopp L, Ciais P, Conway TJ, Doney SC, Feely RA, Foster P, Friedlingstein P, Gurney K, Houghton RA, House JI, Huntingford C, Levy PE, Lomas MR, Majkut J, Metzl N, Metto JP, Peters GP, Prentice IC, Randerson JT, Running SW, Sarmiento JL, Schuster U, Stich S, Takahashi T, Viovy N, van der Werf GR, Woodward FI (2009) Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. Nat Geosci 2:831-836
Leuschner C, Homeier J (2014) Tropische Regenwälder und temperate Laubwälder – Ein struktureller und funktionaler Vergleich. Ber Reinhold-Tüxen Ges 26:119-135
Leuschner C, Schipka F (2004) Vorstudie Klimawandel und Naturschutz in Deutschland. BfN Skipten, Bd. 115. BfN, Bonn–BadGodesberg
Lindley JA, Kirby RR (2010) Climate–induced changes in the North Sea Decapoda over the last 60 years. Climate Res 42:257–264
Loacker K, Kofler W, Pagitz K, Oberhuber W (2007) Spread of walnut (Juglans regia) is correlated with climate warming. Flora 202:70-78
Löffler H (2010) Waldbodenvegetation und Klimawandel? LWF aktuell 76:17-19

Loibl W, Beck A, Dorninger M, Formayer H, Gobiet A, Schöner W (2007) Kwiss– program reclip: more research for climate protection: model run evaluation. Systems research, Austrian research center, Seibersdorf

Lovejoy TE, Hannah L (2005) Climate change and biodiversity. Yale University Press, New Haven

MacKenzie BR, Hinrichsen HH, Plikshs M, Wieland K, Zezera AS (2000) Quantifying environmental heterogeneity: Estimating the size of habitat for successful cod egg development in the Baltic Sea. Ecol Progress Ser 193:143–156

MacMenamin SK, Hadly EA, Wright CK (2008) Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park. Proceedings National Academy of Science USA 105(44):16988–16993

Malhi Y, Wright J (2005) Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. In: Malhi Y, Phillips OL (Hrsg) Tropical Forests and Global Atmospheric Change. Oxford University Press, Oxford

Manthey M, Leuschner C, Härdtle W (2007) Buchenwälder und Klimawandel. Natur Landschaft 82:441–445

Massot M, Clobert J, Ferriere R (2008) Climate warming, dispersal inhibition and extinction risk. Globa Change Biology 14:461–469

Meduna E, Schneller JJ, Holderegger R (1999) Prunus laurocerasus L., eine sich ausbreitende nichteinheimische Gehölzart: Untersuchungen zu Ausbreitung und Vorkommen in der Nordostschweiz. Z Ökol Naturschutz 8:147–155

Meinshausen M, Meinshausen N, Hare W, Raper SCB, Frieler K, Knutti R, Frame DJ, Allen MR (2009) Greenhouse gas emmision Targets for limiting global warming to 2 °C. Nature 458:1158–1162

Menzel (2000) Trends in phenological phases in Europe between 1951 and 1996. International J Biometeorol 44:76-81

Menzel A, Jakobi G, Ahas R, Schleifinger H, Estrella N (2003) Variations of the climatological growing season (1951-2000) in Germany compared with other countries. International J Climatol 23:793-812

Michler G (2010) Klimaschock. Ursachen, Auswirkungen, Prognosen. H.F. Ullmann, Potsdam

Mittermeier RA, Robles Gil P, Hoffmann M, Pilgrim J, Brooks T, Goettsch Mittermeier C, Lamoreux J, da Fonseca GAB (2004) Hotspots revisited. Cemex, Mexico City

Møller AP, Saino N, Adamik P, Ambrosini R, Antonov A, Campobello D, Stokke BG, Fossøy F, Lehikoinen E, Martin-Vivaldi M, Moksnes A, Moskat C, Røskaft E, Rubolini D, Schulze-Hagen K, Soler M, Shykoff JA (2011) Rapid change in host use of the common cuckoo Cuculus canorus linked to climate change. Proc R Soc B 278:737–738

Möllmann C, Kornilovs G, Fetter M, Köster FW (2005) Climate, zooplankton, and pelagic fish growth in the central Baltic Sea. ICES J Mar Sci 62:1270–1280

Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribrny V (Hrsg) (2012) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt

Müller-Westermeier G, Booß A, Lefebvre C, Löpmeier F-J, Pietzsch S, Riecke W, Schmitt H (2011) Witterung in Deutschland 2011. Klimastatusbericht. Deutscher Wetterdienst, Offenbach

Neumann H, Kröncke I (2010) Long–term effects on sea surface temperature on the ecological functioning of epifauna in the German Bight. Marine Ecol 32(1):1–9

Neumann H, Ehrich S, Kröncke I (2008) Temporal variability of an epibenthic community in the Germen Bight affected by cold winter and climate. Climate Res 37:241–251

Neumann H, Ehrich S, Kröncke I (2009a) Variability of epifauna and temperature in the northern North Sea. Marine Biol 156:1817–1826

Neumann H, Reiss H, Rakers S, Ehrich S, Kröncke I (2009b) Temporal variability of southern North Sea epifauna communities after the cold winter 1995/1996. ICES J Mar Sci 66:2233–2243

Neumann H, de Boois, Kröncke I, Reiss H (2013) Climate change facilitated range expansion of the non–native Angular crab Goneplax rhomboides into the North Sea. Marine Ecol Progr Ser 484:143–153

Neumann T (2010) Climate–change effects on the Baltic Sea ecosystem: a model study. J Marine Syst 81:213–224

North N, Kljun N, Kasser F, Heldstab J, Maibach M, Reutimann J, Guyer M (2007) Klimaänderungen in der Schweiz. Indikatoren zu Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen Umwelt–Zustand. Bundesamt Umwelt, Bern

Ohlemüller R, Gritti ES, Sykes MT, Thomas CD (2006) Towards European climate risk surfaces: the extent and global distribution of analogous and non–analogous climates. Global Ecol Biogeogr 15:395–405

Omstedt A, Elken J, Lehmann A, Piechura J (2004) Knowledge of the Baltic Sea physics gained during the BALTEX and related programs. Progr Oceanogr 63:1–28

Pacifico F, Harrison SP, Jones CD, Sitch S (2009) Isoprene emissions and climate. Atmospheric Environment 43:6121–6135

Parmesan C, Ryrholm N, Stefanescu C, Hill JK, Thomas CD, Descimon H, Huntley B, Kaila L, Kullberg J, Tammaru T, Tennent WJ, Thomas JA, Warren M (1999) Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. Nature 399:579-583

Parry M, Lowe J, Hanson C (2009) Overshoot, adapt and recover. Nature 458:1102–1103

Pauli H, Gottfried M, Reiter K, Klettner C, Grabherr G (2007) Signals of range expansions and contractions of vascular plants in high Alps: observations (1994–2004) at the GLORIA master site Schrankogel, Tyrol, Austria. Global Change Biol 13:147–156

Pauli H, Gottfried M, Dullinget A, Abdaladze O, Akhalkatsi M, Alonso JLB, Coldea G, Dick J, Erschbarmer B, Fernándes Calzado R, Ghosn D, Holten JI, Kanka R, Kazakis G, Kollár J, Larsson P, Moiseev P, Moiseev D, Molau U, Molero Mesa J, Nagy L, Pelino G, Puscas M, Rossi G, Stanisci A, Syverhuset AO, Theurillat JP, Tomaselli M, Unterluggauer P, Villar L, Vittoz P, Grabherr G (2012) Recent plant diversity changes on Europe´s mountain summits. Sci 336:353–355

Perry AL, Low PJ, Ellis JR, Reynolds JD (2005) Climate change and distribution shifts in marine fishes. Science 308:1912-1915

Phillips O, Baker T, Arroyo L, Higuchi N, Killeen T, Laurance WF, Lewis SL, Lloyd J, Malhi Y, Monteagudo A, Neill D, Núñez Vargas P, Silva N, Terborgh J, Vásquez Martínez R, Alexiades M, Almeida S, Brown S, Chave J, Comiskey JA, Czimczik CI, Di Fiore A, Erwin T, Kuebler C, Laurance SG, Nascimento HEM, Olivier J, Palacios W, Patiño S, Pitman N, Quesada CA, Saldias TLA, Vinceti B (2005) Amazon tree turnover in the late twentieth century. In: Malhi Y, Phillips OL (Hrsg) Tropical Forests and Global Atmospheric Change. Oxford University Press, Oxford

Phillips OL, Aragao LEOC, Lewis SL (2009) Drought sensivity of the Amazonian rain forest. Sci 323:2344–1347 (59 weitere Autoren)

Pfeifer MA (2012) Heuschrecken und Klimawandel. Naturschutz Landschaftsplanung 44:205–212

Plötner J, Matschke J (2012) Akut–toxische, subletale und indirekte Wirkungen von Glyphosat und glyphosathaltigen Herbiziden auf Amphibien – eine Übersicht. Z Feldherpetol 19:1–20

Pompe S, Berger S, Walther G-R, Badeck F, Hanspach J, Sattler S, Klotz S, Kühn I (2009) Mögliche Konsequenzen des Klimawandels für Pflanzenareale in Deutschland. Natur Landschaft 84:2–6

Popy S, Bordignon L, Prodon R (2010) A weak upward elevational shift in the distribution of breeding birds in the Italian Alps. J Biogeogr 37:57–67

Post E, Forchhammer MC (2008) Climate change reduces reproductive success of an arctic herbivore through trophic mismatch. Phil Trans R Soc B 363:2368–2375

Pott R, Remy D (2000) Gewässer des Binnenlandes. Ulmer, Stuttgart

Pounds JA, Bustamante MR, Coloma LA, Consuegra JA, Fogden MPL, Foster PR (2006) Widespread amphibian extinctions from endemic disease driven by global warming. Nature 439:161–167

Pretzsch H (1999) Changes in forest growth. Forstwissenschaftl Centralblatt 118:228-250

Rabitsch W, Essl F (2013) Wie könnten unsere Lebensräume und Landschaften zukünftig aussehen? In: Biodiversität und Klimawandel – Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin, S 162–171

Rabitsch W, Herren T (2013) Klimawandeleffekte heute: Phänologie. In: Essl F, Rabitsch W (Hrsg) Biodiversität und Klimawandel – Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin, S 52–58

Rabitsch W, Essl F, Kühn I, Nehring S, Zangger A, Bühler C (2013) Klimawandeleffekte heute: Arealänderungen. In: Biodiversität und Klimawandel – Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin, S 59–66

Reading CJ (2007) Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. Oecol 151:125–131

Reid PS, Edwards M, Beaugrand G, Skogen M, Stevens D (2003) Periodic changes in the zooplankton of the North Sea during the twentieth century linked to oceanic inflow. Fish Oceanogr 12:260–269

Reif A (2014) Waldnatur – qua vadis ? Treibende Kräfte und Folgen für die Waldökosysteme in Mitteleuropa. Ber Reinhold–Tüxen–Ges 26:137–150

Rödder D, Schulte U (2010) Amphibien und Reptilien im anthropogenen Klimawandel: Was wissen wir und was erwarten wir? Z Feldherpetol 17:1–22

Rödder D, Veith M, Lötters S (2008) Environmental gradients explaining prevalence and intensity of infection with the amphibian chytrid fungus: the host's perspective. Animal Conservation 11:513–517

Rödder D, Kwet A, Lötters S (2009) Translating natural history into geographic space: a macroecological perspective on the North American Slider, Trachemys scripta (Reptilia, Cryptodira, Emydidae). J Natural History 43:2525–2536

Roy DB, Sparks TH (2000) Phenology of British butterflies and climate change. Global Change Biol 6:407–416

Rutherford MC, Midgeley GF, Bond WJ, Powrie LW, Roberts R, Allsopp L (1999) Plant biodiversity: vulnerability and adaptation assessment. South African Country Study on Climate Change. National Botanical Institute, Kapstadt

Saino N, Rubolini D, Lehikoinen E, Sokolov LV, Bonisoli-Alquati A, Ambrosini R, Boncoraglio G, Møller AP (2009) Climate change effects on migration phenology may mismatch brood parasitic cuckoos and their hosts. Biol Letters 5:539–541

Sauer J, Domisch S, Nowak C, Haase P (2011) Low mountain ranges – summit traps for montane freshwater species under climate change. Biodiversity Conservation 20:3133–3146

Scheiffarth G, Frank D (2006) Eiderentensterben im niedersächsischen Wattenmeer: der Einfluss der Nahrungsqualität auf Bestand und Kondition der Eiderente. Unveröff Abschlussbericht des Projektes 16/00 der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung. Institut für Vogelforschung Vogelwarte Helgoland, Wilhelmshaven

Scheiter S, Higgins SI (2009) Impacts of climate change on the vegetation of Africa: an adaptive dynamic vegetation modelling approach (aDGVM). Global Change Biol 15:2224–2246

Schlumprecht H, Bittner T, Jaescke A, Jentsch A, Reineking B, Beierkuhnlein C (2010) Gefährdungsdisposition von FFH–Tierarten Deutschlands angesichts des Klimawandels. Naturschutz Landschaftspflege 42:293–303

Schlüter MH, Merico A, Reginatto M, Boersma M, Wiltshire KH, Grewe W (2010) Phenological shifts of three interacting zooplankton groups in relation to climate change. Global Change Biol 16:3144–3153

Schmidt A, Wehrmann A, Dittmann S (2008) Population dynamics of the invasive pacific oyster Crassostrea gigas during the early stages of an outbreak in the Wadden Sea (Germany). Helgoland Marine Res 62:367–376

Schmidt A, Wehrmann A, Dittmann S (2010) Low mortality rates of juvenile pacific oysters in the Germen Wadden Sea are characteristic for invasive species: A reply to Beukema & Dekker. Helgoland Mer Res 64:71–73

Schneeweiß N (2003) Demographische und ökologische Situation der Arealrand–Populationen der Europäischen Sumpfschildkröte in Brandenburg. Studien Tagungsber Landesumweltamt Brandenburg 46:1–106

Schönborn W (1992) Fließgewässer. G. Fischer, Stuttgart

Schönrock S, Schmidt G, Schröder W (2013) Klimabiomonitoring: Untersuchung der Pflanzenphänologie auf lokaler Ebene und ihr Vergleich mit regionalen und nationalen Daten. Natur Landschaft 88:14–21

Schönwiese CD, Staeger T, Trömel S (2006) Klimawandel und Extremereignisse in Deutschland. Klimastatusbericht 2005. Deutscher Wetterdienst, Offenbach

Schückel U, Ehrich S, Kröncke I (2010) Temporal variability of three macrofauna communities in the northern North Sea. Estuar Coastal Shelf Sci 89:1–11

Schweiger O, Biesmeijer JC, Bommarco R, Hickler T, Hulme PE, Klotz S, Kühn I, Moora M, Nielsen A, Ohlemuller R, Petanidou T, Potts SG, Pyšek P, Stout JC, Sykes MT, Tscheulin T, Vilá M, Walther GR, Westphal C, Winter M, Zobel M, Settele J (2010) Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. Biol Reviews 85:777–795

Scott WA, Pithart D, Adamson JK (2008) Long–Term United Kingsom trends in the breeding phenology of the common frog, Rana temporaria. J Herpetol 42:89–96

Sell A, Ehrich S, Rieck N, Stelzenmuller V, Wegner G (2010) Climate change and spatial scales: Evaluating responses in bottom fish communities. Proc 2010 AGU Ocean Sciences Meeting, Portland, Oregon, 22. – 26. Feb 2010.

Settele J, Kudrna O, Harpke A, Kühn I, van Swaay C, Verovnik R, Warren M, Wiemers M, Hanspach J, Hickler T, Kühn E, van Halder I, Veling K, Vliegenhart A, Wynhoff I, Schweiger O (2008) Climatic Risk Atlas o European Butterflies. BioRisk 1, Pensoft Sofia, Moscow

Skerratt LF, Berger L, Speare R, Cashins McDonald SKR, Phillott AD, Hines HB, Kenyon N (2007) Spread of Chytridiomycosis Has Caused the Rapid Global Decline and Extinction of Frogs. EcoHealth 4:125–134

Smith JB, Schneider SH, Oppenheimer M, Yohe GW, Hare W, Mastanrandrea MD, Patwardhan A, Burton I, Corfee-Morlot J, Magadza CHD, Füssel HM, Pittock AB, Rahmann A, Suarez A, van Ypersele J-P (2009) Assessing dangerous climate change through an update of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPPC) 'reasons for concern. Proc National Acad Sci USA 106:4133–4137

Sparks TH, Dennis RLH, Croxton PJ, Cade M (2007) Increased migration of Lepidoptera linked to climate change. Eur J Entomol 104:139-143

Stefanescu C, Penuelas J, Fillela I (2003) Effects of climate change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. Global Change Biol 9:1494–1506

Steinel A, Houben G, Himmelsbach T (2012) Auswirkungen auf das Grundwasser. In: Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribrny (V (Hrsg) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S 57–90

Steinger T, Körner C, Schmid B (1996) Long–term persistence in a changing climate: DNA analysis suggests very old ages of clones of alpine Carex curvula. Oecol 105:94–99

Stervander M, Lindström A, Jonzén M, Andersson A (2005) Timing of spring migration of birds: long–term trends, North Atlantic Oscillation and the significance of different migration routes. J Avian Biol 36:210–221

Streit B, Böhning-Gaese K, Mosbrugger V (2011) Biodiversität und Klima: Wandel in vollem Gange! Biol unserer Zeit 41:248–255

Stuart SN, Hoffmann M, Chanson JS, Cox NA, Berridge RJ, Ramani P, Young BE (Hrsg) (2008) Threatened amphibians of the word. Lynx Edicions Barcelona, IUCN and Conservation International, Gland und Arlington

Theurillat JP, Guisan A (2001) Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: A review. Clim Chang 50:77–109

Thomas CD, Lennon JJ (1999) Birds extend their ranges northwards. Nature 399:213-213

Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, de Siqueira MF, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, van Jaarsfeld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE (2004) Extinction risk from climate change. Nature 427:145–148

Tryjanowski P, SparksT, Profus P (2005) Uphill shifts in the distribution of the white stork Ciconia ciconia in southern Poland: the importance of nest quality. Diversity Distribution 11:219–223

Tryjanowski P, Sparks T, Rybacki M, Berger L (2006) Is body size of the water frog Rana esculenta complex responding to climate change? Naturwissenschaften 93: 110–113

Tylianakis JM, Didham RK, Bascompte J, Wardle DA (2008) Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. Ecol Letters 11: 1351–1363

UNFCC (2009) Report of the conference of the parties on its fifteens session, held in Copenhagen from 7 to 19 December 2009.. http:/un–fccc.int/resource/docs/2009/cop15/eng/11a01.pdf. Zugegriffen: 25.1.2011

van de Pol M, Ens BJ, Heg D, Brouwer L, Krol J, Maier Exo MK-M, Oosterbeek K, Lok T, Eising CM, Koffibergk (2010) Do changes in the frequency, magnitude and timing of extreme climatic events threaten the population viability of coastal birds? J Appl Ecol 47(4):720–730

van Oppen MJ, Lough JM (2008) Coral Bleaching. Springer, Heidelberg

Visser ME, Hollemann LJM (2001) Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. Proc R Soc B 268:289–294

Vittoz P, Dussex N, Wassel J, Guisan A (2009) Diaspore traits discriminate good from weak colonisers on high–elevation summits. Basic Appl Ecol 10:508–515

Von Maltitz GP, Scholes RJ (2006) Vulnerability of Southern African fauna and flora to climate change. AIACC Working Paper, Bd. 24. AIACC Project Office, Washington DC

Wake DB (2007) Climate change implicated in amphibian and lizard declines. Proceedings National Aca Sci USA 104:8201–8202
Walther G-R, Burga CA, Edwards PJ (2001) "Fingerprints" of Climate Change. Kluwer, NewYork
Walther GR, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin JM, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F (2002) Ecological responses to recent climate change. Nature 416:389–395
Walther GR, Beissner S, Burga CA (2005) Trends in the upward shift of alpine plants. J Veg Sci 16:541–548
Wasmund N, Uhlig S (2003) Phytoplankton trends in the Baltic Sea. ICES J Marine Sci 60:177–186
Wechsung F, Becke A, Gräfe P (2005) GLOWA–ELBE I – Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet PIK Report, Bd. 95. Potsdam Institut für Klimaforschung, Potsdam
Wedekind C, Küng C (2010) Shift of spawning season and effects of climate warming on developmental stages of a grayling (Salmonidae). Conservation Biol 24:1418–1423
Wehrmann A, Herlyn M, Bungenstock F, Hertweck G, Millat G (2000) The distribution gap is closed – First record of natural settled pacific oysters Crassostrea gigas in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. Senckenbergiana maritima 30:153–160
Wilderer P (Hrsg) (2011) Treatise on water science Bd. 2. Elsevier, Amsterdam
Williams JW, Jackson ST (2007) Novel climates, no–analog communities, and ecological surprises. Front Ecol Environment 5:475–482
Williams JW, Jackson ST, Kutzbacht JE (2007) Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. Proc National Acad Sci USA 104:5738–5742
Wiltshire K-H, Bartsch I, Boersma M, Franke HD, Freund JA, Gebühr C, Gerdts G, Kraberg A, Stockmann K, Wichels A (2010) Helgoland Roads, North Sea: 45 years of change. Estuaries Coasts 33:295–310
Wittig R (2012) Geobotanik. Haupt, Bern
Wittig R, Nawrath S (2000) Welche Pflanzenarten und –gesellschaften Hessens sind bei einer globalen Temperaturerhöhung gefährdet? – Vorschläge für ein Biomonitoring. Geobot Kolloq 15:59–69
Wittig R, König K, Schmidt M, Szarzynski J (2007) A study of climate change and anthropogenic impacts in West Africa. Environmental Sci Pollution Res 14:182–189
Wittig R, Kuttler W, Tackenberg O (2012) Urban–industrielle Lebensräume. In: Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribrny V (Hrsg) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S 290–307
Zhou Y, Zwahlen F, Wang Y, Li Y (2010) Impact of climate change on irrigation requirements in terms of groundwater resources. Hydrogeol J 18:1571–1582

Schutz und Förderung der Biodiversität

Kapitel 13 **Gesetze, Verordnungen und Konventionen zum Schutz der Biodiversität – 373**
Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig

Kapitel 14 **Theorie und Praxis des Arten- und Biotopschutzes – 407**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 15 **Die Bedeutung von Botanischen Gärten, Zoos und Naturkundemuseen – 461**
Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig

Kapitel 16 **Die Rolle von Nichtregierungsorganisationen – 491**
Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig

Kapitel 17 **Schutz durch nachhaltige Nutzung und Umweltbildung – 529**
Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

Kapitel 18 **Ausblick – 549**
Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig

Gesetze, Verordnungen und Konventionen zum Schutz der Biodiversität

Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig

13.1 Globale Übereinkommen – 374
13.1.1 Welterbekonvention – 375
13.1.2 Internationales Übereinkommen zur Regulierung des Walfangs – IWC – 377
13.1.3 Die Ramsar-Konvention – 378
13.1.4 Das Washingtoner Artenschutzübereinkommen CITES – 378
13.1.5 Internationales Tropenholzübereinkommen – ITTA – 384
13.1.6 Die Bonner Konvention – CMS – 386
13.1.7 Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt – 387

13.2 Europäische Konventionen und Richtlinien – 388
13.2.1 Berner Konvention – 388
13.2.2 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und Vogelschutzrichtlinie – 389
13.2.3 Internationale Alpenkonvention – CIPRA – 394

13.3 Die Beteiligung der Zivilgesellschaft an der Umsetzung der Konventionen – 396

13.4 Die nationale Ebene im deutschsprachigen Bereich – 397
13.4.1 Deutschland – 397
13.4.2 Österreich – 400
13.4.3 Schweiz – 401
13.4.4 Liechtenstein – 403
13.4.5 Luxemburg – 403
13.4.6 Südtirol – 404

Literatur – 404

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_13, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Angesichts der breiten Definition von Biodiversität ist es verständlich, dass es eine große Zahl von Abkommen und Gesetzen gibt, die für den Biodiversitätsschutz in irgendeiner Form relevant sind, weil sie Regelungen zum Inhalt haben, welche Arten und Ökosysteme betreffen. Dazu gehören beispielsweise das internationale Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (*United Nations Convention on the Law of the Sea*, UNCLOS). UNCLOS enthält z. B. in mehreren Artikeln Vereinbarungen zur Fischerei und zum Schutz und nachhaltiger Nutzung von lebenden Ressourcen insbesondere für die Ausschließlichen Wirtschaftszonen (AWZ, international *Exclusive Economic Zones* = EEC).

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; Richtlinie 2000/60/EG) vereinheitlicht den rechtlichen Rahmen für die Wasserpolitik innerhalb der ▶ Europäischen Union und hat zum Ziel, die Wasserpolitik stärker auf eine nachhaltige und umweltverträgliche Wassernutzung auszurichten. Die WRRL dient der Erzielung eines guten Zustandes von Grund- und Oberflächenwasser. Zu Letzterem gehören ein guter chemischer und ein guter ökologischer Zustand, was beides der Biodiversität nur förderlich sein kann, sodass zahlreiche Schnittstellen zwischen WRRL und Naturschutz bestehen (Albrecht et al. 2012), wie bereits die ersten Umsetzungen der WRRL gezeigt haben (Fuchs et al. 2010). Wegen des bestimmenden Einflusses der Landwirtschaft auf weite Teile der europäischen Lebensräume haben auch alle von der EU im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik beschlossenen Regelungen große Bedeutung für die Biodiversität (Oppermann et al. 2010).

Des Weiteren haben nationale Landwirtschaftsgesetze oder auch gesetzliche Regelungen zur Ausweisung von Indigenen-Territorien in den Tropenwaldländern Lateinamerikas durchaus Bezug zum Biodiversitätsschutz, ohne ihn zum eigentlichen Zweck zu haben. Nachfolgend werden nur die globalen Übereinkommen (▶ Abschn. 13.1), europäischen Regelungen (▶ Abschn. 13.2) und die Gesetze der ganz oder teilweise deutschsprachigen Staaten behandelt (▶ Abschn. 13.4), die gezielt den Schutz der Biodiversität zum Ziel haben und diesen nicht nur gewissermaßen im Nebeneffekt positiv oder negativ berühren.

Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie Richtlinie 2008/56/EG (MSRL) der Europäischen Union zielt ab auf den Schutz, die Erhaltung und – wo durchführbar – die Wiederherstellung der Meeresumwelt. Sie verpflichtet alle europäischen Meeresanrainerstaaten, durch die Erarbeitung und Durchführung von nationalen Strategien die Ziele der MSRL in ihren jeweiligen Meeresregionen umzusetzen. Dadurch sollen die nachhaltige Nutzung der Meere gefördert und Meeresökosysteme erhalten werden. Die MSRL setzt den einheitlichen Rechtsrahmen. Spätestens bis zum Jahr 2020 soll mit den nationalen Maßnahmen ein guter Zustand der Meeresumwelt erreicht beziehungsweise erhalten werden.

Ausdrücklich werden zur „Meeresumwelt" auch die im Meer lebenden Arten und Lebensräume gerechnet und die Verhinderung des Rückgangs der marinen biologischen Diversität ist ein Ziel. In ihren Anhängen definiert die MSRL die für die jeweilige Bewertung und die Maßnahmen notwendigen biologischen Merkmale und Parameter. Abiotische, wie biotische Faktoren werden berücksichtigt, darunter die vorherrschenden Biotoptypen des Meeresgrundes und der Wassersäule, die biologischen Gemeinschaften der vorherrschenden Lebensräume, die Makroalgen, Fischpopulationen, marinen Reptilien, Seevögel und Meeressäugetiere. Da zu ihrer Umsetzung erst wenige Erfahrungen vorliegen, wird ihr hier kein eigenes Kapitel gewidmet.

Zwischen den europäischen Verordnungen und den nationalen Gesetzen gehen wir auf die Beteiligung der Zivilgesellschaft an der Umsetzung der Konventionen ein (▶ Abschn. 13.3).

13.1 Globale Übereinkommen

Wenngleich die Anfänge internationaler Abkommen zum Natur- und Artenschutz bis in die letzten Jahre des 18. Jahrhunderts zurückreichen, entstanden einschlägige globale Konventionen erst ab den 1970er-Jahren. Bis dahin waren die – wenigen – Abkommen geografisch stark beschränkt und geprägt vom Denken in „schädlichen" und „nützlichen" Arten, wie die im Jahre 1900 zwischen einigen europäischen Staaten geschlossene „Internationale Übereinkunft zum Schutz der für die Landwirt-

schaft nützlichen Vögel", welche Arten vom Steinkauz bis zu den Störchen schützte, aber ausdrücklich auch die „schädlichen Vögel" (vom Bartgeier bis zum Seetaucher) auflistete. Immerhin kann diese Übereinkunft als erste völkerrechtlich verbindliche Konvention mit dem Ziel des Naturschutzes gelten (van Heinsbergen 1997). Andere Konventionen mit Bezug auf Tierarten, wie das 1888 geschlossene „Übereinkommen zur Regelung der Lachsfischerei im Stromgebiet des Rheins" oder die aus dem Jahre 1931 stammende „*Convention for the Regulation of Whaling*" (▶ Abschn. 13.1.2) waren gänzlich ausgerichtet auf die – verbesserte – Nutzbarkeit natürlicher Ressourcen.

13.1.1 Welterbekonvention

Das „Übereinkommen zum Schutz des Kultur- und Naturerbes der Welt", kurz Welterbekonvention, wurde 1972 von den Vereinten Nationen verabschiedet und inzwischen von 190 Staaten ratifiziert. International ist die offizielle Bezeichnung „*Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage*", die Kurzform *World Heritage Convention*. Sie steht unter der Verwaltung der UNESCO (*United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*, Organisation der Vereinten Nationen für Bildung, Wissenschaft und Kultur), also einer der 16 rechtlich selbstständigen Sonderorganisationen der Vereinten Nationen.

Die Leitidee der Konvention ist in der Präambel formuliert und besteht in der „Erwägung, dass Teile des Kultur- oder Naturerbes von außergewöhnlicher Bedeutung sind und daher als Bestandteil des Welterbes der ganzen Menschheit erhalten werden müssen". Mit der Unterzeichnung der Konvention verpflichten sich die Vertragsstaaten, die innerhalb ihrer Grenzen gelegenen Welterbestätten zu schützen und für zukünftige Generationen zu erhalten. Unterschieden werden dabei Kultur- und Naturerbestätten. Derzeit stehen auf der Liste 981 solcher Stätten in 160 Staaten. Dabei sind die 193 Naturerbestätten gegenüber den 759 Kulturerbestätten deutlich in der Unterzahl, wobei weitere 29 Stätten sowohl dem Kultur- als auch dem Naturerbe angehören.

Gemäß Artikel 2 der Konvention gelten als Naturerbe

- „Naturgebilde, die aus physikalischen und biologischen Erscheinungsformen oder -gruppen bestehen, welche aus ästhetischen oder wissenschaftlichen Gründen von außergewöhnlichem universellem Wert sind";
- geologische und physiographische Erscheinungsformen und genau abgegrenzte Gebiete, die den Lebensraum für bedrohte Pflanzen- und Tierarten bilden, welche aus wissenschaftlichen Gründen oder ihrer Erhaltung wegen von außergewöhnlichem universellem Wert sind;
- „Naturstätten oder genau abgegrenzte Naturgebiete, die aus wissenschaftlichen Gründen oder ihrer Erhaltung oder natürlichen Schönheit wegen von außergewöhnlichem universellem Wert sind." (Deutsche Übersetzung aus Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1977, Teil II, Nr. 10).

Die Entscheidung über die Aufnahme einer Stätte in die Welterbeliste erfolgt nach Prüfung durch das bei der UNESCO eingerichtete zwischenstaatliche Welterbekomitee (*World Heritage Committee*), dem Vertreter aus 21 Staaten angehören. Die Vorschläge kommen von den jeweiligen Mitgliedsstaaten für Stätten auf ihrem Hoheitsgebiet. Die Staaten müssen der Aufnahme eines Gebietes innerhalb ihrer Staatsgrenzen auf jeden Fall zustimmen. Dies ist besonders bedeutsam bei grenzüberschreitenden Stätten, bei denen also nicht durch den Antrag eines Staates die Souveränität eines anderen berührt werden kann. Bei der Prüfung spielt die Weltnaturschutzunion IUCN eine zentrale Rolle. Stätten, die für die Welterbeliste vorgeschlagen werden, müssen bestimmte Kriterien erfüllen. Nach anfänglicher Trennung wird die Liste dieser Kriterien seit 2005 für Kultur- und Naturgüter gemeinsam geführt, um die Ausweisung einer Stätte in beiden Kategorien zu erleichtern bzw. zu ermöglichen.

Die übergreifenden Kriterien der Einzigartigkeit, der Authentizität (also der historischen Echtheit) und der Integrität werden angewendet in Verbindung mit einem oder mehreren der insgesamt zehn nachfolgend genannten Kriterien, von denen die letzten vier speziell für Naturerbestätten gelten.

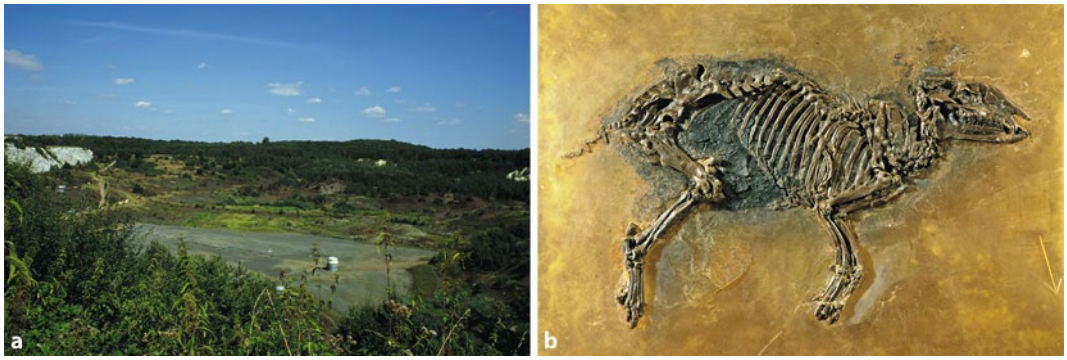


Abb. 13.1a,b Von der Müllkippe zum Weltnaturerbe – die ursprünglich als zentrale Mülldeponie für Südhessen vorgesehene ehemalige Ölschiefergrube Messel (**a**), in der u. a. das Urpferdchen Eohippus parvulus messelensis gefunden wurde (**b**), erlangte 1995 aufgrund ihrer für die Erforschung der Stammesgeschichte weltweiten Bedeutung den Status eines Weltnaturerbes. Fotos: Senckenberg, Messelforschung

Die für die Aufnahme in die Welterbeliste vorgeschlagenen Stätten sollen:

- „(i) ein Meisterwerk der menschlichen Schöpferkraft darstellen;
- (ii) für einen Zeitabschnitt oder in einem Kulturgebiet der Erde einen bedeutenden Schnittpunkt menschlicher Werte in Bezug auf Entwicklung der Architektur oder Technik, der Großplastik, des Städtebaus oder der Landschaftsgestaltung aufzeigen;
- (iii) ein einzigartiges oder zumindest außergewöhnliches Zeugnis von einer kulturellen Tradition oder einer bestehenden oder untergegangenen Kultur darstellen;
- (iv) ein hervorragendes Beispiel eines Typus von Gebäuden, architektonischen oder technologischen Ensembles oder Landschaften darstellen, die einen oder mehrere bedeutsame Abschnitte der Menschheits-Geschichte versinnbildlichen;
- (v) ein hervorragendes Beispiel einer überlieferten menschlichen Siedlungsform, Boden- oder Meeresnutzung darstellen, die für eine oder mehrere bestimmte Kulturen typisch ist, oder der Wechselwirkung zwischen Mensch und Umwelt, insbesondere, wenn diese unter dem Druck unaufhaltsamen Wandels vom Untergang bedroht wird;
- (vi) in unmittelbarer oder erkennbarer Weise mit Ereignissen oder überlieferten Lebensformen, mit Ideen oder Glaubensbekenntnissen oder mit künstlerischen oder literarischen Werken von außergewöhnlicher universeller Bedeutung verknüpft sein. (Das Komitee ist der Ansicht, dass dieses Kriterium in der Regel nur in Verbindung mit einem weiteren Kriterium angewandt werden sollte);
- (vii) überragende Naturerscheinungen oder Gebiete von außergewöhnlicher Naturschönheit und ästhetischer Bedeutung aufweisen;
- (viii) außergewöhnliche Beispiele der Hauptstufen der Erdgeschichte darstellen, einschließlich der Entwicklung des Lebens, wesentlicher im Gang befindlicher geologischer Prozesse bei der Entwicklung von Landschaftsformen oder wesentlicher geomorphologischer oder physiographischer Merkmale;
- (ix) außergewöhnliche Beispiele bedeutender im Gang befindlicher ökologischer und biologischer Prozesse in der Evolution und Entwicklung von Land-, Süßwasser-, Küsten- und Meeres-Ökosystemen sowie Pflanzen- und Tiergemeinschaften darstellen;
- (x) die für die In-situ-Erhaltung der biologischen Vielfalt bedeutendsten und typischsten Lebensräume enthalten, einschließlich solcher, die bedrohte Arten enthalten, welche aus wissenschaftlichen Gründen oder ihrer Erhaltung wegen von außergewöhnlichem universellem Wert sind“ (► http://www.unesco.de/348.html).

Zu den Welterbegebieten gehört weltweit eine Reihe von Nationalparks. In Deutschland stehen den 35 Kulturerbestätten bisher (Stand April 2014) nur drei



Abb. 13.2 Auf den zu Norwegen gehörenden Faröer-Inseln wird weiterhin Walfang betrieben. Foto Frederikus Daniels

Naturerbegebiete gegenüber, nämlich die Grube Messel (Abb. 13.1), das Wattenmeer (▶ Box 7.3) und alte Buchenwälder (▶ Box 7.1). Österreich hat bisher nur Kulturerbestätten. In der Schweiz sind drei der elf Welterbestätten Naturerbe, nämlich die Alpenregion mit Eiger, Mönch, Jungfrau und Aletschgletscher, der Monte San Giorgio grenzüberschreitend mit dem italienischen Teil sowie die Tektonikarena Sardona.

Unter der Bezeichnung „Liste des gefährdeten Erbes der Welt" (*List of World Heritage in Danger*) führt die UNESCO eine weitere Liste. In ihr sind diejenigen Welterbestätten aufgeführt, die bedroht sind, z. B. durch städtebauliche oder touristische Entwicklungsvorhaben, Zerstörung durch einen Wechsel in der Nutzung des Grundbesitzes, größere Veränderungen aufgrund unbekannter Ursachen, bewaffneten Konflikts, Natur- und sonstiger Katastrophen, Feuersbrünste, Erdbeben, Veränderungen des Wasserspiegels, Überschwemmungen und Sturmfluten.

18 der 44 dort aufgeführten gefährdeten Welterbestätten gehören zum Naturerbe, darunter allein fünf Nationalparks in der Demokratischen Republik Kongo, aber auch der Everglades-Nationalpark in den USA. Damit wird deutlich, dass die Naturstätten nicht nur insgesamt gegenüber dem Kulturerbe zahlenmäßig unterrepräsentiert, sondern auch überdurchschnittlich hoch gefährdet sind.

Bei zu starker Beeinträchtigung der Welterbestätte kann die UNESCO den Titel wieder aberkennen. Von dieser Möglichkeit wurde aber erst zweimal Gebrauch gemacht, und zwar je bei einer Kultur- und einer Naturerbestätte. 2009 wurde der „Kulturlandschaft Dresdner Elbtal" wegen eines Brückenbaus der Status als Welterbe entzogen und 2007 wurde dem Schutzgebiet der arabischen Oryx-Antilope der Welterbestatus aberkannt, da Oman, um Öl fördern zu können, das ursprüngliche Schutzgebiet auf 10 %seiner Fläche reduziert hatte.

Bei der UNESCO besteht ein spezieller Fond, der *Fund for the Protection of the World Cultural and Natural Heritage of Outstanding Universal Value*, kurz „*World Heritage Fund*", aus dem auf Antrag und unter bestimmten Bedingungen Staaten bei Erhaltungsmaßnahmen einer Welterbestätte unterstützt werden können.

Die Anerkennung einer Stätte als Welterbe ist aber keinesfalls automatisch mit finanziellen Zuwendungen durch die UNESCO verbunden. Die Auszeichnung erleichtert aber unter anderem die Generierung von Mitteln national und international für Schutz- und Erschließungsmaßnahmen und bringt bei entsprechender Vermarktung und Bewerbung eine Erhöhung der touristischen Attraktivität mit sich.

13.1.2 Internationales Übereinkommen zur Regulierung des Walfangs – IWC

Auch das 1946 neu aufgelegte internationale Übereinkommen zur Regulierung des Walfangs wurde nicht aus Gründen des Artenschutzes geschlossen, sondern es sollte die Bejagung dieser Tiere und den weltweiten Handel mit Produkten daraus neu organisieren, nachdem die Walfangindustrie kriegsbedingt zusammengebrochen war. Zu einem Instrument zum Schutze der Wale wurde diese Übereinkunft erst mit der Entscheidung der sie tragenden *International Whaling Commission* (IWC) für ein Walfang-Moratorium. Diese Entscheidung wurde 1982 getroffen und trat 1986 in Kraft.

Vor allem Japan, Island und Norwegen widersetzten sich von Anfang an dem Moratorium. Ein „Kompromiss" zwischen Walfängern und Walschützern scheiterte zuletzt 2010 und das Moratorium blieb bestehen. Die drei genannten Länder fangen trotz des Moratoriums weiter Wale

(Abb. 13.2). Während Island und Norwegen Vorbehalte einlegten und damit das mehrheitlich von den heute 89 Vertragsstaaten beschlossene Fangverbot nicht anerkennen, nutzt Japan ein Schlupfloch in der Konvention: den erlaubten Fang von Walen zu wissenschaftlichen Zwecken. Dass Japan unter diesem Vorwand das dabei gewonnene Fleisch vermarktet, führte und führt nicht nur zu zahlreichen Protesten von Naturschutzorganisationen, sondern unter anderem im Jahre 2010 zu einer Klage Australiens und Neuseelands gegen Japan vor dem Internationalen Gerichtshof in Den Haag mit der Begründung, der japanische Walfang erfolge nicht nur zu wissenschaftlichen Zwecken. Dieser Klage war im April 2014 endlich Erfolg beschieden. Der Internationale Gerichtshof entschied, Japan jage illegal, und ordnete den sofortigen Stopp des japanischen Walfangs in antarktischen Gewässern an. Dieser werde nicht durch die Ausnahmeregelung des Fangs zu wissenschaftlichen Zwecken gerechtfertigt, denn das japanische Forschungsprogramm entspreche nicht den erforderlichen wissenschaftlichen Kriterien und sei daher illegal.

Einigen indigenen Völkern in Sibirien und Alaska wurden Ausnahmen vom Moratorium genehmigt. Sie dürfen eine festgelegte Anzahl von Walen für den Eigenbedarf erlegen, da dies Teil ihrer Kultur ist und ihrer Ernährung dient.

13

13.1.3 Die Ramsar-Konvention

Der Abschluss des „Übereinkommens über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, von internationaler Bedeutung“ (Ramsar-Konvention; s. z. B. August 2007; Sudfeld und Wahl 2007) im Jahre 1971 bedeutete einen Paradigmenwechsel im internationalen Arten- und Biotopschutz. Erstmals wurden hier Ökosysteme als Teil des Naturhaushaltes dargestellt und ihre Erhaltung und die wohlausgewogene Nutzung (*wise use*) als Doppelziel formuliert. Als „*wise use*“ wurde 1987 von den Vertragsparteien in den sogenannten *Regina amendments* die „nachhaltige Nutzung zum Wohle der Menschheit in einer mit dem Erhalt der Naturgüter des Ökosystems im Einklang stehenden Weise“ definiert. Vom Fokus auf den Schutz der an Feuchtgebiete gebundenen Vogelarten haben sich die Konventionsziele zwischenzeitlich erweitert auf den integrativen Schutz von Feuchtgebieten als bedeutende Ökosysteme zur Erhaltung der biologischen Vielfalt. Als Besonderheit ist auch die unmittelbare Flächenwirksamkeit der Ramsar-Konvention als Novum hervorzuheben. Musste und muss doch jeder Vertragsstaat beim Beitritt mindestens ein Feuchtgebiet als „*Ramsar site*“ einbringen, das die Schutzkriterien erfüllt. Weiterhin gehen die Mitgliedsstaaten die Verpflichtung ein, das betreffende Gebiet zu erhalten und Veränderungen dem Sekretariat anzuzeigen. Verstöße gegen die Berichts- und Unterrichtungspflicht können aber nicht mit Sanktionen geahndet werden. Mit 160 Vertragsstaaten und insgesamt 1995 Ramsar-Gebieten, die eine Feuchtgebietsfläche von fast 2 Mio. Quadratkilometern ausmachen, sind Naturschutzwirkungen durchaus global relevant. Ihren Namen hat die Konvention von dem Ort Ramsar im Iran, wo sie unterzeichnet wurde.

13.1.4 Das Washingtoner Artenschutzübereinkommen CITES

Als eine Ursache der schnell zunehmenden Bedrohung von wild lebenden Tier- und Pflanzenarten wurde der mit Beginn der allgemeinen Globalisierung im Wirtschaftsboom der 1960er-Jahre sich rasch ausweitende internationale Handel erkannt. Zehn Jahre nachdem die Generalversammlung der IUC eine Resolution verabschiedet hatte, in der eine „internationale Konvention über Regelungen von Export, Transit und Import von seltenen oder bedrohten wildlebenden Tier- und Pflanzenarten oder ihrer Häute und Trophäen“ gefordert wurde, lag schließlich die „*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*“ (CITES) vor. Sie wurde 1973 in Washington unterzeichnet, weswegen sie auch als Washingtoner Artenschutzübereinkommen (WA) bezeichnet wird. Völkerrechtlich in Kraft trat sie aber erst am 1. Juli 1975, nachdem sie von zehn Unterzeichnerstaaten ratifiziert worden war. Für die EG wird das Abkommen durch die europäischen Artenschutzverordnungen Nr. 338/97 sowie Verordnungen

Tab. 13.1 Beispiele geschützter Artengruppen nach der das Washingtoner Artenschutzabkommen umsetzenden EG-Artenschutzverordnung 338/97 (aus BfN 2013; Erläuterung der Anhänge im Text)

Artengruppe	Anhang A	Anhang B	Anhang C	Anhang D
Vögel	Best. Greif- und Eulenvögel, viele Papageien	Alle Greif- und Eulenvögel, soweit nicht in A; alle Papageien außer Wellen- und Nymphensittich, soweit nicht in A oder C; alle Flamingos und Kraniche, soweit nicht in A	Marabu, Halsbandsittich, viele afrikanische Sperlingsvögel	Best. Sperlingsvögel
Reptilien und Amphibien	Alle Meeresschildkröten, best. Landschildkröten, Krokodile, Warane oder Riesenschlangen und alle Riesensalamander, Tomatenfrosch, Zagros-Molch	Alle Landschildkröten, alle Krokodile, Taggeckos, Warane u. Riesenschlangen, soweit nicht in A, alle Dornschwanzagamen, Grüne Leguane, alle Pfeilgiftfrösche, Rotaugenlaubfrösche	Neuseeländischer Baumgecko	Neukaledonischer Riesengecko, best. Helmskinke
Fische	Europäischer Stör, Riesenwels, alle Quastenflosser, Sägerochen	Europäischer Aal, Wal- und Riesenhai, alle Störe und Seepferdchen, Napoleonfisch		
Wirbellose	Apollofalter	Best. Schmetterlinge, best. Vogelspinnen u. Skorpione, Europäischer Blutegel, Satanskäfer, alle Riesenmuscheln, Fechterschnecken, alle Steinkorallen	Südafrikanische Hirschkäfer	
Pflanzen	Best. Kakteen, Euphorbien, Aloen und Orchideen, Rio-Palisander	Alle Kakteen, Euphorbien, Aloen und Orchideen, soweit nicht in A; alle Alpenveilchen, best. Tropenholzarten wie Mahagoni, Ramin und Fernambuk-Brasilholz	Gelber Himalaya-Mohn, Seychellen-Palme und Korea-Kiefer	Gelber Enzian, Isländisch Moos, Bestimmte Heilpflanzen, wie z.B. Arnika, Teufelskralle oder Bärentraube

der Kommission (EG) Nr. 865/2006 umgesetzt. Beispiele für geschützte Artengruppen sind in Tab. 13.1 zusammengestellt, die Gesamtzahl der Arten findet sich in Tab. 13.2.

Die Erkenntnis, dass der internationale Handel eine Bedrohung für viele Arten darstellt, wird in der Präambel ausdrücklich als Grund für die Errichtung der Konvention genannt.

Als „internationaler Handel“ im Sinne von CITES gilt jedes Verbringen über internationale Grenzen sowie das Einbringen aus dem Meer, also etwa auch das Mitbringen von Souvenirs und Jagd-

Tab. 13.2 Anzahl geschützter Arten in den Anhängen des Washingtoner Artenschutzabkommens und in der EG-Artenschutzverordnung (aus BfN 2013; Stand Januar 2011; Erläuterung der Anhänge im Text)

	Washingtoner Artenschutzabkommen			EU-Artenschutzverordnung			
	Anhang I	Anhang II	Anhang III	Anhang A	Anhang B	Anhang C	Anhang D
Amphibien	17	112	–	18	113	–	26
Fische	15	81	–	15	81	–	1
Reptilien	76	582	56	87	576	56	24
Säugetiere	300	497	45	393	404	41	8
Vögel	156	1281	25	247	1206	23	57
Wirbellose	64	2142	20	65	2147	20	3
Tiere insgesamt	628	4695	146	825	4527	140	119
Pflanzen	318	25.849	12	329	25.900	8	39

trophäen ohne die Absicht des Verkaufs. Die weitere zentrale Festlegung ist, dass sich das Abkommen auf lebende und tote Exemplare, Teile davon und Erzeugnisse daraus bezieht. Ein lebender Papagei unterliegt also derselben Regelung wie seine Eier oder Federn, auch wenn diese zu Schmuck verarbeitet sind. Bei den ebenfalls durch CITES geschützten Steinkorallen sind es nicht die lebenden Tiere, die in den Handel kommen, sondern ihr steinernes Exoskelett, also eine Körperausscheidung. Folgerichtig wurde im Laufe der weiteren Entwicklung des Abkommens beschlossen, dass der Kot und Urin etwa von Elefanten und Nashörnern den gleichen Bestimmungen unterliegt wie Stoßzähne, Nasenhörner und lebende Tiere. Entsprechendes gilt für geschützte Pflanzen, egal ob es lebende oder getrocknete Exemplare, Blüten oder Samen sind.

Mit derzeit 178 Mitgliedsstaaten hat CITES praktisch weltweite Geltung. Dabei darf nicht übersehen werden, dass auch bei CITES nicht alle Staaten nur aus Überzeugung bezüglich der Notwendigkeit des Artenschutzes Mitglied wurden. Ihre Motivation zum Beitritt war zumindest teilweise auch, dass Nichtvertragsstaaten keine Exportgenehmigungen nach CITES ausstellen können und ihnen damit die Ausfuhr wild lebender Tiere und Pflanzen, Teilen davon und Erzeugnissen daraus in wichtige Abnehmerländer in Europa oder Nordamerika, die CITES Vertragsstaaten sind, unmöglich ist.

Die den Regelungen von CITES unterliegenden Arten sind in drei verschiedenen Anhängen gelistet. Es sind die Mitgliedsstaaten von CITES, die auf den Vertragsstaatenkonferenzen („COP", *Conference of the Parties*) über die Aufnahme von Arten in die einzelnen Anhänge oder ihre Streichung daraus verhandeln und entscheiden, wobei die Verhandlungen oft langwierig sind (Abb. 13.3).

In Anhang I stehen die Arten, für die jeglicher Handel verboten ist. Ausnahmen davon gibt es nur im Rahmen wissenschaftlicher Programme, vor allem der Zucht. So wurde ein Versuch Chinas, Pandabären in Zoos außerhalb Chinas zur Schau zu stellen, um damit Geld für den Pandaschutz zu sammeln, abgelehnt, da dies als kommerzieller Zweck eingestuft wurde.

Eine Aufnahme von Arten in Anhang II von CITES bringt die Möglichkeit der Erfassung der Handelsmengen und -ströme mit sich, da mit dieser Listung die Ausstellung von Ausfuhrdokumenten durch die zuständige staatliche Stelle notwendig wird. Ohne diese CITES-Bescheinigungen darf kein Vertragsstaat den Import zulassen. Es entscheidet also das exportierende Herkunftsland, welche Mengen von wild lebenden Tier- und Pflanzenarten bzw. Produkten daraus es zum Export freigibt.

Anhang III enthält solche Arten, für die ein einzelner Staat, in dem die betreffende Art vorkommt, also ein „*range state*", einseitig erklärt, dass für Exemplare aus seinem Hoheitsgebiet die Regelungen



Abb. 13.3 Langwierige Nachtsitzungen sind bei CITES-Vertragsstaatenkonferenzen die Regel. Foto. M. Niekisch

des Anhangs II gelten. Exemplare anderer Provenienzen sind davon also nicht betroffen und dürfen ohne Genehmigung gehandelt werden.

Die Bedeutung von Anhang III sei an einem Beispiel erläutert. Erste Versuche, für die Mahagoniart *Swietenia macrophylla* die Listung in Anhang II zu erreichen, begannen 1992, scheiterten mehrfach am Votum der Vertragsstaaten und zogen ungezählte Workshops und Expertentreffen nach sich. Die Erfolglosigkeit der Bemühungen führte zunächst dazu, dass Costa Rica die Art 1995 und andere lateinamerikanische Länder in Folge durch monolaterale Entscheidung auf Anhang III setzten, womit der Export von *Swietenia macrophylla* aus diesen Ländern nur noch mit Genehmigung möglich war. 2003 erfolgte dann endlich die Listung in Anhang II. Trotz der zunehmenden öffentlichen Diskussion um die Bedrohung tropischer Wälder und in der Folge die Forderung nach Handelsbeschränkungen für wirtschaftlich bedeutende tropische Hölzer ist bis heute die weitaus größte Zahl der Baumarten nur über Anhang III, also durch „nationale Alleingänge", geschützt und nur wenige Arten genießen strengeren Schutz.

So einfach die Struktur des WA auf den ersten Blick erscheinen mag, ist sie doch sehr viel komplizierter, wofür die Möglichkeit der Vergabe von Exportquoten ein wichtiges und gutes Beispiel ist. Eine Festsetzung von solchen Quoten für den Export kann die Vertragsstaatenkonferenz vornehmen, und zwar für Arten aller drei Anhänge. Dieses Mittel wird jeweils eingesetzt, wenn die Umstufung einer Art in einen anderen Anhang keine Mehrheit findet, einzelne Länder aber nachweisen, dass sie gute Gründe für ihren Antrag auf eine Quote haben. Diese Quoten werden gewöhnlich für jeweils ein Jahr festgelegt. Hierzu einige Beispiele für das Jahr 2013: Zwar steht der Gepard (*Acinonyx jubatus*) auf Anhang I, dürfte also gar nicht gehandelt werden, doch erhielt Namibia die Erlaubnis, 150 Trophäen (Felle) und lebende Tiere zu exportieren. Das Land gab an, es gebe dort ausreichend Geparden und die Exportquote würde die Population nicht in Gefahr bringen. Die Mehrheit der Vertragsstaaten war der Meinung, eine Herabstufung dieser Art von Anhang I, also dem Vollschutz, nach Anhang II (Export mit Genehmigung erlaubt) sei nicht vertretbar, doch solle Namibia diese Ausnahmeregelung bekommen. In der Regel ist die Argumentation in solchen Fällen so, dass die Tiere sowieso geschossen werden müssten und man sie dann doch auch vermarkten könne, etwa im Rahmen von Jagdsafaris. Ein umgekehrtes Beispiel betrifft Togo. Das auf Anhang II stehende Senegal-Chamäleon (*Chamaeleo senegalensis*) sollte besser geschützt werden, doch gab es keine Mehrheit für eine generelle Umstufung nach Anhang I. Es verblieb in Anhang II, doch werden die Exportzahlen durch Exportquoten auf 1000 wild gefangene Tiere und 4000 gezüchtete aus Benin und 5000 wild gefangene und 6000 gezüchtete aus Togo beschränkt.

Ein drittes, wiederum anders gelagertes Beispiel ist der Aal (*Anguilla anguilla*), dessen Status in Anhang II erhalten werden sollte, doch dürfen wild gefangene Aale aus Europa nicht exportiert werden, da für die Art eine Nullquote festgesetzt wurde.

Besonders emotional und mit großem öffentlichem Interesse werden bei CITES die Listungen der großen, charismatischen Arten diskutiert, wofür die Elefanten ein sehr gutes Beispiel sind. Einige Staaten des südlichen Afrika, darunter Botswana, Namibia und die Republik Südafrika, fordern seit Langem, den Afrikanischen Elefanten (*Loxodonta africana*) von Anhang I nach Anhang II herabzustufen. Sie hätten Elefantenbestände, die ausreichend groß sind, um eine „Bewirtschaftung" zu vertragen, und, mehr noch, die Elefantenzahl müsse durch gezielten Abschuss („*Culling*") beschränkt werden. Beim *Culling* fiele sowieso Elfenbein an, das man vermarkten und damit Geld für den Naturschutz generieren könne. Der legale Elfenbeinhandel könne kontrol-

liert und vom illegalen getrennt werden. Wenn andere afrikanische Länder kein so gutes Management- und Kontrollsystem hätten, dürfe das nicht zu ihren Lasten gehen. Andere afrikanische Staaten, allen voran Kenia, lehnen jegliche Vermarktung von Elfenbein ab, da sie mit der Wiedereröffnung des Handels eine Zunahme der Wilderei befürchten. Kenia ließ sogar gewildertes Elfenbein in großen Mengen verbrennen, um den Handel nicht anzukurbeln, statt es dem Handel zuzuführen und daraus dringend benötigte Mittel für den Naturschutz zu erwirtschaften.

Es bedarf wohl keiner gesonderten Erwähnung, dass viele Industrieländer und vor allem (fast) alle Tier- und Naturschutzorganisationen die Haltung und Sorgen Kenias mittragen. Auf der Vertragsstaatenkonferenz 1997 erreichten aber Botswana, Namibia, Südafrika und Simbabwe, dass ihre Elefantenpopulationen von Anhang I auf II herabgestuft wurden, womit aus diesen Ländern wieder Export möglich war. Treibende Kraft auf der Seite potenzieller Importländer war Japan. Zwar wurden für die Exportländer detaillierte spezifizierende Einschränkungen (hinsichtlich Häuten, Haaren, Jagdtrophäen, Elfenbein roh oder verarbeitet und vieles mehr) gemacht, doch trugen diese eher zur Verwirrung bei. Allerdings zeigte der „probeweise" Handel eine so große Reihe von Schwachstellen und Zunahme der Wilderei und des illegalen Handels auf, dass es wieder zu einem völligen Stopp des legalen Handels kam. Dieser wurde nicht erreicht, indem der Anhangstatus II für die Populationen der genannten Länder erhalten blieb, sondern weil eine Exportquote von Null für Rohelfenbein verhängt wurde. Ausgenommen davon sind 2013 drei afrikanische Länder, nämlich Kamerun, Tansania und Simbabwe, die Stoßzähne von insgesamt 780 Tieren als Jagdtrophäen exportieren dürfen.

Diese Beispiele mögen genügen, um zu zeigen, dass die Verhandlungen und ihre Ergebnisse viel komplexer sind, als es bei der klaren Struktur von CITES erscheint. Zum anderen wird deutlich, dass es bei Weitem nicht nur wissenschaftlich fundierte, objektive Erkenntnisse sind, welche das Abstimmungsverhalten der Delegierten bestimmen, sondern auch Interessenlagen und diplomatische Überlegungen. Die Komplexität wird verstärkt dadurch, dass es nicht nur Herkunftsländer sind,



Abb. 13.4 Bei dieser Krokodilfarm in Bangkok ist artenschutzrechtlich alles in Ordnung, denn jedes Produkt aus Reptilleder trägt das „IRV-Fähnchen". Allerdings geht es eindeutig nur um Lederproduktion, nicht um artgerechte Tierhaltung. Foto M. Niekisch

welche exportieren, sondern auch Länder, in denen das Material zu Produkten (im Fall Elfenbein sind dies Schnitzereien) weiterverarbeitet wird und die dann in weitere Länder reexportieren. Die Feststellung der Nämlichkeit ist damit erheblich erschwert oder unmöglich. Inzwischen international gut überwacht und legal möglich ist dagegen der Handel mit Produkten wie Handtaschen und Gürteln aus Krokodilhäuten. Hier erfolgt eine eindeutige Kennzeichnung der legalen Produkte mit einem vom Deutschen Reptillederverband entwickelten Kennzeichnungssystem („IRV-Fähnchen"; ▶ Kap. 14): Leder von nachweislich in Krokodilfarmen gezüchteten Tieren darf frei gehandelt werden, wenn auch Tierschützer zu Recht über die Lebensbedingungen der Tiere in derartigen Farmen klagen (Abb. 13.4).

In der Europäischen Union wird das WA seit dem 1. Januar 1984 einheitlich und für alle Mitgliedsstaaten der EU verbindlich angewendet. Dies bedeutet, dass bei Handel innerhalb der EU keine Kontrollen mehr stattfinden, auch wenn Staatsgrenzen überschritten werden. Die ursprünglichen Regelungen der EU wurden mit Wirkung vom 1. Juni 1997 noch einmal grundlegend überarbeitet. Was einmal legal in die EU gelangte, ist nicht mehr zu beanstanden.

Heute werden die Arten je nach Gefährdungsgrad im EU-Recht in vier unterschiedlichen Anhängen aufgeführt, welche das für die Durchführung

des WA in Deutschland zuständige Bundesamt für Naturschutz (BfN 2013) wie folgt aufführt:

- **Anhang A**
  enthält die im Anhang I des WA aufgeführten Arten (von der Ausrottung bedrohte Arten, die durch den Handel beeinträchtigt werden oder beeinträchtigt werden könnten) sowie Arten, die nach Ansicht der Europäischen Union im internationalen Handel so gefragt sind, dass jeglicher Handel das Überleben der Art gefährden würde.
  Erfasst sind u. a. einige Affenarten, alle Wale, einige Bären- und Katzenarten, bestimmte Papageien, Greifvögel, Eulen und Kraniche, diverse Landschildkröten und Krokodile, alle Meeresschildkröten, einige Riesenschlangenarten sowie verschiedene Kakteen-, Orchideen-, Euphorbien- und Aloearten.
- **Anhang B**
  enthält die Arten des Anhangs II WA (Arten, deren Erhaltungssituation zumeist noch eine geordnete wirtschaftliche Nutzung unter wissenschaftlicher Kontrolle zulässt) und Arten, die international in solchen Mengen gehandelt werden, die das Überleben der Art oder von Populationen in bestimmten Ländern gefährden können.
  Dieser Anhang umfasst u. a. alle Affen, Bären, Katzen, Papageien (außer Rosenköpfchen, Wellensittich, Nymphensittich und Halsbandsittich), Greifvögel, Eulen, Flamingos und Kraniche, alle Landschildkröten, Krokodile, Riesenschlangen, Warane, Pfeilgiftfrösche, Störe, Riesenmuscheln und Steinkorallen sowie alle Kakteen, Orchideen, Euphorbien, Alpenveilchen und Aloearten (ausgenommen *Aloe vera*), soweit sie nicht bereits den Schutz des Anhangs A genießen.
- **Anhang C**
  enthält die Arten des Anhangs III WA (national reglementierte Arten oder Populationen, für deren Schutz eine internationale Kontrolle notwendig erscheint), soweit diese Arten nicht bereits in Anhang A oder B bzw. wegen Vorbehalts der EU in Anhang D aufgeführt werden.
- **Anhang D**
  enthält die Arten, die zwar handelsrelevant sind, aber noch nicht unter die internationalen Schutzkategorien fallen. Bei diesen Arten rechtfertigt der Umfang der Einfuhren in die Europäische Union eine mengenmäßige Überwachung, um ggf. aus den so ermittelten Zahlen eine stärkere Unterschutzstellung herzuleiten.

Diese EU-Regelung stellt also eine Verschärfung der Bestimmungen des WA dar. Die gemeinsame einheitliche Anwendung innerhalb der EU-Staaten und das Europarecht bedingen aber, dass bei den Vertragsstaatenkonferenzen die einzelnen EU-Staaten nur gemeinschaftlich und einheitlich abstimmen dürfen. Zwar sind die Staaten einzeln Mitglied des WA, nicht die EU, und haben jeder eine Stimme. Kann aber keine einheitliche Haltung hergestellt werden, müssen sich die EU-Staaten enthalten. Es bestimmt also jeweils das am wenigsten schutzorientierte EU-Land die Haltung der EU. Den formalen Abstimmungen im CITES-Plenum gehen oft sehr langwierige Abstimmungen innerhalb der EU-Staaten während der Konferenzen voraus. Den Vorsitz bei den Koordinierungssitzungen hat jeweils das Land, das gerade die EU-Ratspräsidentschaft innehat. Übrigens dürfen von den einzelnen EU-Staaten auch nur Statements in den Diskussionen abgegeben werde, die EU-intern abgestimmt sind. Leistet also beispielsweise die deutsche Delegation einen mündlichen Diskussionsbeitrag, heißt die Eröffnungsfloskel immer „Germany, on behalf of the EU …".

Zwei Tiergruppen, die von Beginn an im Zentrum der Diskussion standen und für die ein beschränktes oder vollständiges Handelsverbot durch CITES erlassen wurde, waren gefleckte Katzen und Krokodile. Wegen der Übernutzung der Bestände durch die Pelztier- und Lederindustrie war seitens Natur- und Tierschutzorganisationen das Tragen von Fellen gefleckter Katzen wie Jaguar und Ozelot, aber auch von Produkten aus Krokodil- und Schlangenleder schon vor dem Inkrafttreten dieser Konvention angeprangert worden. Gleichzeitig wurden diese Produkte als (nicht naturverträgliche) Statussymbole der Wohlstandsgesellschaft nach den Kriegsjahren zunehmend sozial hinterfragt. Ähnlich wie später bei Schildkrötensuppe und Froschschenkeln kam es zu gesellschaftlichen Trends gegen Erzeugnisse, die aus Arten- und/oder Tierschutz-



Abb. 13.5 Blick in die Asservatenkammer des Zolls am Frankfurter Flughafen. Foto Archiv Zollamt Frankfurt

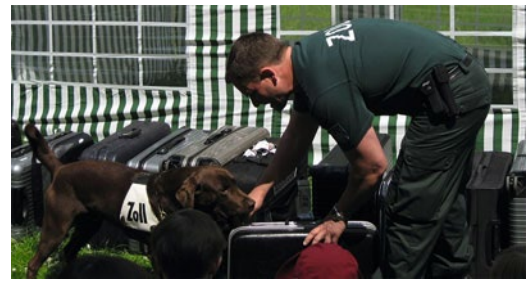


Abb. 13.6 Artenschutzhund des Hauptzollamtes Flughafen Frankfurt bei einer Überprüfung von Reisegepäck im Rahmen einer Schauveranstaltung im Zoo Frankfurt. Foto Sabine Binger

gründen für nicht mehr vertretbar gehalten wurden. Diese überwiegend ethisch motivierte „Stigmatisierung" entsprechender Produkte war für charismatische Großtierarten besonders früh erfolgreich, weswegen der Markt für bestimmte Pelze in Mitteleuropa bereits stark im Rückgang begriffen war, als die gesetzlichen Regelungen durch CITES zu greifen begannen.

Ganz anders stellte sich die Diskussion um den Schutz von Fischarten dar, die als Zielarten der Fischerei wirtschaftlich bedeutsam sind. Hier gab und gibt es eine grundsätzlich ablehnende Haltung bei vielen WA-Vertragsstaaten, sich näher mit dem Thema zu beschäftigen. Gesehen wird hier nicht primär die Bedrohung der Art durch den Fang, sondern die Zuständigkeit der *Food and Agriculture Organisation* (FAO), da es hier um „Lebensmittel" geht. Diese Haltung weicht aber zunehmend auf, insbesondere angesichts des katastrophalen Zustandes einiger einst wichtiger mariner „Nutz"-Fischarten.

Wie alle internationalen Konventionen wird auch CITES von einem Sekretariat verwaltet, das dem Umweltprogramm der Vereinten Nationen untersteht. Dieses hat seinen Sitz in Genf/Schweiz.

CITES betont ausdrücklich die Nutzung und Nutzbarkeit der Arten bzw. Ökosysteme. Selbst als offenkundig und primär dem Artenschutz verpflichtete Übereinkunft tritt die Konvention der Auffassung, sie wolle den Handel mit Arten verhindern, mit dem Argument entgegen, durch die Schutzbestimmungen solle der Handel nicht grundsätzlich unterbunden, sondern so ermöglicht werden, dass er dem Bestand der Arten nicht abträglich ist. Dies zeigt sich in der Formulierung der strategischen Vision von CITES für 2008 bis 2013, wo es ausdrücklich heißt, die Konvention wolle biologische Vielfalt schützen und einen Beitrag zu ihrer nachhaltigen Nutzung leisten (Wijnstekers 2011).

Die Überprüfung der Einhaltung der CITES-Bestimmungen ist nicht einfach. Immer wieder wird versucht, geschützte Tiere oder Tierprodukte illegal einzuführen. Laut einem Informationsblatt des Zolls wurden im Jahre 2012 allein am Frankfurter Flughafen rund 4000 lebende Tiere, über 2000 lebende Pflanzen und gut 22.000 Erzeugnisse aus geschützten Arten beschlagnahmt (Abb. 13.5 und ▶ Box 13.1). Diese hohe Erfolgsquote des Zolls ist nicht zuletzt auf den Einsatz von Artenschutzspürhunden zurückzuführen (Abb. 13.6), spiegelt aber wohl doch nur die Spitze des Eisbergs wieder.

13.1.5 Internationales Tropenholzübereinkommen – ITTA

Ähnlich wie bezüglich der Fischerei und der FAO bei CITES (▶ Abschn. 13.1.4) war die Haltung vieler WA-Vertragsstaaten sehr zögerlich, was den Schutz von wegen ihres Holzes wirtschaftlich bedeutsamen tropischen Baumarten über CITES anging (Niekisch 2006). Man sah hier – nicht ganz zu Unrecht – Überschneidungen und Kompetenzgerangel mit dem 1983 geschlossenen und 1994 völlig überarbeiteten *International Tropical Timber Agreement*

Box 13.1 Informationen zum Artenschutz beim Hauptzollamt Frankfurt am Main

Stand 01.01.2013
Beim Hauptzollamt Frankfurt am Main-Flughafen erfolgten im **Jahr 2012** 538 (Vorjahr: 553) Beschlagnahmen. Dabei wurden

- 28.425 (25.543) Einzelexemplare sichergestellt; darunter waren
- 4.059 (4.675) lebende Tiere,
- 2.054 (5.791) lebende Pflanzen und
- 22.312 (15.077) Erzeugnisse aus geschützten Tieren und Pflanzen.

Störe und Kaviar sind seit dem 01. April 1998 durch das WA unter Schutz gestellt. Beschlagnahmt wurden 3,3 (5) kg der leider immer noch sehr begehrten Fischeier.
Einen „Meilenstein" setzte der Frankfurter Zoll mit der Ausbildung von Artenschutzspürhunden im Jahr 2008. Die beiden Hunde, Amy und Uno, wurden in einer zehnwöchigen Ausbildung an der Hundeschule in Neuendettelsau auf ihren „Dienst" am Frankfurter Flughafen vorbereitet. 15 Geruchsbilder wurden den Artenschutzhunden antrainiert.
Bei Erkennen eines der anerlernten Gerüche werden sie mit dem Zuspielen ihres Spielzeuges belohnt. Der Einsatz der Hunde ist ideal für die schnelle Kontrolle von Gepäckstücken, Postsendungen oder Containern, da sie mit ihren Spürnasen selbst Objekte mit geringem Eigengeruch erschnüffeln können, wie z.B. alte Elfenbeinschnitzereien.
Besondere Einzelaufgriffe im Jahr 2012:

- In der Postabfertigung: Ein aus der Demokratischen Republik Kongo stammendes Paket mit rund zehn Kilogramm Elfenbein sollte über Frankfurt am Main in die Türkei geliefert werden. Die Sendung war als Rosenholz deklariert und als Geschenksendung verpackt.
  Zur Verschleierung hatte der kongolesische Absender die Elfenbeinstücke sogar rötlich eingefärbt. Entgangen war ihm jedoch offenbar, dass Rosenholz, ebenso wie Elfenbein, zu den bedrohten Pflanzen- und Tierarten zählt, die vom Washingtoner Artenschutzübereinkommen geschützt werden.
- Ebenso im Postverkehr: Im Mai 2012 wurden im Internationalen Postzentrum, 6 leere Flamingoeier aus Bolivien beschlagnahmt. Die Ordnung Flamingo ist in Anhang B der VO (EG) 338/97 und im Anh. II des WA gelistet. Somit sind Ausfuhr- und Einfuhrgenehmigung vorzulegen. Beides war nicht vorhanden.
- Im Reiseverkehr: Nicht schlecht staunten die Zollbeamten, als sie einen chinesischen Reisenden kontrollierten, der acht Schatullen Gallenextrakt vom Kragenbären im Gepäck hatte. Auf Befragen, erklärte er, er wisse dass es verboten sei. Es handle sich aber um ein skurriles Geschenk für seinen Arbeitskollegen.

Informieren können sich Touristen im Internet unter ► www.zoll.de oder ► www.artenschutz-online.de auch noch nach Antritt der Reise, um unliebsame Überraschungen bei der Rückkehr aus dem Urlaub zu vermeiden.
Die häufigsten Ausreden „das wusste ich nicht, das Tier ist ja sowieso schon tot, das habe ich am Strand gefunden" ziehen beim Zoll nicht. Zuwiderhandlungen gegen artenschutzrechtliche Bestimmungen werden als Ordnungswidrigkeit (bis 50.000 € Bußgeld) bzw. in schweren Fällen als Straftat (bis zu 5 Jahren Freiheitsstrafe) verfolgt.

Kontakt:
Pressestelle des HZA
Frankfurt am Main
Telefon: 069 -690 -73396/23659
Telefax: 069 -690 -50151
E-Mail: ► presse-zoll@hzaf.bfinv.de

ITTA. Bei diesem handelt es sich aber nicht um ein Artenschutzabkommen, sondern um ein Rohstoffabkommen unter der Ägide der *United Nations Conference on Trade and Development* (UNCTAD) primär mit dem Ziel, den Tropenholzmarkt international besser zu organisieren. Das ITTA-Ziel, bis zum Jahre 2000 nur noch Holz aus nachhaltiger Forstwirtschaft in den Handel zu bringen („*Target* 2000"), wurde bis heute bei Weitem nicht erreicht. Immerhin begann etwa 2006 eine Zusammenarbeit zwischen den Sekretariaten beider Abkommen und mit gemeinsamen Arbeitsgruppen unter anderem zur Abstimmung von Schutzbestimmungen seitens CITES und deren verbesserter Umsetzung, doch treffen hier zwei sehr unterschiedliche Konzepte aufeinander, die noch dazu behördlich ganz anders angesiedelt sind. Herrschen bei CITES die nationalen Zuständigkeiten in Umweltministerien bzw. Naturschutzbehörden der Mitgliedsstaaten vor, stehen die Delegationen und Kompetenzen für ITTA in der Verantwortlichkeit von Wirtschafts- und Forstministerien und sind folglich – dem Abkommen entsprechend – sehr viel stärker wirtschaftlich orientiert. Anders als bei CITES wird bei ITTA, wie bei Rohstoffabkommen üblich, unterschieden zwischen Produzenten- und Abnehmerländern. Zur ersten Gruppe gehören 25, zur zweiten 35 Länder; sie repräsentieren etwa 80 % der Tropenwälder so-

wie 90 % des globalen Tropenholzhandels. Die Mitgliedsstaaten formen gemeinsam die *International Tropical Timber Organisation* (ITTO).

Anlässlich des internationalen Jahres der Biodiversität unterzeichneten im Jahr 2010 die Sekretariate von ITTO und CBD (▶ Abschn. 13.1.7) ein *Memorandum of Understanding* (MoU), um die Zusammenarbeit bei Schutz und nachhaltiger Nutzung tropischer Wälder zu stärken. Insbesondere sollen damit gezielte gemeinsame Aktivitäten zum Schutz der Biodiversität identifiziert, entwickelt und umgesetzt werden, auch unter Einbeziehung anderer relevanter Akteure. Mit dieser „*Collaborative Initiative for Tropical Forest Biodiversity*" bringt ITTO ein Unterstützungsprogramm auf den Weg für Initiativen der CBD in Wäldern der Länder, die als „producer countries" Mitglied bei ITTO sind. Eine wichtige Rolle wird dabei der Einbeziehung lokaler Bevölkerung zugeschrieben.

Konkret hat die Initiative vier Ziele:

- Verbesserung der lokalen Fähigkeiten zum Biodiversitätsschutz in bewirtschafteten Wäldern und zur Wiederherstellung von degradierten und Sekundärwäldern,
- Verbesserung von Erhaltung und Management von Schutzgebieten, besonders in Verbindung mit Pufferzonen und grenzübergreifender Schutz,
- Schutz der Biodiversität tropischer Wälder bei forstlichen Eingriffen, einschließlich REDD+-bezogener Projekte,
- verbesserte Lebensbedingungen für lokale Gemeinschaften und indigene Gruppen durch Schutz der Biodiversität und nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen.

13.1.6 Die Bonner Konvention – CMS

Der Aspekt der Nutzung tritt bei der Bonner Konvention weit in den Hintergrund. Ihre korrekte Bezeichnung lautet „Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wild lebenden Tierarten" (*Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals*, CMS), womit gleichzeitig ihr Ziel klar umrissen ist. Dies impliziert, dass auch die Lebensräume dieser Arten geschützt werden, was sich bei wandernden Arten deswegen komplex gestaltet, weil sie regelmäßig zwischen teilweise ganz unterschiedlichen Ökosystemen wechseln. „Wandernd" im Sinne der Bonner Konvention bedeutet grenzüberschreitende (sowie regelmäßige und damit vorhersehbare) Ortsveränderung. Genau genommen gehören Gorillas, die als vom Aussterben bedrohte Art auf Anhang I der Bonner Konvention stehen, also nicht hierher. Da aber jede Maßnahme, die der Sicherung ihrer Bestände dient, begrüßenswert ist und weil auch CMS sich diese besonders charismatische Art nicht „entgehen" lassen wollte, gewann hier Flexibilität über strengen Kriterien.

Einen Sonderfall stellt die CMS auch insofern dar, als es sich um eine Rahmenkonvention handelt, mit deren Unterzeichnung durch einen Mitgliedsstaat für den Naturschutz noch gar nichts erreicht ist. Erst durch multilaterale Abschlüsse von Regional- oder Verwaltungsabkommen zwischen Staaten, durch deren Territorien bestimmte Arten wandern, entstehen wirksame Vorhaben. Konkret bedeutet dies, dass sich nach dem Beitritt zur Konvention einzelne Staaten über gemeinsame Zielarten, die in ihren Hoheitsgebieten vorkommen, verständigen und dann ein spezifisches Abkommen mit Schutz- und Managementplänen entwickeln müssen. Das Sekretariat der Konvention wirkt dabei über seine Koordinationsaufgaben hinaus häufig als Motor und treibende Kraft. Grundsätzlich gibt es innerhalb der CMS zwei verschiedene Arten von Abkommen, nämlich Regionalabkommen und Verwaltungsabkommen. Erstere müssen durch die nationalen Parlamente ratifiziert werden und sind damit völkerrechtlich abgesichert. Verwaltungsabkommen hingegen werden nur zwischen Verwaltungsbehörden geschlossen und sind damit völkerrechtlich nicht bindend. Sie bieten jedoch unter anderem den Vorteil, dass sie schneller ausgehandelt und implementiert werden können. Das insgesamt schon sehr komplexe Verfahren ist also noch schwieriger und langwieriger bei den Regionalabkommen, woraus sich zumindest teilweise erklärt, warum innerhalb dieser 1979 geschlossenen, also über drei Jahrzehnte alten Rahmenkonvention bislang erst sieben solcher Regionalabkommen, aber immerhin 19 Verwaltungsabkommen entstanden sind. Aus pragmatischen Überlegungen heraus wählten

Sekretariat und CMS-Vertragsparteien oft den einfacheren Weg. Beispiele für existierende Regionalabkommen sind das Übereinkommen zum Schutz der Wale des Schwarzen Meeres, des Mittelmeeres und der angrenzenden Atlantischen Zonen (ACCOBAMS), EUROBATS zum Schutz der Fledermauspopulationen in Europa, das Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in Nord- und Ostsee (ASCOBANS) oder auch das Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen Wasservögel (AEWA), welches mit 65 Vertragsstaaten das geografisch umfangreichste ist.

Die Verwaltungsabkommen beziehen sich auf so verschiedene Arten wie Schneekranich (*Grus leucogeranus*), Dünnschnabelbrachvogel (*Numenius tenuirostris*), Meeresschildkröten des Indischen Ozeans und Südostasiens, Bukhara-Rothirsch (*Cervus elaphus bactrianus*), Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*) und die westafrikanischen Populationen des Afrikanischen Elefanten (*Loxodonta africana*). Mit 116 Mitgliedsstaaten hat CMS in Europa sehr gute Verbreitung, in Nord- und Lateinamerika sowie in Ost- und Südostasien und im südlichen Afrika hingegen noch größere Lücken. Immerhin sind einige Länder zwar nicht CMS-Mitglied, aber Unterzeichnerstaaten von Regional- beziehungsweise Verwaltungsabkommen. Damit offenbart sich eine Schwäche von CMS, die ebenfalls einen wichtigen Unterschied zu anderen Konventionen darstellt: Staaten können miteinander bi- oder multilaterale Artenschutzabkommen unterzeichnen und durchführen, ohne dass dazu eine Rahmenkonvention vonnöten ist. Abkommen innerhalb der CMS haben nie globalen Deckungsanspruch, sondern definieren sich über die *range states* von Arten.

13.1.7 Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt

Behandeln die genannten und andere zwischenstaatliche Konventionen Umwelt- und Naturschutzprobleme eher sektoral und/oder sind sie regional begrenzt, wie beispielsweise auf die Europäische Union, entstand mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (*Convention on Biological Diversity*, CBD) 1992 eine Rahmenkonvention, mit welcher global und thematisch die Gesamtproblematik des Natur- und Artenschutzes und der Ökologie der Erde als Grundlagen des menschlichen Lebens und Wirtschaftens umfasst werden soll.

Die Definition von „Biodiversität", welche die intraspezifische genetische Vielfalt, die interspezifische Vielfalt (also die „Artenvielfalt" im eigentlichen Sinne) sowie die Vielfalt der Lebensgemeinschaften mit ihren Prozessen und Kreisläufen umfasst, meint also jegliche Form des Lebens in allen Variationen und mit allen Interaktionen und Wechselwirkungen. Diese umfassende Beschreibung trifft auf drei Ziele der CBD zu, welche weit über den traditionellen Natur- und Umweltschutz hinausgehen, nämlich die Erhaltung der biologischen Vielfalt (welche dem traditionellen Naturschutz noch am nächsten kommt), die Nachhaltigkeit ihrer Nutzung (womit die wirtschaftliche Dimension erfasst ist) sowie die gerechte Verteilung der *benefits* welche sich aus der Nutzung ergeben (womit unter Überschneidung mit der wirtschaftlichen vor allem die soziale Dimension Eingang findet).

Folgerichtig und in Übereinstimmung mit der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro, der UNCED '92, zu der sie entstand, eröffnet die CBD den Zusammenhang zwischen Umwelt und Entwicklung, sie bedeutet die internationale und völkerrechtlich bindende Anerkennung der entwicklungspolitischen Dimensionen natürlicher Ressourcen und ihrer Bewahrung. Naturschutz entwickelt sich damit zur Sicherung von Lebensgrundlagen des Menschen.

Gleichzeitig bewirkt die CBD eine tief greifende Veränderung im Nord-Süd-Verhältnis. Die „armen" Entwicklungsländer der Tropen und Subtropen mit ihrer biologischen Vielfalt geraten aufgrund ihrer im Vergleich zu den Industrieländern des Nordens unverhältnismäßig reichen biologischen Vielfalt in eine völlig neue Perspektive. Von einer „ökologischen Benachteiligung der Tropen" (Weischet 1977) kann nur noch die Rede sein, wenn man die intensiven (Massen-)Produktionsweisen europäischer Land- und Forstwirtschaft als Maßstab nimmt, was sich aber mit der Erkenntnis der Notwendigkeit nachhaltigen Wirtschaftens als nicht kompatibel und nicht gerechtfertigt erweist.

Die Festlegung im Paragraphen 8j der CBD, dass die Vertragsstaaten „im Rahmen innerstaatlicher Rechtsvorschriften Kenntnisse, Innovationen und Gebräuche eingeborener und ortsansässiger Gemeinschaften mit traditionellen Lebensformen, die für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt von Belang sind, achten, bewahren und erhalten, ihre breitere Anwendung mit Billigung und unter Beteiligung der Träger dieser Kenntnisse, Innovationen und Gebräuche begünstigen und die gerechte Teilung der aus der Nutzung dieser Kenntnisse, Innovationen und Gebräuche entstehenden Vorteile fördern" steht den Regelungen im Rahmen des Übereinkommens über handelsbezogene Aspekte der Rechte am geistigen Eigentum (*Trade Related Aspects of International Property Rights*, TRIPs) der Welthandelsorganisation und dem Patentrecht diametral entgegen, da diese, kurz gesagt, nur Rechte physischer oder juristischer Personen und Patente aufgrund eigener Entwicklungen und Entdeckungen als schutzwürdig anerkennen, nicht aber „Gebräuche" von Gemeinschaften, die keinerlei juristische Person darstellen (Niekisch 2008).

In Verbindung mit dem erstarkenden Selbstbewusstsein indigener Gemeinschaften entwickelte sich die Auseinandersetzung um den Schutz solchen geistigen Eigentums und der genetischen Ressourcen zu einem zentralen Konfliktpunkt zwischen Entwicklungs- und Industrieländern. Der Komplex des ABS (*Access and Benefit-Sharing*, d. h. Zugang zu genetischen Ressourcen und gerechter Vorteilsausgleich) erreichte nach fast zwanzigjährigen Diskussionen erst 2010 mit dem *Nagoya Protocol on Access to Genetic Resources and the Fair and Equitable Sharing of Benefits Arising from their Utilization to the Convention on Biological Diversity* eine Regelung (s. z. B. Klein und Düppen 2008), allerdings ohne dass bisher Rechtsinstrumentarien zu seiner Umsetzung zur Verfügung stehen. Schon erste Zwischenstufen wie die „*Bonn Guidelines*" aus dem Jahre 2002 ließen allerdings erkennen, dass die Sichtweisen der Entwicklungsländer gegenüber den Industrienationen an Gewicht gewannen.

Die CBD könnte man auch als die Konvention der langen Wege bezeichnen. Die Komplexität der Themen wie ABS macht Entscheidungen an sich schon schwierig. Anders als bei anderen Konventionen müssen Entscheidungen außerdem im Konsensus der Vertragsstaaten getroffen werden, womit die Verhandlungen länger dauern und das (eventuell auch von Verhandlungsmüdigkeit geprägte) Ergebnis den kleinsten gemeinsamen Nenner darstellt (Abb. 13.3). Die Zeitabläufe zeigen sich an einem vermeintlich relativ einfachen Thema, nämlich dem der Schutzgebiete, denen die CBD expressis verbis hohe Bedeutung beimisst. Im Text der Konvention werden die Vertragsstaaten aufgefordert, ein System von Schutzgebieten aufzubauen und, soweit nötig, Richtlinien für Auswahl, Einrichtung und Management solcher Gebiete zu entwickeln. Schutzgebiete und ihre Einrichtung sind in den meisten Ländern ohnehin schon etabliert und bewährt, und so war die Erwartung, dass dies eine relativ leicht zu erfüllende Forderung sein würde. Nichtsdestotrotz dauerte es volle zwölf Jahre, nämlich bis 2004, bis wenigstens ein Arbeitsplan dazu entwickelt war. Vor diesem Hintergrund darf mit Skepsis gefragt werden, ob die genannten Ziele für 2012 und 2015 erreicht werden.

13.2 Europäische Konventionen und Richtlinien

13.2.1 Berner Konvention

Das „Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume", kurz als Berner Konvention bezeichnet, ist in gewissem Sinne der Vorläufer der FFH-Richtlinie und seine grundlegende Bedeutung besteht darin, dass es der erste völkerrechtlich verbindliche Vertrag zu einem umfassenden Ansatz im Natur- und Artenschutz war. Es wurde 1979 durch die europäischen Umweltminister verabschiedet und trat in Deutschland 1985 in Kraft. Dem Übereinkommen gehören 51 Staaten an (Stand: November 2013). Es hat also einen deutlich größeren geografischen Wirkungsbereich als die FFH-Richtlinie und die EU-Vogelschutzrichtlinie und ist zudem keine Richtlinie, sondern ein völkerrechtlicher Vertrag des Europarates, dem auch die vier afrikanischen Staaten Burkina Faso, Marokko, Senegal und Tunesien angehören. Die Begründung für die Mitgliedschaft dieser Staaten liegt in ihrer Bedeutung als Überwinterungsgebiete von Vogelarten, die in Europa brüten. Anders als

beim Washingtoner Artenschutzübereinkommen ist die EU Mitglied der Konvention, wodurch alle Mitgliedsstaaten der EU an das Abkommen gebunden sind, während beim WA die einzelnen EU-Länder Mitglied sind. Die Anwendung der Berner Konvention erfolgt in der EU vor allem durch die Umsetzung der ▶ Vogelschutzrichtlinie sowie der ▶ Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.

Das Ziel der Konvention wird in deren Artikel 1 wie folgt definiert:

- „1. Ziel dieses Übereinkommens ist es, wildlebende Pflanzen und Tiere sowie ihre natürlichen Lebensräume, insbesondere die Arten und Lebensräume, deren Erhaltung die Zusammenarbeit mehrerer Staaten erfordert, zu erhalten und eine solche Zusammenarbeit zu fördern.
- 2. Besondere Aufmerksamkeit gilt den gefährdeten und den empfindlichen Arten einschließlich der gefährdeten und der empfindlichen wandernden Arten."

Mit der so formulierten Zielsetzung internationaler Zusammenarbeit, wie sie zum Beispiel bei wandernden Tierarten notwendig ist, dient auch die Bonner Konvention der Umsetzung der Berner Konvention, sofern Mitgliedsstaaten beide Konventionen unterzeichnet haben.

Die vier Anhänge der Berner Konvention stellen sich wie folgt dar:

Anhang I: Streng geschützte Pflanzenarten Die ca. 700 in diesem Anhang aufgeführten Pflanzenarten dürfen nicht beschädigt oder aus der Natur entnommen werden. In diesem Anhang und als prioritäre Arten im Anhang II der FFH-Richtlinie sind beispielsweise aufgeführt der Schierlings-Wasserfenchel *(Oenanthe conioides)*, die Wassernuss *(Trapa natans)*, die Finger-Kuhschelle *(Pulsatilla patens)* sowie der Frauenschuh *(Cypripedium calceolus)*.

Ihre Lebensräume sind unter strengen Schutz zu stellen, wobei die Maßnahmen, die zum Schutz der Habitate dieser Arten getroffen werden, in der Entscheidung der Mitgliedsstaaten liegen.

Anhang II: Streng geschützte Tierarten Die etwa 710 Tierarten dieses Anhanges dürfen weder gestört noch gefangen, getötet oder gehandelt werden. Das Handelsverbot steht also in Ergänzung zum Washingtoner Artenschutzübereinkommen, welches ja nur den internationalen, also Staatsgrenzen überschreitenden Handel regelt. Arten des Anhanges II sind beispielsweise Fischotter (*Lutra lutra*), Wolf (*Canis lupus*) und Braunbär (*Ursus arctos*), der Apollofalter (*Parnassius apollo*) und der Eremit (*Osmoderma eremita*).

Anhang III: Geschützte Tierarten Dieser Anhang enthält diejenigen Tierarten, die zwar schutzbedürftig sind, aber unter bestimmten Bedingungen bejagt oder in anderer Weise genutzt werden dürfen. Der Anhang entspricht also dem Anhang III der Vogelschutzrichtlinie, listet aber Arten aus allen Wirbeltierklassen auf sowie aus dem Anhang V der FFH-Richtlinie. Dazu gehören das Murmeltier (*Marmota marmota*), der Europäische Luchs (*Lynx lynx*), der Wisent (*Bison bonasus*), die Saatkrähe (*Corvus frugilegus*), die Dohle (*Corvus monedula*), der Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), sieben Arten Neunaugen (Petromyzontidae) und drei Störarten (Acipenseridae).

Anhang IV: Verbote bestimmter Jagdmethoden und -einrichtungen Dieser Anhang bildete das Vorbild für den Anhang IV der Vogelschutzrichtlinie und Anhang VI der FFH-Richtlinie (siehe dort), welche mit diesem Anhang IV weitgehend übereinstimmen. Er führt, für Säugetiere, Vögel, Süßwasserfische und Dekapoden differenziert, die verbotenen Mittel und Methoden auf, darunter Schlingen, Leimruten, Fallen, Sprengstoff, Blendlicht.

13.2.2 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und Vogelschutzrichtlinie

Die „Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen" wird kürzer bezeichnet als Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, noch kürzer als FFH-Richtlinie. Sie wurde 1992 von den (damaligen) Mitgliedsstaaten der Europäischen Union einstimmig beschlossen und hat eine zentrale Funktion im Naturschutz der Europäischen Union. Ihre Umsetzung ist im

Zusammenhang zu sehen mit den Verpflichtungen zum Schutz der Biodiversität, welche die europäischen Staaten durch Unterzeichnung der Biodiversitätskonvention eingegangen sind (bezüglich der Zahl der in Deutschland durch die FFH-Richtlinie geschützten Arten s. ◘ Tab. 13.3). Das Ziel der Richtlinie wird in deren Artikel 2 wie folgt definiert:

- „(1) Diese Richtlinie hat zum Ziel, zur Sicherung der Artenvielfalt durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten, für das der Vertrag Geltung hat, beizutragen.
- (2) Die aufgrund dieser Richtlinie getroffenen Maßnahmen zielen darauf ab, einen günstigen Erhaltungszustand der natürlichen Lebensräume und wildlebenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse zu bewahren oder wiederherzustellen.
- (3) Die aufgrund dieser Richtlinie getroffenen Maßnahmen tragen den Anforderungen von Wirtschaft, Gesellschaft und Kultur sowie den regionalen und örtlichen Besonderheiten Rechnung."

Die FFH-Richtlinie enthält keine Vogelarten, denn diese sind nach der 1979 beschlossenen, also älteren **Vogelschutzrichtlinie** (amtlich: Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979) geschützt, die zuletzt im Jahr 2009 aktualisiert wurde. Aktuell gilt sie folglich in der Fassung 2009/147/EG. Sie besagt in ihrem Artikel 1: „(1) Diese Richtlinie betrifft die Erhaltung sämtlicher wildlebenden Vogelarten, die im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten, auf welches der Vertrag Anwendung findet, heimisch sind. Sie hat den Schutz, die Bewirtschaftung und die Regulierung dieser Arten zum Ziel und regelt die Nutzung dieser Arten. (2) Sie gilt für Vögel, ihre Eier, Nester und Lebensräume." Es sollen so sämtliche im Gebiet der EU-Staaten natürlicherweise vorkommenden Vogelarten einschließlich der Zugvogelarten in ihrem Bestand erhalten werden. Die Richtlinie regelt auch die Bewirtschaftung und Nutzung der Vögel.

Sie enthält insgesamt sechs Anhänge. In ▶ Anhang I sind 193 Arten und Unterarten von Vögeln aufgelistet, für die besondere Schutzgebiete zu schaffen sind. Es sind besondere Schutzmaßnahmen hinsichtlich ihrer Lebensräume anzuwenden, um das Überleben und die Vermehrung im jeweiligen Verbreitungsgebiet sicherzustellen. Dazu gehören beispielsweise der Flamingo (*Phoenicopterus ruber*), die meisten Greifvögel, Auer- und Haselhuhn (*Tetrao urogallus, Bonasa bonasia*) sowie Spechte.

Die in Anhang II aufgeführten 81 Arten dürfen „aufgrund ihrer Populationsgröße, ihrer geografischen Verbreitung und ihrer Vermehrungsfähigkeit in der gesamten Gemeinschaft" (Teil A des Anhanges II) im Rahmen der einzelstaatlichen Rechtsvorschriften bejagt werden. Die im Teil B desselben Anhanges gelisteten Arten dürfen nur in den Staaten bejagt werden, bei denen sie genannt sind. „Die Mitgliedsstaaten sorgen dafür, dass die Jagd auf diese Vogelarten die Anstrengungen, die in ihrem Verbreitungsgebiet zu ihrer Erhaltung unternommen werden, nicht zunichte macht." Hier sind zahlreiche Enten- und Gänsearten, aber auch Auer- und Haselhuhn (*Tetrao urogallus, Bonasa bonasia*) aufgeführt.

Anhang III enthält 26 Arten und Unterarten, bei denen der Handel mit lebenden oder toten Exemplaren sowie ohne Weiteres zu erkennenden Teilen von ihnen (z. B. Eier) unter bestimmten Bedingungen erlaubt ist, darunter Stockente (*Anas platyrhynchos)* und Rebhuhn (*Perdix perdix*).

Anhang IV listet die verbotenen Methoden oder Einrichtungen zum Vogelfang auf. Diese sind solche, mit denen Vögel in Mengen oder unselektiv gefangen oder getötet werden können, also beispielsweise Leimruten, Schlingen, Netze und Giftköder.

Die Anhänge V und VI (aufgehobene Richtlinie mit Liste ihrer nachfolgenden Änderungen, Fristen zur nationalen Umsetzung) sind nicht weiter schutzrelevant.

Die physischen Kernstücke beider Richtlinien, nämlich die Einrichtung von Schutzgebieten, werden in einem europaweiten Schutzgebietssystem, das als „Natura 2000" bezeichnet wird, zusammengeführt. Natura 2000 besteht aus den Gebieten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. Die FFH-Gebiete werden auch als „Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB)" bzw. „*Special Areas of Conservation* (SAC)" bezeichnet. Die Vogelschutzgebiete werden international als „*Special Protected Areas* (SPA)" bezeichnet. Sie gelten als SPA unmittelbar nach ihrer Meldung

Tab. 13.3 Artengruppen und -zahlen der in Deutschland heimischen[1] Arten der FFH-Richtlinie (aus BfN 2013)

Artengruppe	Anhang II	Anhang IV	Anhang V	Gesamt[2]
Säugetiere	21	44	8	52
Amphibien und Reptilien	5	22	13	24
Fische/Rundmäuler[3]	26	4	15	30
Schmetterlinge	11	16	0	18
Käfer	14	9	0	14
Libellen	6	8	0	11
Weichtiere	8	3	2	9
Sonstige Tiere	3	0	4	5
Farn- und Blütenpflanzen	26	28	12	40
Moose[4]	13	0	36	49
Flechten	0	0	6	6
Gesamt	133	134	86	258

[1] Inklusive früher vorkommender aber heute ausgestorbener sowie nur sporadisch auftretender Arten
[2] Viele dieser Arten sind in mehreren Anhängen gelistet
[3] *Accipenser sturio* umfasst hier *A. oxyrhinchus*
[4] Varietäten einer Art werden zusammengefasst

durch die Mitgliedsstaaten der EU an die EU-Kommission. Die Bezeichnung SPA wurde erst mit der FFH-Richtlinie eingeführt.

Zur Unterscheidung werden in Deutschland die Bezeichnungen „FFH-Gebiet" und „Europäisches Vogelschutzgebiet" verwandt. In den meisten Bundesländern Österreichs dagegen werden Natura-2000-Gebiete unter der einheitlichen Bezeichnung „Europaschutzgebiet" geführt. In Deutschland bedecken die insgesamt 5266 Gebiete 15,4 % der terrestrischen Fläche Deutschlands und rund 45 % der marinen Fläche (Stand: 2009). In den Staaten der Europäischen Union machen die mehr als 25.000 FFH- und Vogelschutzgebiete ca. 18 % der Landfläche aller Mitgliedsstaaten aus. Die 4622 FFH-Gebiete allein entsprechen 9,3 % der Landfläche. Dazu kommen 2.122.020 ha Bodensee, Meeres-, Bodden- und Wattflächen sowie 943.986 ha in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) Deutschlands (Stand: Dezember 2009). Des Weiteren bestehen in Deutschland bislang 738 Vogelschutzgebiete. Dies entspricht einem Meldeumfang von 11,2 % bezogen auf die Landfläche. Dazu kommen 1.976.093 ha Bodensee, Meeres-, Bodden- und Wattflächen sowie 513.930 ha in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) Deutschlands (Bundesamt für Naturschutz 2013). Zahl und Fläche der FFH-Gebiete und der Vogelschutzgebiete können nicht einfach addiert werden, da die beiden Gebietstypen sich überschneiden können.

Die FFH-Richtlinie hat die nachfolgend kurz charakterisierten sechs Anhänge in denen unter anderem aufgelistet wird, welche Arten und Lebensraumtypen geschützt werden sollen bzw. welche Gebiete für dieses Schutzgebietsnetz ausgewählt werden:

- **Anhang I: Natürliche Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen:** Hier werden 231 Lebensraumtypen aufgelistet, die im Schutzgebietsnetz NATURA 2000 zu berücksichtigen sind. Dies bedeutet, dass EU-Mitgliedsstaaten, die solche Lebensraumtypen in ihrem Hoheitsgebiet haben, für diese FFH-Gebiete benennen sollen.

Die Charakterisierung der Lebensraumtypen ist teils eher breit, wie etwa „Flache große Meeresarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen)“ oder „Bewaldete Dünen der atlantischen, kontinentalen und borealen Region“, teils sehr genau spezifiziert, wie „Transsilvanische heiße Quellen mit Tigerlotus-Formationen (*Nymphaea lotus*)“ oder „Tannenwald des Heilig-Kreuz-Gebirges (*Abietetum polonicum*)“. Pott (1997) weist auf die Bedeutung der Pflanzensoziologie für die Charakterisierung und korrekte Identifizierung der FFH-Lebensraumtypen hin. Methoden bzw. Kriterien zur Bewertung, Abgrenzung und Erfassung auf nationaler Ebene werden von Balzer et al. (2002a, b) diskutiert.

- **Anhang II: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen:** Dieser Anhang enthält folglich die Zusammenstellung der Tier- und Pflanzenarten, für die Schutzgebiete im NATURA-2000-Netz eingerichtet werden müssen (für Deutschland s. Ellwanger et al. 2002). Analog zu den FFH-Nennungen nach Anhang I sollen hier artbezogen FFH-Gebiete von den EU-Mitgliedsstaaten eingerichtet werden. Die Arten sind im Anhang II nach taxonomischen Gruppen aufgelistet. Besonders seltene oder hochgefährdete Arten beziehungsweise solche mit einem sehr kleinen Verbreitungsgebiet werden hier, durch ein Sternchen vor dem Namen gekennzeichnet, noch bevorzugt. Zoologische Beispiele hierfür sind das Europäische Gleithörnchen (*Pteromys volans*), Polarfuchs (*Alopex lagopus*), Braunbär (*Ursus arctos*, ausgenommen die estnischen, finnischen und schwedischen Populationen), Mönchsrobbe (*Monachus monachus*), Hierro-Rieseneidechse (*Gallotia simonyi*), Zypern-Schlanknatter (*Coluber cypriensis*), Grottenolm (*Proteus anguinus*), Europäischer Stör (*Acipenser sturio*) sowie der Laufkäfer *Carabus olympiae*. Aus dem Pflanzenreich sind unter anderem priorisiert der Froschlöffel *Alisma wahlenbergii*, die Sierra-Nevada-Narzisse *Narcissus nevadensis*, die Glockenblume *Campanula bohemica* und *Artemisia granatensis*.
- **Anhang III: Kriterien zur Auswahl der Gebiete, die als Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung bestimmt und als besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden könnten:** Dieser Anhang bildet die Grundlage für die Ausweisung von FFH-Gebieten nach EU-weit einheitlichen Kriterien. In ihm werden zwei Phasen der Ausweisung unterschieden, nämlich die erste, nationale Phase und die zweite, EU-weite, gemeinschaftliche Phase:
  - In der ersten Phase erstellen die einzelnen EU-Mitgliedsstaaten ihre Vorschläge für FFH-Gebiete im Natura-2000-System (*proposed Sites of Community Importance* – pSCI) und leiten diese an die Europäische Kommission weiter.
  - In Phase 2 werden die Gebiete auf EU-Ebene hinsichtlich ihrer gemeinschaftlichen Bedeutung bewertet. Die Europäische Kommission erstellt dann in Abstimmung mit den Mitgliedsstaaten eine Liste der Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung (*Sites of Community Importance* – SCI). Anschließend sind die Mitgliedsstaaten verpflichtet, diese Gebiete nach den jeweiligen nationalen Bestimmungen, also für Deutschland nach dem Bundesnaturschutzgesetz, innerhalb von sechs Jahren als besondere Erhaltungsgebiete (BEG) endgültig unter Schutz zu stellen (*Special Areas of Conservation* – SAC).

In den folgenden Anhängen IV und V sind Tier- und Pflanzenarten wie in Anhang II nach taxonomischen Gruppen aufgelistet

- **Anhang IV: Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse:** Dies ist die Liste von Tier- und Pflanzenarten, die unter dem besonderen Rechtsschutz der EU stehen, weil sie selten und schützenswert sind. Die meisten der in diesem Anhang aufgeführten Arten sind auch in Anhang II gelistet.
  Ihre Lebensstätten dürfen nicht beschädigt oder zerstört werden, weil die Gefahr besteht, dass die Vorkommen dieser Arten für immer verloren gehen. Der Schutz gilt nicht nur in NATURA-2000-Gebieten, sondern in ganz Europa. Das bedeutet, dass dort strenge Vorgaben

beachtet werden müssen, auch wenn es sich um ein Gebiet handelt, das nicht zum Natura-2000-System gehört (z. B. Wachter et al. 2004; Bauckloh et al. 2007).
Zoologische Beispiele sind hier der Feldhamster (*Cricetus cricetus*, ausgenommen die ungarischen Populationen), Braunbär (*Ursus arctos*) und Fischotter (*Lutra lutra*), sämtliche in Europa autochthon vorkommende Land-, Sumpf- und Meeresschildkröten, die meisten Amphibienarten, darunter beide Arten der Unken (*Bombina bombina* und *Bombina variegata*) und der Kammmolch (*Triturus cristatus*) sowie zahlreiche Libellenarten, aber auch Weichtiere. Methoden zur Erfassung der Arten von Anhang IV und V wurden von Doerpinghaus et al. (2005) zusammengestellt.
Zahlreiche in der Öffentlichkeit kontrovers und teils höchst polemisch diskutierte Fälle, bei denen Brücken-, Straßen- oder andere Baumaßnahmen verzögert oder verhindert wurden wegen des Vorkommens einer seltenen Tier- oder Pflanzenart, ohne dass ein Schutzgebiet betroffen ist, gehen zurück auf hier gelistete Arten (z. B. Chilla 2006; Raskin 2009). Sie werden häufig als Hindernis für wirtschaftliche Entwicklung verstanden (siehe hierzu beispielsweise den Artikel „Die Macht der Molche" in der Tageszeitung Die Welt vom 26.11. 2004). Hierzu ist anzumerken, dass es sich um eine europaweit gültige, eindeutige Rechtslage handelt, die eben den Schutz dieser Arten vorschreibt.

- **Anhang V: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können:** Anhang V enthält die Tier- und Pflanzenarten, für deren Entnahme aus der Natur besondere Regelungen getroffen werden können. Sie dürfen nur im Rahmen von Managementmaßnahmen genutzt werden. Beispiele sind Arnika (*Arnica montana)* und der Gelbe Enzian (*Gentiana lutea*), die zu medizinischen Zwecken gesammelt werden, Letzterer auch zur Produktion von Schnaps.
- **Anhang VI: Verbotene Methoden und Mittel des Fangs, der Tötung und Beförderung**: Dieser Anhang nimmt die Verbote auf, unterschieden nach Säugetieren und Fischen. Für Letztere sind nur Gift und Sprengstoff verboten, für Säugetiere auch unter anderem künstliche Lichtquellen, Fallen, Armbrüste und Gift.

Das Verfahren zur Ausweisung von FFH-Gebieten stellt sich wie folgt dar: Zunächst stellen die Behörden der Bundesländer Listen von schon nach dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) bestehenden Schutzgebieten und künftigen FFH-Flächen auf. Die Auswahl erfolgt unter rein naturschutzfachlichen Gesichtspunkten unter den Kriterien des Arten- und Lebensraumschutzes. Diese Listen melden die Bundesländer weiter an das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Bereits mit der Meldung genießen die so gemeldeten Flächen nach dem BNatSchG und den Naturschutzgesetzen der Bundesländer vorläufigen Schutz. Auch die Meeresgebiete innerhalb der 12-Meilen-Zone, also in den deutschen Hoheitsgewässern, werden von den Ländern gemeldet, während die Gebiete in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ, also bis maximal 200 Seemeilen) in die Zuständigkeit des Bundes fallen.

Die so entstandenen nationalen Listen reicht das BMU an die EU-Kommission weiter, welche die Flächen dann nach der sogenannten Konzertierung, einer Prüfung, in den Natura-2000-Katalog aufnimmt.

In der Bundesrepublik gab es im Zuge der Erstellung der Liste der FFH-Gebiete und ihrer Weiterleitung an die EU-Kommission zahlreiche Verzögerungen und Schwierigkeiten, die aber aus heutiger Sicht allenfalls historisch interessant sind und die bei Sauer et al. (2005) näher dargestellt sind. Die Naturschutzverbände haben hierbei zahlreiche Initiativen entwickelt, um die Entwicklungen voran zu bringen (z. B. Schreiber et al. 2002).

Die FFH-Richtlinie beinhaltet für die Mitgliedsstaaten die Verpflichtung zum Monitoring, das heißt zur Überwachung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen nach Anhang I und der Arten der Anhänge II, IV und V. Bund und Länder haben sich in Deutschland dazu auf ein bundesweit einheitliches Monitoringkonzept und Vorgehen verständigt (Sachteleben und Behrens 2010). Auf der Basis dieses Monitorings berichten die Mit-

gliedsstaaten in regelmäßigen Zeitabständen an die EU-Kommission über ihre Schritte und Maßnahmen zur Umsetzung beider Richtlinien und kommen damit ihrer Berichtspflicht nach Artikel 17 der FFH- bzw. Artikel 12 der Vogelschutzrichtlinie nach.

13.2.3 Internationale Alpenkonvention – CIPRA

Die Internationale Alpenkonvention trat 1995 in Kraft und verbindet die Alpenstaaten Deutschland, Frankreich, Italien, Liechtenstein, Monaco, Österreich, Schweiz und Slowenien sowie die EU als eigenes Mitglied.

Wie andere internationale Konventionen auch, verfügt die Alpenkonvention über ein Ständiges Sekretariat, dieses hat seinen Sitz in Innsbruck. Das beschlussfassende Organ der Alpenkonvention ist die Konferenz der Vertragsparteien, die sogenannte Alpenkonferenz.

Wie die Präambel der Konvention besagt, wurde sie geschlossen:

- „im Bewusstsein, dass die Alpen einer der größten zusammenhängenden Naturräume Europas und ein durch seine spezifische und vielfältige Natur, Kultur und Geschichte ausgezeichneter Lebens-, Wirtschafts-, Kultur- und Erholungsraum im Herzen Europas sind, an dem zahlreiche Völker und Länder teilhaben,
- […] in Anerkennung der Tatsache, dass die Alpen unverzichtbarer Rückzugs- und Lebensraum vieler gefährdeter Pflanzen- und Tierarten sind, […] in Kenntnis der Tatsache, dass die ständig wachsende Beanspruchung durch den Menschen den Alpenraum und seine ökologischen Funktionen in zunehmenden Maße gefährdet und dass Schäden nicht oder nur mit hohem Aufwand, beträchtlichen Kosten und in der Regel nur in großen Zeiträumen behoben werden können, in der Überzeugung, dass wirtschaftliche Interessen mit den ökologischen Erfordernissen in Einklang gebracht werden müssen." (► http://www.alpconv.org/de/convention/framework/default.html, 30.11.2013).

Es handelt sich bei der Internationalen Alpenkonvention um eine Rahmenkonvention, die im Wortlaut sehr allgemein gehalten ist. Mit ihr verpflichteten sich die Vertragsparteien zur Konkretisierung der Ziele der Konvention durch die Erarbeitung und Umsetzung von Durchführungsprotokollen. Bisher gibt es solche Protokolle zu den Themen Naturschutz und Landschaftspflege, Berglandwirtschaft, Raumplanung und nachhaltige Entwicklung, Bergwald, Tourismus, Energie, Bodenschutz, Verkehr, zum Beitritt Monacos und zur Streitbeilegung. Diese Durchführungsprotokolle sind selbstständige, völkerrechtliche Übereinkommen und bedürfen jeweils der Ratifizierung um rechtsverbindlich zu sein. Liechtenstein, Deutschland und Österreich haben 2002 alle neun Protokolle ratifiziert, sodass sie für diese drei Vertragsstaaten im gleichen Jahr in Kraft traten. Später folgten Slowenien (2004), Frankreich (2005) und Italien (2012). Die Europäische Union hat als Letztes erst im Jahr 2013 das Protokoll „Verkehr" ratifiziert. In den anderen Mitgliedsstaaten sind die Protokolle nur teilweise ratifiziert. Das Schweizer Parlament hat sich 2010 sogar endgültig gegen eine Ratifizierung aller neun Durchführungsprotokolle der Alpenkonvention ausgesprochen. Damit ist die Konvention bisher nur sehr beschränkt wirksam geworden, wobei die Bandbreite der Themen gleichzeitig deutlich macht, dass der Schutz der alpinen Natur nur ein Teil der Aufgaben der Konvention ist. Sie begreift die Alpen nämlich als Verkehrs- und Lebensraum des Menschen und zielt auf eine regionaltypische, nachhaltige Entwicklung des Alpenraums und den Schutz der Interessen der dort ansässigen Bevölkerung ab.

Im Protokoll zu Naturschutz und Landschaftspflege sind Ziele und Verpflichtungen der Mitgliedsstaaten wie folgt definiert (► http://www.alpconv.org/de/convention/framework/Documents/protokoll_d_naturschutz.pdf, 30.11.2013):

Artikel 1 Ziel „Ziel dieses Protokolls ist es, in Erfüllung der Alpenkonvention und unter Mitberücksichtigung der Interessen der ansässigen Bevölkerung, internationale Regelungen zu treffen, um Natur und Landschaft so zu schützen, zu pflegen und, soweit erforderlich, wiederherzustellen, dass

die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme, die Erhaltung der Landschaftselemente und der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten einschließlich ihrer natürlichen Lebensräume, die Regenerationsfähigkeit und nachhaltige Leistungsfähigkeit der Naturgüter und die Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Natur- und Kulturlandschaft in ihrer Gesamtheit dauerhaft gesichert werden, sowie die hierfür erforderliche Zusammenarbeit der Vertragsparteien zu fördern.

Artikel 2 Grundverpflichtungen Im Einklang mit diesem Protokoll verpflichtet sich jede Vertragspartei, die erforderlichen Maßnahmen zu ergreifen, um den Schutz, die Pflege und, soweit erforderlich, die Wiederherstellung von Natur und Landschaft im Alpenraum, einschließlich der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten, ihrer Vielfalt und ihrer Lebensräume unter gleichzeitiger Berücksichtigung ihrer ökologisch tragbaren Nutzung sicherzustellen.

Artikel 3 Internationale Zusammenarbeit

(1) Die Vertragsparteien verpflichten sich zur Zusammenarbeit insbesondere bei der Kartierung, der Ausweisung, Pflege und Überwachung von Schutzgebieten und sonstigen schützenswerten Elementen von Natur- und Kulturlandschaft, der Biotopvernetzung, der Aufstellung von Konzepten, Programmen und/oder Plänen der Landschaftsplanung, der Vermeidung und dem Ausgleich von Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft, der systematischen Beobachtung von Natur und Landschaft, der Forschung sowie bei allen sonstigen Maßnahmen zum Schutz von wildlebenden Tier- und Pflanzenarten, ihrer Vielfalt und ihrer Lebensräume einschließlich der Festlegung vergleichbarer Kriterien, soweit dies erforderlich und zweckmäßig ist.
(2) Die Vertragsparteien verpflichten sich, die grenzüberschreitende Zusammenarbeit im Naturschutz und in der Landschaftspflege auf regionaler und lokaler Ebene zu fördern, soweit dies zur Erreichung der Ziele dieses Protokolls erforderlich ist.
(3) Die Vertragsparteien bemühen sich bei nutzungsbeschränkenden Auflagen im Sinne der Ziele dieses Protokolls um eine Abstimmung der Rahmenbedingungen."

Im „mehrjährigen Arbeitsprogramm 2004–2010" des Sekretarias der Alpenkonvention taucht der Begriff „Biodiversität" unter den „wichtigsten Themen" nur wenig präzise auf („Erhalt von Landschaften, Lebensräumen und Arten, Offenhalten der Landschaft, Bewirtschaftung, Biodiversität, Schutzgebiete, Biotopvernetzung, Bodenschutz etc.)"; im Programm für den Zeitraum 2011–2016 wird „Biodiversität" dagegen gleichrangig neben den Bereichen demografischer Wandel, Klimawandel, Tourismus sowie Transport und Mobilität als eines der fünf prioritären Handlungsfelder abgehandelt. Es heißt dort dazu unter anderem: „Ziel muss es in den nächsten Jahren sein, die Anstrengungen zum Erhalt der Biodiversität zu intensivieren. Dazu sollen wertvolle Naturräume neu vernetzt- und bestehende Korridore gesichert werden. Der Aufbau und die Sicherung von Naturraum-Korridoren ist ein effizientes Mittel, um das Artenvorkommen im Alpenraum zu erhöhen. Die bestehenden Schutzgebiete sollen bewahrt und nicht zugunsten einer Erschließung für Tourismus oder Verkehr beschnitten werden. Einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der Biodiversität leistet auch die extensive Landwirtschaft. Einerseits dienen landwirtschaftlich genutzte Räume vielen Arten als Lebensraum und Korridor. Andererseits sind alte Kulturpflanzensorten und Nutztierrassen wesentlicher Bestandteil der Biodiversität."

Angesichts der bisher wenig konkreten und sehr schleppenden Umsetzung der Konvention enthält das Programm 2011–2016 immerhin deutliche Selbstkritik der Alpenkonferenz, wenn dort festgestellt wird: „Mit der Verabschiedung dieses Mehrjahresprogramms bestätigen die Vertragsparteien die Notwendigkeit zu einer stärkeren strategischen Ausrichtung, zur Festlegung von realistischen Zielen sowie zur Empfehlung und Umsetzung von konkreten und messbaren Maßnahmen für die kommende fünfjährige Periode der alpenweiten Zusammenarbeit (2011–2016)."

Als am ehesten fassbare Ergebnisse der Arbeit der Alpenkonferenz beschloss diese die Erstellung von Alpenzustandsberichten, die zu den wichtigsten Entwicklungen im Alpenraum erarbeitet werden sollen. Bisher liegen vier solche Alpenzustandsberichte vor, nämlich zu den Themen Verkehr und

Mobilität (2007), Wasserhaushalt und Gewässerbewirtschaftung (2009), nachhaltige ländliche Entwicklung und Innovation (2011) und nachhaltiger Tourismus in den Alpen (2013).

Die Internationale Alpenkonvention entstand auf Initiative der „Internationalen Alpenschutzkommission CIPRA" (*Commission Internationale pour la Protection des Alpes*), einem mit rund hundert Mitgliedsorganisationen und -institutionen alpenweiten Netzwerk. Dies ist eine nichtstaatliche, unabhängige und nicht gewinnorientierte Dachorganisation, die sich seit 1952 für den Schutz und die nachhaltige Entwicklung in den Alpen einsetzt. Die internationale Geschäftsstelle hat ihren Sitz in Liechtenstein, des Weiteren gibt es Vertretungen in sieben Alpenstaaten.

13.3 Die Beteiligung der Zivilgesellschaft an der Umsetzung der Konventionen

Partizipation zwischen Staat und Zivilgesellschaft beschreiben unter anderem Amend et al. (2008) am Beispiel von Schutzgebieten (► Abschn. 14.10). Es reicht vom Meinungsaustausch über die Konsenssuche und Verhandlung über weitere Schritte bis zur Übernahme aller Rechte und Pflichten durch die Zivilgesellschaft, also von allein staatlicher Intervention bis zur ausschließlichen Kontrolle durch die Zivilgesellschaft. Prinzipiell gelten die verschiedenen Stufen von Partizipation auch bei zwischenstaatlichen Konventionen, doch liegt es in der Natur der Sache, dass zivilgesellschaftliche Gruppen hier nicht die vollständige Kontrolle übernehmen können, sondern der Staat einen wesentlichen Teil der Aufgaben wahrnehmen bzw. behalten muss. Dies sind z. B. die Einhaltung von völkerrechtlich bindenden Vereinbarungen, Erlass und Durchsetzung der nationalen Gesetzgebung dazu, die Benennung von behördlichen Zuständigkeiten und die Erteilung von Genehmigungen.

In der breiten Öffentlichkeit finden die Wiedereröffnung des Elfenbeinhandels oder Meldungen über spektakuläre Funde geschmuggelter Tiere bei CITES immer wieder Aufmerksamkeit. Zudem kann CITES im Unterschied zu allen anderen Umweltregimen für den einzelnen Bürger direkt relevant werden, etwa in Bezug auf das Mitbringen von Souvenirs aus geschützten Arten oder bei Kauf und Haltung von Tieren und Pflanzen, die unter dem Schutz von CITES stehen. Die anderen Konventionen bieten für den normalen Bürger keinerlei konkrete Berührungspunkte, produzieren in aller Regel keine spektakulären Meldungen und sind folglich in der Öffentlichkeit weitgehend unbekannt. Allenfalls wecken im Umfeld der Vertragsstaatenkonferenzen gezielte Aktionen von Nichtregierungsorganisationen oder thematische Zuspitzungen kurzzeitiges Interesse. Eine aktive Mitwirkung der breiten Bevölkerung an Gestaltung und Durchführung der internationalen Übereinkommen findet so gut wie nicht statt.

Anders sieht dies aus, wenn man die Mitwirkung von Nichtregierungsorganisationen an den einzelnen Konventionen betrachtet. Sowohl thematisch spezialisierte wie auch ein breites Spektrum abdeckende Verbände beteiligen sich schwerpunktmäßig an den Vertragsstaatenkonferenzen, teils begleiten sie die Arbeit der Konventionen und ihrer Durchführungsbehörden auch kontinuierlich. Naturschutzverbände sehen sich hier – plakativ gesprochen – häufig in der Rolle von Fürsprechern für bedrohte Arten, Organisationen des Handels und der Wirtschaft dagegen in der Rolle der Wahrer ihrer wirtschaftlichen Interessen.

Das in Zusammenhang mit der Entstehung von CITES 1976 gegründete und als gemeinsame Initiative von WWF und IUCN geführte TRAFFIC-Netzwerk (*Trade Records Analysis of Fauna and Flora in Commerce*) arbeitet auf der Basis eines *Memorandum of Understanding* eng mit dem CITES-Sekretariat zusammen und erstellt in dessen Auftrag oder auch aus eigener Initiative wichtige Studien zum Handel mit Wildtieren, Pflanzen und Produkten daraus, andere Organisationen haben eine eher distanzierte Haltung zum CITES-Sekretariat oder lehnen die Zusammenarbeit gänzlich ab. Eine ähnliche Polarisierung (oder Bandbreite) im Verhältnis zwischen den Sekretariaten und Nichtregierungsorganisationen zeigt sich bei anderen Übereinkommen viel weniger. Dies ist sicher damit begründet, dass die inhaltlichen Positionen (z. B. pro oder contra Handel) sich bei CITES sehr viel markanter darstellen als anderswo. So ist das Zusammenwirken von Organisationen der Zivilgesellschaft mit den Sekretariaten und Behörden der

Vertragsstaaten von Ramsar, CMS oder CBD sehr stark technisch-fachlich geprägt, wohl auch weil die Arbeitsinhalte weniger Anlass und Möglichkeit zu Emotionalisierung bieten. Dem tut die Tatsache keinen Abbruch, dass Basisorganisationen des Südens ebenso wie internationale sozial oder ökologisch ausgerichtete private und kirchliche Institutionen und Netzwerke den Arbeitsweisen und Beschlüssen der CBD kritisch bis skeptisch gegenüberstehen.

Allen internationalen Umweltregimen gemeinsam ist, dass in keinem Fall die Mitwirkung privater Verbände institutionalisiert ist. Sie beschränkt sich, wenn sie stattfindet, auf beratende Tätigkeiten oder die Durchführung einzelner Projekte. Zu den Vertragsstaatenkonferenzen sind die Nichtregierungsorganisationen stets nur mit Beobachterstatus zugelassen.

13.4 Die nationale Ebene im deutschsprachigen Bereich

Alle drei großen (mehrheitlich) deutschsprachigen Länder sind föderal organisiert, d. h. sie bestehen aus Bundesländern (Deutschland und Österreich) bzw. Kantonen (Schweiz), die jeweils über eigene Parlamente mit bestimmten Gesetzgebungsrechten verfügen. Zu diesen Rechten gehört u. a. die Beteiligung an der Gesetzgebung im Bereich Natur und Landschaft bzw. Umwelt. Jedes Land bzw. jeder Kanton darf somit eigene diesbezügliche Gesetze erlassen. In der Schweiz hat allerdings bisher nur der Kanton Bern davon Gebrauch gemacht. Selbstverständlich sind in jedem Falle die europarechtlichen Vorgaben (FFH- und Vogelschutzrichtlinie; ► Abschn. 13.2.2) bindend. Eine kommentierte Zusammenstellung der für Deutschland relevanten Gesetze geben Frenz und Muggenborg (2011), Lüttkes und Ewer (2011), Schlacke (2012) sowie Lortz et al. (2013), Beispiele aus der Praxis für die Anwendung finden sich in Kerkmann (2010).

13.4.1 Deutschland

In Deutschland besitzt der Bund die Kompetenz zur Erlassung eines allgemeingültigen Naturschutzgesetzes, die Länder aber haben eine Abweichungskompetenz (Art. 72 Abs. 3 GG). Jedes Bundesland hat daher ein eigenes Naturschutzgesetz, das oft aber anders heißt. Bezüglich der Landesgesetze bestehen folgende bundesrechtliche Vorgaben:

- **Bundesnaturschutzgesetz** (BNatSchG),
- Gesetz zur Umweltverträglichkeit (UVP-G),
- Baugesetzbuch (BauGB).

Außerdem haben in bestimmten Fällen weitere Gesetze Einfluss auf den Umgang mit den Bestandteilen der Biodiversität, nämlich:

- Umweltinformationsgesetz (UIG),
- Umweltschadensgesetz (USchG),
- Forstgesetz,
- Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG),
- diverse Fachgesetze, z. B. Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und das Fernstraßengesetz (FStrG) sowie die Straßen- und Weggesetze der Länder (StrG).

Die zentrale wissenschaftliche Behörde des Bundes für den nationalen und internationalen Naturschutz ist das Bundesamt für Naturschutz.

Folgende Kategorien von Schutzgebieten sind gesetzlich verankert:

- **Nationalparks** (NP) werden nach den international anerkannten Kategorien der IUCN ausgewiesen (► Abschn. 13.2). Sie gehören zu den Schutzgebieten der Kategorie II, die hauptsächlich der Sicherung großflächiger natürlicher und naturnaher Gebiete und großräumiger ökologischer Prozesse dienen (Prozessschutz). Sie sollen die ökologische Unversehrtheit eines oder mehrerer Ökosysteme sichern, gleichzeitig aber auch Naturerfahrungs-, Forschungs-, Bildungs- und Erholungsangebote fördern. Dementsprechend gehören Nationalparks auch in Deutschland zu den Möglichkeiten des gebietsbezogenen Naturschutzes. In § 24 des BNatSchG wird festgelegt, dass Nationalparks (auch Nationalparke genannt) dem großräumigen Schutz von Gebieten von besonderer Eigenart dienen sollen. Diese Gebiete müssen in einem überwiegenden Teil die Voraussetzungen eines Naturschutzgebietes erfüllen und sich weitgehend in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand befinden

oder zumindest dafür geeignet sein, diesen zu erreichen. Eine Übersicht der bestehenden und geplanten Nationalparks haben Schumacher und Job (2013) erstellt.

- **Naturschutzgebiete** (NSG, § 23 BNatSchG) stellen in der Regel die strengste Schutzkategorie dar. Sie dienen dem Schutz von Pflanzen- und Tierarten bzw. Lebensstätten. Die Land- und Forstwirtschaft wird meist nicht tangiert. Die wesentlichen Verbote sind das Verlassen der Wege und das Pflücken von Pflanzen.
- **Nationale Naturmonumente** (s. Schumacher et al. 2013) werden laut § 22 Abs. 5 des Bundesnaturschutzgesetzes „im Benehmen mit dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und dem Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung" ausgewiesen. Dieser neue Schutzgebietstypus lehnt sich an Kategorie III der IUCN an. Bei den Nationalen Naturmonumenten kann es sich demnach um national bedeutsame Naturerscheinungen handeln, aber auch um spezielle herausragende geologisch-geomorphologische Erscheinungen oder solche, in denen sich besondere Natur- und Kulturwerte verbinden.
- **Biosphärenreservate** (§ 25) Biosphärenreservate sind „einheitlich zu schützende und zu entwickelnde Gebiete, die
  - großräumig und für bestimmte Landschaftstypen charakteristisch sind,
  - in wesentlichen Teilen ihres Gebiets die Voraussetzungen eines Naturschutzgebiets, im Übrigen überwiegend eines Landschaftsschutzgebiets erfüllen,
  - vornehmlich der Erhaltung, Entwicklung oder Wiederherstellung einer durch hergebrachte vielfältige Nutzung geprägten Landschaft und der darin historisch gewachsenen Arten- und Biotopvielfalt, einschließlich Wild- und früherer Kulturformen wirtschaftlich genutzter oder nutzbarer Tier- und Pflanzenarten, dienen,
  - beispielhaft der Entwicklung und Erprobung von die Naturgüter besonders schonenden Wirtschaftsweisen dienen."
- **Landschaftsschutzgebiete** (LSG, § 26) stellen eine schwache Schutzkategorie dar. Sie dienen dem Schutz des Landschaftsbildes und der Gewährleistung der Erholungsnutzung. Das wesentlichste Verbot ist die Errichtung baulicher Anlagen.
- **Naturparke** (NRP) sind gemäß § 27 Abs. 1 BNatSchG „einheitlich zu entwickelnde und zu pflegende Gebiete, die
  - großräumig sind,
  - überwiegend Landschaftsschutzgebiete oder Naturschutzgebiete sind,
  - sich wegen ihrer landschaftlichen Voraussetzungen für die Erholung besonders eignen und in denen ein nachhaltiger Tourismus angestrebt wird,
  - nach den Erfordernissen der Raumordnung für die Erholung vorgesehen sind,
  - der Erhaltung, Entwicklung oder Wiederherstellung einer durch vielfältige Nutzung geprägten Landschaft und ihrer Arten- und Biotopvielfalt dienen und in denen zu diesem Zweck eine dauerhaft umweltgerechte Landnutzung angestrebt wird,
  - besonders dazu geeignet sind, eine nachhaltige Regionalentwicklung zu fördern."
- **Naturdenkmäler** (ND, § 28) dienen dem Schutz von Einzelobjekten, meist Bäumen. Das wesentliche Verbot betrifft die Zerstörung oder Beschädigung.
- **Geschützte Landschaftsbestandteile** (GLB, § 29) werden zum Schutz von kleinflächigen Biotopen (< 5 h) ausgewiesen.
- **Gesetzlich geschützte Biotope** (GB) werden in § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes genannt, weshalb man auch von „§-30-Biotopen" spricht. Sie dienen dem Schutz bestimmter Biotope bei fachlicher Eignung auch außerhalb deklarierter Schutzgebiete. Die Erfassung erfolgt durch das jeweilige Bundesland. Die Grundbesitzer sind zu informieren. Es ist verboten, die Biotope direkt oder indirekt zu zerstören. Gesetzlich geschützt sind:
  - natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungs-

bereiche, Altarme und regelmäßig überschwemmten Bereiche,
- Moore, Sümpfe, Röhrichte, Großseggenrieder, seggen- und binsenreiche Nasswiesen, Quellbereiche, Binnenlandsalzstellen,
- offene Binnendünen, offene natürliche Block-, Schutt- und Geröllhalden, Lehm und Lösswände, Zwergstrauch-, Ginster- und Wacholderheiden, Borstgrasrasen, Trockenrasen, Schwermetallrasen, Wälder und Gebüsche trockenwarmer Standorte,
- Bruch-, Sumpf- und Auenwälder, Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder, subalpine Lärchen- und Lärchen-Arvenwälder,
- offene Felsbildungen, alpine Rasen sowie Schneetälchen und Krummholzgebüsche,
- Fels- und Steilküsten, Küstendünen und Strandwälle, Strandseen, Boddengewässer mit Verlandungsbereichen, Salzwiesen und Wattflächen im Küstenbereich, Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände, Riffe, sublitorale Sandbänke, Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna sowie artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich.

Mit Ausnahme der letzten, a priori geschützten Kategorie müssen die Gebiete durch Landschaftsplan oder Verordnung ausgewiesen werden. Eine Befreiung von den mit der Ausweisung als Schutzgebiet verbundenen Verboten kann bei der Unteren Naturschutzbehörde beantragt werden. Land- und Forstwirtschaft sind meist nicht tangiert. Anerkannte Naturschutzverbände wie NABU und B.U.N.D haben ein Mitwirkungsrecht im Naturschutz (▶ Abschn. 16.2). Hierzu gehören:
- Sitz im Landschaftsbeirat und Umweltausschüssen,
- Klagerecht in bestimmten Verfahrensarten, z. B. Planfeststellung („Verbandsklage“),
- gesetzlich verankerte Mitwirkung der anerkannten Naturschutzverbände in verschiedenen Zulassungsverfahren: z. B. bei Befreiung von NSG-Verboten, Straßenplanung, Gewässerbau, nicht aber bei Bauleitplanung,
- Recht auf Einholung von Umweltinformationen durch Antrag nach dem Umweltinformationsgesetz (UIG),
- Recht auf Einsicht offengelegter Planunterlagen.

Die beiden letztgenannten Rechte stehen auch einzelnen Bürgern zu. Diese haben außerdem das Recht auf Eingabe von Einwendungen bei persönlicher Betroffenheit.

Wichtige gesetzliche Vorgaben zu Zwecken des Naturschutzes in Deutschland sind:
- **Landschaftsplanung** (§ 8 ff. BNatSchG): Laut Gesetz hat vor der zusammenhängenden Bebauung eine flächendeckende Landschaftsplanung zu erfolgen. Im Rahmen des Landschaftsplanes werden Schutzgebiete ausgewiesen und Entwicklungsziele festgelegt.
- **Eingriffsregelung** (§ 14 ff. BNatSchG und § 1a BauGB): Unter einem Eingriff versteht man die Veränderung der Gestalt oder Nutzung einer Grundfläche, die die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes oder des Landschaftsbildes erheblich beeinträchtigen. Vermeidbare Eingriffe sind zu unterlassen, nicht vermeidbare müssen durch Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen kompensiert werden.
- **Umweltverträglichkeitsprüfung** (UVP-G): Eine UVP muss bei bestimmten Vorhaben durchgeführt werden, meist ab einer bestimmten Größenordnung. Hierzu gehört eine gutachterliche Ermittlung der potenziellen Auswirkungen auf verschiedene Schutzgüter, z. B. Arten und Biotope, Boden, Luft, Mensch, Kulturgüter. Das Gutachten ist nicht bindend, es muss lediglich bei der Abwägung berücksichtigt werden. Eine UVP ist auch bei vorbereitenden Planungen erforderlich, z. B. beim Bundesverkehrswegeplan und Flächennutzungsplan. In diesen Fällen spricht man von strategischer Umweltprüfung (SUP).
- **Allgemeiner Artenschutz** umfasst das für alle Arten geltende Verbot der sinnlosen Tötung, Beeinträchtigung oder Zerstörung von Individuen oder Beständen.
- **Spezieller Artenschutz** dient dem Erhalt von Populationen bestimmter Arten, die im BNatSchG § 44 f. und in EU-Richtlinien speziell

genannt werden. Der spezielle Artenschutz hat unmittelbare Geltung, d. h. eine Umsetzung in Landesrecht ist nicht erforderlich. Nach § 44 BNatSchG ist es verboten:

- wild lebenden Tieren der besonders geschützten Arten nachzustellen, sie zu fangen, zu verletzen oder zu töten oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören,
- wild lebende Tiere der streng geschützten Arten und der europäischen Vogelarten während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten erheblich zu stören; eine erhebliche Störung liegt vor, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population einer Art verschlechtert,
- Fortpflanzungs- und Ruhestätten der wild lebenden Tiere der besonders geschützten Arten aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören,
- wild lebende Pflanzen der besonders geschützten Arten oder ihre Teile oder Entwicklungsformen abzuschneiden, abzupflücken, aus- oder abzureißen, auszugraben, zu beschädigen oder zu vernichten (Zugriffsverbote).

Neben den Verboten sind die gesetzlichen **„Aufträge" zur Förderung der Biodiversität** bemerkenswert, z. B. „… der Schutz umfasst auch die Pflege, die Entwicklung und, soweit erforderlich, die Wiederherstellung von Natur und Landschaft" (§ 1 Absatz 1). Hierzu gehört, dass regionale Mindestdichten von zur Vernetzung von Biotopen erforderlichen linearen und punktförmigen Elementen festzusetzen sind, bei deren Unterschreiten Maßnahmen zur Neuschaffung derartiger Elemente ergriffen werden müssen (Müller et al. 2008). Weiterhin soll „der Entwicklung sich selbst regulierender Ökosysteme auf hierfür geeigneten Flächen Raum und Zeit" gegeben werden (§ 1 (3) 6) und es sollen „bestimmte Landschaftsteile der natürlichen Dynamik überlassen bleiben" (§ 1 (2) 3). Gesetzlich festgeschrieben ist außerdem die Verpflichtung zur „gezielten und fortlaufenden Ermittlung, Beschreibung und Bewertung des Zustands von Natur und Landschaft und ihrer Veränderungen einschließlich der Ursachen und Folgen dieser Veränderungen" (§ 6 Absatz 2).

13.4.2 Österreich

In Österreich gibt es bisher kein Bundesgesetz zum Thema Natur und Landschaft oder gar Biodiversität. Die einzelnen Bundesländer haben somit momentan die volle diesbezügliche Kompetenz. Zentrale Behörde für den Naturschutz ist das **Umweltbundesamt** in Wien. Folgende **Schutzgebietskategorien** sind in den Gesetzen aller Bundesländer aufgeführt:

- **Nationalpark** (außer Vorarlberg),
- **Naturschutzgebiet**,
- **Naturdenkmal**,
- **Landschaftsschutzgebiet**.

Darüber hinaus gibt es natürlich die europarechtlich vorgesehenen oder nach internationalen Abkommen vorgesehenen Schutzgebiete (▶ Abschn. 13.1 und 13.4).

In der Mehrzahl der Bundesländer werden außerdem die Kategorien **Naturpark** und **Geschützter Landschaftsbestandteil** genannt. Einzelne Bundesländer listen zusätzlich Biosphärenpark (Vorarlberg), Europaschutzgebiet (Burgenland und Vorarlberg), Geschützter Grünbestand (Kärnten), Geschützter Lebensraum (Burgenland), Geschütztes Naturdenkmal/Naturdenkmal von örtlicher Bedeutung (Salzburg, Vorarlberg), Pflanzenschutzgebiet (Vorarlberg), Ruhegebiet/Ruhezone (Tirol und Vorarlberg) und Sonderschutzgebiet (Tirol) auf. Für die Nationalparke existieren (außer in der Steiermark) eigene Nationalparkgesetze.

Die vier allgemein verbreiteten Schutzgebietstypen ähneln definitorisch den gleichnamigen Gebieten in Deutschland. Zum Beispiel ist im Naturschutzgebiet jeder Eingriff in die Natur untersagt, ausgenommen etwa Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen sowie oft auch Nutzungen, vorausgesetzt immer, dass sie zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung des Schutzzweckes führen. Zusätzlich findet sich in einigen Landesgesetzen ein Passus zu Ausnahmen bezüglich der Sicherheit von Menschen oder zur Abwehr der Gefahr bedeutender Sachschäden, was die Strenge der Unterschutzstellung insgesamt unterhalb die der Nationalpark- und Welterbekernzonen und

Tab. 13.4 Bestimmungen zum generellen Schutz von Lebensräumen in den österreichischen Bundesländern (Quelle: Naturschutzgesetze der Bundesländer; Froment 1998)

Lebensraumtyp	B	K	Nö	Oö	Sa	St	T	V	W
Magerwiese								§ 25	
Feuchtgebiet/ Auwald	§ 7	§ 8			§ 23		§ 8,9	§ 25	
Gewässer/Ufer				§ 7, 8	§ 23	§ 7	§ 7	§ 24	
Alpinregion		§ 6			§ 23			§ 23	
Gletscher		§ 7			§ 23			§ 23	

B: Burgenland; *K*: Kärnten; *Nö*: Niederösterreich; *Oö*: Oberösterreich; *Sa*: Salzburg; *St*: Steiermark; *T*: Tirol; *V*: Vorarlberg; *W*: Wien

der meisten Europaschutzgebiete stellt. Meist können im Sinne einer Pufferzone Randbereiche mit unter Schutz gestellt werden, das Naturschutzgebiet spielt auch als Erholungsraum eine Rolle. Daneben sind Bildung und Forschung ein Anliegen, bedingt auch Regionalentwicklung. Land- und forstwirtschaftliche Nutzungen sowie Jagd und Fischfang sind in gewissem Umfang gestattet. Die Erklärung des Schutzes erfolgt durch Einzelverordnung der zuständigen Landesregierung.

Die Naturschutzgesetze der Länder enthalten Bestimmungen zum allgemeinen Schutz von Pflanzen und Tieren vor menschlichen Eingriffen. Außerdem können die Landesregierungen seltene oder gefährdete Arten durch Verordnung teilweise oder völlig unter Schutz stellen. Dies gilt aber nur für Arten, die nicht in Jagd- oder Fischereigesetzen erfasst sind. Die den Naturschutz regelnden Gesetze der Bundesländer haben unterschiedliche Namen (s. Mauerfeld 2011). In den meisten Bundesländern sind einige Lebensräume generell geschützt (Tab. 13.4), z. B. in fünf Bundesländern die Biotoptypenklassen Feuchtgebiet/ Auenwald und Gewässer/Ufer. Zusätzlich werden in drei Bundesländern die Alpinregion und die Gletscher genannt. Als einziges Bundesland listet Vorarlberg die Magerwiesen als generell geschützt auf.

13.4.3 Schweiz

In der Schweiz besteht im Bereich des Landschaftsschutzes eine geteilte Zuständigkeit von Bund und Kantonen; im Bereich des eigentlichen Naturschutzes (Biotop- und Artenschutz) hat der Bund dagegen eine umfassende Gesetzgebungskompetenz (Art. 78 Abs. 4 und 5 BV), welche er mit dem Erlassen **des Bundesgesetzes über den Natur- und Heimatschutz** (NHG) vom 1. Juli 1966 auch weitgehend ausgeschöpft hat. Einige Kantone haben aber zusätzlich eigene Naturschutzgesetze erlassen, z. B. der Kanton Bern das bernische Naturschutzgesetz. Laut Bundesgesetz sind die Kantone für die Schutzgebiete verantwortlich. In intensiv genutzten Gebieten inner- und außerhalb von Siedlungen sorgen die Kantone für ökologischen Ausgleich mit Feldgehölzen, Hecken, Uferbestockungen oder mit anderer naturnaher und standortgemäßer Vegetation. (NHG Artikel 18 a, b).

Zum Schutz der Organismen wird Folgendes bestimmt (NHG Artikel 18): Dem Aussterben einheimischer Tier- und Pflanzenarten ist durch die Erhaltung genügend großer Lebensräume (Biotope) und andere geeignete Maßnahmen entgegenzuwirken. Bei diesen Maßnahmen ist schutzwürdigen land- und forstwirtschaftlichen Interessen Rechnung zu tragen. Besonders zu schützen sind Uferbereiche, Riedgebiete und Moore, seltene Waldgesellschaften, Hecken, Feldgehölze, Trockenrasen und weitere Standorte, die eine ausgleichende Funktion im Naturhaushalt erfüllen oder besonders günstige Voraussetzungen für Lebensgemeinschaften aufweisen. Lässt sich eine Beeinträchtigung schutzwürdiger Lebensräume durch technische Eingriffe unter Abwägung aller Interessen nicht vermeiden, so hat der Verursacher für besondere Maßnahmen zu de-

ren bestmöglichem Schutz, für Wiederherstellung oder für angemessenen Ersatz zu sorgen. Bei der Schädlingsbekämpfung, insbesondere mit Giftstoffen, ist darauf zu achten, dass schützenswerte Tier- und Pflanzenarten nicht gefährdet werden. Der Bund kann die Wiederansiedlung von Arten, die in freier Wildbahn in der Schweiz ausgestorben oder in ihrem Bestand bedroht sind, an geeigneten Standorten fördern. Die Bundesgesetzgebung über Jagd und Vogelschutz sowie über die Fischerei bleibt vorbehalten. Bei den auszuweisenden und zu unterhaltenden Schutzgebieten unterscheidet man **Biotope nationaler Bedeutung** und **Biotope regionaler und lokaler Bedeutung** (Artikel 18a bzw. 18b). Die einzigen Lebensraumtypen, die im NHG außerhalb von Artikel 18 nochmals als schutzwürdig aufgeführt werden, sind Moore und Moorlandschaften von besonderer Schönheit und von nationaler Bedeutung (NHG Artikel 23 und 25b) sowie Ufervegetation (Artikel 21).

Das Sammeln wildwachsender Pflanzen und das Fangen frei lebender Tiere zu Erwerbszwecken bedürfen der Bewilligung der zuständigen kantonalen Behörde. Diese kann die Bewilligung auf bestimmte Arten, Gegenden, Jahreszeiten, Mengen oder in anderer Richtung beschränken und das organisierte Sammeln oder Fangen sowie die Werbung dafür verbieten. Die ordentliche land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie das Sammeln von Pilzen, Beeren, Tee- und Heilkräutern im ortsüblichen Umfange sind ausgenommen, soweit es sich nicht um geschützte Arten handelt (NHG Artikel 19).

Der Bundesrat kann das Pflücken, Ausgraben, Ausreißen, Wegführen, Feilbieten, Verkaufen, Kaufen oder Vernichten seltener Pflanzen ganz oder teilweise untersagen. Ebenso kann er entsprechende Maßnahmen zum Schutze bedrohter oder sonst schützenswerter Tierarten treffen. Die Kantone können solche Verbote für weitere Arten erlassen. Der Bundesrat kann zudem aus Gründen des Artenschutzes die Produktion, das Inverkehrbringen sowie die Ein-, Aus- und Durchfuhr von Pflanzen oder pflanzlichen Erzeugnissen an Bedingungen knüpfen, einschränken oder verbieten (NHG Artikel 20).

Die Ufervegetation (Schilf- und Binsenbestände, Auenvegetationen sowie andere natürliche Pflanzengesellschaften im Uferbereich) darf weder gerodet noch überschüttet noch auf andere Weise zum Absterben gebracht werden. Soweit es die Verhältnisse erlauben, sorgen die Kantone dafür, dass dort, wo sie fehlt, Ufervegetation angelegt wird oder zumindest die Voraussetzungen für deren Gedeihen geschaffen werden (NHG Artikel 21).

Die zuständige kantonale Behörde kann für das Sammeln und Ausgraben geschützter Pflanzen eine Ausnahmegenehmigung erteilen.

Das Ansiedeln von Tieren und Pflanzen landes- oder standortfremder Arten, Unterarten und Rassen bedarf der Bewilligung des Bundesrates. Gehege, Gärten und Parkanlagen sowie Betriebe der Land- und Forstwirtschaft sind ausgenommen (NHG Artikel 23).

Das federführende Amt in den Bereichen Artenschutz, Biodiversität, Landschaftsschutz und Lebensräume (Biotope) ist das **Bundesamt für Umwelt** (BAFU). Es sorgt nach eigener Auskunft dafür, „dass Natur und Landschaft als Ganzes in ihrer Vielfalt und in Harmonie mit dem Menschen erhalten bleiben und gefördert werden. Es verbindet dabei die Interessen von Schutz und Nutzung der Arten und ihrer Lebensräume“ (▶ http://www.bafu.admin.ch/naturschutz/).

Das BAFU listet folgende Lebensräume oder Gebietstypen als besonders schutzwürdig auf (▶ http://www.bafu.admin.ch/schutzgebiete-inventare):

- Auen,
- Moore und Moorlandschaften von besonderer Schönheit,
- Trockenwiesen und -weiden,
- Amphibienlaichgebiete (Tümpel, größere feuchte Gebiete in Flachmooren oder Auen bis hin zum Grubenbiotop),
- Wasser- und Zugvogelreservate,
- Eidgenössische Jagdbanngebiete,
- Gewässerstrecken von nationaler Bedeutung (ausgewiesen zum Schutz der vom Aussterben bedrohten Nase und der gefährdeten Äsche),
- Waldreservate (Wälder, in denen die natürliche Entwicklung wieder zugelassen wird oder mit gezielten Eingriffen die Lebensräume von bestimmten Arten aufgewertet werden),
- Smaragdgebiete (Teile eines Netzwerks für europaweit gefährdete Tiere, Pflanzen und Lebensräume; entsprechen also den deutschen FFH-Gebieten: ▶ Abschn. 13.2.2),

- Nationales ökologisches Netzwerk oder *Réseau Ecologique National* (REN) (bezweckt den Verbund von Populationen und Lebensräumen und dient als Planungshilfe).

13.4.4 Liechtenstein

Das Liechtensteiner Gesetz zum Schutz von Natur und Landschaft verpflichtet in Artikel 5 dazu, folgende Objekte zu schützen und zu fördern:

- alle einheimischen Pflanzen- und Tierarten, deren Populationen sowie genügend große, untereinander vernetzte Lebensräume, welche geeignet sind, deren Lebewesen langfristig zu erhalten;
- naturnahe oder kennzeichnende Natur- und Kulturlandschaften;
- Landschaftsstrukturen und Verbindungselemente, welche zur Vernetzung der Lebensräume beitragen;
- Landschaftselemente, welche Bestandteile der natürlichen Eigenart eines Gebietes sind, wie erdgeschichtlich bedeutsame Oberflächenformen, geologische Aufschlüsse, Felspartien sowie Landschaftsteile, die von Gletschern und Fließgewässern geprägt sind;
- Aussichtspunkte, Bergrücken und deren Umgebung.

Als besonders schützenswerte Lebensräume werden in Artikel 6 genannt:

- Magerstandorte;
- Kleingewässer und Tümpel, naturnahe stehende und fließende Gewässer, Quellen und Tuffbildungen, einschließlich ihrer Ufer und deren Vegetation, Röhrichte, Moore einschließlich Riedwiesen, Auenwälder;
- Naturwälder mit Altholzbeständen, seltene Waldgesellschaften, Waldbestände mit seltenen Waldstrukturen, Waldränder; Feld- und Ufergehölze, Hecken und Gebüsche;
- Lebensräume seltener oder bedrohter Pflanzen- und Tierarten.

Von der ungeschmälerten Erhaltung der o. g. Objekte darf nur ausnahmsweise abgewichen werden, wenn ein übergeordnetes Interesse dies erfordert und keine anderen Lösungen möglich sind. In diesen Fällen sind Ausgleichsmaßnahmen oder gleichwertige Ersatzmaßnahmen zu treffen. Von den im Gesetz genannten Schutzgebietstypen sind einige (Naturschutzgebiet, Naturdenkmal, Landschaftsschutzgebiet) mit den in Deutschland üblichen Kategorien nahezu identisch. Zusätzlich werden Pflanzenschutzgebiete, Magerwiesen und Ruhezonen aufgelistet. Offensichtlich legt man auf den Erhalt magerer Standorte in Liechtenstein besonderen Wert, denn diese werden im Gesetz dreimal genannt. Die wissenschaftliche und praktische Betreuung des Natur- und Landschaftsschutzes obliegt dem Amt für Wald, Natur und Landschaft.

13.4.5 Luxemburg

In Luxemburg wird der Naturschutz durch das Gesetz zum Schutz der Natur und der natürlichen Ressourcen (*Protection de la nature et des ressources naturelles*) sowie durch großherzogliche Verordnungen geregelt, die jeweils *règlement grand-ducal* genannt werden. Zwar gibt es in Luxemburg drei Amtssprachen (Französisch, Letzeburgisch und Deutsch), aber das Gesetz und die *règlements* liegen nur in der ersteren vor. Für die Bewahrung der Biodiversität sind folgende Regelungen besonders bedeutsam:

- règlement grand-ducal du 9 janvier 2009 concernant la protection intégrale et partielle de certaines espèces animales de la faune sauvage ; règlement grand-ducal du 8 janvier 2010 concernant la protection intégrale et partielle de certaines espèces de la flore sauvage;
- Règlement grand-ducal du 6 novembre 2009 portant désignation des zones spéciales de conservation;
- Règlement grand-ducal du 9 janvier 2006 fixant les mesures de protection contre l'introduction et la propagation d'organismes nuisibles aux végétaux ou aux produits végétaux;
- Règlement grand-ducal du 5 mars 1990 concernant l'importation de peaux de certains bébés phoques et de produits dérivés.

Geschützte Lebensräume nach Artikel 17 sind:

- Tümpel (können im Sommer eventuell austrocknen), Morast, Sümpfe, Torfmoore, Pflanzendecke aus Schilf und Binsen;
- Quellen;
- Trockenrasen (100 m²), Heiden (100 m²);
- Hecken, Gestrüpp, kleine Wäldchen, Waldränder;
- Obstgärten (mindestens 25 Bäume);
- Pfeifengraswiesen (Molinion) (≥ 100 m²) und Borstgrasrasen (Nardetalia) (≥ 25 m²);
- Mesophile Mähwiesen (≥ 1000 m²), Sumpfdotterblumenwiese (Calthion) (≥ 1000 m²);
- stabile Formationen von Buchsbaum (≥ 25 m²), Luzulo-Fagetum/Hainsimsen-Buchenwald, Ilici-Fagion/Epiphytenreicher Buchenwald mit Stechpalme und Eibe, Asperulo-Fagetum/Waldmeister-Buchenwald, Kalk-Buchenwälder, Stellario-Carpinetum/Sternmieren Eichen-Hainbuchenwald, Tilio-Acerion/Schlucht- und Hangmischwälder, Waldrestbestände an Flussufern (alle mind. 1000 m²);
- oligotrophe Gewässer mit annueller Vegetation trockenfallender Ufer (Nanocyperetalia), oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit Armleuchteralgenbeständen (Characeae), Unterwasservegetation in Fließgewässern der Submontanstufe und der Ebene, Birkenbruchwälder;
- Hochstauden entlang der Gewässer und Wälder (≥ 100 m²);
- permanente Fließgewässer;
- Kies- und Kalkgeröll, Vegetation auf Kiesel- und Kalkhängen, nicht touristisch erschlossene Höhlen;
- permanente Feldwege und Grünstreifen;
- Trockenmauern (mindestens 5 Meter lang).

13.4.6 Südtirol

Der Naturschutz in Südtirol wird durch das Landesgesetz vom 12.5.2010 geregelt. Es enthält eigene Abschnitte zum Schutz von Tieren und Pflanzen sowie von Lebensräumen. Ausnahmeregelungen für die Land- und Forstwirtschaft sind möglich. Als schutzwürdige Lebensräume werden explizit aufgeführt:

- Stehende Gewässer,
- Nass- und Feuchtbiotope,
- Ufervegetation und Auenwälder,
- Hecken und Flurgehölze.

Als Schutzgebiete werden Naturdenkmäler, Biotope und Naturparks neben den europarechtlich vorgesehenen genannt. Ein besonderer Abschnitt ist der Förderung des Naturschutzes gewidmet. Für die Pflege der Gebiete, die Dokumentation des Zustandes und die Überwachung des Schutzes ist die Landesabteilung Natur- und Landschaft in Zusammenarbeit mit dem für die Jagd und Fischerei zuständigen Landesamt verantwortlich.

Literatur

Albrecht J, Schmidt C, Stratmann L, Hofmann M, Posselt S, Wendler W, Roßner D, Wachs A (2012) Die Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht des Naturschutzes. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 120. BfN, Bonn–BadGodesberg

Amend T, Amend S, Mannigel E, Eissing S (2008) Wer schützt was für wen? Partizipation und Governance für Naturschutz und Entwicklung. Anregungen aus der brasilianischen Amazonasregion. In: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH Nachhaltigkeit hat viele Gesichter. GTZ, Eschborn

August D (2007) Zur Geschichte und Entwicklung des Übereinkommens von Ramsar. Natur Landschaft 82:478–484

Balzer S, Hauffke U, Ssymank A (2002) Nationale Gebietsbewertung gemäß FFH–Richtlinie: Bewertungsmethodik für die Lebensraumtypen nach Anhang I in Deutschland. Natur Landschaft 77:10–19

Balzer S, Bödeker D, Hauffke U (2002) Interpretation, Abgrenzung und Erfassung der marinen Küsten– Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH–Richtlinie in Deutschland. Natur Landschaft 77:20–28

Bauckloh M, Kiel EF, Stein W (2007) Berücksichtigung besonders und streng geschützter Arten bei der Straßenplanung in Nordrhein-Westfalen. Naturschutz Landschaftsplanung 39:13-18

BfN (2013) online: http://www.bfn.de/0315_cites.html (Stand: 19.07.2013)

Chilla T (2006) Der Feldhamster und die Milliardeninvestitionen. Naturschutz und die Bedeutung von Diskursen. Natur Landschaft 81:327-331

Doerpinghaus A, Eichen C, Gunnemann H, Leopold P, Neukirchen M, Petermann J, Schröder E (2005) Methoden zur Erfassung der Arten der Anhänge IV und V der Fauna–Flora–Habitat–Richtlinie. Naturschutz Biol Viefalt, Bd. 20. BfN, Bonn–BadGodesberg

Ellwanger G, Petersen B, Ssymank A (2002) Nationale Gebietsbewertung gemäß FFH–Richtlinie: Gesamtbestandsermitt-

lung, Bewertungsmethodik und EU–Referenzlisten für die Arten nach Anhang II in Deutschland. Natur Landschaft 77:29–42
Frenz W, Muggenborg H-J (2011) Kommentierung des BNatSchG. E Schmidt, Berlin
Froment M (1998) Naturschutz in Osterreich Monographien, Bd. 91. Bundesministerium Umwelt, Jugend und Familie, Wien
Fuchs M, Peters S, Wirth V, Binzenhöfer B, Pröbst U, Pogl G, Muhar S, Jungwirth M (2010) Wasserrahmenrichtlinie und Natura 2000. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 85. BfN, Bonn–BadGodesberg
Kerkmann J (2010) Naturschutzrecht in der Praxis, 2. Aufl. Lexxion, Berlin
Klein D, Düppen A (2008) ABS: die dritte Säule des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Natur Landschaft 83:43–46
Lortz A, Konrad C, Mühlbauer H, Müller-Walter MH, Stöckel H (2013) Naturschutzrecht, 3. Aufl. Beck, München
Ludwig G, Haupt H, Gruttke H, Binot-Hafke M (2005) Methodische Weiterentwicklung der Roten Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze. Natur Landschaft 80:257–265
Lüttkes SB, Ewer W (2011) BNatSchG. Beck, München
Mauerfeld V (2011) Artenschutz nach österreichischem Naturschutz–, Jagd– und Fischereirecht anhand ausgewählter Beispiele. NABU Österreich, BirdLife Österreich und WWF Österreich, Wien
Müller D, Göbel N, Karl H, Thamm R (2008) Ermittlung der regionalen Mindestdichten von zur Vernetzung erforderlichen linearen und punktförmigen Elementen nach § 5(3) BNatSchG. Natur Landschaft 83:356–364
Niekisch M (2006) 30 Jahre Washingtoner Artenschutzübereinkommen. Eine Analyse. Zeitschrift Europäisches Umwelt– und Planungsrecht 4:213–215
Niekisch M (2008) Aspirations and realities of the Biodiversity Convention. Rural 21 International J Rural Development 4(2):8–10
Oppermann R, Blew J, Haack S, Hötker H, Poschlod P (2010) Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) und Biodiversität. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 100. BfN, Bonn–BadGodesberg
Pott R (1997) Classification of European biotop-types for FFH-Guidelines and the importance of Phytosociology. Colloq Phytosoc 27:17-79
Raskin R (2009) Berücksichtigung des Feldhamsters bei Eingriffen. Ein Erfahrungsbericht zu zwei Großprojekten in der rheinischen Lössbörde. Naturschutz Landschaftsplanung 41:139-144
Sachteleben J, Behrens M (2010) Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH–Richtlinie in Deutschland. – Ergebnisse des F+E–Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU–Vorgaben zum FFH–Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland". BfN–Skripten, Bd. 278. BfN, Bonn–BadGodesberg
Sauer A, Luz F, Suda M, Weiland U (2005) Steigerung der Akzeptanz von FFH–Gebieten. BfN Skripten, Bd. 144. BfN, Bonn–BadGodesberg
Schlacke S (2012) Gemeinschaftskommentar zum Bundesnaturschutzgesetz. C. Heymanns, Köln
Schreiber M, Gerhard M, von Lindeiner A (2002) Stand der Umsetzung von Natura 2000 in der atlantischen Region Deutschlands. Ein Verfahrensvorschlag der Naturschutzverbände. Naturschutz Landschaftsplanung 34:357–365
Schumacher H, Job H (2013) Nationalparks in Deutschland – Analyse und Prognose. Natur Landschaft 88:309–314
Schumacher J, Schumacher A, Wattendorf P, Konold W (2013) Nationale Naturmonumente – eine neue Schutzgebietskategorie im BNatSchG. Natur Landschaft 88:315-319
Sudfeldt C, Wahl J (2007) Die Ramsar–Konvention: Starthilfe und Impulsgeber für den Wasservogelschutz in Deutschland. Natur Landschaft 82:485–493
van Heinsbergen P (1997) Legal Protection of Wild Fauna and Flora. International, Amsterdam, Berlin, Oxford, Tokyo, Washington DC
Wachter T, Lüttmann J, Müller-Pfannenstiel K (2004) Berücksichtigung von geschützten Arten bei Eingriffen in Natur und Landschaft. Naturschutz Landschaftsplanung :371-377
Weischet W (1977) Die ökologische Benachteiligung der Tropen. Teubner, Stuttgart
Wijnstekers W (2011) The evolution of CITES, 9. Aufl. International Council for Game and Wildlife Conservation, Budakezi, Ungarn

Theorie und Praxis des Arten- und Biotopschutzes

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

14.1 Planerische, wissenschaftliche und administrative Grundlagen – 410

14.2 Nationale Biodiversitätsstrategien – 410

14.3 Prioritätensetzung – 411
14.3.1 Das Prinzip der Verantwortlichkeit – 412
14.3.2 Schutzgebietskategorien – 416
14.3.3 Abschätzung der Effizienz von Maßnahmen – 418
14.3.4 Fläche und Form von Schutzgebieten – 418

14.4 Artenschutz- und Artenhilfsmaßnahmen – 420
14.4.1 Bewachung – 422
14.4.2 Artenhilfsmaßnahmen bei indirekter Gefährdung – 422
14.4.3 Wiedereinbürgerung von in der Natur völlig oder regional ausgerotteten Arten – 424
14.4.4 Schutzmaßnahmen für gehandelte Arten – 424
14.4.5 Maßnahmen zur Populationsstützung stark dezimierter und zur Wiederansiedlung regional erloschener Arten – 425
14.4.6 Flaggschiffarten, Schlüsselarten, Schirmarten, Zielarten: Artenschutz als Vehikel für Biotopschutz – 427

14.5 Renaturierung, Restaurierung, Pflege und Neuschaffung naturnaher Lebensräume – 430
14.5.1 Renaturierung und Restaurierung naturnaher Lebensräume – 431
14.5.2 Neuschaffung von Lebensräumen – 432

14.6 Pflege von Lebensräumen der Kulturlandschaft – 435

14.7 Naturschutz im besiedelten Bereich – 439
14.7.1 Grundlagen – 439
14.7.2 Gärten und Parkanlagen – 439

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_14, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

14.7.3 Schutz der spontanen Stadtvegetation – 440
14.7.4 Erhaltung der spezifischen Flora und Vegetation der Dörfer – 441

14.8 Die Bedeutung von Störungen für die Erhaltung der Biodiversität – 441

14.9 Biotopvernetzung – 442

14.10 Partizipation – 443

14.11 Effizienzkontrolle und Monitoring – 446

14.12 Klimaschutz im Rahmen von Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität – 448

14.13 Erfolg von Schutzmaßnahmen und -regelungen – 450

Literatur – 450

Gesetze (▶ Kap. 13) sind für erfolgreichen Arten- und Biotopschutz wichtig, reichen aber allein nicht aus. Neben der Überwachung der Einhaltung rechtlicher Bestimmungen sind zahlreiche weitere Maßnahmen erforderlich, wobei es sich oft um konzertierte Aktionen handelt, die einander ergänzen und in der Praxis untrennbar miteinander verbunden sind. Für eine schriftliche Darstellung ist jedoch eine Typisierung angebracht, wobei die hier gewählte Reihenfolge ab ▶ Abschn. 14.4 keine Rangfolge darstellt, sondern, abgesehen von der Effizienzkontrolle, die bei allen Maßnahmen erfolgen sollte und daher am Ende behandelt wird, eher die zeitliche Entwicklung skizziert:

- Artenschutz- und Artenhilfsmaßnahmen (▶ Abschn. 14.4),
- Schutz und Restaurierung naturnaher Lebensräume (▶ Abschn. 14.5),
- Schutz und Pflege von Lebensräumen der Kulturlandschaft (▶ Abschn. 14.6),
- Naturschutz im besiedelten Bereich (▶ Abschn. 14.7),
- Berücksichtigung der Bedeutung von Störungen (▶ Abschn. 14.8),
- Biotopvernetzung (▶ Abschn. 14.9),
- Partizipation (▶ Abschn. 14.10),
- Effizienzkontrolle und Monitoring (▶ Abschn. 14.11),
- Klimaschutz im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen (▶ Abschn. 14.12).

In der historischen Entwicklung erfolgten die oben geschilderten Maßnahmen oft unkoordiniert und waren von der Existenz engagierter Einzelpersonen oder Gruppen abhängig. Eine wissenschaftliche Planung, Begleitung und Effizienzkontrolle erfolgte keineswegs immer. Auf Dauer und insbesondere im überörtlichen, überregionalen, nationalen und internationalen Maßstab ist aber Nachhaltigkeit der Maßnahmen nur auf rechtlicher und wissenschaftlicher Grundlage sowie bei sorgfältiger Planung innerhalb eines strategischen Konzeptes erzielbar, weshalb die beiden letztgenannten grundlegenden Voraussetzungen als Erstes behandelt werden (▶ Abschn. 14.1 und 14.2). Auf die rechtlichen Grundlagen wurde bereits in einem besonderen Kapitel eingegangen (▶ Kap. 13). Unerlässlich ist außerdem die Setzung von Prioritäten einschließlich der Berücksichtigung einer eventuellen besonderen Verantwortlichkeit für bestimmte Arten und Lebensräume (▶ Abschn. 14.3). Am Schluss des Kapitels wird zusammenfassend auf die im Buch bereits in unterschiedlichen Zusammenhängen erwähnten Erfolge von Schutzmaßnahmen eingegangen (▶ Abschn. 14.13).

Alle weiter unten aufgeführten Maßnahmen haben nur Sinn, wenn das Ausmaß und die Ursache(n) der Gefährdung bekannt sind (▶ Kap. 11). Diesbezügliche Untersuchungen müssen also vorausgehen. Die Bereitschaft zum Schutz von Flächen wird erhöht, wenn deren sozioökonomischer Wert bekannt ist (▶ Kap. 10), zu dem auch die Nutzbarkeit gehört. Erfolgt die Nutzung auf nachhaltige Weise (▶ Kap. 17), so bedeutet dies einen wertvollen Schutzbeitrag. Wichtig für die Akzeptanz von Schutzmaßnahmen und die Bereitschaft zum eigenen Engagement ist die Umweltbildung (▶ Abschn. 17.3), zu der botanische Gärten, Zoos und Museen bedeutsame Beiträge leisten. Bei der Planung und Umsetzung von Schutzmaßnahmen sowie auch in der Umweltbildung spielen Nichtregierungsorganisationen eine unverzichtbare Rolle (▶ Kap. 16).

Zu den Themen Arten- und Biotopschutz existieren im deutschen Sprachbereich zwei nicht mehr in jeder Hinsicht aktuelle, aber immer noch sehr wertvolle „klassische" Lehrbücher (Kaule 1991; Plachter 1992). Hampicke (1994) behandelt den Naturschutz unter ökologisch-ökonomischen Gesichtspunkten und Succow et al. (2001) zeigen neue Wege und Chancen des Naturschutzes auf. Was man auf lokaler Ebene für den Naturschutz tun kann, wurde von Jedicke (1994a) zusammengestellt. Naturschutz benötigt Grundlagen aus verschiedenen Bereichen (▶ Abschn. 14.1). Der wissenschaftliche Bereich hat sich im Übergangsbereich zwischen biologischer Ökologie und Landschaftsökologie inzwischen zu einer eigenen Teilwissenschaft entwickelt, die im Englischen *Conservation Biology* (Hunter und Gibbs 2007; Primack 2010) oder, wenn die Eigenständigkeit stärker betont werden soll, *Conservation Science* genannt wird (Kareiva und Marvier 2011).

Erfahrungsgemäß steht die Bereitschaft, sich für die Erhaltung der Biodiversität zu engagieren, in engem Zusammenhang mit der Bildung und dem Informationszustand zum speziellen Thema. Umweltbildung ist daher eine wichtige Komponente des Biodiversitätsschutzes (▶ Abschn. 17.3).

14.1 Planerische, wissenschaftliche und administrative Grundlagen

In der Praxis besteht der Schutz konkreter Formen der Biodiversität, also von Arten und Lebensräumen, aus einer Abfolge und Verknüpfung wissenschaftlicher, technischer, administrativer und legislativer Schritte. Hierzu gehören nach Boyd (1983) und unserer eigenen Erfahrung:

- Erarbeitung und Definition von Bewertungskriterien auf überregionaler (z. B. landesweiter oder internationaler) Ebene zur Ermittlung von Schutzbedarf, Schutzwürdigkeit, Schutzmöglichkeit und Priorität;
- Systematische Erfassung der Arten, Biozönosen und Biotope (▶ Abschn. 11.1.1 und 11.1.3);
- Auswahl der (prioritär) zu schützenden Arten, Biozönosen und Flächen unter Anwendung der o. g. Bewertungskriterien;
- Wissenschaftlich begründete Abgrenzung von Schutzgebieten;
- Aufstellung von Managementplänen und Entwicklungszielen auf wissenschaftlicher Grundlage für die ausgewählten Arten, Biozönosen und Gebiete;
- Entwicklung von Strategien zum Schutz von nicht in einzelnen Biotopen zu schützenden Arten, also Vernetzung von (Teil-)Lebensräumen;
- Erstellung von Programmen für die Erhaltung von Biodiversität in intensiv genutzten Landschaften und in Siedlungen;
- Überprüfung der ökonomischen Machbarkeit und Effizienz der geplanten Maßnahmen (Schmitt et al. 2012);
- Informieren von Entscheidungsträgern über die Notwendigkeit der o. g. Maßnahmen;
- Einbindung von Betroffenen und Beteiligten („*stake holders*“);
- Schulung von Planern, Behörden und Freiwilligen im Hinblick auf die durchzuführenden Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen;
- Bedarfs- und termingerechte Durchführung der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen;
- Regelmäßige wissenschaftliche Effizienzkontrollen (z. B. im Abstand von fünf Jahren);
- Ständige Beobachtung der Bestandsentwicklung besonders gefährdeter Arten und Biozönosen, aber auch der Normallandschaft (Monitoring: ▶ Abschn. 14.13);
- Erstellung und Pflege einer Datenbank (z. B. GBIF: ▶ http://www.gbif.de);
- Durchführung und Förderung wissenschaftlicher Untersuchungen zur Ökologie von gefährdeten Arten, Biozönosen und Biotopen;
- Modellierung zukünftiger Bestandsentwicklungen und des potenziellen Erfolges von Maßnahmen (was aber auf keinen Fall das Monitoring vor Ort ersetzen kann);
- Anpassung der Gesetze an neue Entwicklungen und Erkenntnisse.

14.2 Nationale Biodiversitätsstrategien

Die Erhaltung der Biodiversität ist eine internationale und nationale Aufgabe, die ein strategisches Vorgehen erfordert. Deutschland (s. Küchler-Krischun und Piechocki 2008), Österreich und die Schweiz sowie auch die EU (s. Ratte 2012) haben daher Biodiversitätsstrategien beschlossen, die im Internet einsehbar sind, weshalb wir hier nicht im Detail darauf eingehen. Als „konkrete Visionen“ nennt die deutsche Strategie:

- **Schutz der biologischen Vielfalt** mit den Unterpunkten Biodiversität, Lebensgemeinschaften, Landschaften (s. hierzu die Definition von Biodiversität in ▶ Kap. 1);
- **Nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt** mit neun Unterpunkten (naturverträgliches Wirtschaften, Vorbildfunktion des Staates, Auswirkungen deutscher Aktivitäten auf die biologische Vielfalt weltweit, Landwirtschaft, Bodennutzung, Rohstoffabbau und Energiegewinnung, Flächeninanspruchnahme für Siedlung und Verkehr, Mobilität, naturnahe Erholung und Tourismus);
- **Umwelteinflüsse** (wobei natürlich Reduzierung bzw. Vermeidung gemeint ist) mit den beiden Feldern flächendeckende diffuse Stoffeinträge und Klimawandel;
- **Genetische Ressourcen** mit den Punkten Zugang zu genetischen Ressourcen/gerechter Vorteilsausgleich sowie Erhaltung und nachhaltige Nutzung genetischer Ressourcen;

- **Gesellschaftliches Bewusstsein** (s. Rädiker und Kuckartz 2012).

Die österreichische Biodiversitätsstrategie 2020 enthält folgende Punkte, für die jeweils Zeitpunkte genannt werden, bis zu denen sie vollständig oder in Teilen erreicht werden sollen:

- Durchführung von Analysen, Recherchen und Workshops zur Entwicklung von Struktur und Maßnahmen der Strategie,
- Vorbereitung des nächsten nationalen Reports für die CBD,
- Nachhaltige Jagd,
- Priorisierung von Arten und Lebensräumen,
- Projektmanagement.

Die Schweiz führt in ihrer Biodiversitätsstrategie zehn Punkte auf:

- Nachhaltige Nutzung der Biodiversität,
- Schaffung einer ökologischen Infrastruktur,
- Verbesserung des Zustands von national prioritären Arten,
- Erhaltung und Förderung der genetischen Vielfalt,
- Überprüfung von finanziellen Anreizen,
- Erfassung von Ökosystemleistungen,
- Generierung und Verteilung von Wissen,
- Förderung der Biodiversität im Siedlungsraum,
- Verstärkung des internationalen Engagements,
- Überwachung von Veränderungen der Biodiversität.

Im Rahmen der Diskussionen zur Erstellung einer Biodiversitätsstrategie für Deutschland wurden folgende Gesichtspunkte als wichtige Indikatoren für das Erreichen der Ziele dieser Strategie herausgearbeitet (Ackermann et al. 2013). Wohl unter Berücksichtigung der Erkenntnis, dass Naturschutz im gesellschaftlichen Kontext zu betrachten ist (s. z. B. Erdmann et al. 2006) enthält diese Liste neben den eigentlichen Komponenten der Biodiversität und den sie direkt beeinflussenden Faktoren auch das gesellschaftliche Bewusstsein:

- Artenvielfalt und Landschaftsqualität,
- Gefährdete Arten,
- Erhaltungszustand der FFH-Lebensräume und der FFH-Arten,
- Invasive Arten,
- Gebietsschutz,
- Ökologischer Gewässerzustand,
- Zustand der Flussauen,
- Flächeninanspruchnahme,
- Landschaftszerschneidung,
- Agrarumweltmaßnahmen,
- Ökologischer Landbau,
- Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert,
- Genetische Vielfalt in der Landwirtschaft, Artenvielfalt und Landschaftsqualität,
- Gentechnik in der Landwirtschaft,
- Stickstoffüberschuss in der Landwirtschaft,
- Eutrophierende Stickstoffeinträge,
- Nachhaltige Forstwirtschaft,
- Klimawandel und Frühlingsbeginn,
- Bewusstsein für biologische Vielfalt.

Eine zutreffende, kritische Würdigung der deutschen Biodiversitätsstrategie geben u. a. Doyle et al. (2010). Als hauptsächliche Defizite der Umsetzung führen sie an:

- die mangelnde Einbindung der Strategie in die Landwirtschafts-, Wirtschafts- und Bau- und Verkehrspolitik,
- die fehlende Einbeziehung des Biodiversitätsverlustes in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung,
- die weiter bestehenden umweltschädlichen Subventionen in Landwirtschaft, Fischerei, Bergbau und Energie,
- mangelnde Personal- und Finanzmittel,
- die zu kleinteilige Schutzgebietsstruktur,
- das Fehlen eines bundeseinheitlich abgestimmten Monitoringprogramms.

14.3 Prioritätensetzung

Angesichts knapper Ressourcen ist das Setzen von Prioritäten essenziell. Zwei diesbezüglich allgemein anerkannte Prinzipien sind **Seltenheit** und **Gefährdung** der Arten und Lebensräume. **Rote Listen** und die **FFH-Listen** enthalten die zu berücksichtigenden Taxa und Lebensräume. Seit einigen Jahren ist das Prinzip der **Verantwortlichkeit** hinzugekommen, dem wir einen eigenen Abschnitt widmen (▶ Abschn. 14.3.1). Im Hinblick auf die Erhaltung von

Biodiversität stellt sich außerdem die Frage der Auswahl von Schutzgebieten und/oder Vorranggebieten, wobei zu entscheiden ist, welche Schutzgebietskategorie für welchen Zweck angemessen ist (▶ Abschn. 14.3.2). Daneben spielen aber weiterhin auch praktische Gesichtspunkte wie die erzielbare Effizienz (▶ Abschn. 14.3.3) und die eng damit zusammenhängende Flächengröße bzw. Form (▶ Abschn. 14.3.4) von Schutzgebieten eine wichtige Rolle.

14.3.1 Das Prinzip der Verantwortlichkeit

Lange Zeit hindurch waren Seltenheit auf Landesebene und die in der Regel damit einhergehende innerstaatliche Gefährdung die wichtigsten Kriterien für die Auswahl zu schützender Arten und das Design von Schutzgebieten. Als Konsequenz daraus ergibt sich für die hypothetische Art A, eine Bewohnerin wärme- und lichtliebender magerer Rasen, die in B-land weit verbreitet und dazu häufig ist (◘ Abb. 14.1), in dem westlich angrenzenden A-reich eine Aufnahme in die Rote Liste der gefährdeten Arten, da dort Arten warm-trockener, lichtreicher magerer Standorte allgemein deutlich zurückgegangen sind. Als noch stärker gefährdet würde sie im Staat C-ien eingestuft werden, von dem wir in unserem Beispielfall annehmen, dass sie dort nur auf einem einzigen Südhang vorkommt, der stark von Verbuschung betroffen ist und wo zudem vor einiger Zeit illegal großflächig Müll abgelagert wurde, sodass der Standort und die Population stark geschrumpft sind.

Aus Sicht des Nationalstolzes sind die aus diesen Einstufungen resultierenden, mit Kosten und zusätzlich viel Arbeit verbundenen Schutzbemühungen sicherlich verständlich. Auch im Hinblick auf die Bestrebung, den Artenreichtum jedes Landes zu erhalten, ist der Schutz gerechtfertigt. Und schließlich sollen ja nicht nur Artenvielfalt, sondern auch genetische Diversität geschützt werden. Bekanntlich können sich Randpopulationen von der Zentralpopulation genetisch unterscheiden. Da aber von A-reich nach B-land ein ungehinderter Genfluss besteht, wird der Unterschied in diesem Falle nicht bedeutsam sein (was aber durch molekulargenetische Untersuchungen zu bestätigen wäre). Anders liegen die Verhältnisse bei der seit Langem isolierten Population im Staat C-ien: Hier bestehen wahrscheinlich genetische Unterschiede. Die Schutzbemühungen in C-ien erhalten somit eine zusätzliche schwerwiegende Begründung, selbst wenn es sich noch nicht um eine eigene Unterart handelt.

Ähnlich gelagert sind die Verhältnisse bei den Arten B und C, die ihr Optimum in A-Reich bzw. C-ien haben, aber auch in B-Land auftreten, wo sie aus den oben erläuterten Gründen auf der Roten Liste stehen, so dass dort Schutzmaßnahmen ergriffen werden.

Wie aber sieht es mit dem Ziel der Erhaltung der weltweiten Diversität und dessen Erreichbarkeit aus einer realistischen Sicht aus? Bedenkt man, wie viele derartige Fälle existieren (das Beispiel trifft ja nicht nur für Pflanzen, sondern für eine Vielzahl von Tierarten zu) und wie begrenzt die finanziellen Mittel und die Arbeitskraft der beruflich und ehrenamtlich im Naturschutz Tätigen ist, dann kann diese Schutzstrategie auf Dauer nicht erfolgreich sein. Ein Paradigmenwechsel war daher dringend erforderlich und ist mit der Einführung des Begriffes der Verantwortlichkeit erfolgt. Prioritär sind auf staatlicher Ebene nicht mehr alle seltenen und gefährdeten Taxa zu schützen, sondern diejenigen, deren Verbreitungsoptimum in dem betreffenden Staat liegt.

Für B-Land bedeutet dies im Hinblick auf Schutzmaßnahmen eine Entlastung um 100 %: Verantwortung besteht zwar nun für die bisher nicht geschützte Art A, es entfällt aber die Verpflichtung zum Schutz von B und C. Zudem ist Art A in B-Land nicht selten und außerdem klimatisch angepasst, also nicht nur auf Sonderstandorte beschränkt, so dass keine Schutzmaßnahmen erforderlich sind. Hieraus resultieren ein verminderter Pflegeaufwand und eine enorme Kosteneinsparung. Die gesparten Finanzmittel können in den Ankauf großflächiger Schutzgebiete investiert werden, die den Ansprüchen aller für die natürlichen Lebensräume von B-land bezeichnenden Arten entsprechen. Damit ist auch gewährleistet, dass die natürlichen Lebensräume von B-land erhalten bleiben.

Wenn alle Staaten der Welt nach diesem Prinzip vorgehen, d. h. die Arten, Unterarten und Lebensräume bewahren, für die sie verantwortlich sind, dann ist die weltweite Erhaltung der Biodiversität auf zwei ihrer drei Ebenen gesichert. Verantwortlichkeit besteht dabei natürlich nicht nur für die dauernd oder halbjährig (ziehende Brutvögel) in

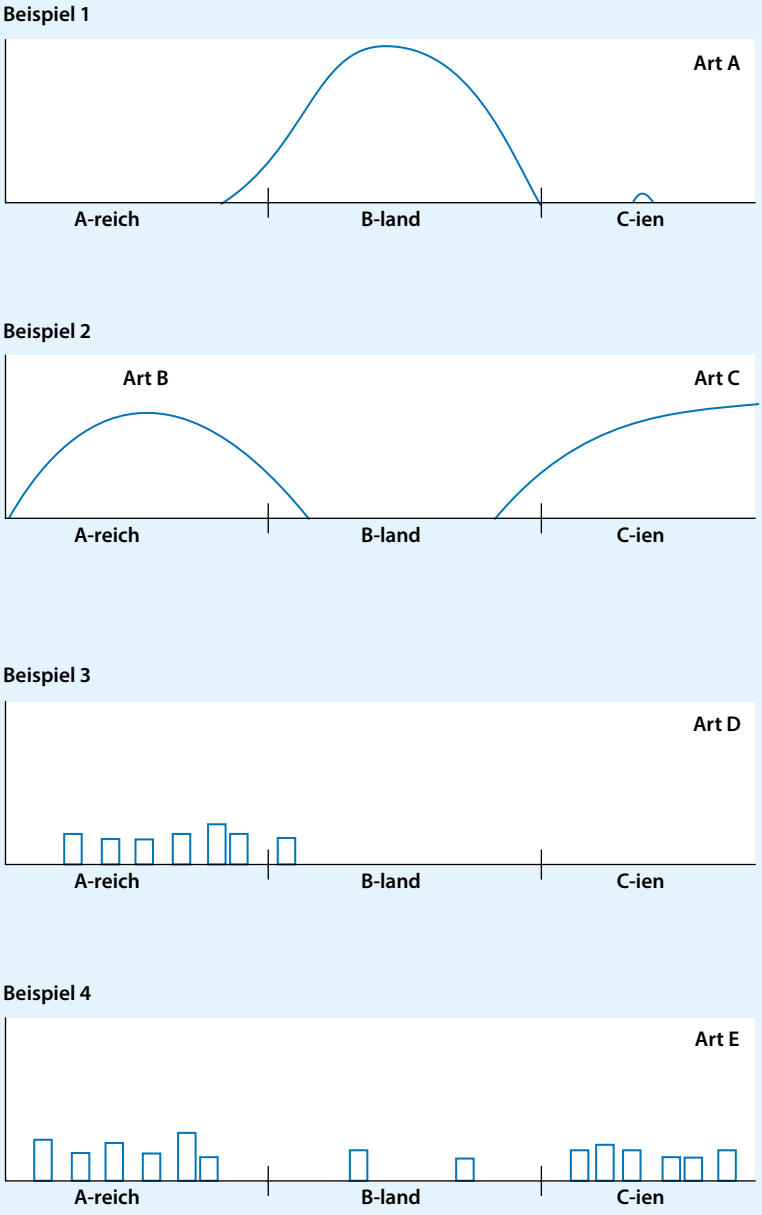


Abb. 14.1 Schematische Beispiele der Verantwortlichkeit von Staaten für in ihrem Gebiet vorkommende Arten; Art A (Gesamtbestand der Art ist dargestellt) Verantwortlichkeit liegt bei B-land, aber noch keine Maßnahmen erforderlich; C-ien hat für seine isolierte Population eine sehr hohe Verantwortung und muss für strikten Schutz sorgen; Arten B und C (der Gesamtbestand der Art B ist dargestellt, das Areal von C reicht weit über den dargestellten Bereich hinaus): Obwohl in B-Land nur kleine Bestände von Art B und C vorhanden sind, hat es keine Verantwortung. A-reich ist für B verantwortlich; Ob C-ien Verantwortung für C hat, hängt von der Größe der Gesamtpopulation ab, die sich offensichtlich über das Gebiet des Landes hinaus erstreckt; Art D (Gesamtbestand der Art ist dargestellt): eindeutige Verantwortung bei A-reich; B-land hat keine Verantwortung, da die dortige Population nicht von der in A-reich getrennt, aber wesentlich kleiner ist. Art E (Gesamtbestand der Art ist dargestellt): Verantwortung bei A-reich und C-ien; eventuell auch bei B-land, wenn die beiden dortigen Populationen nötig sind, um den Genfluss zwischen A-reich und C-ien zu gewährleisten

einem Land lebenden Arten, sondern auch für Durchzügler und Wintergäste (z. B. Kruckenberg et al. 2011). Problematisch ist die Aufgabe der Erhaltung auch der gesamten genetischen Diversität. Hier käme in Gestalt der isolierten Population von Art A auf C-ien eine große Verpflichtung zu. Da der Standort sehr kleinflächig ist, wird dies relativ geringe Kosten verursachen. Andererseits sprechen die Erfahrungen mit kleinen Flächen und kleinen Populationen dafür, dass dieser Bestand kaum Überlebenschancen hat. Dennoch sollte man sich, allerdings nur unter der Voraussetzung, dass die Aufgaben der Verantwortlichkeit für alle landestypischen Arten, Unterarten und Lebensräume darunter nicht leiden, um diese Population bemühen.

Natürlich ist die Situation nicht immer so einfach wie im Fall von Art A in B-Land und von B in A-reich. Offensichtlich endet das Areal von C nicht an der westlichen Landesgrenze von C-ien, sondern zieht sich in weit in das östlich angrenzende, im Transekt nicht dargestellte Land hinein. Hier liegt die Verantwortlichkeit also nicht allein bei C-ien, was eine internationale Kooperation erfordert.

Im Falle von Art D, von der es nur noch wenige kleinflächige Bestände in A-reich und einen in B-land gibt, muss A-Reich seine Verantwortung wahrnehmen, d. h. Maßnahmen zum Schutz und Vorkommen von D ergreifen. B-Land hat nur dann Verantwortung, wenn die dortige Population genetisch deutlich von denen in A-reich unterschieden ist. Für Art E müssen A-reich und C-ien Maßnahmen ergreifen, B-Land (außer bei deutlichen genetischen Unterschieden) nur dann, wenn die beiden dortigen Populationen nötig sind, um den Genfluss zwischen A-reich und C-ien zu gewährleisten.

Unter Anwendung eines detaillierten und wissenschaftlicheren Verfahrens als der im obigen Beispiel bewusst simplifiziert dargestellten Methode untersuchte Welk (2002) 1225 in Deutschland als gefährdet eingestufte oder nach neuerer Erkenntnis anzusehende Arten auf die internationale Verantwortlichkeit Deutschlands. Berücksichtigt wurden dabei neben den 934 in der „offiziellen" Roten Liste von Korneck et al. (1996) in die Kategorien 0, 1, 2, 3, R oder G eingestuften Arten neun Taxa, für die zum Zeitpunkt der zur Erstellung der „Korneck-Liste" noch nicht genügend Datenmaterial vorlag, 14 inzwischen neu für Deutschland nachgewiesene seltene Arten und 268 Sippen, die von Korneck et al. (1996) als ungefährdet bewertet wurden, nach Scheurer et al. (1997) aber unter Berücksichtigung der floristischen Datenlage (Rasterfrequenzen auf Quadrantenbasis der TK 25) Rote-Liste-Status verdienen. Das Ergebnis zeigte, dass Deutschland für die weltweite Erhaltung der Bestände bzw. des genetischen Entwicklungspotenzials von 255 Arten, also lediglich für etwa 25 % der Arten der Roten Liste Deutschlands, eine besondere Verantwortung trägt. Während sich Welk (2002) auf aktuelle und potenzielle Rote-Liste-Arten bezieht, nahmen Ludwig et al. (2007) für nahezu die gesamte Flora eine Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands vor. Aufgrund unterschiedlicher Bewertungssysteme stimmen bei den Arten, die in beiden Werken bearbeitet wurden, die Ergebnisse nicht immer überein. ◘ Tabelle 14.1 enthält diejenigen Waldarten, für die die Schweiz eine besondere Verantwortung trägt.

Die Tatsache, dass sich Welk (2002) in seiner oben erwähnten Ermittlung der Verantwortlichkeit auf gefährdete Arten beschränkt, lässt vermuten, dass es auch Arten gibt, deren Schwerpunkt in Deutschland liegt, ohne dass eine Gefährdung gegeben ist. Solange man „Kleinarten" außer Betracht lässt, sind aber wohl alle in Deutschland häufigen Arten auch weltweit nicht gefährdet und für andere Länder dürfte Gleiches gelten. Natürlich trägt jedes Land für alle Arten Verantwortung, deren Areal auf sein Gebiet beschränkt ist oder dort seinen Schwerpunkt hat (s. Gruttke et al. 2004, S. 273), nur sind für nicht gefährdete Arten (Thema Prioritätensetzung!!) momentan keine direkten Schutzmaßnahmen erforderlich, wohl aber ein Monitoring.

Nur selten wird die Verantwortlichkeit so klar sein, wie im simplifizierten Beispielfall der Art B in ◘ Abb. 14.1. Wissenschaftler und Naturschützer haben sich daher um die Entwicklung von nachvollziehbaren Verfahren zur Ermittlung der Verantwortlichkeit bemüht. Gemäß dem von zahlreichen Experten verfassten Vilmer Memorandum (2004) sollte ein solches Bewertungssystem folgende Bedingungen erfüllen:

- Verwendung nur weniger Kategorien mit eingängigen Symbolen;
- Benutzung weniger Einstufungskriterien und -parameter;

- Anwendbarkeit für möglichst viele Organismengruppen;
- Zugrundelegung einer Datenqualität, die fachlich vertretbar, aber auch für möglichst viel Artengruppen erfüllbar ist;
- Transparenz der Einstufung, d. h. Auflistung der Kriterien und des Grades ihrer Erfüllung;
- Definition von Mindeststandards der Datenqualität;
- Berücksichtigung molekulargenetischer Ergebnisse.

Voraussetzungen für eine Bewertung im obigen Sinne sind:

- Existenz einer Verbreitungskarte für das zu bewertende Land oder dessen biogeografische Region (im Falle Deutschlands, Österreichs und der Schweiz also Mitteleuropa),
- Angaben zur Weltverbreitung,
- Angaben zu Gefährdung oder Rückgang auf globaler Ebene oder in repräsentativen Teilen des Gesamtareals.

Für die Bewertung werden im Vilmer Memorandum drei Kategorien besonderer Verantwortung vorgeschlagen:

- **!!** in besonders hohem Maße verantwortlich;
- **!** in hohem Maße verantwortlich;
- **(!)** in besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich.

In den Naturschutzgesetzen der mitteleuropäischen Länder ist in der Regel eine grundsätzliche Verantwortung für alle einheimischen und eingebürgerten Arten verankert. Daher wird im Vilmer Memorandum eine Formulierung von Kategorien geringerer Verantwortlichkeit abgelehnt. Allerdings kann es bei Bewertung großer oder bisher wenig bearbeiteter Gruppen notwendig sein, zwei weitere Kategorien einzuführen, nämlich:

- **?** Datenlage unzureichend, aber hohe Verantwortlichkeit nicht ausschließbar;
- **nb** nicht bewertet.

Für die Ermittlung der Verantwortlichkeit sollen drei Leitparameter benutzt werden:

- Anteil der Populationen im Bezugsraum (in der Regel ein Staat, in Europa auch die EU);

Tab. 14.1 Anzahl der in der Schweiz vorkommenden Waldarten sowie die Anzahl Waldarten, für deren Erhaltung die Schweiz eine besondere Verantwortung trägt. Viele Pilz-, Pflanzen- und Tiergruppen sind mangels Informationen nicht berücksichtigt (nach Scheidegger et al. 2010)

Organismengruppe	Waldarten	In besonderer Verantwortung der Schweiz
Großpilze	3479	239
Epiphytische Flechten	621	165
Gefäßpflanzen	471	101
Moose	467	64
Bockkäfer	182	–
Laufkäfer	80	–
Käfer (gesamt)	119	–
Mollusken	95	12
Brutvögel	59	10
Säugetiere	44	–
Tagfalter	37	34
Reptilien	6	1
Amphibien	6	1

- Bedeutung dieser Populationen für den Genfluss: Beispielsweise kann es möglich sein, dass eine Art in einem Land mit nur kleinen Populationen vertreten ist, in den in entgegengesetzter Richtung (Nord und Süd oder Ost und West) angrenzenden Ländern dagegen große Populationen existieren. Obwohl also auf den ersten Blick aufgrund geringen Anteils an der Weltpopulation keine Verantwortlichkeit gegeben zu sein scheint, sind diese kleinen Populationen bei wenig mobilen Arten dennoch bedeutsam, da es ohne sie zur genetischen Isolierung der beiden größeren Bestände der Nachbarländer kommen würde;
- Weltweite Gefährdung des Taxons: hier wird davon ausgegangen, dass bei global gefährdeten Taxa jeder bedeutende Populationsverlust vermieden werden muss.

Tab. 14.2 Anzahl der Taxa von Farn- und Blütenpflanzen, für deren Erhaltung Deutschland besondere (Mit-)Verantwortung trägt, und Grad der Verantwortlichkeit. (Quelle BfN 2012; nach Ludwig et al. 2007; auf taxonomischer Grundlage von Wisskirchen und Haeupler 1998)

Verantwortlichkeit (V)	Absolut	% der Gesamtflora
Besonders hohe V	150	3,7
Davon Endemiten (alleinige V)	85	2,1
Hohe V	43	1,0
Besondere V für stark isolierte Vorposten	66	1,6
Summe der Taxa mit besonderer V	259	6,3
Daten ungenügend, evtl. V zu vermuten	265	6,5

In die Kategorie „hochgradig isolierte Vorposten" sollen Taxa aufgenommen werden, die dauerhaft von der Hauptpopulation bzw. dem Hauptareal getrennt sind, z. B. (aber nicht nur) Glazial- oder Tertiärrelikte. Außerdem können sogenannte eigenständige Evolutionseinheiten (*evolutionary significant units*, ESU) berücksichtigt werden. Hierunter versteht man Populationen, die im Vergleich mit anderen Populationen des Taxons mindestens eine der folgenden genetisch verankerten, erkennbar adaptiven Differenzierungen zeigen: signifikante morphologische, ökologische oder physiologische Unterschiede oder unterschiedliche Lebensgeschichte oder reproduktive Isolation. In Ausnahmefällen (deren Bedingungen im Memorandum ebenfalls genannt werden) können auch solche Populationen aufgenommen werden, die keine adaptiven Unterschiede erkennen lassen, aber genetisch deutlich verschieden sind.

Deutschland besitzt eine besonders hohe Verantwortlichkeit für 150 Gefäßpflanzenarten (3,7 % der Flora), eine hohe für 43 Arten und eine besondere Verantwortlichkeit für hochgradig isolierte Vorposten im Fallen von 66 Arten (Tab. 14.2). In der ersten Gruppe sind 85 Endemiten enthalten, für die Deutschland also die alleinige Verantwortung besitzt. Eine Verantwortung Deutschlands für Süßwasserfische ist bei 22 Arten gegeben (Tab. 14.3). Wie das Beispiel der Süßwasserfische zeigt, resultiert aus der Verantwortlichkeit nicht in allen Fällen ein Handlungsbedarf, da sich auch ungefährdete Arten darunter befinden können, wie hier die Seelaube (*Alburnus mento*).

14.3.2 Schutzgebietskategorien

Bei der Einrichtung von Schutzgebieten ist zunächst festzulegen, welchem Zweck diese dienen sollen bzw. was geschützt werden soll und welche Nutzungen erlaubt, welche verboten sein sollen. Im Einzelnen ist dies in Managementplänen festzuschreiben, die jeweils für mehrere Jahre erstellt werden sollen und deren Umsetzung zu kontrollieren ist. In der Regel sind staatliche Stellen bzw. nachgeordnete Behörden für die Einrichtung von Schutzgebieten zuständig. In verschiedenen Ländern der Erde, so unter anderem in Argentinien, Chile, Ecuador, Indien, Kolumbien, bestehen private Schutzgebiete und spezielle Gesetzgebungen dazu. Auch das meistbesuchte Schutzgebiet Madagaskars, der Berenty Park, befindet sich in Privatbesitz und wird privat bewirtschaftet. Im Prinzip müssen diese Schutzgebiete offiziell registriert werden und dürfen keine Nutzungsänderung oder andere Veränderungen erfahren. Im Gegenzug erhalten die privaten Besitzer steuerliche Privilegien. Ein etwas anderes Konzept liegt den Conservancies in Südafrika zugrunde, das von Müller-Berghaus (1999) ausführlich dargestellt wird. Es handelt sich dabei um privatwirtschaftliche Initiativen, bei denen teils unter funktionaler Zusammenlegung privater Farmen ausreichend große Gebiete zur Erhaltung von Wildtierbeständen geschaffen werden, in denen durch Jagd- und anderen Tourismus Einnahmen generiert werden. Diese können deutlich über denen liegen, die durch „klassischen" Farmbetrieb wie etwa Viehhaltung zu erzielen wären.

Tab. 14.3 Verantwortlichkeit (V) Deutschlands für die Erhaltung von Süßwasserfischen (aus BfN 2013)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	V
Alburnus mento	Seelaube	!
Barbus barbus	Barbe	!
Chondostoma nasus	Nase	!
Coregonus arenicolus	Sandfelchen	!!
Coregonus bavaricus	Ammersee-Kilch	!!
Coregonus fontanae	Stechlin-Maräne	!!
Coregonus gutturosus	Bodensee-Kilch	!!
Coregonus hoferi	Chiemsee Renke	!!
Coregonus holsatus	Schalsee-Maräne	!!
Coregonus lucinensis	Luzin-Tiefenmaräne	!!
Coregonus macrophthalmus	Gangfisch	!!
Coregonus renke	Starnberger Renke	!!
Coregonus wartmanni	Blaufelchen	!!
Cottus poecilopus	Buntflossengroppe	(!)
Cottus rhenanus	Rhein-Groppe	!!
Gobio gobio	Gründling	!
Hucho hucho	Huchen	!!
Romanogobio belingi	Stromgründling	!
Rutilus meidleri	Perlfisch	!!
Salvelinus profundus	Ammersee-Tiefensaibling	!!
Salvelinus monostichus	Königsee-Saibling	!!
Salvelinus evasus	Bodensee-Tiefensaibling	!!

V: !! in besonders hohem Maße; ! in hohem Maße; (!) in besonderem Maße (hochgradig isolierter Vorposten)

Die von der IUCN (► Abschn. 16.3) aufgestellten Managementkategorien für unterschiedliche Typen von Schutzgebieten dienen als Vorschlag und Orientierung, um die Nomenklatur und die Managementziele international zu vereinheitlichen. Sie sind nicht rechtsverbindlich und zahlreiche Länder haben ihre eigenen Benennungen (s. z. B. ► Abschn. 13.4). Es gibt aber eine klare Tendenz in vielen Ländern, die nationalen Gesetzgebungen zu Schutzgebieten an diesen IUCN-Kategorien auszurichten. Wir geben nachfolgend eine zusammenfassende Kurzbeschreibung der einzelnen Kategorien:

Kategorie Ia: (*Strict Nature Reserve*) Strenges Naturreservat Gebiet dient dem Schutz der Biodiversität und geologischer/geomorphologischer Landschaftsbestandteile. Menschlicher Besuch und Nutzung werden streng kontrolliert und limitiert.

Kategorie Ib: Wildnisgebiet (*Wilderness Area*) Großes ungestörtes oder nur leicht verändertes Gebiet, dessen natürlicher Charakter erhalten bleibt, ohne dauernde oder signifikante menschliche Besiedlung, verwaltet um die natürlichen Gegebenheiten zu erhalten.

Kategorie II: Nationalpark (*National Park*) Großes natürliches oder fast natürliches Gebiet, in dem ökologische Prozesse geschützt werden zusammen mit den charakteristischen Tieren und Ökosystemen, auch als Grundlage für umwelt- und kulturverträgliche spirituelle, wissenschaftliche, erzieherische, Erholungs- und Tourismuszwecke.

Kategorie III: Naturdenkmal (*Natural Monument or Feature*) Gebiet zum Schutz eines spezifischen Landschaftsbestandteils, zum Beispiel eine bestimmte Landschaftsform, auch marin, unterseeische Höhlen, geologische Formationen wie Höhlen, oder auch lebende Landschaftsbestandteile wie alte Baumgruppen.

Kategorie IV: Biotop-/Artenschutzgebiet Gebiet mit Management (*Habitat/Species Management Area*) dient dem Schutz bestimmter Arten und ihres Habitats. Das Gebiet wird gewöhnlich regelmäßig und aktiv bewirtschaftet und verwaltet zum Schutz der Art oder der Erhaltung des Lebensraumes.

Kategorie V: Geschützte Landschaft/Marines Gebiet (*Protected Landscape/Seascape*) Gebiet, das durch das Zusammenwirken von Mensch und Natur einen besonderen Charakter erhalten hat mit besonderem ökologischen, biologischen, kulturellen und landschaftlichen Wert, für das die Bewahrung der Integrität dieses Zusammenwirkens notwendig ist, um das Gebiet und die damit verbundenen Werte für Naturschutz und andere Werte zu erhalten.

Kategorie VI: Ressourcenschutz mit Management (*Protected area with sustainable use of natural resources*) Gebiet zum Schutz von Ökosystemen und Lebensräumen mit den dazu gehörigen kulturellen Werten und traditionellen Nutzungssystemen natürlicher Ressourcen. Der größte Teil des Gebietes ist in natürlichem Zustand mit nachhaltigen Nutzungsformen und mit geringer industrieller Nutzung der natürlichen Ressourcen, die den Naturschutzzielen nicht zuwiderläuft.

14.3.3 Abschätzung der Effizienz von Maßnahmen

Ist die Verantwortlichkeit festgestellt oder ein anderer wichtiger Schutzgrund gegeben, so stellt sich die Frage der einzuleitenden Maßnahmen. Im konkreten Fall muss auf jeden Fall die Effizienz der Maßnahmen abgeschätzt werden, wobei zwei Fragenkomplexe zu beantworten sind:

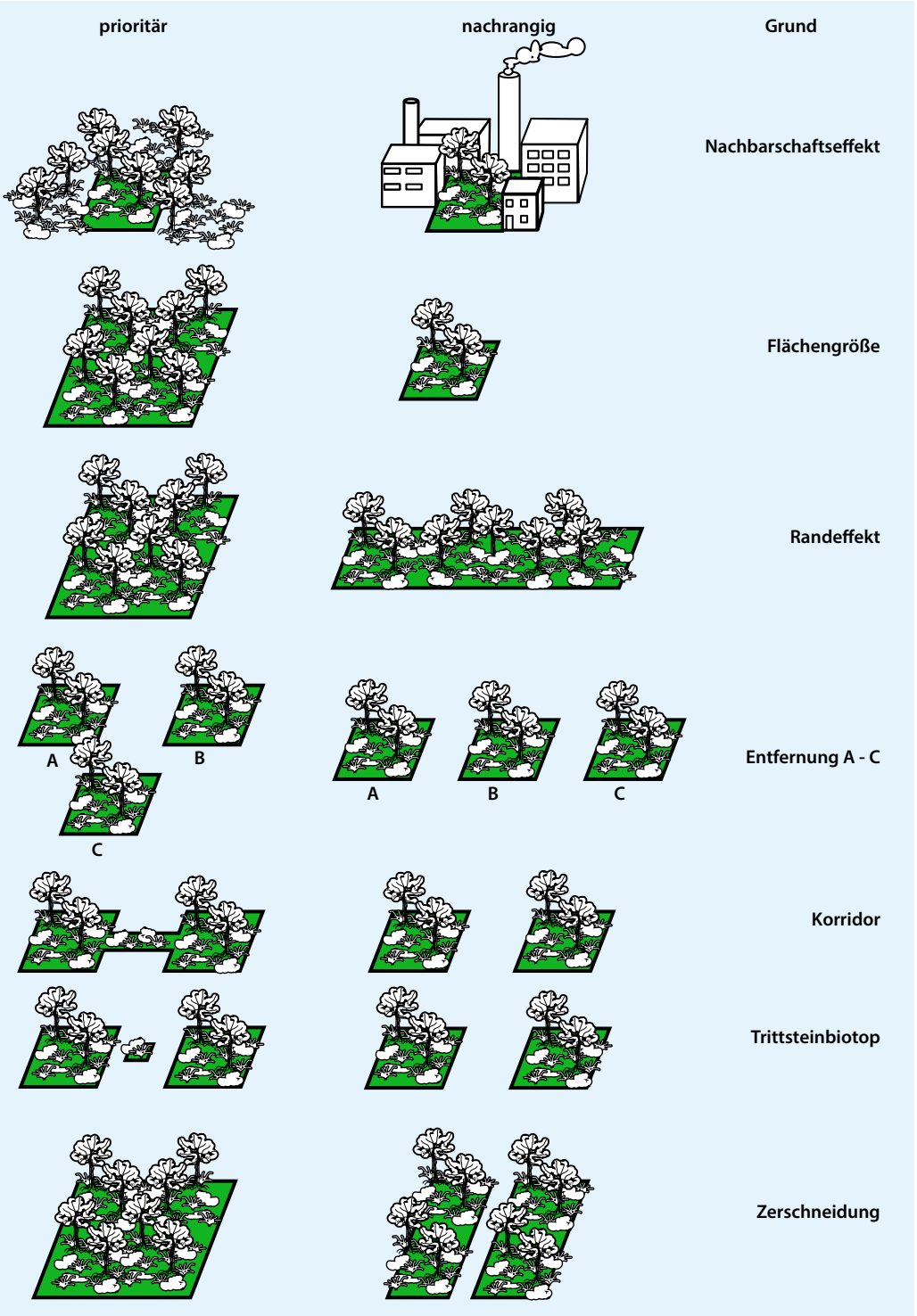
- Wie ist der Zustand der Population bzw. des Lebensraumes und welche zukünftigen Entwicklungen sind absehbar?
- Steht der erforderliche finanzielle und personelle Aufwand in angemessener Relation zu der Größe des Beitrages, den die Maßnahme zum Schutz bzw. zur Erhaltung der Art oder des Lebensraumes leistet?

Nicht selten stehen die auf beide Fragen zu gebenden Antworten miteinander in Zusammenhang. Beispielsweise beklagt Koenigs (1994) zu Recht, dass man mit dem in den 1980er-Jahren im Zuge der Vorbereitung einer Bundesgartenschau für die Erhaltung eines einzigen Blaukehlchenpaares (die dann letztendlich doch nicht gelang) in der Frankfurter Niddaaue getätigten Aufwand an anderer Stelle ganze Populationen hätte schützen können. Hier war von vornherein die hohe Wahrscheinlichkeit gegeben, dass die Art im von Spaziergängern, Joggern, spielenden Kindern und Hunden hochfrequentierten Niddapark nicht zu halten war, dass man die eingesetzten Ressourcen also für die Arterhaltung des Blaukehlchens an anderer Stelle sinnvoller (effizienter) hätte verwenden können.

14.3.4 Fläche und Form von Schutzgebieten

Im Hinblick auf die höchstmögliche Effizienz sowie den Fortbestand und die Absicherung von Schutzgebieten sind die realisierbare Größe und Form der Fläche wichtige Entscheidungskriterien (Abb. 14.2). Grenzt ein Schutzgebiet direkt an

Abb. 14.2 Schema der Flächenkriterien für die Auswahl von Schutzgebieten. In der Regel ist die linke Fläche vorrangig. Im Falle der drei Schutzgebiete ist die rechte Anordnung vorzuziehen, wenn wandernde Arten im Fokus stehen. © S. Wittig


prioritär
nachrangig
Grund
Nachbarschaftseffekt
Flächengröße
Randeffekt
A
B
C
A
B
C
Entfernung A - C
Korridor
Trittsteinbiotop
Zerschneidung

Tab. 14.4 Mindestgrößen für Brutareale von Greifvogelarten in Mitteleuropa (aus Heydemann 1981; nach Brüll 1980)

Art	Brutpaar-Minimalraum (in Hektar)	Ökosystemtypen
Steinadler (*Aquila chrysaetos*)	10.000–14.000	Alpine Biotope der oberen Waldgrenze
Seeadler (*Haliaeetus albicilla*)	6000–10.000	Große Wald- und Seenbiotopkomplexe
Habicht (*Accipiter gentilis*)	3000–5000	Nadel- und Laubwaldbiotope vernetzt mit offenen Biotopen
Mäusebussard (*Buteo buteo*)	400–800	Laub- und Mischwaldbiotope vernetzt mit baumarmen Biotopen
Waldohreule (*Asio otus*)	200–400	Nadelwaldbiotope
Schleiereule (*Tyto alba*)	100–400	Offene Biotope in Siedlungsnähe

Tab. 14.5 Minimal-Brutgebiete für ausgewählte Schmetterlingsarten in England (nach Thomas 1984)

Fläche	Arten
0,5–1 ha:	Schwarzkolbiger Braundickkopf (*Thymelicus lineola*) Kommafalter (*Hesperia comma*) Argus-Bläuling (*Plebejus argus*) Wiesenvögelchen (*Coenonympha pamphilus*) Großes Ochsenauge (*Maniola jurtina*)
1–2 ha:	Malvendickkopf (*Pyrgus malvae*) Brombeer-Zipfelfalter (*Callophrys rubi*) Kleiner Feuerfalter (*Lycaena phlaeas*) Quendel-Ameisenbläuling (*Maculinea arion*)
2–5 ha:	Abbiss-Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*)
5–10 ha	Sumpfwiesen-Perlmuttfalter (*Clossiana selene*)
10–50 ha:	Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*) Birkenzipfelfalter (*Thecla betulae*) Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar*)

mehr oder minder intensiv genutzte Flächen, kann dies zahlreiche negative Wirkungen auf das Schutzgebiet, aber auch aus dem Schutzgebiet heraus in die Agrar- und Siedlungsflächen haben, wogegen mit der Einrichtung von Pufferzonen Abhilfe geschaffen werden kann (▶ Box 14.1). Mindestangaben der Flächengröße von Schutzgebieten für ausgewählte Greifvogel- und Schmetterlingsarten bzw. -gruppen sind in Tab. 14.4 und 14.5 zusammengestellt. Kann man zwei ansonsten gleiche Gebiete schützen, so sollten sie durch einen Korridor oder Trittsteinbiotope vernetzt werden. Für wandernde Tierarten ist selbstverständlich eine Anordnung von Schutzgebieten entlang ihrer Wanderstrecke zu fordern. Ebenfalls nicht eindeutig zu beantworten ist die Frage, ob ein großes oder mehrere kleine Gebiete angebrachter sind. In einer intensiv genutzten und/oder dicht bevölkerten Region ist ein großes Gebiet sicherlich insgesamt effektiver. In einem nur extensiv genutzten Raum können dagegen zahlreiche Gebiete als „Refugien" ausreichen, in die sich vagile Tiere bei episodischer Störung zurückziehen können bzw. in denen die Arten bei eventuell episodisch doch auftretenden größeren Störungen überleben und sich von dort aus wieder in die nicht zum Schutzgebiet gehörenden Flächen ausbreiten können.

14.4 Artenschutz- und Artenhilfsmaßnahmen

Alle Artenschutz- und Artenhilfsmaßnahmen (bzw. -programme: s. Vischer und Binot-Hafke 2003) sind lediglich „Notnägel". Ein Meilenstein im Kampf um die Erhaltung der weltweiten Biodiversität wäre es, wenn diese Maßnahmen eines Tages nicht mehr erforderlich wären, weil genügend intakte Lebensräume erhalten sind und keine Übernutzung bzw. Wilderei mehr stattfindet. Dies wird jedoch auf absehbare Zeit weitestgehend Illusion bleiben.

In den industrialisierten Ländern der gemäßigten Regionen reicht heute der gesetzliche Schutz der landlebenden Organismen in der Regel aus, um eine direkte Ausrottung zu verhindern. Nester seltener Greifvögel stellen diesbezüglich eine Ausnahme dar,

Box 14.1 Pufferzonen

Pufferzonen (englisch: *buffer zones*, spanisch: *zonas de amortiguamiento*) entstanden konzeptionell im Zusammenhang mit der Entwicklung von Biosphärenreservaten (► Abschn. 13.4.1). Versuche ihrer Definition machten unter anderem Sayer (1991), Wells und Brandon (1993) und Meffe und Carroll (1994). Die neueste Definition geben Bennett und Mulongoy (2006); diese wird auch von der IUCN verwandt (Dudley 2008). Danach sind Pufferzonen „*Areas between core protected areas and the surrounding landscape or seascape which protect the network from potentially damaging external influences and which are essentially transitional areas*" (Gebiete zwischen den Kernzonen von Schutzgebieten und sie umgebenden Gebieten, welche das Netzwerk [von Schutzgebieten, Ergänzung der Verfasser] vor potenziellen schädlichen äußeren Einflüssen schützen. Sie sind grundsätzlich Übergangszonen).
Diese Definition unterscheidet sich insofern von anderen, als sich Pufferzonen nicht auf einzelne Schutzgebiete beziehen, sondern auf Schutzgebietssysteme. Ansonsten wird aber klar, dass es Pufferzonen immer nur im Zusammenhang mit einem Schutzgebiet (z. B. einem Nationalpark) geben kann, das die Kernzone bildet. Des Weiteren herrscht Übereinstimmung, dass eine Pufferzone mögliche Schadeinflüsse von außen auf die Kernzone abpuffern soll (daher der Name). In Pufferzonen sind bestimmte Aktivitäten erlaubt und andere verboten. Wie Meffe und Carroll (1994) dies tun, wird in der Praxis aus psychologisch-strategischen Überlegungen heraus oft in den Vordergrund gestellt, was erlaubt ist und nicht, was verboten ist. Dazu gehören Aktivitäten, die den Schutzzweck beziehungsweise die Schutzziele der Kernzone nicht gefährden, also ökologisch angepasster Tourismus, traditionelle Landwirtschaft in niedrigen Intensitäten, Sammeln, Fischen und Jagen und andere Entnahmeformen von erneuerbaren Ressourcen. Aus der Definition ergibt sich also, dass Pufferzonen Zonen der (nachhaltigen) wirtschaftlichen Sonderentwicklung sind und nicht Schutzgebiete im eigentlichen Sinn. Daraus lässt sich weiter logisch ableiten, dass für Bewohner der Pufferzone Privilegien eingerichtet werden, etwa die exklusiven Nutzungsrechte oder Teilhabe an den Einnahmen aus dem Tourismus, welche die außerhalb der Pufferzone lebende Bevölkerung nicht hat. Diese sind durchaus als Kompensationen für die Nutzungseinschränkungen zu sehen. Dazu gehören auch Entschädigungen für durch Wildtiere zerstörte Ernte, getötete Haustiere oder andere von Wildtieren verursachte Schäden, wenn etwa Elefanten oder Beutegreifer die Kernzone verlassen und in die Pufferzone eindringen. Insofern ist die Pufferwirkung nicht nur zwischen Einflüssen von außen auf das Schutzgebiet zu sehen, sondern auch zwischen der Kernzone und dem Umfeld außerhalb der Pufferzone, also in beiden Richtungen.
In jedem Fall ist es die primäre Funktion von Pufferzonen, den Bestand des Schutzgebietes und seine Integrität zu unterstützen (Wells und Brandon 1993). Die Funktion von Pufferzonen, Umweltdienstleistungen für das Umfeld der Schutzgebiete zu unterstützen, ergibt sich indirekt zwar schon aus den bisherigen Definitionen, trat aber expressis verbis erst in neuester Zeit hinzu (z. B. Palomo et al. 2012).

weshalb in einigen Fällen Bewachung angesagt ist (► Abschn. 14.4.1). Anders sieht es dagegen mit der indirekten Gefährdung von Arten durch Lebensraumvernichtung und Nutzungsänderung sowie Umweltverschmutzung aus, der mit speziellen Maßnahmen begegnet werden muss (► Abschn. 14.4.2). Eine Besonderheit stellt die Rückwanderung oder Wiedereinbürgerung von Arten dar, wobei große Prädatoren und Weidegänger in der Öffentlichkeit mit besonderer Aufmerksamkeit bedacht werden (► Abschn. 14.4.3). Marine Fischarten sind dagegen durch Überfischung stark bedroht (► Abschn. 11.2), was aber nur durch internationale Abkommen gemindert werden könnte (► Abschn. 13.1) und daher kein Thema dieses Kapitels ist. Strenge direkte Schutzmaßnahmen sind besonders für einige in bestimmten asiatischen Ländern hoch gehandelte Arten der Tropen und Subtropen erforderlich (► Abschn. 14.4.4). Der Schutz von in der Öffentlichkeit beliebten Arten („Flaggschiffarten") kann außerdem eine vordergründige Maßnahme zur Begründung und Durchsetzung von Biotopschutz sein (► Abschn. 14.4.6).

Da die Existenz eines ausreichend großen, bezüglich ihrer Ansprüche intakten, weitgehend ungestörten Lebensraumes für alle bedrohten Arten essenziell ist (könnten sie gut mit gestörten Lebensräumen auskommen, wären sie in der Regel nicht bedroht), ist Habitatschutz eigentlich die wichtigste Maßnahme, um Arten zu schützen, doch reicht er beispielsweise dann nicht aus, wenn im ökologisch intakten Habitat gewildert wird. Manche Arten sind oder waren so stark bedroht, dass ihr Überleben nur in Zoologischen

oder Botanischen Gärten möglich ist bzw. war, worauf in ▶ Kap. 15 eingegangen wird. Für bedrohte Arten werden in der Regel nicht einzelne Hilfsmaßnahmen geplant, sondern ein Komplex von Maßnahmen, ein Artenschutzprogramm (s. z. B. Scherer-Lorenzen 2002).

Bereits in ▶ Abschn. 11.4 wurde auf die Gefährdung einheimischer Arten durch invasive Neobiota hingewiesen. Bekämpfung invasiver Arten ist also eine Maßnahme zum Schutz der weltweiten Biodiversität. Eine direkte Gefährdung kann von konkurrierenden Neobiota ausgehen, die die gleiche Nische wie eine einheimische Art besetzen, aber im Kampf um diese Nische konkurrenzkräftiger als die einheimische Art sind. Das diesbezügliche Paradebeispiel, nordamerikanisches Grauhörnchen (*Sciurus carolinensis*) versus europäisches Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*), wurde ebenfalls bereits in ▶ Abschn. 11.4 vorgestellt. Sinnvoll, d. h. Erfolg versprechend, ist Bekämpfung aber nur dort, wo eine invasive Art noch nicht eingebürgert ist. Ist eine Art eingebürgert und bildet sie zudem bereits Massenbestände aus, wie beispielsweise die Robinie (*Robinia pseudacacia*), der Japan-Knöterich (*Reynoutria japonica*) oder die Pazifische Auster (*Crassostrea gigas*), können lokale Maßnahmen dennoch dort erforderlich und auch nutzbringend sein, wo wertvolle Lebensräume überwuchert werden, z. B. magere Trockenbiotope durch die Robinie. Hier geht es dann aber eher um Biotop- als um Artenschutz.

14

14.4.1 Bewachung

Viele Greifvogelarten waren in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts in weiten Teilen Mitteleuropas ausgerottet oder zumindest extrem selten. Dabei spielte neben der Giftbelastung vor allem durch DDT die Entnahme von Eiern und Jungvögeln aus den Nestern für die Falknerei (und die damit verbundene große Nachfrage vor allem in arabischen Ländern) eine wesentliche Rolle (z. B. Niekisch 1987). „Vogelliebhaber“ und Eiersammler waren ebenfalls sehr an Greifvogelarten interessiert und zahlten hohe Preise. Das Washingtoner Artenschutzabkommen (▶ Abschn. 13.1.4) wurde hier vielfach illegal umgangen. Die seit einigen Jahrzehnten zu verzeichnende Wiederbesiedlung verloren gegangener Lebensräume und der deutliche Anstieg der Brutpaare bei Wanderfalken, Gerfalken und anderen Greifvogelarten ist nicht zuletzt darauf zurückzuführen, dass die Horste von Naturschützern streng bewacht wurden. Diese Bewachung war nicht nur wegen des Nestraubes erforderlich, sondern auch, weil das Brutgeschäft unabsichtlich durch die Ausübung des Klettersports gestört wurde. Viele große Greifvögel und auch der um 1950 sehr stark gefährdete Wanderfalke brüten bevorzugt an steilen Felswänden, die auch genau für diese Sportart bevorzugt werden.

Nach dem erfreulichen Anstieg der Greifvogelbestände ist eine strenge Bewachung aller Nester nicht mehr derart essenziell wie noch vor wenigen Jahrzehnten, bei einigen Arten (z. B. beim Uhu) gar nicht mehr möglich. Wanderfalkenhorste werden aber in einigen Regionen immer noch bewacht. Beispielsweise rief die NABU-Gruppe Daun noch am 22.02.2013 per Internet zur Vorbereitung einer Nestbewachung auf, da „uneinsichtige Kletterer, die trotz der Sperrung der Brutfelsen an diesen klettern und damit die Brut gefährden, sowie die immer wieder zu registrierenden Vergiftungsaktionen gegen Wanderfalken belegen, dass die Bewachung der Wanderfalkenbrutplätze ihren Sinn leider immer noch nicht verloren hat“ und der Deutsche Alpenverein führt auch im Jahre 2014 wieder eine Bewachung von Wanderfalkenhorsten im Bayrischen Wald durch. Im Land Brandenburg gibt es für Adlerhorste und die Nester anderer gefährdeter großer Vogelarten zwar keine permanente Bewachung, aber eine gesetzliche Regelung des Horstschutzes, für dessen erfolgreiche Durchführung vom Landesumweltamt ehrenamtliche Horstbetreuer ernannt werden, die sich regelmäßig um die Störungsfreiheit des Horstes kümmern (Langemach et al. 2008).

14.4.2 Artenhilfsmaßnahmen bei indirekter Gefährdung

Zu den Artenhilfsmaßnahmen bei indirekter Gefährdung zählen u. a. viele derjenigen Aktivitäten, die man in einschlägigen Broschüren und Faltblättern von Naturschutzorganisationen und in einigen Büchern unter dem Thema Naturschutz am

Haus und im Garten finden kann (z. B. Schreiber RL 1993). Ein Teil davon bezieht sich auf die Tatsache, dass viele Höhlenbrüter oder Bewohner von Baumhöhlen in den Wirtschaftsforsten nicht mehr genügend Baumhöhlen vorfinden, wobei sich die Situation nach Einrichtung von Naturwaldzellen, Bannwäldern und Sukzessionsflächen inzwischen lokal verbessert hat, und dass ehemalige Felshöhlenbewohner und -brüter ebenfalls Schwierigkeiten bei der „Wohnungssuche" haben. Je nach Region bestanden bis in die 1950er- oder sogar 1970er-Jahre hinein Nist-, Schlaf- oder Überwinterungsmöglichkeiten in Schuppen, auf Dachböden, in Kellern, in Stollen ehemaliger Bergwerke oder von Wassergewinnungsanlagen etc. Moderne Häuser und selbst Schuppen oder Ställe sind heute in der Regel nicht mehr zugänglich und die Stollen wurden oft aus Sicherheitsgründen verschlossen. Somit ist die Schaffung von „Ersatzwohnraum" eine typische und notwendige Artenhilfsmaßnahme. Hierzu gehören:

- Nistkästen und Niströhren,
- Unterlagen für den Nestbau (z. B. für Schwalben- und Storchennester),
- Fledermaussteine und -ziegel,
- „Insektenhotels",
- Steinhaufen als Unterschlupf für Kleinsäuger, Reptilien, Amphibien und diverse Wirbellose.

Genau so wirkungsvoll wie oder eventuell auch wirkungsvoller als manche dieser Ersatzmaßnahmen ist natürlich die Wiederherstellung der Zugänglichkeit verschlossener Stollen, Dachböden und Ställe. Für Mauersegler gibt es in vielen deutschen Städten spezielle große Initiativen zur Schaffung von Nistplätzen und zur Rettung verletzter (Jung-) Vögel. Zahlreiche Autoren haben weitere Artenhilfsmaßnahmen und/oder detailliertere Angaben zu den oben genannten zusammengestellt (u. a. Wildermuth 1980; Blab 1980, 1993; Geiser 1980; LÖBF 1997).

Sehr beliebt bei Kindern und Vogelfreunden ist die Winterfütterung mittels Meisenringen oder am Futterhäuschen. Aus ökologischer Sicht ist diese Maßnahme eigentlich abzulehnen, denn die winterliche Auslese ist „ökologische Normalität", gehört also zum normalen Lebensraum der Arten und sollte daher nicht „unterlaufen" werden. Andererseits bietet sie aber die Chance, Kinder zur Naturbeobachtung anzuregen und Interesse für Biodiversität zu wecken. Für Menschen mit eingeschränkter Mobilität kann das Futterhäuschen oder der Meisenring zudem eine der wenigen verbliebenen Möglichkeiten des Naturkontaktes darstellen, sodass man die Winterfütterung nicht ganz verteufeln sollte. Allerdings führt ein zu gutes Futterangebot im Winter zum Beispiel bei Meisen zum verfrühten Beginn des Brutgeschäftes mit der Folge, dass dann jahreszeitlich bedingt nicht genug Insekten für die Jungenaufzucht zur Verfügung stehen und die Nestlinge sterben. Auf jeden Fall abzulehnen ist dagegen die Fütterung von Wasservögeln und Fischen, da sie direkt zur Gewässerverschmutzung beiträgt und außerdem zur Überpopulation führt, was weitere Eutrophierung verursacht, sodass das betreffende Gewässer für auf sauberes Wasser angewiesene Arten unbewohnbar wird. Nichts mit Artenschutz zu tun hat Taubenfütterung, sondern sie ist im Gegenteil die kontraproduktive Förderung einer sehr häufigen Art mit Problemen der Hygiene und der Schädigung von erhaltenswerter Bausubstanz.

Abzulehnen ist auch die Zusatzfütterung von Wild (vgl. ◘ Abb. 14.8). Die mitteleuropäischen Wälder leiden alle unter einem deutlich überhöhten Wildbestand. Eine winterliche Reduzierung der Bestände über die Einstellung der Zusatzfütterung wäre daher eine Hilfsmaßnahme für viele Waldpflanzen und auch für die sich allmählich wieder ansiedelnden größeren Prädatoren (Luchs, Wolf).

Eine Ausnahme bildet die Wiedereinbürgerung von Arten. Hierbei kann es erforderlich sein, die ausgesetzten Individuen zunächst in einem überschaubaren Gebiet zu halten, wobei eine den Tieren bekannte Futterstelle ein gutes, mitunter notwendiges Hilfsmittel darstellt. Ein herausragendes Beispiel ist hier die seit den 1980er-Jahren stattfindende Wiedereinführung der Arabischen Oryxantilope (*Oryx leucoryx*) in Lebensräume, aus denen sie durch übermäßige Bejagung verschwunden war. Hier war die Versorgung der aus Zoos zusammengeführten Herde mit Futter unverzichtbar, konnte aber größere Rückschläge nicht immer verhindern (Islam et al. 2010). Auch bei der Auswilderung von Menschenaffen, speziell Orang-Utans, die als Jung-

tiere in (illegale) Haltung als „Haustiere“ gekommen waren, ist neben einem umfangreichen Trainingsprogramm das Angebot sicher versorgter Futterplätze im Wald wesentlich.

In besiedelten und agrarisch genutzten Räumen speziell Europas kann die Anlage von Ablenkfutterplätzen wichtig sein, um Konflikte mit Landwirten oder Besitzern von Fischteichen zu verhindern. Hiermit ist aber kein zusätzlich ausgelegtes Futter gemeint, sondern beispielsweise die Anlage eines besonders attraktiven (weil weit natürlicher als die Fischzuchtteiche gestalteten) Teiches neben der Fischzuchtanlage oder das Angebot von Maisfeldern für Kraniche auf dem Zug. Bei der Auswilderung von Geiern oder der Stützung von deren Restpopulationen ist die Anlage von sogenannten Geierrestaurants, also Futterplätzen bzw. das Auslegen von toten Säugetieren (wie Schafen) eine gängige Praxis, so zum Beispiel in Spanien, die auch für die „Wiederanlockung“ des Gänsegeiers nach Süddeutschland diskutiert wird, aber auf veterinärmedizinische Bedenken und Vorschriften stößt (z. B. Camiña Cardenal 2011).

Weitere Artenhilfsmaßnahmen sind beispielsweise:

- Offenhalten von Lehm- und Tonböden, von denen Schwalben Baumaterial für ihre Nester holen können;
- Amphibienzäune und Amphibienunterführungen;
- Fischtreppen;
- Mahd und gezielte Beweidung von Orchideenwiesen, was aber auch als Biotoppflege angesehen werden kann.

Als Artenhilfsmaßnahme wird oft die Anlage sogenannter **Blumenwiesen** propagiert, wozu Saatmischungen im Handel angeboten werden. Abgesehen davon, dass es sich dabei nahezu ausschließlich um einjährige, nicht mahdverträgliche Arten handelt, also keine „Wiese“ entstehen kann, ist diese Maßnahme aus folgendem Grund sehr bedenklich: Nach unseren eigenen Beobachtungen bestehen die meist in kleinen Tütchen oder auch größeren Packungen mit werbewirksamem Aufdruck angebotenen Saatgutmischungen zu einem hohen Prozentsatz aus in Deutschland nicht heimischen Arten oder zumindest aus nicht autochthonem Material. Hier werden also zugunsten der Förderung von blütenbesuchenden Insekten die Risiken einer Florenverfälschung, der Einschleppung eventuell invasiver Arten (Invasivität wird oft erst nach mehreren Jahrzehnten sichtbar: ▶ Abschn. 11.4) und der genetischen Homogenisierung eingegangen. Solange keine Garantie für autochthones Samenmaterial besteht, ist diese Maßnahme daher kategorisch anzulehnen.

14.4.3 Wiedereinbürgerung von in der Natur völlig oder regional ausgerotteten Arten

Bei der Wiedereinbürgerung von im Freiland völlig oder regional ausgerotteten Arten spielen botanische und zoologische Gärten eine wichtige Rolle, weshalb dieser Aspekt in ▶ Kap. 15 behandelt wird. Als Beispiel wurde die Wiedereinbürgerung des Przewalski-Pferdes bereits in ▶ Box 5.1 erwähnt. Sind dagegen in Nachbargebieten noch intakte, wachsende Populationen vorhanden, so besteht die Möglichkeit einer spontanen Wiederbesiedlung des verlorengegangenen Teilareals. Damit diese Wiederbesiedlung erfolgreich verlaufen kann, sind folgende Voraussetzungen zu schaffen:

- Schutz und Schaffung guter Lebensbedingungen für die noch existenten Populationen, sodass diese sich vergrößern und ein Ausbreitungsdruck entsteht;
- Beseitigung der Gründe, die zur Ausrottung oder zum Erlöschen der Teilpopulation geführt haben;
- Einrichtung von Korridoren, die eine ungestörte Einwanderung ermöglichen.

14.4.4 Schutzmaßnahmen für gehandelte Arten

Auf die nationalen und internationalen Bestimmungen zur Regelung des Handels von Tier- und Pflanzenarten, wird an anderer Stelle (▶ Abschn. 13.1) näher eingegangen. Die diesbezüglich wichtigen Einfuhr- und Handelsverbote können aber nur dort greifen, wo eine strikte Überwachung gewährleistet ist. Aber selbst dann kann nur

eine Verringerung, aber kein Stopp des Handels erzielt werden, wie die Ergebnisse von Kontrollen beispielsweise am Frankfurter Flughafen zeigen: Die sichergestellten Teile und lebende Exemplare von Tier- und Pflanzenarten, die durch das Washingtoner Artenschutzübereinkommen geschützt sind, stellen mit Sicherheit nur einen Teil der Realität dar. Ein erheblicher Teil wird nicht entdeckt, wenngleich hier durch den Einsatz von Hunden, die speziell auf das „Erschnüffeln" geschützter Arten in Fracht und Handgepäck trainiert sind, die Wahrscheinlichkeit der Entdeckung gesteigert werden konnte.

Eine ebenfalls zumindest Teilerfolge bringende Maßnahme ist die Zucht von zuvor nur durch Wildfänge in den Handel gelangten Arten, wie am Beispiel der Krokodile zu sehen ist. Hier decken Zuchtfarmen (◘ Abb. 13.4) inzwischen den wesentlichen Teil, beim Mississippi-Alligator sogar sicher vollständig, die Nachfrage auf dem Weltmarkt ab und ein vom Internationalen Reptillederverband (IRV) entwickeltes Kennzeichnungssystem, das legalen Endprodukten aus Reptilleder beigegebene sogenannte „IRV-Fähnchen", gewährleistet die Nachvollziehbarkeit legaler Quellen. Solche funktionierenden Zertifizierungssysteme sind aber noch immer der Ausnahmefall. Der illegale Handel bedroht trotz aller Kontrollen und Verbote weiter ganz massiv viele Arten, was in ▶ Abschn. 11.2 behandelt wird. Der einzige wirkungsvolle Schutz sind hier verschärfte Kontrollen, hohe Strafen bei Verstößen und breit angelegte Verbraucheraufklärung. Die Wilderer und illegalen Händler sind durch relativ und absolut hohe Gewinnspannen bestens motiviert. Gerade an der Basis, bei den lokalen Fängern und Sammlern, ist der Mangel an Einkommensalternativen, also die Armut, ein wesentlicher Treiber.

14.4.5 Maßnahmen zur Populationsstützung stark dezimierter und zur Wiederansiedlung regional erloschener Arten

Durch Bejagung, Bekämpfung oder Sammeln dezimierte und zudem aufgrund von Lebensraumzerschneidung kleine und/oder isolierte Populationen unterliegen der Gefahr von Inzuchtdepression (▶ Abschn. 9.1.2) und damit des völligen Erlöschens. Eine Vergrößerung der Population durch Aussetzen von Wildfängen aus Regionen mit noch genügend großen Beständen oder aus Nachzuchten in Zoos bzw. botanischen Gärten (▶ Kap. 15) kann sinnvoll sein, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:

- Die ausgesetzten Individuen stammen (im Falle von Pflanzen auf jeden Fall) aus Gebieten mit weitgehend gleichen Standortbedingungen bzw. werden entsprechend eingewöhnt und gehören nicht einer anderen Unterart oder sogar einer anderen (kryptischen) Art an.
- Der Lebensraum ist intakt und für die Ansprüche der Art groß genug.
- Die Ursachen für das frühere Erlöschen sind beseitigt.
- Es wurde oder wird in nächster Zukunft ein Korridor zu benachbarten Populationen geschaffen, sodass genetischer Austausch möglich ist.
- Die Bevölkerung erhält angemessene Informationen über die bevorstehende oder beginnende Wiederbesiedlung; insbesondere müssen eventuelle Ressentiments in Akzeptanz umgewandelt werden.

Die Anlage von Ausbreitungskorridoren ist außerdem ein Mittel, um regional erloschenen Arten die Wiederbesiedlung verloren gegangener Gebiete zu ermöglichen, sobald diese wieder die entsprechenden Bedingungen bieten. Im Hinblick auf die im Zuge des Klimawandels erforderlichen Arealveränderungen gewinnen Korridore noch zusätzlich an Wichtigkeit (▶ Abschn. 12.2).

Ein Beispiel für die erfolgreiche Wiederansiedlung einer im Freiland erloschenen Art wurde bereits vorgestellt (▶ Box 5.1), weitere Beispiele folgen in ▶ Abschn. 15.1.2.

Sehr erfolgreich war auch das von verschiedenen Zoos und Naturschutzinstitutionen gemeinsam getragene internationale Programm der Erhaltungszucht zur Wiederansiedlung des Bartgeiers (*Gypaetus barbatus*) in den Alpen (▶ Abschn. 15.2). Die Art war dort Anfang des 20. Jahrhunderts ausgerottet worden, wozu sicherlich deren fälschliche

Box 14.2 Der Alpensteinbock: Erfolgreiche Wiederansiedlung

Der Alpensteinbock (*Capra ibex*) war schon Mitte des 17. Jahrhunderts in Teilen des Alpenraumes ausgerottet. Grund dafür war die intensive Bejagung, denn ihm beziehungsweise seinen Produkten wurden mystische und medizinische Kräfte nachgesagt. So wurden sein Blut, Knochenmark, Gedärme, sein Fett, seine Haare, ja sogar seine Exkremente in vielfältiger Weise genutzt. Sie sollten nicht nur gegen Krankheiten helfen, sondern auch vor Hexerei schützen. Der Jagddruck war groß, obwohl (oder gerade – wegen der Herausforderung – weil?) die Tiere in unzugänglichem, felsigem Gelände überwiegend oberhalb der Waldgrenze leben. So schreibt von Tschudi (1872, S. 535): „Die Steinbocksjagd ist eines der gefährlichsten Vergnügen und mit zahllosen Beschwerden verbunden […]. Der Steinbock läßt sich nicht jagen wie gewöhnliches Wild. Deswegen muß der Schütze früh auf den höchsten Felsengräthen sein […]. Das Übernachten an der Schneegrenze, ohne Obdach, oft nur durch Steinetragen und Springen vor dem Erfrieren sich zu schützen, ist wohl ein Tropfen Wermuth im Becher der Jagdlust".
Steinböcke halten sich in Höhen bis deutlich über 3000 Metern auf und steigen zum Weiden gelegentlich bis in die höheren Lagen der Bergwälder hinab. Anfang des 19. Jahrhunderts war der Bestand der Art im gesamten Alpenraum auf etwa 100 Tiere zusammengeschrumpft. Sie hatten nur noch im italienischen Gran Paradiso überlebt. 1816 wurde diese Restpopulation unter königlichen Schutz gestellt. Die Initiative dazu kam von dem Förster ▶ Josef Zumstein aus dem Aostatal und dem Schweizer Arzt und Naturschützer Georg ▶ Albert Girtanner. König Viktor Emanuel II. von Piemont-Sardinien setzte sich ab 1854 persönlich für den Schutz ein und so konnte allmählich die Restpopulation langsam wieder wachsen. Der Export von Steinböcken war verboten. 1906 gelang es aber, einige Tiere in die Schweiz zu schmuggeln, wo sie zunächst im Wildpark Peter und Paul im Kanton Sankt Gallen gezüchtet wurden. Ab 1911 begannen dann in der Schweiz erste Wiederansiedlungen, später kamen „legale" Tiere aus dem Gran Paradiso hinzu und es wurden auch in anderen Alpenländern, zuerst in Österreich, weitere Tiere freigelassen. Heute leben wieder etwa 40.000 Tiere im Alpenraum und ihr Bestand gilt als gesichert. Die Gründerpopulation für die Tiere, die heute in der Schweiz, Österreich, Frankreich, Liechtenstein, Deutschland und Slowenien verbreitet sind, betrug also nur 100 Tiere. Im Unterschied zu anderen Tierarten fand die Wiederansiedlung des Steinbocks überall und von Anfang an die breite Unterstützung der Bevölkerung, zumal das Tier auch von der Tourismusindustrie massiv als Werbemittel genutzt wurde und wird.



Einschätzung als Jagdkonkurrent des Menschen (◘ Abb. 14.3) und sogar als Kindsräuber beigetragen hat. Von 1986 bis 2013 wurden 197 in Zoos und Zuchtzentren gezüchtete Bartgeier in Österreich, Frankreich, Italien und der Schweiz ausgewildert (Freimuth et al. 2008). Seit 1997 brüten diese Bartgeier erfolgreich im Freiland und bis 2013 sind 109 im Freiland geborene Tiere ausgeflogen (▶ http://www.wild.uzh.ch/bg/index.htm).

Das Wappentier vieler Alpenorte, der Steinbock, war in freier Natur ebenfalls fast ausgestorben. Die Geschichte seiner sehr erfolgreichen Wiedereinbürgerung wird in ▶ Box 14.2 kurz dargestellt.

◘ **Abb. 14.3** Der Kampf des „mythischen" Steinbocks mit dem „verruchten" Lämmer- oder Bartgeier ist ein schönes Beispiel für falsche Vorstellungen, welche die Ausrottung dieser zwei Tierarten in den Alpen zur Folge hatten. Einbandvignette von „Das Thierleben der Alpenwelt" (von Tschudi 1872). Sammlung und Foto M. Niekisch

14.4.6 Flaggschiffarten, Schlüsselarten, Schirmarten, Zielarten: Artenschutz als Vehikel für Biotopschutz

So einfach die vier Begriffe Flaggschiffart (*flagship species*), Schlüsselart (*keystone species*), Schirmart (*umbrella species*) und Zielart (*target species*) auch scheinen mögen, zeigt die große Zahl von neueren Veröffentlichungen dazu doch einerseits ihre hohe Bedeutung im Naturschutz. Angesichts der rapide zunehmenden naturwissenschaftlichen und sozialen Erkenntnisse über die Komplexität von Ökosystemen und Lebensgemeinschaften sollten solche auf einzelne Arten bezogenen, strategischen und praktischen Ansätze andererseits zunehmend kritisch hinterfragt werden und es müssen künftig (auch) umfassendere Ansätze in den Mittelpunkt treten (vgl. Andelman und Fagan 2000; Ducarme et al. 2013; Simberloff 1998).

Flaggschiffarten Um den naturschutzfachlichen hohen Wert eines Lebensraumes öffentlich deutlich zu machen, bedienen sich Behörden und private Verbände der „Flaggschiffarten". Naturschutzverbände bedienen sich solcher Arten gern als „Wappentiere" ihres Verbandes (vgl. Home et al. 2009), von denen der Große Panda für den *Worldwide Fund for Nature* (WWF) sicher das international bekannteste ist (Abb. 14.4d). Es sind dies sympathische und charismatische Arten, die als Stellvertreter des für sie typischen Lebensraumes für dessen Erhaltung werblich eingesetzt werden, sei es für konkreten Flächenschutz oder im Zuge von Kampagnen zur Öffentlichkeitsarbeit für den Schutz bestimmter Lebensräume. Herausragende Beispiele sind hier die Berggorillas, Tiger und Eisbären, bei den Pflanzen beispielsweise Orchideen. Allerdings lassen sich mit Pflanzenarten grundsätzlich weniger Menschen emotional ansprechen und dadurch etwa zu Spenden für den Arten- und Naturschutz bzw. zur Akzeptanz von einschlägigen Erhaltungsmaßnahmen motivieren.

Mit den Grundlagen und Konzepten zum Begriff der „charismatischen Art" haben sich unter anderem Lorimer (2007) und Ducarme et al. (2013) umfassend auseinandergesetzt. Jedenfalls gilt, dass Tierarten, die wenig sympathisch wirken, als Flaggschiffarten nicht geeignet sind, ganz unabhängig von ihrem Bedrohungsstatus und der Notwendigkeit von Schutzmaßnamen. Besonders erfolgreich ist die Werbung mit Säugetieren, die dem Kindchenschema entsprechen oder zumindest als Jungtiere allgemein als „süß" gelten (Abb. 14.4). Dagegen ist beispielsweise der Kubanische Schlitzrüssler (*Solenodon cubanus*) (Abb. 14.5) als Flaggschiffart gänzlich ungeeignet, obwohl er von der IUCN als gefährdet eingestuft wird, bis vor wenigen Jahren als ausgestorben galt, erst kürzlich Lebendfunde mehrerer Tiere gemeldet wurden (Peláez 2012) und er für einen teilweise bedrohten Lebensraum im äußersten Südosten Kubas steht. Er ist ein nachtaktives, struppig behaartes Tier mit spitzer Schnauze, rattenähnlichem Schwanz und kleinen Augen (und zudem unangenehmem Geruch, der normalerweise wegen der versteckten Lebensweise der Tiere von Menschen nicht erfahrbar ist), was in Verbindung mit dem deutschen Trivialnamen bei Nichtbiologen kaum positive Emotionen weckt.

Ganz anders wirkt da ein (im Zoo geborener) kleiner Eisbär, der Menschenmassen anzieht und auch thematisch eingesetzt werden kann, um auf die Bedrohungen aufmerksam zu machen, welche der Art durch den Klimawandel drohen. Auch die große Aufmerksamkeit und Ablehnung, welche die Öffentlichkeit (berechtigterweise) dem Abschlachten von Robbenarten, insbesondere deren Jungtieren entgegenbringt, beruht zu erheblichen Teilen auf dem Kindchenschema. Wäre dem nicht so, müsste die gleiche Wirkung von den brutalen Jagdzügen gegen die Saigaantilopen (*Saiga tatarica*) ausgehen (Abb. 14.6), eine Art, für die verschiedene große Naturschutzorganisationen wie die Zoologische Gesellschaft Frankfurt und der WWF in Zusammenarbeit mit den nationalen Behörden im Verbreitungsgebiet, insbesondere in Kasachstan und Kalmykien, erhebliche Schutzaktivitäten unternehmen, vor allem die Bekämpfung der Wilderei. Meeresschildkröten sind ein gutes Beispiel für Flaggschiffarten aus dem Reptilienbereich, der Apollofalter eignet sich als „Aushängeschild" für den Schutz von nährstoffarmen Randbereichen von Weinbergen.

Schlüsselarten Von den Flaggschiffarten zu unterscheiden sind die Schlüsselarten und die Schirmar-



Abb. 14.4a–d Beispiele für Flaggschiffarten; **a** Koalabären (*Phascolarctos cinereus*) sind prädestinierte Tiere zum Liebhaben, da sie dem Kindchenschema entsprechen; sie sind übrigens das Vorbild für den Teddybär. Dementsprechend eignen sie sich als „Flaggschiff" für den Naturschutz; **b** „niedliche" Eisbärenbabys (*Ursus maritimus*) verursachen regelmäßig einen starken Besucheransturm in Zoos, wodurch sich die Gelegenheit ergibt, breite Kreise für den Schutz des Lebensraumes der Art zu gewinnen; auch der Kleine (*Ailurus fulgens*; **c**) und Große Panda (*Ailuropoda melanoleuca*, **d**) sind typische Flaggschiffarten. Fotos: M. Niekisch (a), Zoo München Hellabrunn (b), Udo Schickhoff (c), R. Wittig (d)

14



Abb. 14.5 Der Schlitzrüssler (*Solenodon cubanus*) ist als Flaggschiffart absolut ungeeignet. Farblithografie aus Peters W (1863) Über die Säugetiergattung Solenodon. Königliche Akademie der Wissenschaften, Berlin. Sammlung und Foto M. Niekisch

ten. Ein bis heute eindrückliches Beispiel für eine Schlüsselart ist der Seestern (*Pisaster ochraceus*), an dem Paine (1969) das Konzept der „*keystone species*" entwickelte: Die Art kommt an den Felsküstengebieten im Nordwesten der USA vor und ernährt sich dort von verschiedenen Arten von Krebsen und Weichtieren, u. a. von der Kalifornischen Miesmuschel (*Mytilus californianus*). Fällt der Seestern aus, so verdrängt die Miesmuschel ihre Mitbewohner, d. h. die örtliche Biodiversität nimmt ab. Der Seestern hat also Funktionen, welche für andere Arten (überlebens-)wichtig sind: Er wirkt somit als Schlüssel für die Erhaltung einer Lebensgemeinschaft, d. h. er ist eine Schlüsselart. Auch Flusspferde (*Hippopotamus amphibius*) sind eine Schlüsselart, da ihr Verschwinden (etwa



Abb. 14.6a–c Die über weite Strecken wandernden Saigaantilopen (*Saiga tatarica:* **a**) unterliegen wegen ihres Fleisches und Hornes massiver Wilderei, welche die Behörden, unterstützt von Naturschutzorganisationen, inzwischen intensiv bekämpfen. Hier erfolgt gerade die Beschlagnahmung der Wildererbeute (**b**) und die Vorbereitung zur Verbrennung der gewilderten Saigaantilopen, damit niemand mehr aus der Wilderei ein Geschäft machen kann (**c**). Fotos: Klaus Nigge (a), *Association for the Conservation of Biodiversity of Kazakhstan* (b, c)

durch Überjagung) weitreichende Folgen für die Biozönose hat, wenn z. B. ihre Funktionen bei der Offenhaltung von Gewässern, der Aufrechterhaltung von Verbindungen zwischen verschiedenen Gewässern und der Düngereintrag über ihren Kot wegfallen.

Schirmarten Als Schirmarten werden solche bezeichnet, über deren gezielten Schutz andere Arten und Lebensgemeinschaften erhalten werden (u. a. Zehlius-Eckert 2005), was meist nur über den Schutz der Lebensräume erreichbar ist. Die Erhaltung der Berggorillas im östlichen Afrika bringt den Schutz der im gleichen Lebensraum vorkommenden Tier- und Pflanzenarten mit sich, für die allein keine oder nicht genügend große Schutzgebiete ausgewiesen würden. Entsprechendes gilt für die Moorbläulinge (*Maculinea* sp.) in Deutschland. Die Zielarten repräsentieren also eine ganze Gruppe von Arten, was in der Naturschutzplanung eine enorme Reduktion des finanziellen und zeitlichen Aufwandes ermöglicht (Favreau et al. 2006). Vetter und Storch (2009) zeigen mittels einer Literaturanalyse, dass durch den Schutz der von ihnen berücksichtigten Schirmarten tatsächlich weitere Arten profitieren, beispielsweise wurden im Falle der Schirmart Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) Spechte, holzbewohnende Käfer, holzbewohnende Pilze, die Rote Waldameise (*Formica rufa*) und die Vegetation gefördert.

Zielarten Eine weitere Kategorie, die Zielart (s. z. B. Jessel 1998; Handke und Hellberg 2007; Laubhann et al. 2010), ist eine Art, deren Bioto-

pansprüche für zahlreiche andere gefährdete Arten repräsentativ sind, sodass ihr Schutz und für sie durchgeführte Maßnahmen zugleich vielen anderen Arten zugutekommen. Ein anderes Verständnis des Begriffes liegt u. a. den Ausführungen von Geißler-Strobel et al. (2006) zugrunde: Dort sind es Arten, für deren Überleben einzelne Biotoppflegemaßnahmen nicht mehr ausreichen, sondern es großräumigerer Planung zur Sicherung der Laich-, Sommer- und Winterlebensräume mit ausreichenden Strukturen und ausreichenden Beständen seiner Nährtiere bedarf (Weidenbacher 2012), wovon logischerweise aber auch andere Arten profitieren können. Ein Beispiel, für das beide Definitionen des Zielartenbegriffes zutreffen, ist der Laubfrosch (*Hyla arborea*). Zielarten wurden außerdem für den Biotopverbund definiert (Burkhardt et al. 2010).

Indikatorarten Eine ganz andere Kategorie als die vier genannten bilden die Indikatorarten (*indicator species*): Sie zeigen den Zustand nicht unmittelbar erkennbarer Bedingungen an, so indizieren die Bachplanarie (*Dugesia gonocephala*) oder die Bachforelle (*Salmo trutta fario*) sauberes, sauerstoffreiches, kühles und schnell fließendes Gewässer, der Reinweiße Hahnenfuß (*Ranunculus hololeucos*) und die Wasser-Lobelie (*Lobelia dortmanna*) nährstoffarmes Wasser. Je enger eine Art an das Vorhandensein eines bestimmten Umweltfaktors gebunden ist, desto genauer ist sie als Indikator. Weitverbreitete, häufige Arten, Ubiquisten, die mit vielen Umweltbedingungen zurechtkommen, sind als Indikatoren nicht geeignet. Indikatorarten sind wichtig für die Beurteilungen des Zustandes und Entwicklungen eines Lebensraumes, z. B. für dessen Naturnähe (Blaschke et al. 2009) oder den Grad der anthropogenen Gestörtheit (Hemerobie und Hemerobiezeiger: s. Sukopp 1976; Kowarik 1988). Optisch auffällige, integrierende Indikatorarten (beispielsweise für Naturnähe) werden von Fichtner und Lüderitz (2013) als **Signalarten** bezeichnet.

Eine Mischung aus Zielart (sie ist selbst hoch schutzwürdig), Schirmart (ihr Schutz bewirkt den Schutz der meist mit ihr vergesellschafteten, ebenfalls gefährdeten Arten) und Indikatorart (sie zeigt schutzwürdige Biotope an) stellt wohl der Begriff „**Leitart**“ dar, wie ihn Kunze et al. (2012) für die Krebsschere (*Stratiotes aloides*) benutzen. Graf et al. (2010) sehen Leitarten als bedeutsam für die Definition von Lebensraumschutzzielen an sowie als Indikatoren für den Erfolg von Maßnahmen.

Natürlich können bestimmte Arten mehrere der genannten Funktionen gleichzeitig haben. So kann der Weißstorch gleichzeitig Flaggschiffart (als Wappentier zum Beispiel des Naturschutzbundes Deutschland, NABU), Schirmart (beim Schutz von Feuchtwiesen, durch den auch viele andere Vogel- und Amphibienarten erhalten werden) und Leitart (für die Landschaftsplanung) sein. Als Indikator im Sommerlebensraum zeigt er zumindest an, dass das Gebiet ausreichend große Nährtierbestände hat, ist aber ansonsten kein sehr spezifischer Indikator. Er ist keine Schlüsselart, da sein Fehlen nicht zu Veränderungen der gesamten Zönose führt (wohl aber können umgekehrt Veränderungen im Gebiet und den dortigen Lebensgemeinschaften zu seinem Verschwinden führen).

14.5 Renaturierung, Restaurierung, Pflege und Neuschaffung naturnaher Lebensräume

Da auch naturnahe Biotope nicht frei von menschlichen Einflüssen sind, müssen diese ausgeglichen oder zumindest abgemildert werden. Vor ihrer Unterschutzstellung geschädigte Biotope sind zu renaturieren bzw. restaurieren (► Abschn. 14.5.1), außerdem können einige Biotoptypen auch neu geschaffen werden (► Abschn. 14.5.2). Die Restaurierung von Lebensräumen erfordert ein hohes Maß an Fachwissen und Erfahrung. Es ist daher nicht verwunderlich, dass dieses Thema bereits Bücher füllt (Zerbe und Wiegleb 2009; Comin 2010; van Andel 2012), ihm eine eigene Zeitschrift (*Restoration Ecology*) gewidmet ist und sich auch im deutschsprachigen Raum eine eigene Teilwissenschaft „Renaturierungsökologie“ zu etablieren scheint (z. B. Hermann et al. 2013). Einen wichtigen Beitrag zur Begriffsklärung, Kenntnis der Grundlagen und der Definition der Ziele liefern die „Vilmer Thesen zu Renaturierung und Naturschutz“ (Wiegleb et al. 2013).

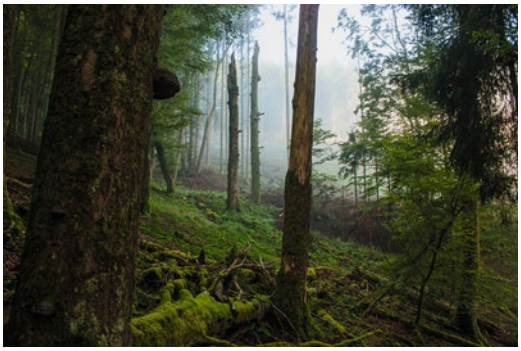


Abb. 14.7 Viele Waldorganismen sind auf Totholz angewiesen, dessen hier zu sehende reichliche Existenz daher eine wichtige Voraussetzung für eine hohe Biodiversität ist. Foto Ralf Thierfelder (Südeifel, 2008)



Abb. 14.8 Wo derartig massenhafte Wildfütterungen erfolgen, kann man mit Sicherheit nicht mehr von einem naturnahen Ökosystem sprechen. Bad Berleburg 2012, Foto R. Wittig

14.5.1 Renaturierung und Restaurierung naturnaher Lebensräume

Mitteleuropas und speziell Deutschlands bewirtschaftete Wälder mit natürlicher Baumartenkombination werden zwar häufig für naturnah gehalten, sind aber aufgrund ihrer Altersklassenstruktur und des weitgehenden Fehlens von Totholz für viele waldbewohnende Tier-, Pflanzen- und Pilzarten suboptimal (z. B. Müller et al. 2007). Selbst in den FFH-Gebieten (▶ Abschn. 13.2.2) ist der Großteil des Lebensraumtyps „Wälder und Gebüsche“ in einem ungünstigen, d. h. schlechten oder unzureichenden Erhaltungszustand (Ellwanger et al. 2011). Einen deutlichen Fortschritt bildet demgegenüber die seit den 1970er-Jahren erfolgte Einrichtung von **Naturwaldreservaten**, Bannwäldern, Naturwäldern, Wildnisgebieten oder wie auch immer die von der Nutzung ausgenommenen Wälder genannt werden (z. B. Dieterich et al. 1970; Butzke et al. 1975, 1984; Althoff et al. 1991; Wolf und Bohn 1991; Broggi und Willi 1993; Bücking 1995, 1997; Sperber und Thierfelder 2004). Nach Wildmann et al. (2014) sind in Deutschland bisher 3 % der Waldfläche aus der Nutzung genommen worden. Zu einem Naturwald gehört übrigens auch Aas großer Säugetiere, das für viele Fleischfresser ein wichtiger Nahrungsbestandteil und für reine Aasfresser natürlich essenziell ist, das aber in Mitteleuropa in der Regel auch in Wäldern aufgrund gesetzlicher Hygienebestimmungen beseitigt werden muss (s. Krawczynski und Wagner 2008).

Natürliche Wälder sind in Europa, wenn überhaupt, nur noch an unzugänglichen und dazu noch aus diversen glücklichen Umständen seit Langem vor Entwaldung geschützten Gebieten vorhanden (Leibundgut 1982; Průša 1985). Als Urwald gilt der Rothwald bei Lunz (Mayer et al. 1979), doch absolut sicher kann man bezüglich der Einstufung nicht sein und im nach Wegener (1991) bedeutendsten Urwald des Tieflandes, dem auf beiden Seiten der polnisch-weißrussischen Grenze gelegenen Wald von Bialowieża, wurde im 1.Weltkrieg ein Großteil der Bäume gefällt. Immerhin handelt es sich aber, wie wohl bei den meisten der letzten „Urwälder“, zwar nicht um einen von menschlichen Eingriffen freien, jedoch um einen sehr alten Wald (HIW ▶ Abschn. 7.1.7). Als wichtige Schritte in Richtung einer Teilrenaturierung von Wirtschaftswäldern sind der Verzicht auf gleichaltrige Monokulturen, die Umwandlung standortfremder Forste in Wälder mit naturnaher Artenkombination, der Verzicht auf großflächige Kahlschläge, Unterlassung von Düngung und Kalkung, Erhöhung des Anteils von Totholz (Abb. 14.7) sowie die Reduzierung des Wildbestandes zu nennen (Abb. 14.8).

Von den weiteren Lebensräumen der ehemaligen mitteleuropäischen Naturlandschaft sind die nordwestdeutschen Hochmoore weitestgehend vernichtet (▶ Box 11.2), eine Restaurierung industriell oder anderweitig großflächig abgebauter Hochmoore ist daher unmöglich, was Rochefort und Lodde (2006) auch für zerstörte boreale Hochmoore konstatieren. Etwas

größere Chancen bestehen bei bäuerlichen Handtorfstichen (Dierßen und Dierßen 2001). Beispielsweise fand Wittig (1980) in einigen Torfkuhlen teilabgetorfter, wiedervernässter westfälischer Hochmoore die für intakte Hochmoore charakteristische Bultengesellschaft, das Erico-Sphagnetum magellanici. Auch im Alpenvorland besitzt der bäuerliche Torfstich das größte Restaurierungspotenzial (Pfadenhauer 1989). Nach großflächigem Abbau kann man jedoch versuchen, die Abbauflächen zu renaturieren (z. B. Pfadenhauer 1998), wobei Feuchtgebiete, aber keine Hochmoore entstehen. Auch im Alpenvorland und den Mittelgebirgen wurden die Moore genutzt, sodass großflächige naturnahe Lebensräume nicht mehr existieren, aber eventuell ist stellenweise eine Restaurierung noch möglich. In der Regel sind jedoch die dort durchgeführten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen lediglich als Renaturierung zu bezeichnen, eine Restaurierung ist nicht möglich (Englmaier 2009). Grundlegende Hinweise zur sinnvollen Nutzung von Mooren geben Joosten und Clarke (2002).

Fließgewässer wurden in den Industrienationen fast überall ausgebaut oder begradigt und viele dienten zudem lange Zeit als Abwasserleiter. Die mitteleuropäischen Stillgewässer sind ebenfalls nicht mehr natürlich, denn sie wurden mit Abwässern belastet, befischt (wozu oft neue Arten eingesetzt wurden) und ihre Ufer wurden teilweise befestigt und verbaut. Eine Rückführung in einen naturnäheren Zustand durch die Rücknahme von Verbauung und Begradigung sowie die (bereits weitgehend erfolgte) Inbetriebnahme von Klärwerken ist jedoch möglich und lohnend.

Ob und wie schnell sich nach deren Renaturierung, d. h. der Wiederherstellung des natürlichen Überflutungsregimes, auch die natürliche Vegetation der Pionierfluren wieder einstellt, hängt nicht zuletzt von der noch im Boden vorhandenen Diasporenbank ab (z. B. Bernhardt 1995). Überhaupt ist die Diasporenbank ein wichtiger Faktor für den Erfolg oder Misserfolg von Renaturierungs- und Restaurierungsmaßnahmen (Bernhardt 1993a, b).

Die oben erwähnte Einrichtung von Waldreservaten ist im wahrsten Sinne eine Renaturierung, denn die Wälder werden der natürlichen Entwicklung überlassen, jeder Eingriff unterbleibt. **Renaturierung erfordert nämlich eigentlich nur zwei Maßnahmen: Das Untersagen von Eingriffen und die Überwachung der Einhaltung dieses Verbots.** Die Errichtung von Kläranlagen in der Umgebung eines Sees, der bisher die Abwässer aller Anlieger aufnahm, ist somit zwar eine die Renaturierung fördernde, also eine sinnvolle Renaturierungsmaßnahme, führt aber nicht zur vollständigen Renaturierung, denn es erfolgen weiterhin Eingriffe (Fischerei, Bootsverkehr, Badebetrieb, Entenjagd, Erhaltungsmaßnahmen für Uferbefestigungen und Bootsanlegestellen etc.). Erst die Ausweisung als „Natursee“ im Sinne der o. g. Naturwaldzellen würde zu einer echten Renaturierung führen.

Überall dort, wo die natürlichen Standortverhältnisse nicht erhalten geblieben sind, ist ungestörte Entwicklung die beste Renaturierungsmaßnahme. Dies gilt nicht nur für Wälder, sondern beispielsweise auch für Steppen, wie die großflächige Rückkehr der russischen Steppenvegetation auf brachliegendem Ackerland in der Nach-Sowjet-Ära zeigt (Hölzel et al. 2002a).

Eines von vielen Beispielen für eine Renaturierung ohne Wiederherstellung des ursprünglichen natürlichen Zustandes der Feuchtwaldvegetation ist das obere Mühlenbachtal bei Mönchengladbach: Hier führte die Wiedervernässung eines im Zuge des angrenzenden Braunkohlenabbaus trockengefallenen Bachtales zur Etablierung eines Bach-Auenwaldes anstelle des ursprünglich vorhandenen Erlenbruchwaldes (Wittig et al. 2006).

14.5.2 Neuschaffung von Lebensräumen

Für die Neuschaffung von Lebensräumen gefährdeter Arten eignen sich insbesondere Steinbrüche und sogenannte **Abgrabungen** (Kies-, Sand- und Tongruben). Auch im Zuge des Braunkohlenabbaus sind nach entsprechenden Renaturierungsmaßnahmen stellenweise wertvolle Biotope entstanden. Meist entsteht die Biozönose derartiger „Biotope aus zweiter Hand“ nicht erst nach Nutzungsaufgabe und Renaturierung, sondern es setzt bereits während des Betriebes eine allmähliche Wiederbesiedlung der schon abgebauten Flächen ein. Deshalb ist die Renaturierung von Abgrabungsflächen in der Regel keine völlige Neuschaffung eines Lebensraumes, sondern eine weiterführende Gestaltung und Entwicklung. Die Mehrzahl der Arbeiten, die sich mit der Neuanlage von Biotopen beschäftigen, befasst sich

Tab. 14.6 Ausgewählte Literatur zur Bedeutung von Sekundärbiotopen für die Biodiversität

Biotop	Literatur*
Nassabgrabungsgewässer (Ton-, Kies- und Sandkuhlen, Baggerseen, Restseen des Braunkohleabbaus)	Bauer G (1973); Bauer H-J (1977); Jürging und Kaule (1977); Dahl und Jürging (1982)
Kalkschlammteiche	Schall (1985)
Steinbrüche	Loske (1984); Kundel et al. (1987); Mückschel (1997); Speier und Pott (1997); Trautmann und Bruns (1988)
Trockenabgrabungen	Heydemann (1982); Plachter (1983); Ranftl (1983); Durka et al. (1997)
Halden, Kippen	Wolf (1985); Jochimsen (1986); Wiedemann (1998)
Rieselfelder	s. Tab. 14.7

*Einige der genannten Autoren behandeln weitere Typen von Sekundärbiotopen, aber der Schwerpunkt liegt auf dem hier genannten

folgerichtig auch mit der Entwicklung und Pflege vorhandener Lebensräume. Über die Neuschaffung, Gestaltung und Pflege derartiger Biotope aus zweiter Hand existiert eine Fülle von Literatur von der eine kleine Auswahl in Tab. 14.6 zusammengesellt ist. Wir gehen daher hier nur auf ein Beispiel ein, dass die Problematik von künstlich angelegten oder im Zuge von Abgrabungen entstandenen Biotopen zeigt, die häufig (und auch nicht zu Unrecht) als Ersatzlebensräume für Auengewässer propagierten Abgrabungsgewässer (z. B. Scharbert und Greven 2002). Abbildung 14.9 zeigt, dass sich Sekundärbiotope langfristig sehr naturnah entwickeln können.

Auenbiotope „leben" von einer mehr oder weniger regelmäßigen Störung: dem Wechsel zwischen Überflutung und Austrocknung: Diese Dynamik ist jedoch an nahezu allen mitteleuropäischen Flüssen durch Begradigung und Eindeichung unterbunden worden, sodass viele charakteristische Arten und (Teil-)Lebensgemeinschaften der Flussauen selten geworden sind. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass sich an und in Abgrabungsgewässern in der Regel mehrere auentypische Arten und (Teil-)Biozönosen einstellen. Dieses Phänomen beruht darauf, dass Auenarten typische Pioniere sind, die offene Flächen schnell besiedeln können. Unterbleiben jedoch Störungen, so werden sie im Laufe der Zeit durch an ungestörten Standorten konkurrenzkräftigere Arten abgelöst. Abgrabungsgewässer können Auenarten also nur für einen bestimmten Zeitraum als Refugium dienen.



Abb. 14.9 Der unter Naturschutz stehende Beversee bei Bergkamen (Nordrhein-Westfalen) ist durch vom Steinkohlenbergbau verursachte Geländeabsenkungen (= Bergsenkungen) entstanden. Foto R. Wittig (2005)

Will man sie länger dort halten, ist ein regelmäßiges Zurücksetzen der abgelaufenen Sukzession erforderlich, was Zeit und Geld kostet. Die Renaturierung von Auen ist daher nicht nur die naturgemäßere, sondern auf lange Sicht auch kostengünstigere Maßnahme. Die Nutzung von Abgrabungsgewässern für den Naturschutz kann dennoch aus anderen Gründen sinnvoll sein: Im Zuge der allgemeinen Entwässerung aller Feuchtstandorte in der Kulturlandschaft ist jede bis in den Grundwasserspiegel hineinreichende Abgrabung ein Ersatz für die verloren gegangenen Feuchtbiotope. Selbst wenn alle kleineren Abgrabungsgewässer im Laufe der Sukzession verlanden, stellen sie auch danach noch Feuchtbiotope dar, die vielen bedrohten Arten eine Überlebensmöglichkeit bieten.

Tab. 14.7 Rieselfelder in Deutschland

Ort	Zustand	Anmerkung	Biotope	Fläche	Vögel (Auswahl)	Literatur (Auswahl)
Appelhülsen	Bewässert mit geklärtem Wasser	NSG mit ehrenamtlicher Betreuung	Gewässer, Röhricht	7 ha	Rot- und Grünschenkel, Kampfläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer, Zwergschnepfe, Krick-, Knäck-, Krack- und Löffelente; Rohrammer, Teichrohrsänger, Wasserralle	Giehr (1986) sowie weitere Beiträge in „Kiebitz“
Berlin	Nicht mehr in Funktion	Früher 20 Rieselfeldgebiete; seit 2011 teilweise (Hobrechtsfelde) Waldweide	u.a. Grünland, Hudewald (s. Anmerkung)	?	Braunkehlchen, Schwarzkehlchen, Baumfalke, Kiebitz, Wachtel, Weißstorch	Saure (1996) Mönig (2003), Böhner et al. (2005) Gärtner (2012), Westphal (2012)
Bielefeld	In Teilen zum Naturreservat umgestaltet	Unterhalt durch eine private Stiftung	Teiche und Blänken, Röhricht, Grünland,	65 ha	Blaukehlchen, Braunkehlchen, Eisvogel, Fischadler, Flussregenpfeifer, Rohrammer, Rohrdommel, Rohrweihe, Sumpfrohrsänger, Teichrohrsänger, Kiebitz, Schafstelze, Krickente, Reiherente,	Bader (1981)
Braunschweig	In Funktion	Unmittelbar am Siedlungsrand gelegen	Teiche mit Röhricht	300 ha	Bekassine, Brandgans, Bruchwasserläufer, Eisvogel, Fischadler, Kampfläufer, Rotmilan, Wachtelkönig, Zwergschnepfe, Kiebitz	Pannach (1992), Melchert et al. (2001), Oldekopp et al. (2006), Brandt et al. (2009)
Freiburg	Nicht mehr in Funktion; in Teilen NSG	Unmittelbar am Siedlungsrand gelegen	Teiche, Tümpel, Grünland, Sukzessionsflächen	275 ha	Schwarzkehlchen, Teichrohrsänger, Wachtel, Goldammer, Bekassine, Schafstelze, Kornweihe	Lünser (1999), Herr & Ruf (2008)

Internetquellen:
Appelhülsen: ► http://www.nabu-naturschutzstation-muensterland.de/front_content.php?idart=809
Berlin: ► http://www.stadtentwicklung.berlin.de/natur_gruen/naturschutz/schutzgebiete/de/pflege_entwicklung/beweidung/hobrechtsfelde.shtml
Bielefeld: ► http://www.rieselfelder-windel.de/
Braunschweig: ► http://www.amtenbrink.de/kunden/sebs/Flora_und_Fauna_BS.pdf
Freiburg: ► http://www.freiburg.de/pb/site/Freiburg/get/388713/Broschuere_Naturschutzgebiet_Rieselfeld.pdf
Münster: ► http://www.rieselfelder-muenster.de/

Tab. 14.7 (*Fortsetzung*) Rieselfelder in Deutschland

Ort	Zustand	Anmerkung	Biotope	Fläche	Vögel (Auswahl)	Literatur (Auswahl)
Münster	Nicht mehr in Funktion, aber weiter bewässert	Biologische Station, Europareservat für Watvögel, Feuchtgebiet internat. Bedeutung	Teiche mit Pionierfluren und Röhrichten, Streuobstwiesen, Brachflächen	228 ha	Löffel-, Reiher-, Schell-, Schnatter-, Spieß- u. Tafelente, Gänsesäger, Austernfischer, Kampfläufer, Zwergschnepfe, Fluß- u. Sandregenpfeifer, Gr. Brachvogel, Bekassine, Bruch- u. Waldwasserläufer, Grün- u. Rotschenkel, Austernfischer, Weißstorch, Trauerseeschwalbe, Eisvogel, Braunkehlchen, Rohrweihe	Jahresberichte der Biologischen Station (zum Download), Harengerd et al. (1972), Biologische Station Rieselfelder (1981)

Internetquellen:
Appelhülsen: ▶ http://www.nabu-naturschutzstation-muensterland.de/front_content.php?idart=809
Berlin: ▶ http://www.stadtentwicklung.berlin.de/natur_gruen/naturschutz/schutzgebiete/de/pflege_entwicklung/beweidung/hobrechtsfelde.shtml
Bielefeld: ▶ http://www.rieselfelder-windel.de/
Braunschweig: ▶ http://www.amtenbrink.de/kunden/sebs/Flora_und_Fauna_BS.pdf
Freiburg: ▶ http://www.freiburg.de/pb/site/Freiburg/get/388713/Broschuere_Naturschutzgebiet_Rieselfeld.pdf
Münster: ▶ http://www.rieselfelder-muenster.de/

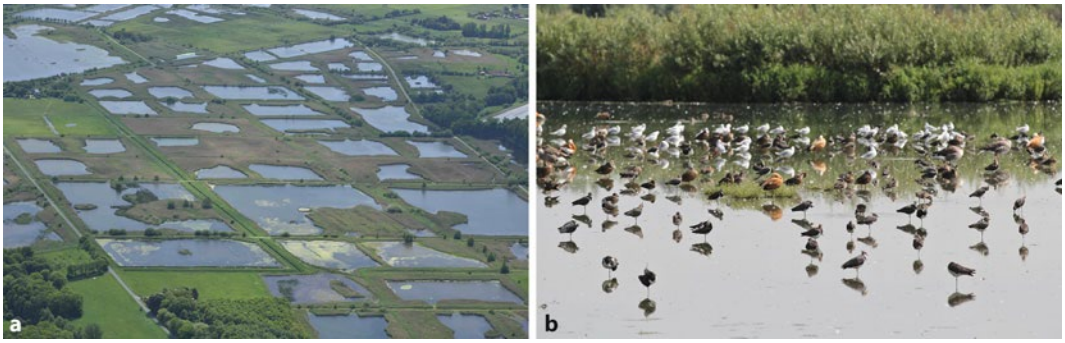


Abb. 14.10 Die ehemalige Abwasserkläranlage „Münstersche Rieselfelder" (**a**) besitzt große Bedeutung für den Schutz von Watvögeln (**b**) und ist daher seit 1978 Europareservat, seit 1983 Feuchtgebiet internationaler Bedeutung gemäß der Ramsar-Konvention und seit 1998 auch Naturschutzgebiet. Fotos Archiv Biologische Station Rieselfelder Münster

Zu einem ornithologisch sehr wertvollen Brut- oder Überwinterungslebensraum sowie als Rastplatz für ziehende Watvögel haben sich manche **Rieselfelder** entwickelt (Tab. 14.7, Abb. 14.10). Darüber hinaus sind Rieselfelder Lebensraum für Amphibien und andere Bewohner flacher Gewässer sowie für die Pioniere von Schlammflächen.

14.6 Pflege von Lebensräumen der Kulturlandschaft

Aus ▶ Abschn. 14.5 geht hervor, dass Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes degradierter Stadien schutzwürdiger Grünlandtypen (Hölzel 2000; Hölzel et al. 2002b, 2006), Flussschotterhaiden (Müller et al. 1998) und anderer Biotope der Kulturlandschaft



Abb. 14.11a,b Feuer als Pflegemaßnahme von brachgefallenem Grünland; **a** Ringfeuer zur Entfernung eines größeren Busches; **b** linienhaftes Feuer zur Entfernung von verfilztem Grasbewuchs. Fotos R. Wittig

keine Renaturierung i. e. S., sondern eine Wiederherstellung (Restaurierung) bedeuten (z. B. Hölzel und Otte 2003). Andererseits kann man aber i. w. S. doch von Renaturierung sprechen, denn eine restaurierte, nun wieder extensiv genutzte Feuchtwiese ist auf jeden Fall naturnäher als Intensivgrünland oder gar Ackerland, in das die Feuchtwiese zwischenzeitlich umgewandelt worden war. Bei vielen Schutzgebieten, in manchen mitteleuropäischen Regionen sogar den meisten, handelt es sich nicht um natürliche Lebensräume, sondern um vom Menschen im Zuge heute nicht mehr profitabler Wirtschaftsweisen geschaffene Biotope, wie z. B. **Heiden** und **Magerrasen**. Diese Biotope bleiben nur dann bestehen, wenn die alte Wirtschaftsweise, jetzt als Biotoppflegemaßnahme, weitergeführt wird. **Die Pflege derartiger musealer Lebensräume bildet sowohl bezüglich der auszuführenden Maßnahmen als auch ihrer Bedeutung für die Erhaltung der weltweiten Biodiversität eine völlig andere Kategorie als der Schutz oder die Restaurierung naturnaher Lebensräume** (► Abschn. 14.5). Letztere benötigen nämlich nach der Restaurierung lediglich Schutz, aber keine weiteren Eingriffe. Die artenreichen Lebensräume der Kulturlandschaft benötigen dagegen die Kultur, d. h. die Nutzung durch den Menschen, allerdings in der althergebrachten, kleinbäuerlichen Weise.

Zu den Restaurierungs- und anschließend kontinuierlich oder periodisch durchzuführenden Pflegemaßnahmen aller durch **Beweidung** oder **Mahd** entstandenen Biotope gehört die Wiedereinführung und anschließende Aufrechterhaltung von Beweidung bzw. Mahd. Dabei kann es eventuell aus Kostengründen günstiger sein, andere Tierrassen oder gar Arten als die ursprünglich dort weidenden einzusetzen (z. B. Zehm et al. 2004). Bei Zwergstrauchheiden hat es sich gezeigt, dass im Hinblick auf die Erhaltung des Vegetationstyps Beweidung durch Mahd ersetzt werden kann. Für die Fauna bedeutet Mahd allerdings einen erheblich stärkeren Einschnitt als extensive Beweidung. Bei bereits verbuschten oder stark verfilzten Flächen kann der Einsatz von **Feuer** als Voraussetzung für die Wiederaufnahme der Pflegenutzung erforderlich sein (Abb. 14.11). Meist stellt die düngungsbedingte Eutrophierung ein Problem für die Restaurierung artenreicher Grünlandvegetation dar (Kapfer 1988). Entbuschung allein reicht daher oft nicht aus, um eutrophierungsempfindliche Vegetationstypen zu restaurieren. Wie Kollmann und Staub (1995) am Beispiel ehemaliger Magerrasen zeigen, hat sich das Abschieben des Oberbodens in einigen Fällen als erfolgreiche Maßnahme erwiesen (z. B. Hölzel und Otte 2003; Röder und Kiehl 2007).

Kontrolliertes Feuer ist übrigens nicht nur in Heiden ein wirksames Restaurations- und Managementwerkzeug, sondern kann auch in verbrachtem Feuchtgrünland und in Trockenrasen sowie zur Vernichtung von Birkenanflug im Zuge von Moorrenaturierungsbemühungen eingesetzt werden. Bei fachgerechter Ausführung wird die Fauna nicht geschädigt (Riess 1976, 1980). Die in den weiten Räumen der USA häufig angewendete Nutzung von Feuer zur Landschafts- und Biotoppflege (Goldammer 1978) wird im dicht besiedelten Mitteuropa allerdings durch Brandschutzauflagen erschwert. In Teilen Afrikas ist die gezielte Anlage von Bränden eine wirksame und regelmäßig angewandte Methode,

um Verbuschung von Steppengebieten zu verhindern. Dort wie anderswo in ariden Gebieten dient dieses Feuermanagement auch der Verhinderung der natürlichen Ansammlung von viel trockenem Brennmaterial (Totholz, Laub, vertrocknete Grasschicht). Die Feuer würden zu heiß und dauerten zu lange, während kurze und nicht so heiße Feuer Flora und Fauna nicht schädigen. Entsprechendes gilt für natürliche Feuer auch in den Eukalyptuswäldern Australiens, wo diese das Aufkommen von brandverstärkendem Unterwuchs auf natürliche Weise beschränken. Zur (positiven) Bedeutung von Feuer für die Ökologie sei hier verwiesen auf Crutzen und Goldammer (1993) und Goldammer (1993).

Über die Methoden der Erhaltung und Restaurierung artenreichen **Grünlandes** bzw. die bei Verbrachung ablaufende Sukzession wurden bereits zahlreiche Bücher und Buchkapitel verfasst (Schreiber 1985, 1997; Nitsche und Nitsche 1994; Spatz 1994; Briemle et al. 1999; Rosenthal 1992). Als wichtig hat es sich in allen Fällen der Wiederaufnahme einer Nutzung nach längerer Brachephase erwiesen, dass die Mehrzahl der charakteristischen Grünlandarten keine persistente Samenbank besitzt, wie Dierschke und Briemle (2002) mittels einer Auswertung der Daten von Thompson et al. (1997) belegen. Insbesondere seltene und gefährdete Arten sind in der Samenbank kaum vorhanden (Jensen 1998). Zudem breiten sich die meisten Grünlandarten von selbst nur sehr langsam aus: Jensen (1997) ermittelte für 80 % der von ihm in Feuchtwiesen gefundenen Arten eine Ausbreitungsdistanz von weniger als 1,5 m/Jahr, in Glatthaferwiesen stammten 97,5 % der in einer Samenfalle gefundenen Diasporen aus einem Umkreis von 1 m (Fischer 1987) und in eine gefräste Wiesenfläche waren nach zehn Jahren noch keine Arten aus benachbarten Streuwiesen eingewandert (Thorn 2000). Der alte Artenreichtum stellt sich daher in überschaubaren Zeiträumen nicht von selbst wieder ein.

Will man wieder eine charakteristische Artenkombination erzielen, so ist das Aufbringen von Mahdgut aus benachbarten, noch artenreichen Beständen oder die Aussaat von dort gesammelten Samenmischungen eine bereits mehrfach (Patzelt et al. 1997; Hilbig 2000; Hölzel 2000) – allerdings nicht immer (Maas D 1988) – erfolgreich eingesetzte und von Pfadenhauer (1999) empfohlene Methode (s. a. Bosshard 1999, 2000).

Obwohl es auch natürliche Niedermoorvegetation gibt, nämlich Erlenbrücher und ihre Pioniergebüsche sowie Röhrichte, gehören die bei Restaurierungsmaßnahmen häufig im Vordergrund stehenden Nasswiesen und Seggenrieder zur anthropogenen Grünlandvegetation. Als Restaurierungsmaßnahmen werden, neben technischen Maßnahmen zur Wiederherstellung des Wasserhaushaltes, Mähgutübertragung, Ansaat, Pflanzung und Mahd genannt (Pfadenhauer und Heinz 2004). Beweidung beschleunigt nach Rosenthal (2010) die Sukzession vom Kleinseggenmoor zum Erlenbruchwald, da der Vertritt Keimungsnischen für die Erle (*Alnus glutinosa*) schafft und der Jungwuchs vom Vieh nicht verbissen wird. Diese Beobachtung ändert aber nichts daran, dass extensive Beweidung zur Erhaltung der Biodiversität von Grünland allgemein gut geeignet ist (Rosenthal et al. 2012).

Besenheide (*Calluna vulgaris*) und Glockenheide (*Erica tetralix*) sind typische Rohbodenkeimer, deren Sämlinge auf einer Humusschicht, wie sie unter überalterten Heidekrautbeständen oder gar in bereits verbuschten **Heiden** vorhanden ist, meist nicht überleben. Solange das System der Heidewirtschaft intakt war, entstand der benötigte Rohboden von Zeit zu Zeit im Zuge des Abplaggens der Heide: Überalterte Bestände wurden samt ihrer Wurzeln, d. h. mit der oberen Bodenschicht und der gesamten darauf liegenden Streu entfernt, da sie als Stallstreu benötigt wurden. Ein natürlicher aber auch als Pflegemaßnahme geeigneter Ersatz für das Abplaggen ist das Abbrennen, das zudem die charakteristischen Heide-Ericaceen direkt fördert (Gimingham 1972). Wo dies nicht möglich ist, werden Heideflächen zur Renaturierung und danach periodisch als Pflegemaßnahme maschinell „abgeplaggt". Zur Verhinderung einer erneuten Verbuschung muss für Beweidung gesorgt werden (Woike und Zimmermann 1997). Mahd kann die Beweidung ersetzen, ist aber erheblich kostenungünstiger (Kottmann et al. 1985; Müller und Schaltegger 2004). Über die Ergebnisse unterschiedlicher Pflegemaßnahmen existiert eine Vielzahl von Publikationen (u. a. Bakker et al. 1983; Aerts und Heil 1993; Wittig B et al. 2000; Kaiser und Stubbe 2004; Fottner et al. 2004).

Zur Erhaltung der weitgehend aus den Intensiväckern verschwundenen **Ackerflora** wurde das sogenannte **Ackerrandstreifen-Programm** initiiert: Landwirte erhalten Ausgleichszahlungen, wenn sie



Abb. 14.12a,b Bunt blühende Ackerrandstreifen; **a** auf stark eutrophierten Äckern dominieren Kamillen (*Matricaria recutita. Tripleurospermun perforatum*) und Klatsch-Mohn (*Papaver rhoeas*), Münster 1980; **b** nach einigen Jahren ohne Düngung können sich auf Kalkäckern wieder die typischen Cauacalidion-Arten einstellen, z. B. der Feld-Rittersporn (*Consolida regalis*), Geseke 2013. Fotos R. Wittig (a); A. Jagel (b)

am Rand ihres Feldes auf einem drei bis sechs Meter breiten Streifen keine Wildkrautbekämpfungsmittel einsetzen und dort außerdem die Düngung reduzieren (Schumacher 1984; Wolff-Straub 1988). Da viele Ackerwildkräuter eine langlebige Samenbank besitzen, hat dies stellenweise zu buntblühenden Beständen von Segetalpflanzen am Feldrand geführt (Abb. 14.12). Ergebnisse von Waldhardt et al. (2001) zeigen allerdings, dass die Samenbank nach etwa 20 Jahren erschöpft ist. Wohl aufgrund der jahrzehntelangen Düngung der Äcker traten die meisten Kennarten magerer Äcker allerdings nur selten auf (Schumacher 1984; Otte et al. 1988; Pilotek 1988; Evelt-Neite 1992).

Ausgleichszahlungen bzw. Honorierungen gibt es auch für die Erhaltung artenreichen Grünlandes. Die Zahlungen erfolgen ergebnisorientiert, sodass die Entwicklung einer Kennartenliste, anhand derer der Erfolg prüfbar ist, entwickelt werden musste (s. z. B. Bathke et al. 2006). Für das Grünland in Nordwestdeutschland wurde eine Liste aus 31 Arten erarbeitet (Most und Wittig 2006; Most et al. 2006), zu denen u. a. (ehemals?) allgemein verbreitete Arten wie Gewöhnliche Schafgarbe, Schneckenklee, Spitz-Wegerich, Kleine Braunelle, Scharfer Hahnenfuß und Rot-Klee (*Achillea millefolium*, *Medicago lupulina*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus acris*, *Trifolium pratense*) gehören. Da es für eine Förderung ausreicht, wenn in jedem Drittel einer diagonal vom Rand durch das Zentrum der Fläche verlaufenden zwei Meter breiten Transektstrecke vier dieser 31 Arten vorkommen (Wittig B et al. 2006), muss es um die Diversität des Grünlands in Nordwestdeutschland offensichtlich sehr schlecht stehen.

Konzepte für den Schutz der bäuerlichen Kulturlandschaft wurden von Klein et al. (1997) zusammengestellt. Das Modellprojekt „Schorfheide-Chorin“ hat gezeigt, dass regional Erfolge in der Agrarlandschaft erzielbar sind (Flade et al. 2003). Ob und inwieweit aber Biodiversität in der Kulturlandschaft allgemein auf Dauer erhalten oder gar gefördert werden kann, hängt maßgeblich von der **Agrarpolitik** ab, die in Mitteleuropa heute weitgehend von der EU bestimmt wird, wobei die Zahlungen an die Landwirtschaft eine hervorragende Rolle spielen. Seit dem Jahre 2003 erfolgen die Zahlungen für eine landwirtschaftliche Nutzung unter Einhaltung bestimmter Umwelt- und Tierschutzstandards. Um die Auswirkungen der dadurch hervorgerufenen Anpassungsprozesse in der Landwirtschaft einschätzen zu können, wurde in Deutschland ein Forschungsprojekt durchgeführt (Oppermann et al. 2010). Die Ergebnisse zeigen, dass ein Überdenken der Agrarpolitik erfolgen muss, wenn das ursprünglich bereits

für 2010 angepeilte Ziel, den Biodiversitätsverlust zu stoppen, wenigstens nachträglich erreicht werden soll. Wichtige diesbezügliche Forderungen sind:

- Verpflichtung zur Bereitstellung von ökologischen Vorrangflächen im Umfang von 10 % der landwirtschaftlichen Fläche des Betriebs,
- Einführung eines generellen Grünlandumbruchverbots.

14.7 Naturschutz im besiedelten Bereich

14.7.1 Grundlagen

Die Naturschutzgesetze der mitteleuropäischen Länder schreiben (sinngemäß) vor, dass (Text des deutschen Bundesnaturschutzgesetzes, § 1) „Natur und Landschaft aufgrund ihres eigenen Wertes und als Grundlage für Leben und Gesundheit des Menschen auch in Verantwortung für die künftigen Generationen im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen sind, dass 1. die biologische Vielfalt. 2. Die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter, 3. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft auf Dauer gesichert sind.“ Es folgt der Hinweis, dass die Pflege, die Entwicklung und, soweit erforderlich, die Wiederherstellung von Natur und Landschaft zu den Schutzmaßnahmen gehören.

Aus diesen gesetzlichen Ansprüchen lässt sich eine Verpflichtung auch zum Schutz und zur Entwicklung von Natur im besiedelten Bereich und eine vielfache diesbezügliche **Bedeutung der Vegetation im besiedelten Bereich** ableiten (Wittig 2002):

- Der besiedelte Bereich wird ausdrücklich genannt.
- Vegetation steigert den Erholungswert des besiedelten Raumes, gehören zu seiner Eigenart (siedlungsspezifische Vegetation!) und ist Grundlage für bestimmte Formen der Erholung.
- Pflanzen und Vegetation dämpfen Umweltbelastungen, tragen also zur Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes bei.
- Durch die Verbesserung der Umweltsituation erhöhen sie die Bewohnbarkeit (= Nutzungsfähigkeit) des Lebensraumes Stadt.

Weitere Angaben über und Argumente für die Schutzwürdigkeit sowie Hinweise auf die Gefährdung der Siedlungsflora und -vegetation finden sich u. a. bei Brandes (1982) und Wittig (1998a).

14.7.2 Gärten und Parkanlagen

Gärtnerisches Grün gehört zweifellos zu den Charakteristika von Siedlungen. Extensive Gärten und Parkanlagen können wertvolle Lebensräume für zahlreiche Tierarten darstellen und auch den Pflanzen der ehemaligen Natur- und Kulturlandschaft Überlebensmöglichkeiten bieten. Bei der Naturschutz- und Grünplanung in Siedlungen sollte der Erhaltung spontan gewachsener Strukturen und Biotope, z. B. der Brachflächen (vgl. Gödde 1987), gegenüber einer Neuanlage der Vorzug gegeben werden. Zahlreiche Untersuchungen und theoretische Abhandlungen belegen eindeutig, dass die Erhaltung und Förderung spontaner Vegetation nicht nur ökologisch sinnvoller, sondern auch kostengünstiger ist und dazu noch eine vielfältigere Nutzung ermöglicht (vgl. Hard 1984; Hard und Pirner 1985). Klar erkennbar wird die Überlegenheit der spontanen Vegetation gegenüber der gepflanzten am Beispiel der Kinderspielplätze (s. Hard und Pirner 1988). Die von Stadtplanern und Gärtnern geplanten und angelegten Spielplätze bestehen in der Regel aus einer zentralen vegetationsfreien Fläche (der eigentlichen Spielfläche) und einer sie einrahmenden Gehölzpflanzung. Dieses „Stadtgrün“ darf nicht genutzt werden, erfordert aber Begründungsinvestition und dazu noch ständigen Pflegeaufwand. Auch die eigentliche Spielfläche muss ständig gepflegt werden, da sie von der Konzeption her ja vegetationsfrei ist und auch bleiben soll, sich Vegetation aber bereits nach kurzer Zeit spontan einstellt. Zudem fordert die den Spielplatz umgebende Grünanlage, die eine Nutzung (Betreten, Kinderspiel) nicht verträgt, verständlicherweise geradezu zum Spiel heraus (Versteckspiel, Klettern, Abenteuerspiel). Die Erhaltung eines derartigen Spielplatzes kommt also einer Sisyphusarbeit gleich: Die Gehölzpflanzung muss ent-

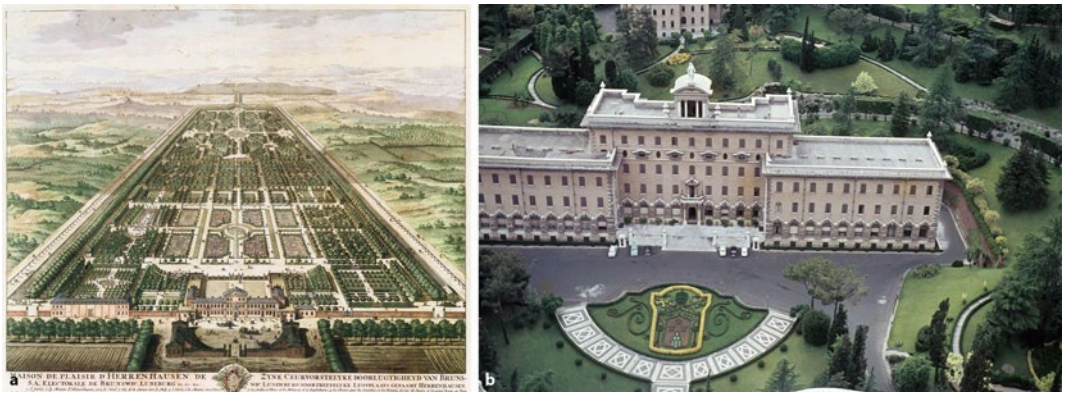


Abb. 14.13a,b Historische Gärten, wie z. B. die Herrenhäuser in Hannover (**a**) oder die Vatikanischen Gärten in Rom (**b**), sind oft eher Kunstwerke als Natur; (a) Maison de Plaisir de Herrenhausen, kolorierter Kupferstich ca.1708; (b) Foto R. Wittig

weder mit hohem Aufwand vor den spielenden Kindern geschützt oder ständig gepflegt werden, auf der eigentlichen Spielfläche ist eine dauernde Unkrautbekämpfung erforderlich. Ganz anders liegen die Verhältnisse dagegen bei einem „wilden", d. h. mit spontaner Vegetation bestandenen Spielplatz. Seine Vegetation ist parallel zur Nutzung entstanden, also an diese angepasst, und bedarf daher keiner Pflege.

Verständlicherweise kann nicht alles Stadtgrün spontan sein. Straßenbäume müssen gepflanzt werden, Mauer- und Dachbegrünung erfordern Anpflanzung und größere Grünanlagen entstehen ebenfalls nicht von selbst. Einheimische Arten sollten bevorzugt gepflanzt werden, da beispielsweise an den einheimischen Eichen über 200 Insektenarten leben, an der eingeführten Platane dagegen keine einzige (Tischler 1980). Auch als Nahrungsquelle für die städtische Vogelfauna sind die einheimischen Gehölzarten den fremdländischen deutlich überlegen (vgl. Kowarik 1986).

Extensive Pflege kann die Artenvielfalt von Grünflächen erhöhen, indem z. B. Gebüsch- und Waldsäume aufkommen und sich in Waldresten eine naturnahe Krautschicht entwickelt. Bei allen gärtnerisch gestalteten Flächen sollte jedoch, auch wenn die Pflege extensiviert wurde, aus Gründen der terminologischen Exaktheit die Bezeichnung „naturnah" vermieden werden (Wittig 1996). Sehr häufig wurde versucht, artenarme Scherrasen in bunt blühende Wiesen umzuwandeln. Allerdings hat sich dies im regenreichen atlantischen Klima des nordwestlichen Mitteleuropas als schwierig erwiesen, während in trockeneren Regionen Erfolge erzielt werden konnten.

Manche Parkanlagen stellen Kulturdenkmäler oder Gartenkunstwerke dar (Abb. 14.13). Von Natur sollte man hier aber nicht sprechen (s. Wittig 1998b). Die richtige Aussage, dass die einzelnen Elemente dieser Anlagen ja Natur seien und stellenweise sogar spontane Natur (Vögel, Insekten) vorkäme, ist keine schlüssige Begründung für die Klassifizierung als „Natur". Es sei denn, man bezeichnet auch Bauwerke wie Kölner Dom und Wiener Stephansdom als Natur, denn auch ihre Bestandteile sind Natur (wenn auch unbelebte) und auf ihnen leben Vögel und sogar Pflanzen (s. Klement 1956; Zechmeister und Grabherr 1998).

14.7.3 Schutz der spontanen Stadtvegetation

Die spontane Stadtvegetation verdankt ihre Existenz bestimmten Störungsarten und -intensitäten oder dem Brachfallen bisher durch die Nutzung vegetationsfrei gehaltener Flächen. Sie kann daher in ihrer typischen Form nur dort erhalten werden, wo die sie erzeugenden Störungen fortbestehen bzw. die Sukzession angehalten wird. Eine Unterschutzstellung von Flächen mit dem Schutzziel „Erhaltung der spezifischen städtischen Ruderalvegetation" ist daher problematisch, denn der Fortbestand der essenziellen Störungen kann nicht garantiert werden (s. Hard 1997, 1998).

Seit dem Beginn des „postindustriellen Zeitalters" liegen etwa seit den 1970er-Jahren viele Industrieflächen sowie die für sie gebauten Verkehrsflächen (Güter- und Verschiebebahnhöfe) brach, sodass sich dort eine industrie- und verkehrsspezifische Ruderalvegetation üppig entwickeln konnte (◘ Abb. 7.21 und 7.22; s. a. Reidl 1998), wobei eine hohe Arten- und Gesellschaftsdiversität zu verzeichnen war und sogar zahlreiche Rote-Liste-Arten auftraten (Übersicht in Wittig 2002). Beispiele derartiger Flächen sowie eine Anleitung zum Management geben Rebele und Dettmar (1996). Inzwischen sind viele dieser Flächen deutlich artenärmer geworden, da die Sukzession in Richtung eines artenarmen Pionierwaldes bereits weit fortgeschritten ist.

Kritik am Schutz und der Erstellung von Pflegeplänen für solche hochgradig gestörten Flächen wird insbesondere von Hard (1992) geäußert. Da aber die Existenz unverplanter Flächen im Siedlungsbereich offenbar nicht möglich ist, erscheint eine „Naturschutzplanung" und das damit notwendigerweise verbundene „Pflegen" aus ökologischer Sicht im Vergleich zu möglichen Alternativen (Bebauung, gärtnerisches Grün, Aufforstung) als die bessere Lösung.

14.7.4 Erhaltung der spezifischen Flora und Vegetation der Dörfer

Nahezu alle Veröffentlichungen, die sich mit Bestandsaufnahmen der dörflichen Flora und Vegetation beschäftigen (Übersicht bei Wittig 2002), konstatieren einen deutlichen Rückgang der ehemals dorftypischen Arten und Gesellschaften. Nach Wittig und Rückert (1985) dominieren in der heutigen Dorfflora aus quantitativer Sicht fast ausschließlich Ubiquisten, von denen die Mehrzahl inzwischen im Gefolge des Menschen weltweit verbreitet ist. Eine Umkehr dieser Entwicklung ist jedoch weder machbar noch wünschenswert. Die eindeutige Mehrzahl der in Dörfern selten gewordenen Pflanzenarten verdankt ihre frühere Zugehörigkeit zur Dorfflora der damals dorftypischen hohen Stickstoffversorgung in Form tierischer Exkremente oder/und der Existenz unbefestigter Dorfstraßen mit Pfützen und Kot von Geflügel sowie der Abwasserbelastung von Dorf- und Feuerlöschteichen, also einem Zustand, den sich kaum jemand zurück wünscht.

Stickstoff und Feuchtigkeit liebende Therophyten haben daher in Siedlungen genau so geringe Überlebenschancen wie die alten nitrophilen Siedlungspflanzen und die dörflichen Trittpflanzen. Es müsste jedoch durch geeignete Maßnahmen möglich sein, diesen Artengruppen auf dem Gelände einiger traditioneller Höfe sowie insbesondere in Freilichtmuseen ein Überleben zu sichern. Maßnahmen zur Förderung der charakteristischen nitrophilen dörflichen Ruderalvegetation wurden von Otte und Ludwig (1990) vorgestellt. Ansonsten steht eine artenreiche Ruderalflora nicht im Widerspruch zu irgendwelchen existenziellen Ansprüchen der Dorfbewohner, sodass deren Existenz nicht nur möglich, sondern vielerorts bereits realisiert ist. Im Vergleich älterer mit neueren Bestandsaufnahmen hat die Artenzahl der Gefäßpflanzen in Dörfern jedenfalls signifikant zugenommen, wobei dies allerdings mit einer Homogenisierung verbunden war (Knapp und Wittig 2012, Huwer und Wittig 2013).

14.8 Die Bedeutung von Störungen für die Erhaltung der Biodiversität

Die Ausführungen zu den Lebensräumen der Kulturlandschaft haben gezeigt, dass für deren Erhaltung Eingriffe (Fortführung der Bewirtschaftung oder Ersatzmaßnahmen) erforderlich sind. Jeder Eingriff aber ist letztlich eine Störung der natürlichen Sukzession. Störungen der Sukzession bedeuten also offensichtlich nicht, wie man bei der Nennung des Wortes zunächst vermuten könnte, eine Störung der Entwicklung von Biodiversität, sondern oft ist das Gegenteil der Fall. In ungestörten Ökosystemen setzen sich auf Dauer die konkurrenzstärksten Arten durch. Zumindest theoretisch betrachtet wird am Ende einer langen ungestörten Entwicklung jede Nische des Systems nur noch von einer Art besiedelt sein. Je nachdem, wie viele Nischen das System enthält, kann es dennoch artenreich, eventuell aber auch artenarm sein. Tritt eine starke Störung ein, so werden viele Arten lokal erlöschen. Die ersten Pionierstadien der Regeneration des Systems sind artenarm, jedoch mit fortschreitender Sukzession

stellen sich weitere Arten ein. Viele dieser Pionierarten sind konkurrenzschwach, können sich also auf Dauer gegenüber den Arten der Klimaxstufe nicht behaupten. Treten Störungen häufig auf, wird das System auf einer niedrigen Sukzessionsstufe gehalten, bleibt also artenarm. Erfolgen dagegen punktuell kleine Störungen, ist ein Nebeneinander von Pionier- und Klimaxarten möglich, wie u. a. das Überleben der konkurrenzschwachen Pionierart *Apium repens* in extensiv beweidetem Auengrünland zeigt (Rosenthal und Lederbogen 2008).

Die oben beschriebenen Gedankengänge werden als Hypothese der mittleren Störungsintensität (*intermediate disturbance hypothesis,* IDH) bezeichnet. Die Gültigkeit dieser Hypothese, deren Historie von Wilkinson (1999) aufgezeigt wird und die inzwischen durch zahlreiche Untersuchungen erhärtet wurde (z. B. Sousa 1979; England et al. 2008; Bongers et al. 2009), lässt sich bereits in einem halbtägigen studentischen Praktikum untermauern: Entlang eines Transektes vom (relativ) ungestörten Waldinneren zur stark gestörten angrenzenden Straße findet man in der Regel die höchste Zahl an Gefäßpflanzenarten am, im Vergleich zu den beiden genannten Extremen, mittelmäßig gestörten Waldrand.

Die IDH ist eine Verallgemeinerung, von der es logischerweise auch Ausnahmen gibt. Manche Autoren glauben sogar, dass sie nur dadurch bestätigt wurde, dass zahlreiche Autoren von der Hypothese überzeugt waren und nur solche Systeme untersucht haben, auf welche die Hypothese passte. Die Hypothese fallen zu lassen, wie es beispielsweise Fox (2013) zur Diskussion stellt, ist aber wohl nicht gerechtfertigt.

Tab. 14.8 Ernteeinbußen durch Wildtiere in Bhutan im Jahr 2000 (nach Urak et al. 2009)

Feldfrucht	Einbuße
Weizen	39 %
Mais	36 %
Kartoffeln	35 %
Weißer Reis	32 %
Roter Reis	25 %

14.9 Biotopvernetzung

Der Fragmentierung der Lebensräume kann und muss mit einer Vernetzung der Biotope durch Korridore entgegengearbeitet werden, da sonst die Populationen aufgrund von „Platzmangel" entweder zu individuenschwach werden können, um eine „*minimal viable population*" aufzubauen bzw. zu erhalten, oder es können Inzuchtphänomene auftreten oder beides. Wiedervernetzung isolierter Lebensräume ist also eine ökologische Notwendigkeit (Reck 2013). Anstelle von Biotopvernetzung wird oft auch der Begriff Biotopverbund benutzt (z. B. Jedicke 1994b). Naturschutz durch Vernetzung von Lebensräumen wird international seit einigen Jahren unter dem Begriff „*connectivity conservation*" diskutiert (vgl. Crooks und Sanjayan 2006). Für Deutschland sieht die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt vor, dass bis 2020 von den bestehenden Verkehrswegen keine erheblichen Beeinträchtigungen des Biotopverbundsystems mehr ausgehen, dass also alle durch straßenbedingte Barrieren getrennten Ökosysteme wiedervernetzt worden sind (s. Hänel und Reck 2011). Zur Vernetzung von Lebensräumen gehört auch die Wiederherstellung der Durchgängigkeit an Staustufen von Fließgewässern (von Landwüst et al. 2012). Wie wichtig Vernetzung ist, zeigen Klar et al. (2006) am Beispiel eine Gründerpopulation des Luchses im Biosphärenreservat „Pfälzerwald-Nordvogesen".

Besonders stark von Fragmentierung betroffen sind Tierarten, die nur in geringer Dichte vorkommen und ausgedehnte Lebensräume benötigen, also typischerweise größere Beutegreifer. So werden derzeit für den Jaguar (*Panthera onca*) in Mexiko aktuell 13 Korridore zwischen Schutzgebieten in Planung genommen (Rodríguez-Soto et al. 2013). Gemeinsam mit den anderen sieben mesoamerikanischen Staaten besteht hier seit 1997 die Initiative des „*Corredor Biológico Mesoamericano*". Dieser ist allerdings nicht nur eine physische Verbindung zwischen Schutzgebieten, sondern ein Instrument der (gemeinsamen) Landnutzungsplanung einschließlich der Einführung nachhaltiger Nutzungsformen auf den relevanten Flächen, verbindet also nicht nur geografische Gebiete, sondern auch Verwaltungen.

Wenn man die Habitatfragmentierung in tropischen und subtropischen Regionen durch Korridore

reduziert, kommen die Wildtiere häufiger mit Haustieren in Berührung, was die Gefahr der Übertragung von Krankheiten erhöht. Mit einer Korridorbildung muss daher die Gesundheit der Haustiere durch Impfungen erhöht werden. Auf diese Weise entsteht eine Win-win-Situation: erhöhtes Wildtiervorkommen bei gesteigerter Gesundheit der Haustiere (Horan et al. 2009).

Naturnahe Flächen treten in der überwiegend dicht bevölkerten und/oder landwirtschaftlich oder industriell intensiv genutzten mitteleuropäischen Landschaft nur noch als vergleichsweise kleine, mehr oder weniger stark isolierte Inseln auf (Mader 1980). Oft reicht die Flächengröße der einzelnen Gebiete nicht für die Erhaltung von stabilen Populationen der die Kulturlandschaft meidenden Arten aus. Die Wiederherstellung eines Kontaktes zwischen den mehr oder weniger stark isolierten Teilpopulationen ist daher dringend erforderlich. Hierzu müssen die einzelnen Schutzgebiete vernetzt, d. h. durch linienhafte Elemente miteinander verbunden werden. In vielen Fällen würde es auch ausreichen, zwischen den größerflächigen Schutzgebieten kleine naturnahe Inseln als Trittsteinbiotope zu erhalten oder zu schaffen. Die Untersuchungen von Koenies et al. (2005) belegen allerdings, dass die Anlage von Verbundstreifen in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft nur geringe Auswirkungen hat.

Als linienhafte Vernetzungselemente bieten sich Fließgewässer (einschließlich ihrer Auenbereiche), Heckensysteme und Ackerraine an. Flächenhafte Elemente sind Kleingewässer, Feldgehölze, Baumgruppen sowie brachliegende oder nur extensiv genutzte Flächen. Für jeden Biotoptyp, ja im Grunde genommen für jede Art, ergibt sich ein unterschiedlicher, in vielen Fällen erst noch zu erforschender Vernetzungsbedarf. Während flug- und schwebfähige Tierarten bzw. Pflanzenarten mit windverbreiteten Samen zum Teil problemlos Entfernungen von mehreren Kilometern überwinden, üben auf Kleinsäuger und nicht flugfähige Arthropoden bereits Straßen eine isolierende Wirkung aus (Mader 1980).

Ein großräumiger, z. T. kontinentübergreifender Vernetzungsbedarf besteht für wandernde Tierarten. Auf die hierzu bestehenden internationalen Abkommen wurde in ▶ Abschn. 13.1 hingewiesen. Sehr wichtig ist die Schaffung großräumiger Korridore zur Ermöglichung der für viele Arten als Folge des Klimawandels überlebensnotwendigen Arealveränderungen (s. u. a. Reich et al. 2012).

14.10 Partizipation

Partizipation ist die Beteiligung von „*stake holders*“ (Beteiligten und Betroffenen) an Verfahren, im Falle des Naturschutzes etwa bei der Ausweisung und dem Management von Schutzgebieten. Im Wesentlichen kam die moderne Erkenntnis, dass der Naturschutz nicht gegen, sondern nur mit der lokalen Bevölkerung erfolgreich sein kann, aus dem Überschneidungsbereich zwischen Naturschutz und Entwicklungshilfe (vgl. Amend et al. 2008). Viele Hotspots der Biodiversität liegen in den ärmeren Regionen der Welt und deren Schutz kann nur erfolgreich sein, wenn er nicht zur weiteren Verarmung der lokalen Bevölkerung führt (z. B. West und Brechin 1991), was aber von manchen Autoren befürchtet wird (z. B. Geisler 2003). Arme Leute würden dann gewissermaßen den Naturschutz bezahlen (z. B. Sanderson und Redford 2003; Roe und Elliott 2004) und weitere Bevormundung erfahren beziehungsweise würden schutzbedingte Nutzungseinschränkungen ohne Kompensation zu weiterer Verarmung führen. Mensch-Wildtier-Konflikte äußern sich etwa in Ernteverlusten durch Wildtiere, welche Kulturpflanzen fressen und Felder zerstören (◘ Tab. 14.8), resultieren in höherem Aufwand bei der Bewachung von Feldern und Herden zum Schutz vor Wildtieren und gehen somit direkt zu Lasten von kleinen Tierhaltern und armen Bauern (z. B. Stringer et al. 2009). Hieraus ergeben sich für die lokale Bevölkerung folgende negative Entwicklungen:

- Verringertes Einkommen und Kapital,
- Unlust, in ländliche Produktion zu investieren,
- Erhöhung der Landfluchtrate.

Partizipation ist daher notwendig, aber nicht nur, um die Akzeptanz von Nutzungseinschränkungen und Schutzgebietsausweisungen zu erhöhen, sondern auch und vor allem um neue Nutzungsoptionen und Einkommensquellen für die lokale Bevölkerung zu erschließen. Es muss eine nachhaltige Entwicklung erfolgen, um Gebiete von hohem



Abb. 14.14 Stufen der Partizipation. (nach Mannigel 1984)

naturschutzfachlichen Wert zu schützen. Dazu ist es notwendig, entwicklungspolitische Strategien in den Naturschutz in Entwicklungsländern einzuführen und Naturschutz mit Armutsbekämpfung zu verbinden (Niekisch 2007a). Nachhaltige Entwicklung kann so zum Leitbild für Naturschutz werden (Adams 2001; Niekisch 2007b). Inzwischen kann als in Fachkreisen weitgehend akzeptiert gelten, dass Biodiversitätsverlust und Armut miteinander verbundene Probleme sind und daher gemeinsam behandelt werden sollten, doch ist ein Erfolg derartiger gemeinsamer Ansätze mitunter nur schwer fassbar (Adams et al. 2004). Für Südamerikas Nationalparke geben Amend und Amend (1992) hierzu einen guten Überblick.

Ohne echte Beteiligung lokaler Bevölkerung, also ohne umfassende Partizipation, sind solche Ansätze von vornherein nicht tragfähig. Der Begriff Partizipation impliziert nicht automatisch, dass Bevölkerung Verantwortung übernimmt und „*benefits*" erhält, denn er kann ganz unterschiedlich aufgefasst werden. Die verschiedenen Abstufungen von „Partizipation" sind in Abb. 14.14 dargestellt. Die niedrigste Ebene von Partizipation ist eine minimale Beteiligung, bei der Behörden die lokalen *stake holders* nur nominell einbinden. Ein höherer Schritte wäre das Abfragen von Informationen und Meinungen lokaler Anwohner seitens der Behörden bis hin zur intensivsten Form der Partizipation mit der Übertragung von Autorität, Aufgaben und Maßnahmen in die Verantwortung der *stake holders* (Mannigel 2005). Dies wäre im Falle eines Schutzgebietes oder natürlicher Ressourcen das so-



Abb. 14.15 Schäden der Erdölindustrie im Regenwald von Cuyabano, Ecuador. Endlager für nicht verwendbares Schweröl, Abfackelung von Methangas. Foto M. Niekisch

genannte Ko-Management, bei dem lokale Anwohner und die zuständigen Behörden ein Schutzgebiet gemeinsam verwalten (vgl. Borrini-Feyerabend et al. 2000). Eine alleinige Verwaltung durch lokale Bewohner ist in den meisten Fällen nicht möglich, da die staatlichen Behörden hoheitliche Aufgaben wie polizeiliche Maßnahmen gegen Wilderei, Erlass von rechtlichen Bestimmungen usw. nicht an private Personen oder Institutionen delegieren können.

Besonders weitgehende „Partizipation" manifestiert sich in Gebieten, die Indigenen in ihren angestammten Gebieten als (selbst verwaltete) Territorien überlassen werden. Beispiel hierfür sind die Territorien für indigene Bewohner der brasilianischen Amazonasregion. Im Zusammenhang mit dem von den G7-Staaten finanzierten (und inzwischen ausgelaufenen) Pilotprogramm zur Ret-



Abb. 14.16 Schild am Eingang der Welterbestätte Biosphärenreservat Rio Plátano, Honduras. Grün eingezeichnet ist die Kernzone, darum liegt die – zweigeteilte – Pufferzone. Foto M. Niekisch



Abb. 14.17 Pech-Indianerin bei der Anlage einer Pflanzung in traditioneller Anbauweise, Zona Cultural des Biosphärenreservates Rio Plátano, Honduras. Foto M. Niekisch

tung der Wälder Brasiliens (PPG7) begann 1996 das „*Projeto Integrado de Proteção às Populações e Terras Indígenas da Amazônia Legal* (PPTAL)", mit dem unter Durchlaufung sämtlicher rechtlicher Schritte von der Identifizierung bis zur Eintragung in die staatlichen Schutzgebietsregister 198 solcher Territorien eingerichtet werden sollen. Ihre Gesamtfläche beläuft sich auf 64 Mio. ha (also mehr als die Fläche Deutschlands) für rund 71.000 Bewohner. Die Organisationen der staatlichen deutschen Entwicklungshilfe, Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) und Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) waren hier die Geberseite, brasilianischer Projektträger die nationale „Indianerbehörde" FUNAI (*Fundação Nacional do Índio*). Es besteht kein Zweifel, dass derartig große Flächen für die Indigenen unmittelbar dem Tropenwaldschutz dienen und aus politischen Gründen über das Naturschutzrecht nicht hätten erreicht werden können (vgl. Niekisch 2013).

Etwas anders verhält es sich mit einem weiteren Hotspot der Biodiversität, einem ökologisch höchst wertvollen Wald-, Fluss- und Lagunengebiet im Nordwesten des Amazonasgebietes von Ecuador. Die dortigen Indigenen, allen voran Siona-Secoya und Cofanes, bestanden erfolgreich auf der Benennung dieses zum staatlichen Naturschutzgebietssystem gehörenden, 603.380 ha großen Gebietes als „*Reserva de Producción Faunística Cuyabeno*", um klar zu machen, dass es sich um ein Gebiet handelt, das nicht nur dem restriktiven Schutz dient, sondern auch um ein Territorium, in dem sie Jagd- und andere Nutzungsrechte haben. Unter anderem führen sie dort selbst verwalteten Tourismus durch und arbeiten dazu mit kommerziellen Tourismusunternehmen zusammen, ein Aspekt, der in den brasilianischen Indianerterritorien keine oder eine nur sehr nachrangige Rolle spielt. Diese „Allianz" stärkt deutlich ihre Position gegenüber Interessen der Erdölindustrie, die in der Region bereits große Schäden verursacht hat (s. Abb. 14.15). Zu weiteren Verbündeten wurden die in der Pufferzone des Schutzgebietes lebenden Siedler, zu denen ursprünglich ein eher gespanntes Verhältnis herrschte und die sich auch gegen die erheblichen Beeinträchtigungen ihres Lebensraumes und ihrer Lebensqualität durch die Erdölförderung wehrten. Die staatlich zuständige Stelle ist INEFAN (*Instituto Ecuatoriano Forestal y de Areas Naturales y Vida Silvestre*), die Schutzgebietsbehörde. Teile der Pufferzone des 500.000 ha großen Biosphärenreservates und UNESCO-Welterbegebietes Río Plátano, Honduras, tragen die offizielle Bezeichnung „*Zona cultural*" (Abb. 14.16), da unter anderem die 2000 dort lebenden Miskito- und Pech-Indianer (Abb. 14.17) darauf bestanden, dort ihre traditionelle Lebensweise, ihre Kultur weiter leben zu können und dies entsprechend in der Denomination ihrer Pufferzone widergespiegelt zu sehen.

Der Tourismus in diesen Gebieten und teilweise exklusive Rechte für bestimmte Aktivitäten in diesem Zusammenhang bringen den dortigen lokalen

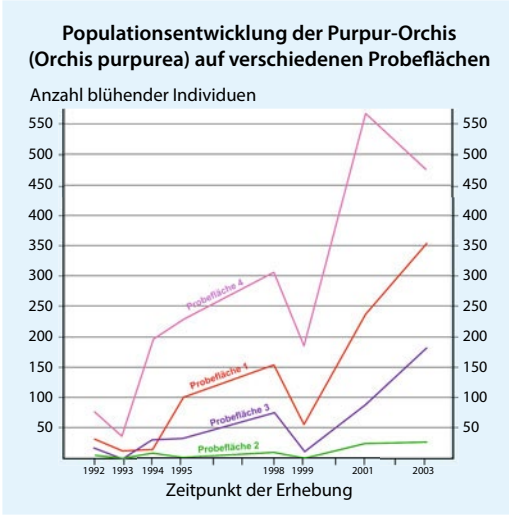


Abb. 14.18 Das Ergebnis einer Effizienzkontrolle: Wie die Bestandsentwicklung der Purpur-Orchis (und weiterer hier nicht dargestellter Orchideen) zeigt, waren die durchgeführten Pflegemaßnahmen effizient. (aus Maas 2005)

Bewohnern zusätzliche, neue Einnahmequellen etwa als Touristen- und Bootsführer oder durch Betrieb von Unterkünften.

Besonders gelungen ist die Zusammenarbeit von Armutsbekämpfung und Naturschutz dort und anderswo, wenn die Einkünfte aus dem Tourismus die aus anderen Nutzungsoptionen übersteigen. In der Kooperation zwischen den Schutzgebietsbehörden und den lokalen Bewohnern bei der Abgrenzung der Gebiete, Festlegung von Nutzungsbeschränkungen in der Pufferzone und Management der Schutzgebiete wurde somit ein hohes Maß an Partizipation erreicht.

Wie die oft kontroversen Diskussionen um die Einrichtung von Nationalparks in Mitteleuropa zeigen, ist Partizipation nicht nur in Entwicklungsländern wichtig. Vielmehr gehört das Thema Partizipation zu den Gerechtigkeitsfragen, die im Naturschutz unbedingt zu beachten sind (s. z. B. Eser et al. 2013). Zudem lässt sich die Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen durch Beteiligung der Öffentlichkeit an der Planung erhöhen (z. B. Buchecker und Junker 2013). Zu Recht wurde daher auf der 11. Vertragsstaatenkonferenz der CBD der Anspruch der Zivilgesellschaft, rechtzeitig auch in komplexe Verhandlungen zur Biodiversität einbezogen zu werden, in das Abschlussdokument aufgenommen (s. hierzu Vohland et al. 2013).

14.11 Effizienzkontrolle und Monitoring

Damit Fehlentwicklungen rechtzeitig erkannt und ihnen gegebenenfalls entgegen gewirkt werden kann, sind alle Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes regelmäßig auf ihre Effizienz hin zu prüfen. Als Beispiel für eine Überprüfung der Effizienz der Naturschutzplanung und der Ausweisung von Schutzgebieten als Instrument des Artenschutzes kann die Untersuchung von Raabe (1979) gelten. Durch sie wurde belegt, dass die Mehrzahl der gefährdeten Pflanzenarten Schleswig-Holsteins und Hamburgs nicht in Naturschutzgebieten repräsentiert, das Schutzinstrument „Flächenschutz“ in seiner damaligen Form also offensichtlich unzureichend war. Wittig (1980) überprüfte als erster großflächig die Effizienz von Naturschutzgebieten in einer mitteleuropäischen Region und wies dabei nach, dass auch für in Schutzgebieten repräsentierte Arten der reine Gebietsschutz (ohne Pflegemaßnahmen und Ausweisung von Pufferzonen) nicht ausreicht. Anstelle von Effizienzkontrolle wird neuerdings meist von Evaluierung gesprochen. Einige exemplarische Literaturzitate zu Evaluierungen (Erfolgskontrollen: z. B. Splett 2000) sind in Tab. 14.9 aufgeführt. Voraussetzungen, Methoden und Konzepte werden u. a. von Blab und Vökl (1994), Maas und Pfadenhauer (1994), Block et al. (2001), Ruiz-Jaen und Aide (2005) und Lorenz et al. (2013) vorgestellt bzw. diskutiert. Die Ergebnisse ausgewählter Erfolgskontrollen von Maßnahmen in Naturschutzgroßvorhaben der Bundesrepublik Deutschland wurden von Niclas und Scherfose (2005) zusammengestellt, ein Beispiel daraus zeigt Abb. 14.18. Informationen zu Stand und Perspektiven des Naturschutzmonitorings in Deutschland geben Doerpinghaus et al. (2010). Zur Überprüfung der Effektivität von Managementmaßnahmen in Schutzgebieten haben sich die europäischen Staaten übrigens im Jahre 2004 auf der 7. Vertragsstaatenkonferenz der CBD verpflichtet (Stoll-Kleemann et al. 2014).

Die Effizienz spezieller Maßnahmen des zoologischen Artenschutzes lässt sich oft nur mit arbeits- und/oder kostenintensiven Mitteln nachweisen, z. B. durch Markierung und Wiederfang oder durch Ortung einzelner Individuen mithilfe von Sendern. Leichter haben es hier die Botani-

Tab. 14.9 Beispiele für Evaluierungen von Naturschutzprojekten oder -maßnahmen

Autoren	Jahr	Projekt oder Thema	Ort bzw. Gebiet/Land
Blüml et al.	2014	NGP Ochsenmoor	LK Diepholz/Niedersachsen
Schmiedel et al.	2013	Effektivität von Schutzgebieten	Niedersächsisches Tiefland
Stegner et al.	2013	NGP Presseler Heidewald u. Moorgebiet	K Nordsachsen/Sachsen
Heiland und Hoffmann	2013	Nationalpark	Deutschland
Remy	2013	Hasetalrenaturierung	LK Emsland/Niedersachsen
Güthler et al.	2012	Vertragsnaturschutz	Nordbayern
Koch et al.	2011	Restoration des Gentiano-Koelerietum	NSG Silberberg/Niedersachsen
Kaiser et al.	2009	NGP Lüneburger Heide	Niedersachsen
Bönsel et al.	2007	Revitalisierung von Feldsöllen	Mecklenburg-Vorpommern
Bissels et al.	2004	Restaurierung von Auenwiesen	Rheinauen, Hessen
Clausnitzer et al.	2004	NGP Meißendorfer Teiche/Bannetzer Moor	LK Celle/Niedersachsen
Manhart et al.	2004	Renaturierung feucht-nassen Grünlands	LK Berchtesgadener Land/Bayern
Kinder et al.	2003	Regeneration von Salzwiesen	Südl. Cuxhaven/Niedersachsen
Speierl et al.	2002	Flussrenaturierungen	Main, Bayern
Bornholdt et al.	2000	NGP Hohe Rhön/Lange Rhön	Hessen
Hellberg et al.	2000	NSG Westliches Hollerland	Bremen
Gruttke et al.	1998	Ausbreitungskorridor in Agrarlandschaft	Zülpicher Börde/Nordrhein-Westfalen
Otte et al.	1988	Ackerrandstreifenprogramm	RB Oberbayern u. Schwaben/Bayern
Ruthsatz	1995	Biotopsicherungsmaßnahmen	Westpfalz/Rheinland-Pfalz

K = Kreis; *LK* = Landkreis; *NGP* = Naturschutzgroßprojekt; *NSG* = Naturschutzgebiet; *RB* = Regierungsbezirk

ker. Die Anlage und wiederholte Aufnahme von Dauerbeobachtungsflächen ist eine sichere, verhältnismäßig wenig Aufwand erfordernde Untersuchungsmethode. Überprüft werden sollte nicht nur der Erfolg direkter Maßnahmen, sondern auch der indirekter wie Aufklärungskampagnen und Schulungen. Wichtig ist es, die Erfolgskontrollen nicht nur nach Beendigung des Projektes, sondern bereits im Projektverlauf durchzuführen, um eventuelle Fehler korrigieren zu können. Unabhängig von der Kontrolle der Effizienz durchgeführter Schutz- und Pflegemaßnahmen sind die Populationsentwicklung gefährdeter Arten und der Zustand gefährdeter Lebensräume regelmäßig zu überprüfen (Beispiele bei Doerpinghaus et al. 2010), aber auch die allgemeine Entwicklung der Biodiversität (Marquard et al. 2013).

Monitoring und auch die Bestandsaufnahme müssen standardisiert sein. Für Tiere wurde daher eine Buchreihe ins Leben gerufen, in der die Methoden zusammengestellt werden soll(t)en. Bisher wurden aber lediglich Amphibien (Heyer et al. 1994) und Säugetiere (Wilson et al.1996) behandelt, sodass zu bezweifeln ist, ob die Reihe fortgesetzt wird. Ein die Bestandsaufnahme, die Bewertung und das Monitoring der Diversität aller Land- und Süßwas-

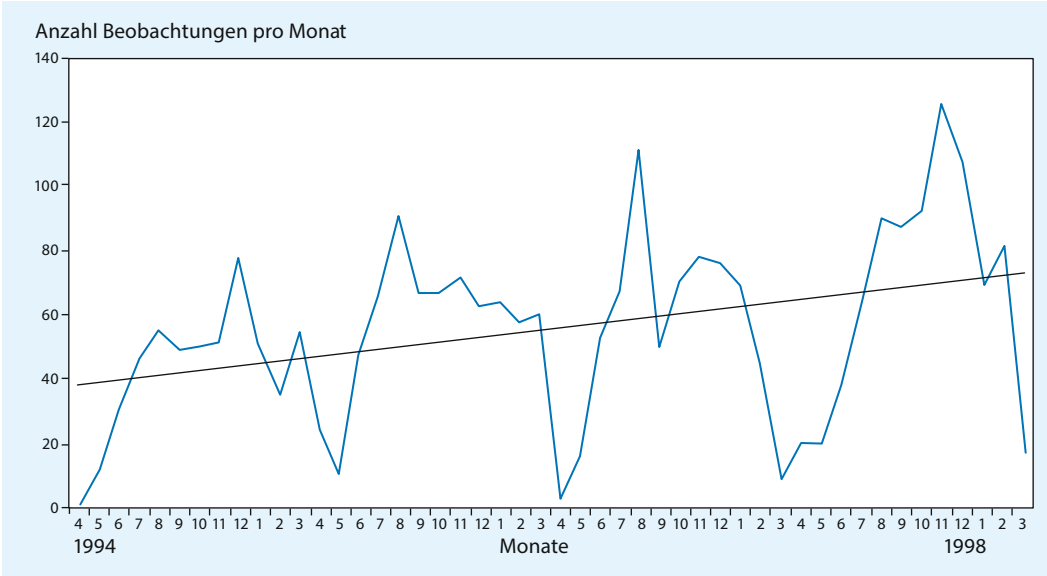


Abb. 14.19 Monitoring der Maidtaube (*Turtur brehmeri*), einer typischen Primärwaldart, im Staatswald Bossematié, Elfenbeinküste, von 1994 bis 1998. Die starken und regelmäßigen „Bestandsschwankungen" erklären sich daraus, dass die Art während der Brutzeit nicht zu hören und zu sehen ist, danach aber Adulte und Jungvögel aktiv sind. Die saisonalen Schwankungen der Beobachtungshäufigkeiten liegen also in der Fortpflanzungsbiologie der Taubenart begründet und zeigen die Notwendigkeit eines langzeitlichen Monitorings. Die Regressionsgerade lässt im Beobachtungszeitraum einen leichten Anstieg der Art erkennen, was auf die verbesserte Unterschutzstellung des Waldes zurückzuführen ist. (*Ministere de l'Environnement et de la Forêt* 1999, unveröffentlicht)

seroorganismen abdeckendes Handbuch haben Hill et al. (2005) herausgegeben.

Für Großschutzgebiete stellen Plachter et al. (2012) ein Programm zum integrativen Monitoring vor. In Mitteleuropa sollte dieses **Monitoring** (► Box 14.3) mindestens alle fünf Jahre mit reproduzierbaren Methoden nach festgelegtem Standard erfolgen. Damit diese große Aufgabe bewältigt werden kann, wird eine Vielzahl von Experten benötigt. Allerdings dürfen die Methoden aus Gründen der Machbarkeit dennoch nicht zu kompliziert und die Standards nicht zu hoch angesetzt sein. Zu berücksichtigen ist beim Monitoring, dass bei manchen Arten im Jahresverlauf erhebliche jährliche Populationsschwankungen auftreten (Abb. 14.19). Daher muss die Bestandsaufnahme einer Population immer zum phänologisch gleichen Zeitpunkt im Jahr erfolgen, wobei möglichst der Zustand des optimalen jährlichen Populationsstandes erfasst werden sollte. Wann dieser vorliegt, muss in vorangehenden permanenten Bestandsaufnahmen ermittelt werden.

Wie eine Maßnahme gewirkt hat, ist erst nach Jahren, oft Jahrzehnten mit Sicherheit beurteilbar. Der Effekt der Maßnahmen kann nämlich durch die Wirkung extremer Klimaereignisse oder ökosysteminterne Vorgänge (z. B. Parasitenbefall) überlagert werden. Beobachtungen aus eventuell lediglich einer drei- oder auch fünfjährigen Periode können daher Scheinergebnisse sein. Ökologische Langzeitforschung ist daher eine essenzielle Voraussetzung für erfolgreichen Naturschutz (s. z. B. Dröschmeister und Gruttke 1998).

14.12 Klimaschutz im Rahmen von Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität

Da der Zusammenhang zwischen Klimaschutz und Schutz der Biodiversität schon mehrfach im- und stellenweise auch explizit angeklungen ist (► Kap. 12), führen wir hier nur einige besonders offensichtliche Beispiele stichwortartig auf:

Box 14.3 Monitoring oder Biomonitoring?

Der Begriff „Monitoring" leitet sich von dem englischen Verb *to monitor* (kontinuierlich beobachten) ab, bedeutet also im Hinblick auf das Thema Biodiversität die regelmäßige Beobachtung der Entwicklung von Arten, Flächen, Lebensräumen oder Landschaften. Viele Autoren sehen diese Bezeichnung offensichtlich als Abkürzung oder Synonym von Biomonitoring an, andere dagegen nicht, sodass sich die Frage nach der „wahren" Bedeutung des Begriffes stellt (s. a. Burga und Kratochwil 2001). Von der geschichtlichen Entwicklung des Begriffes „Biomonitoring" her betrachtet, ist eine Gleichsetzung mit Monitoring nicht korrekt. Biomonitoring wurde nämlich zunächst als Synonym zu **Bioindikation** benutzt (z. B. Schubert 1985) und dann als deren kontinuierliche Form präzisiert (s. den Überblick der historischen Begriffsentwicklung bei Wittig 1993). Bioindikation aber meint die Nutzung lebender Organismen oder Lebensgemeinschaften als Zeiger für den Umweltzustand. Entsprechend ist Biomonitoring die Nutzung von Organismen oder Biozönosen zum Erkennen von Umweltveränderungen. Folglich haben Monitoring und Biomonitoring nicht identische, sondern völlig verschiedene Bedeutungen. Identisch ist lediglich die Methode: die kontinuierliche Beobachtung. Das Ziel von Monitoring ist das Erkennen der Entwicklung des beobachteten Objektes, beim Biomonitoring ist das beobachtete Objekt dagegen lediglich das Mittel zum Erkennen von Umweltveränderungen.

Tab. 14.10 Senken- und Quellenfunktion von Ökosystemtypen für Treibhausgase* (aus von Haaren et al. 2010)

Faktor [Maßeinheit]	Feuchtgebiete	Wald	Grünland	Acker
CO_2 [t/ha und a]	–1	–41 bis –7	–22 bis –4	1 bis 14
CH_4 [t CO_2-Äquival./ha u. A]	–0,05 bis 35	–0,2 bis 0,03	–0,06 bis 4,4	–0,04
NO_2 [t CO_2-Äquival./ha u. A]	0,3 bis 10	0,01 bis 4	0,02 bis 5	0,1 bis 8
GWP [t CO_2-Äquival./ha u. A]	–1 bis 45	–41 bis –3	–22 bis 5	1 bis 22

* Die AutorInnen haben 25 Quellen für die Erstellung der Tabelle ausgewertet

- Die Verhinderung von Entwaldung vermeidet CO_2-Emissionen, die Neuschaffung von Wäldern bindet CO_2.
- Die Renaturierung bzw., wo noch möglich, die Beibehaltung des Naturzustandes von Hochmooren verhindert die (weitere) Zersetzung des Torfes und damit die daraus resultierenden CO_2-Emissionen (s. z. B. von Oheimb et al. 2014).
- Die Schaffung von Wald- und Gebüschkorridoren in ausgeräumten Bereichen der Agrarlandschaft bindet ebenfalls CO_2.
- Im Zuge der Renaturierung von Auen können neue Niedermoore entstehen, die CO_2 langfristig festlegen, vorausgesetzt, dass keine langen Überstauungen auftreten.
- Äcker können zwar in geringem Maße als CO_2-Senke wirken. Berücksichtigt man jedoch alle Treibhausgase (THG), wirken sie generell als Emissionsquelle. Die Verhinderung der Umwandlung von Grün- in Ackerland sowie die Restaurierung von Grünland aus Ackerflächen hat also eine günstige Wirkung.

In allen Fällen ist zu berücksichtigen, dass Böden und Vegetation zwar eine CO_2-Senke darstellen, aber stets andere THG emittiert werden und dass durch bestimmte Landnutzungen sowie bei Mooren zusätzlich durch Überstau in hohem Maße CO_2 und andere THG-Emissionen freigesetzt werden können. Tabelle 14.10 zeigt die Spanne der in verschiedenen Untersuchungen gemessenen potenziellen Senkenfunktion und THG-Emissionen. Die großen Spannen zwischen möglicher Senken- und Quellfunktion betonen die Wichtigkeit des richtigen Managements. Im Falle der Wälder und anderer Gehölze kann eine hohe Senkenfunktion zumindest für bestimmte Zeiträume aktiviert werden. Im Falle der Moore und Feuchtgebiete gilt es ebenfalls, die Senkenfunktion, die in naturnahen

und renaturierten Mooren überwiegt, zu stärken. Noch stärker zählt hier aber, dass durch Renaturierung und richtiges Management naturnaher Moore eine Aktivierung des hohen Treibhausgaspotenzials verhindert wird. Für detailliertere Angaben verweisen wir auf von Haaren et al. (2010).

Zusammenfassend lässt sich feststellen: **Biodiversitätsschutz ist Klimaschutz.** Dieser Satz ist leider nicht vollständig umkehrbar. Manche Maßnahmen, die (scheinbar) zur Verminderung von Treibhausgasen führen können, haben sich als sehr schädlich für die Diversität der Agrarlandschaft gezeigt (Umwandlung von Grünland in Maisäcker zur Biogasproduktion) und zur Vernichtung von Tropenwäldern beigetragen (Abholzung zwecks Anlage von Palmenplantagen zur Produktion von Palmöl). Man kann aber dennoch sagen, dass zahlreiche Klimaschutzmaßnahmen zugleich der Biodiversität dienen.

14.13 Erfolg von Schutzmaßnahmen und -regelungen

Wie in den voraufgegangenen Kapiteln und Abschnitten vielfach erläutert und durch Evaluierungen belegt (◘ Tab. 14.9), können Schutzmaßnahmen sehr erfolgreich sein, wobei allein die Tatsache, dass Evaluierungen durchgeführt werden, bereits eine Erfolg ist. Für Europa verweisen wir insbesondere hin auf die Zunahme geschützter Flächen im Zuge der Einrichtung von Naturwaldzellen und Wildnisgebieten (▶ Abschn. 14.4.2, 14.5.1) und der Umsetzung der FFH-Richtlinie (▶ Abschn. 13.2.2), die Verbesserung des ökologischen Zustandes von Gewässern inklusive der Renaturierung von Auen als Folge der Wasserrahmenrichtlinie (▶ Kap. 15), die Rückkehr bzw. erfolgreiche Auswilderung regional ausgerotteter Arten (▶ Abschn. 14.4.3, ▶ Box 14.2, ▶ Box 5.1) und die Zunahme einiger ehemals vom Aussterben bedrohter oder stark gefährdeter Arten (▶ Abschn. 14.4.1) sowie erfolgreiche Extensivierungsmaßnahmen in der Kulturlandschaft (▶ Abschn. 7.7).

In der Schweiz entstand die Idee, im Rahmen des Artenschutzes nicht nur negative Zustände und Entwicklungen in Form Roter Listen zu dokumentieren, sondern auch die Erfolge von Schutzmaßnahmen in **Blauen Listen** entsprechend deutlich herauszustellen (Gigon und Langenauer 1999). Als Erfolg wird dabei nicht nur eine Zunahme, sondern auch eine Stabilisierung des Bestandes gewertet. Blaue Listen existieren bisher für die Kantone Aargau, Schaffhausen und Zürich. Sie zeigen für 58 Tierarten (27 %) und 135 Pflanzenarten (19 %) der Roten Liste eine zumindest lokale Förderung durch Naturschutzmaßnahmen sowie für weitere 72 Tierarten (33 %) und 224 Pflanzenarten (31 %) zumindest lokal einen Rückgangsstopp (Gigon et al. 1998).

Außerhalb von Europa sind ebenfalls Erfolge zu verzeichnen, wobei wie in Europa die Zunahme der Schutzgebietsfläche, die Auswilderung in Freiheit ausgerotteter Arten zu nennen sind, was beides unter maßgeblicher Beteiligung von NGOs erfolgte (▶ Kap. 16). Auch die in ▶ Abschn. 13.1 beschriebenen internationalen Abkommen blieben nicht ohne Wirkung, wenngleich hier weit mehr erreicht werden müsste.

Der Abschnitt zum Thema „Erfolg“ ist bewusst klein gehalten, um die Relationen zwischen Erfolg und fortschreitendem Biodiversitätsverlust zu dokumentieren. Hätten wir alle im Verlaufe des Buches erwähnten Erfolge in einem Abschnitt zusammengefasst, dann würde aufgrund der Abschnittslänge ein falscher Eindruck entstehen, d. h. die Erfolge wären deutlich überrepräsentiert. Diese wurden nämlich meist detaillierter beschrieben als der Schwund der Biodiversität.

Literatur

Ackermann W, Schweiger M, Sukopp S, Duchs D, Sachteleben J (2013) Indikatoren zur biologischen Vielfalt. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 131. BfN, Bonn–BadGodesberg

Adams W (2001) Green development: Environment and sustainability in the third world. Routledge, London

Adams WM, Aveling R, Brockington D, Dickson B, Eliott J, Hutton J, Roe D, Vira B, Wolmer W (2004) Biodiversity conservation and the eradication of poverty. Sci 306:1146–1149

Aerts R, Heil GW (1993) Heathlands: Patterns and Processes in a changing environment. Dodrecht, Boston, London, S 153–180

Althoff B, Hocke R, Willich J (1991) Naturreservate in Hessen – Ein Überblick. Mitt Hess Landesforstverwaltung, Bd. 24. JD Sauerländer, Bad Orb

Amend S, Amend T (Hrsg) (1992) Espacios sin habitantes? Parques nacionales de América del Sur. Nueva Sociedad, Caracas

Amend T, Amend S, Mannigel E, Eissing S (2008) Wer schützt was für wen? Partizipation und Governance für Naturschutz und Entwicklung. Anregungen aus der brasilianischen Amazonasregion. In: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH: Nachhaltigkeit hat viele Gesichter. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Verlag Max Kasparek, Heidelberg

Andelman SJ, Fagan WF (2000) Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? Proc National Acad Sci USA 97:5954–5959

Bader A (1981) Avifaunistische Bestandserfassung der Rieselfelder der Firma Windel in Bielefeld nach dem System Kickuth. Natur Landschaft 56:260-262

Bakker JP, de Bie S, Dallinga JH, Tjaden P, de Vries Y (1983) Sheep–grazing as a management tool for heathland conservation and regeneration in the Netherlands. J applied Ecol 20:541–560

Barua M (2011) Mobilizing metaphors: the popular use of keystone, flagship and umbrella species concepts. Biodiversity Conservation 20:1427–1440

Bathke M, Brah E, Dleikmann M, von Drachenfels O, Garve E, Gehlken B, Hertwig R, Horr C, Isselstein J, Keienburg T, Kleine-Limberg W, Klimek S, Most A, Prüter J, Richter ge. Kemmermann A, Schreiner J, Steinmann H-H, Wicke G, Wittig B, Zacharias Z (2006) Entwicklung einer Kennartenliste für ergebnisorientierte Honorierung im Grünland Nordwestdeutschlands. NNA–Ber, 2006(1):20–30

Bauer G (1973) Die Bedeutung künstlicher Wasserflächen für den Naturschutz. Natur Landschaft 48:280–284

Bauer H-J (1977) Künstliche Feuchtgebiete – Landschaftsschäden oder wertvolle Lebensräume ? Die Welt der Tiere 4:18–20

Bennett G, Mulongoy KJ (2006) Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Technical Ser. Secretariat of the CBD, Montreal

Bernhardt K-G (1993a) Vegetationskundliche populationsökologische Untersuchungen zur Besiedlung und Dynamik der Vegetation von Sand– und Schlickpionierstandorten in Nordwestdeutschland. Diss Bot. Cramer, Berlin

Bernhardt K-G (1993b) Biotopverbund bei Kleingewässern am Beispiel der Vegetation unter Berücksichtigung der Besiedlungsmechanismen der Flora sowie deren Diasporenvorrat im Boden. Meteler Schriftreihe Naturschutz 4:1–23

Bernhardt K-G (1995) Die Bedeutung der Diasporenbank im Boden für vegetationslenkende Maßnahmen im Biotop– und Artenschutz am Beispiel von Uferpioniervegetation. Z Kulturtechnik Landesentwicklung 36:274–285

BfN (Hrsg) (1996) Rote Liste der gefährdeten Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde, Bd. 28. BfN, Bonn–BadGodesberg

BfN (Hrsg) (2013) Daten zur Natur 2012. Landwirtschaftsverlag, Münster

Biologische Station Rieselfelder (1981) Die Rieselfelder Münster – Europareservat für Wat– und Wasservögel. Biologische Station Rieselfelder, Münster

Bissels S, Hölzel N, Donath TW, Otte A (2004) Evaluation of flood plain restoration success in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. Biol Conservation 118:641–650

Blab J (1980) Grundlagen für ein Fledermaus–Hilfsprogramm. Themen der Zeit. Kilda, Greven

Blab J (1993) Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere, 4. Aufl. Kilda, Greven

Blab J, Kudrna O (1987) Hilfsprogramm für Schmetterlinge. Naturschutz aktuell, Bd. 6. Kilda, Greven

Blab J, Vökl W (1994) Voraussetzungen und Möglichkeiten für eine wirksame Effizienzkontrolle im Naturschutz. Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz 40:291–300

Blab J, Schröder E, Völkl W (1994) Effizienzkontrollen im Naturschutz. Kilda, Bonn–BadGodesberg

Blaschke M, Heller W, Ostrow H, Hahn C, Loy H, Bußler H, Krieglsteiner L (2009) Naturnähezeiger– Holz bewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald. Natur Landschaft 84:560–566

Block WM, Framklin AB, Ward JP, Ganey JL, White GC (2001) Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. Restoration Ecol 9:293–303

Blüml V, Melter M, Schweiger M (2014) Evaluation des abgeschlossenen Naturschutzgroßprojekts „Ochsenmoor" (Landkreis Diepholz, Niedersachsen). Natur Landschaft 89:7–16

Böhner J, Zerbe S, Gladitz F (2005) Vegetationsstruktur in Braunkehlchenrevieren: Untersuchung auf ehemaligen Rieselfeldern. Naturschutz Landschaftsplanung 37:275–281

Bongers F, Lourens P, Hawthorne WD, Sheil D (2009) The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forets, but disturbance contributes little to tree diversity. Ecol Letters 12:798–805

Bönsel A, Runze M (2004) Die Bedeutung projektgebundener Erfolgskontrollen bei der Revitalisierung eines Regenmoores durch wasserbauliche Maßnahmen. Natur Landschaft 80:155–160

Bönsel A, Matthes J, Matthes H, Runze M (2007) Erfolgskontrollen nach Revitalisierung von Feldsöllen in Mecklenburg–Vorpommern. Natur Landschaft 82:129–136

Bornholdt G, Braun H, Kress JC (2000) Erfolgskontrollen im abgeschlossenen Naturschutzgroßprojekt „Hohe Rhön/ Lange Rhön". Angewandte Landschaftsökol, Bd. 261. BfN, Bonn–BadGodesberg

Borrini-Feyerabend G, Farvar MT, Nguinguiri JC, Ndangang VA (2000) Comanagement of Natural Resources: Organising, Negotiating and Learning-by-Doing. GTZ and IUCN, Kasparek Verlag, Heidelberg (Reprint 2007)

Bosshard A (1999) Renaturierung artenreicher Wiesen auf nährstoffreichen Böden – Ein Beitrag zur Optimierung der ökologischen Aufwertung der Kulturlandschaft und zum Verständnis mesischer Wiesen–Ökosysteme. Diss Bot 303:1–194

Bosshard A (2000) Blumenreiche Heuwiesen aus Ackerland und Intensiv–Wiesen. Eine Anleitung zur Renaturierung in der landwirtschaftlichen Praxis. Naturschutz Landschaftsplanung 32:161–171
Boyd JM (1983) Nature conservation. Proc Royal Soc Edinburgh 84:295–336
Brandes D (1982) Die Gefährdung der städtischen Vegetation – Das Beispiel Braunschweig. Mitt TU Carolo–Wilhelmina Braunschweig 17(1):63–68
Brandt T, Moning C, Wagner C (2009) Europareservat Riddagshausen und die Rieselfelder in Braunschweig : Vogelartenvielfalt stadtnah erleben. Der Falke 56:285–288
Briemle G, Eckert G, Nussbaum H (1999) Wiesen und Weiden. In: Konold W, Böcker R, Hampicke U (Hrsg) Handbuch Naturschutz Landschaftspflege, Bd. XI–2.8. ecomed, Landsberg, S 1–57
Broggi MF, Willi G (1993) Waldreservate und Naturschutz. Beiträge Naturschutz Schweiz, Bd. 13. Schweizerischer Bund Naturschutz, Basel
Brüll H (1980) Die landschaftsbiologische Bedeutung der Greifvögel – Grundlage für den Greifvogelschutz. Materia Medica Nordmark 32:3323–3340
Buchecker M, Junker B (2013) Was ist der Mehrwert der partizipativen Planung von Flussregulierungen? Naturschutz Landschaftsplanung 45:327–334
Bücking W (1995) Naturwaldreservate in Deutschland. Jahreheft Ges Naturkunde 151:41–72
Bücking W (1997) Naturwald, Naturwaldreservate, Wildnis in Deutschland und Europa. Forst Holz 52:515–522
Burga C, Kratochwil A (2001) Biomonitoring. Tasks for Vegetation Science 35. Kluwer, Dordrecht
Burkhardt R, Finck P, Liegl A, Riecken U, Sachteleben J, Steiof K, Ullrich K (2010) Bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund – zweite fortgeschriebene Fassung. Natur Landschaft 85:460–469
Butzke H, Genßler H, Haase H-B, Lohmeyer W, Rost F, Trautmann W, Wachter H, von Zezschwitz E (1975) Naturwaldzellen in Nordrhein–Westfalen I. Schriftenreihe LÖLF, Bd. 1. LÖLF, Düsseldorf
Butzke H, Genßler H, Krause A, Kühle JC, Rost F, Wachter H, Wolf G, Wolff-Straub R, Zak K, Zenker W, von Zezschwitz E (1984) Naturwaldzellen in Nordrhein–Westfalen IV. Schriftenreihe LÖLF, Bd. 9. LÖLF, Recklinghausen
Camiña Cardenal A (2011) Gänsegeier in Mitteleuropa. Der Falke 58(Sonderheft 2011):46–49
Clausnitzer H-J, Bühring E, Langbehn H, Ortmannn M, Rufert G, Thiess A (2004) Die Entwicklung des Naturschutzgroßprojekts „Meißendorfer Teiche/Bannetzer Moor" (Landkreis Celle, Niedersachsen) seit 1979. Natur Landschaft 79:249–256
Comín FA (Hrsg) (2010) Ecological restoration. Cambridge University press, Cambridge
Crooks KR, Sanjayan M (Hrsg) (2006) Connectivity conservation. Cambridge University Press, Cambridge
Crutzen PJ, Goldammer JG (Hrsg) (1993) Fire in the environment: the ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires. Dahlem Workshop Reports Environmental Sciences Research Report, Bd. 13. John Wiley & Sons, Chichester
Dahl H-J, Jürging P (1982) Abgrabungen als Sukzessionsfläche für Flora und Fauna. Jb Naturschutz Landschaftspflege 32:55–80
Dierschke H, Briemle G (2002) Kulturgrasland – Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Ulmer, Stuttgart
Dierßen K, Dierßen B (2001) Moore. Ulmer, Stuttgart
Dieterich H, Müller S, Schlenker G (1970) Urwald von morgen. Bannwaldgebiete der Landesforstverwaltung Baden–Württemberg. Ulmer, Stuttgart
Doerpinghaus A, Dröschmeister R, Fritsche B (2010) Naturschutz–Monitoring in Deutschland. Stand und Perspektiven. Naturschutz Biol Vielfalt. BfN, Bonn–Bad Godesberg
Doyle U, Vohland K, Ott K (2010) Biodiversitätspolitik in Deutschland – Defizite und Herausforderungen. Natur Landschaft 85:308–313
Dröschmeister R, Gruttke H (1998) Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz. Schriftenreihe Landschaftspflege, Bd. 58. BfN, Bonn–Bad Godesberg
Ducarme F, Luque GM, Courchamp F (2013) What are "charismatic species" for conservation biologists? BioSciences Master Reviews, Bd. July 2013. Ecole Normale Supérieure de Lyon, Lyon
Dudley N (2008) Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, Gland
Durka W, Brändle M, Altmoos M (1997) Sukzession, Habitate und Schutz von Laufkäfern (Carabidae) in Braunkohletagebauen. Mitt deutsche Ges allgem angew Entomol 11:111–114
Ellwanger G, Balzer S, Schröder E, Ssymank A, Pöppelmann A, Fartmann T (2011) Der Zustand der biologischen Vielfalt in Deutschland. Der Nationale Bericht zur FFH–Richtlinie. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BfN, Bonn
England PR, Phillips J, Waring JR, Symond Babcock GR (2008) Modelling wave–induced disturbance in highly biodiverse marine macroalgal communities: support for the intermediate disturbance hypothesis. Marine Freshwater Res 59:515–520
Englmaier K-H (2009) Die Renaturierung des Seefilzes im Nationalpark Bayerischer Wald – Versuch einer Wiedergutmachung. Ber Nationalpark, Bd. 6. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau
Erdmann K-H, Bork H-R, Hopf T (2006) Naturschutz im gesellschaftlichen Kontext. Naturschutz Biol Vielfalt. BfN, Bonn–BadGodesberg
Eser U, Benzing B, Müller A (2013) Gerechtigkeitsfragen im Naturschutz. Was sie bedeuten und warum sie wichtig sind. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 130. BfN, Bonn-Bad Godesberg
Evelt-Neite M (1992) Gefährdete Ackerwildkrautarten und–gesellschaften auf herbizidfreien Ackerrandstreifen im Niederrheinischen Tiefland. Natur Niederrhein 7(1):3–16
Favreau JM, Drew CA, Hess GR, Rubino MJ, Koch FH, Eschelbach KA (2006) Recommendations for assessing the effective-

ness of surrogate approaches. Biodiversity Conservation 13:3949–3969
Fichtner A, Lüderitz M (2013) Signalarten – ein praxisnaher Beitrag zur Erfassung der Naturnähe und Biodiversität in Wäldern. Natur Landschaft 88:392–399
Fischer A (1987) Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald– und Grünlandgesellschaften. Diss Bot 10(1):1–234
Flade M, Plachter H, Henne E, Anders K (2003) Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide–Chorin Projektes. Quelle & Meyer, Wiebelsheim
Fottner S, Niemeyer T, Sieber M, Härdtle W (2004) Einfluss der Beweidung auf die Nährstoffdynamik von Sandheiden. NNA–Berichte (Schneverdingen) 17:80–91
Fox JW (2013) The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. Trends Ecol Evolution 28:86–92
Freimuth W, Frey H, Walter W (2008) Der Bartgeier in den Alpen zurück. Naturschutz Landschaftspflege 40:121–127
Gärtner P (2012) Robuste Rinder und wilde Pferde: vor den Toren Berlins startete im Mai 2011 mit dem Erprobungs– und Entwicklungsvorhaben (E+E) „Rieselfeldlandschaft Hobrechtsfelde" das größte Waldweideprojekt Deutschlands. Naturmagazin Berlin, Brandenburg, Mecklenburg–Vorpommern 26:42–43
Geiser R (1980) Grundlagen und Maßnahmen zum Schutz der heimischen Käferfauna. Naturschutz Landschaftsplanung 12:71–80
Geisler C (2003) Your park, my poverty. In: Brechin S, Wilshusen PR, Fortwangler CL, West PC (Hrsg) Promoting international biodiversity with social justice in the twenty–first century. State University of New York Press, Albani, S 217–229
Geißler-Strobel S, Trautner J, Jooß R, Germann G, Kaule G (2006) Informationssystem Zielartenkonzept Baden–Württemberg. Naturschutz Landschaftsplanung 43:361–369
Giehr V (1986) Erfolgreiche Brut des Stelzenläufers im NSG Rieselfelder Nottuln–Appelhülsen. Kiebitz. Naturschutznachrichten Kreis Coesfeld 4:151–153
Gigon A, Langenauer R (1998) Blue data books – an encouraging new instrument for restoration and conservation. Appl Veg Sci 1:131–138
Gigon A, Langenauer R, Meier C, Nievergelt B (1998) Blaue Listen der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier– und Pflanzenarten der Roten Listen – Methodik und Anwendung in der nördlichen Schweiz. Veröffentl Geobot Inst ETH Stiftung Rübel 29(1):1–137 (Anhänge)
Gimingham CH (1972) Ecology of heathlands. Chapman and Hall, London
Gödde M (1987) Die Brache in der Stadt. Das Gartenamt 36:552–555
Goldammer JG (1978) Feuerökologie und Feuermanagement. Freiburger Waldschutz Abhandlungen 1:1–150
Goldammer JG (1993) Feuer in Waldökosystemen der Tropen und Subtropen. Birkhäuser, Basel–Boston
Graf R, Bolzern-Tönz H, Pfiffner L (2010) Leitarten für das Landwirtschaftsgebiet. Naturschutz Landschaftsplanung 42:5–12
Gruttke H, Kornacker PM, Willecke S (1998) Effizienz eines neue angelegten Biotopstreifens als Ausbreitungskorridor in der Agrarlandschaft – Ergebnisse einer Langzeitstudie. Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz 58:243–290
Gruttke H, Ludwig G, Schnittler M, Binot-Hafke M, Fritzlar F, Kuhn J, Assmann T, Brunken H, Denz O, Detzel P, Henle K, Kuhlmann M, Laufer H, Matern A, Meinig H, Müller-Motzfeld G, Schütz P, Voith J, Welk E (2004) Memorandum: Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Arten. Naturschutz Biol Vielfalt 8:273–280
Güthler W, Heppner S, Heusinger G, Joswig W (2012) Erfolgskontrollen zum bayerischen Vertragsnaturschutzprogramm. Naturschutz Landschaftsplanung 44:197–204
Hachmeister S (1996) Ergebnisse zweijähriger Untersuchungen an Lepidopteren im Steinbruch Künsebeck und Umgebung. Antrag auf Ausweisung als Naturschutzgebiet. Mitt Arbeitsgem ostwestfälisch–lippischer Entomol 3:57–75
Hampicke U (1994) Die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen in ökonomischer Sicht. In: Blab J, Schröder E, Völkl W (Hrsg) Effizienzkontrollen im Naturschutz. Kilda, Greven
Hampicke U (2002) Landschaftsökologie und Naturschutz. Schmidt, Berlin
Handke K, Hellberg F (2007) Entwicklung eines Zielartenkonzeptes für Bremen als Grundlage für ein Naturschutzkonzept. Naturschutz Landschaftsplanung 39:37–46
Hänel K, Reck H (2011) Bundesweite Prioritäten zur Wiedervernetzung von Ökosystemen: Die Überwindung straßenbedingter Barrieren. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 108. BfN, Bonn–Bad Godesberg
Hard G (1984) Spontane und angebaute Vegetation an der Peripherie der Stadt. Überplanung Gesamthochschule Kassel, Kassel, S 77–113
Hard G (1992) Konfusion und Paradoxien. Garten Landschaft 1:13–18
Hard G (1997) Was ist Stadtökologie? Argumente für eine Erweiterung des Aufmerksamkeitshorizonts ökologischer Forschung. Erdkunde 51:100–113
Hard G (1998) Vegetationsdynamik in einer kleinen Stadtbrache. Natur Landschaft 73:479–485
Hard G, Pirner J (1985) Stadtvegetation und Freiraumplanung – Am Beispiel der Osnabrücker Kinderspielplätze. Osnabrücker Studien Geogr 7:1–84
Hard G, Pirner J (1988) Die Lesbarkeit eines Freiraumes. Garten Landschaft 1:24–30
Harengerd, Pölking MF, Prünte W, Speckmann M (1972) Die Tundra ist mitten in Deutschland. Kild, Greven
Heiland S, Hoffmann A (2013) Erste Evaluierung der deutschen Nationalparks: Erfahrungen und Ergebnisse. Natur Landschaft 88:303–308
Hellberg F, Nagler A, Klugkost H, Schoppenhorst A (2000) Pflege und Entwicklung einer Niederungslandschaft im Bremer Becken am Beispiel des Naturschutzgebietes „Westliches Hollerland (Leher Feld)". Natur Landschaft 75:17–27

Hermann J-M, Kiehl K, Kirmer A, Tischew S, Kollmann J (2013) Renaturierungsökologie im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und neuartigen Ökosystemen. Natur Landschaft 88:149–154

Herr J, Ruf J (2008) Die Entwicklung des Brutbestandes des Schwarzkehlchens (Saxicola rubicola) im Freiburger Rieselfeld. Naturschutz südlicher Oberrhein, Beiheft 2:3–4

Heydemann B (1981) Wie groß müssen Flächen für den Arten– und Ökosystemschutz sein? Jb Naturschutz Landschaftspflege 31:21–51

Heydemann B (1982) Die Bedeutung der Kiesgruben als Renaturierungsgebiete. Jb Naturschutz Landschaftspflege 32:93–99

Heyer WR, Donnelley MA, McDiarmid RW, Hayek LC, Foster MS (Hrsg) (1994) Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington

Hilbig W (2000) Die Vegetationsentwicklung auf künstlich geschaffenen Kalkschotterflächen. Ber Bayer Bot Ges 69/70:31–42

Hill D, Fasham M, Tucker G, Shewry M, Shaw P (Hrsg) (2005) Handbook of biodiversity methods – survey, evaluation and monitoring. Cambridge Univ. Press, Cambridge

Hölzel N (2000) Renaturierung von Stromtalwiesen durch Oberbodenabtrag und Mahdgutübertragung. Verhandlungen Ges Ökol 30:114

Hölzel N, Otte A (2003) Restoration of a species–rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. Appl Veg Sci 6:131–140

Hölzel N, Haub C, Ingelfinger MP, Otte A, Pilipenko VN (2002a) The return of the steppe –large–scale restoration of degraded land in southern Russia during the post–Soviet era. J Nat Conservation 10:75–85

Hölzel N, Donath TW, Bissels S, Otte A (2002b) Auengrünlandrenaturierung am hessischen Oberrhein – Defizite und Erfolge nach 15 Jahren Laufzeit. Schriftenreihe Vegetationskunde 36:131–137

Hölzel N, Bissels S, Donath TW, Handtke K, Harnisch M, Otte A (2006) Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein. Naturschutz Biol Vielfalt 31:BfN–Bonn–BadGodesberg

Home R, Keller C, Nagel P, Bauer N, Hunziker M (2009) Selection criteria for flagship species by conservation organizations. Environmental Conservation 36(2):139–148

Horan DR, Shoegren JF, Granig BM (2009) Conservation payments to reduce wildlife habitat fragmentation and disease risk. In: Lipper L, Sakuyama T, Stringer R, Zilbermann D (Hrsg) Payments for environmental services in agricultural landscapes. Springer, Berlin, S 103–112

Hunter ML, Gibbs J (2007) Fundamentals of conservation biology, 3. Aufl. Blackwell, Malden

Huwer A, Wittig R (2013) Evidence for increasing homogenization and de–ruralization of Central European village flora. Tuexenia 33:213–231

Islam MZ, Ismail K, Boug A (2010) Catastrophic die–off of globally threatened Arabian Oryx and Sand Gazelle in the fenced protected area of the arid central Saudi Arabia. J Threatened Taxa 2:677–684

Jedicke E (1994a) Biotopschutz in der Gemeinde. Neumann, Radebeul

Jedicke E (1994b) Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Ulmer, Stuttgart

Jensen K (1997) Vegetationsökologische Untersuchungen auf nährstoffreichen Feucht–Grünlandbrachen – Sukzessionsverlauf und dynamisches Verhalten von Einzelarten. Feddes Repertorium 108:603–625

Jensen K (1998) Species composition of soil seed bank and seed rain of abandoned wet meadows and their relation to above ground vegetation. Flora 193:345–355

Jessel B (1998) Zielarten – Leitarten – Indikatorarten: Aussagekraft und Relevanz für die praktische Arbeit. Laufener Seminarbeiträge, Bd. 98/8. ANL, Laufen

Jochimsen ME (1986) Begrünungsversuche auf Bergematerial der Halde Ewald/Herten. Verhandlungen Ges Ökol 18:85–88

Joosten H, Clarke D (2002) Wise use of mires and peatlands. Background and principles including a framework for decision–making. International Peat Society, Saarijärvi

Jürging P, Kaule G (1977) Entwicklung von Kiesbaggerungen zu biologischen Ausgleichsflächen, dargestellt an Beispielen der Donauebene, Region 10, Ingolstadt. Schriftenreihe Naturschutz Landschaftspflege 8:23–42

Kaiser T, Stubbe A (2004) Mittelfristige Vegetationsentwicklung auf Pflegeflächen in Sandheiden des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide". NNA–Berichte (Schneverdingen) 17:137–144

Kaiser T, Mertens D, Zimmermann M (2009) Naturschutzgroßprojekt Lüneburger Heide, Niedersachsen. Eine Bilanz nach 14–jähriger Projektlaufzeit. Natur Landschaft 84:353–360

Kapfer A (1988) Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes – Aushagerung und Vegetationsentwicklung. Diss Bot, Bd. 120. Cramer, Berlin

Kareiva P, Marvier M (1951) Conservation science – balancing the needs of people and nature. Roberts and Company, Greenwood Village, Colorado

Kaule G (1991) Arten– und Biotopschutz, 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart

Kinder M, Främbs H, Hielen B, Mossakowski D (2003) Regeneration von Salzwiesen in einem Sommergrioden an der Nordseeküste: E + E–Vorhaben „Salzwiesenprojekt Wurster Küste". Natur Landschaft 78:343–353

Klar N, Herrmann M, Kramer-Schadt S (2006) Effects of roads on a founder population of lynx in the biopshere reserve „Pfälzerwald – Vosges du Nord". Naturschutz Landschaftsplanung 38:330–337

Klein M, Riecken U, Schröder E (1997) Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz, Bd. 54. BfN, Bonn–BadGodesberg

Klement O (1956) Zur Flechtenflora des Kölner Doms. Decheniana 109:87–90

Knapp S, Wittig R (2012) An analysis of temporal homogenisation and differentiation in Central European village flora. Basic Appl Ecol 13:319–327

Koch M, Scheriau C, Schupfner M, Bernhardt K-G (2011) Long–term monitoring of the restoration and development of limestone grasslands in north western Germany: vegetation screening and soil seed bank analysis. Flora 206:52–65

Koenies H, Frühauf S, Krettek R, Bornholdt G, Maiwald S, Lucas V (2005) Biotopverbund – eine sinnvolle Naturschutzstrategie in der Agrarlandschaft? Natur Landschaft 80:16–21

Koenigs T (1994) Stadt–Natur statt Natur–Stadt. In: Wittig R (Hrsg) Stadtökologie in Frankfurt am Main. Geobot Kolloq, Bd. 10. Natur & Wissenschaft, Solingen, S 3–6

Kollmann J, Staub F (1995) Die Entwicklung von Magerrasen im Kaiserstuhl nach Entbuschung. Z Ökol Naturschutz 4:87–103

Korneck D, Schnittler M, Vollmer I (1996) Rote Liste der Farn– und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde 28:21–187

Kottmann HJ, Schwöppe W, Willers T, Wittig R (1985) Heath conservation by sheep grasing: a cost–benefit–analysis. Biol Conservation 31:67–74

Kowarik I (1986) Ökosystemorientierte Gehölzartenwahl für Grünflächen. Gartenamt 35:524–532

Kowarik I (1988) Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 56:1-280

Krawczynski R, Wagner H-G (2008) Leben im Tod. Tierkadaver als Schlüsselelemente in Ökosystemen. Naturschutz Landschaftsplanung 40:261–264

Kruckenberg H, Mooij J, Südbeck P, Heinicke T (2011) Die internationale Verantwortung Deutschlands für den Schutz arktischer und nordischer Wildgänse. Teil II: Bewertung, Gefährdung und Schutzmaßnahmen. Naturschutz Landschaftsplanung 43:371–378

Küchler-Krischun J, Piechocki R (2008) Die nationale Biodiversitätsstrategie Deutschlands. Natur Landschaft 83:12–18

Kundel W, Schreiber K-F, Vogel A (1987) Spontane Vegetation in Kalksteinbrüchen des Teutoburger Waldes. In: Mayr A, Weber P (Hrsg) 100 Jahre Geographie an der WWU Münster. Schöningh, Paderborn, S 131–146

Kunze K, Jordan R, Kessel R, Kundel W, Nagler A, Schirmer A, Zacharias D (2012) Erprobung von Managementmaßnahmen zum Erhalt der Krebsschere als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben–Grünland–Gebiete der Kulturlandschaft Westdeutschlands. Natur Landschaft 87:362–369

Langemach T, Thoms M, Litzkow B, Stein A (2008) Horstschutz in Brandenburg. Ber Vogelschutz 45:39–50

Laubhann D, Kropf M, Bernhardt K-G (2010) Das Zielartenkonzept als Naturschutzinstrument – eine kritische Betrachtung. Natur Landschaft 85:61–66

Leibundgut H (1982) Europäische Urwälder in der Bergstufe. Haupt, Bern

LÖBF (1997) Praxishandbuch Schmetterlingsschutz. LÖBF–Reihe Artenschutz, Bd. 1. LÖBF, Recklinghausen

Lorenz A, Tischew S, Osterloh S, Felinks B (2013) Konzept für maßnahmenbegleitende naturschutzfachliche Erfolgskontrollen in großen Projekten. Naturschutz Landschaftsplanung 45:365–372

Lorimer J (2007) Nonhuman charisma: which species trigger our emotions and why? Environment Planning D: Society Space 25:911–935

Loske R (1984) Steinbrüche als Amphibienlebensräume. Beobachtungen aus dem Kreis Soest. Natur Landschaft 59:91–94

Ludwig G, May R, Otto C (2007) Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn– und Blütenpflanzen. – vorläufige Liste. BfN–Skripten, Bd. 220. BfN, Bonn–BadGodesberg

Lünser K (1999) Trocken aber nicht langweilig – die Freiburger Rieselfelder. Jahresber 1999 Biol Station Rieselfelder Münster: 91–93

Maas D (1988) Keimung und Etablierung von Streuwiesenpflanzen nach experimenteller Ansaat. Natur Landschaft 63:411–415

Maas D, Pfadenhauer J (1994) Effizienzkontrollen von Naturschutzmaßnahmen – fachliche Anforderungen im vegetationskundlichen Bereich. Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz 40:25–50

Maas S (2005) Entwicklung von Orchideenbeständen in Kalkmagerrasen des Naturschutzgebietes „Wolferskopf" (1992–2003). Naturschutz Biol Vielfalt 22:7–22

Mader H-H (1980) Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. Natur und Landschaft 55:91–96

Manhart C, Marschalek H, Karg J (2004) Renaturierung feuchtnassen Grünlands im Voralpenraum. Natur Landschaft 79:257–263

Mannigel E (2005) Integrating parks and neighbors. Participation and protected areas in three case studies in the Mata Atlântica region of Brazil. Weissensee Verlag, Berlin

Marquardt E, Dauber J, Doerpinghaus A, Dröschmeister R, Frommer J, Frommolt K-H, Gemeinholzer B, Henle K, Hillebrand H, Kleinschmit B, Klotz S, Kraft D, Premke-Kraus M, Römbke J, Vohland K, Wägele W (2013) Biodiversitätsmonitoring in Deutschland: Herausforderung für Politik, Forschung und Umsetzung. Natur Landschaft 88:337–341

Mayer Neumann HM, Schrempf W (1979) Der Urwald Rothwald in den Niederösterreichischen Kalkalpen. Jb Vereinigung Schutz Bergwelt 44:79–117

Meffe G, Carroll R (1994) Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland

Melchert F, Hermenau B, Oldekop W (2001) 50 Jahre Vogelschutz des DBV/NABU auf den Braunschweiger Rieselfeldern. Milvus. Braunschweiger Beiträge Faunistik Naturschutz 20:1–6

Ministere de l'Environnement et de la Forest (1999) Amenagement des Forets et Protection de la Nature dans la Region de l'Est. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW). Republique du Côte d'Ivoir (unveröffentlicht)

Mönig R (2003) Die Avifauna ehemaliger Rieselfelder im Südwesten Berlins – Bilanz eines achtjährigen Untersuchungs-

programmes. Naturschutz Landschaftspflege Brandenburg. Beiträge Ökol, Natur– Gewässerschutz 12:44–50
Morren S (2013) Vogelfütterung in Großbritannien. Der Falke 12:484–490
Most A, Wittig B (2006) Ergebnisorientierte Honorierung im Grünland Nordwestdeutschlands – zusammenfassende regionsübergreifende Auswertung der Ergebnisse. NNA–Ber 2006(1):143–158
Most A, Keienburg T, Wittig B (2006) Honorierung im Grünland Nordwestdeutschlands – Grünland auf Hochmoorstandorten NNA–Ber 2006(1):166–188
Mückschel C (1997) Steinbrüche und Naturschutz. Der Westerwald 90:77–81
Müller-Berghaus B (1999) Das Conservancy–Konzept in Südafrika – Privatwirtschaftliche Initiativen als informelles Konzept im Natur– und Ressourcenschutz. Materialien des Zentrums für regionale Entwicklungsforschung der Justus–Liebig–Universität Gießen, Gießen
Müller J, Schaltegger S (2004) Sozioökonomische Analyse des Heidemanagements in Nordwestdeutschland -Wirtschaftlichkeit, Kosten-Wirksamkeitsverhältnisse und Akzeptanz. NNA-Berichte 17(2):183-197
Müller J, Bußler H, Utschick H (2007) Wieviel Totholz braucht der Wald? Naturschutz und Landschaftsplanung 39(6):165–170
Müller N (1990) Die Entwicklung eines verpflanzten Kalkmagerrasens. Natur Landschaft 65:21–27
Müller N, Kopp B, Riegel G (1998) Vegetation alpiner Flußschotterhaiden, ihre Pflege und Renaturierung. In: Müller N (Hrsg) Zur Vegetation der Alpen und des Alpenvorlandes. Verlag Dr Wißner, Augsburg, S 125–149
Niclas G, Scherfose V (Bearbeiter) (2005) Erfolgskontrollen in Naturschutzvorhaben des Bundes. Teil 1: Ökologische Bewertung. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 22. BfN, Bonn–BadGodesberg
Niekisch M (1987) Il commercio illegale di rapaci: un problema italo–tedesco. Rapaci Mediterranei III. Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina 12:171–176
Niekisch M (2013) Schutz von Tropenwäldern – welche Lösungen gibt es? In: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg) Schutz und Nutzung von Tropenwäldern. Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd. 42. Dr. Friedrich Pfeil, München, S 43–52
Nitsche S, Nitsche L (1994) Extensive Grünlandnutzung. Neumann, Radebeul
Oldekop W, Hermenau B, Melchert F (2006) 25 Jahre systematischer Limikolenzählungen in den Braunschweiger Rieselfeldern von 1980 bis 2004. Milvus : Braunschweiger Beiträge Faunistik Naturschutz 24:25–46
Oppermann R, Blew J, Haack S, Hötker H, Poschlod P (2010) Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) und Biodiversität. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 100. BfN, Bonn–BadGodesberg
Otte A, Ludwig T (1990) Methodisches Vorgehen bei der Kartierung der Vegetation in Dörfern – Interpretationshilfen für die Auswertung und Maßnahmen zu ihrer Förderung. Landschaft + Stadt 22:37–56
Otte A, Zwingel W, Naab M, Pfadenhauer J (1988) Ergebnisse der Erfolgskontrolle zum „Ackerrandstreifenprogramm" aus den Regierungsbezirken Oberbayern und Schwaben (Jahre 1986 und 1987). Schriftenreihe Bayer Landesamt Umweltschutz 84:161–195
Paine RT (1969) A Note on trophic complexity and community stability. American Naturalist 103:91–93
Palomo I, Martín-López B, Potschin M, Haines-Young R, Monte C (2012) National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. Ecosystem Services 4:104–116
Pannach G (1992) Phaenologische Untersuchungen des Limikolenzuges 1979 bis 1991 in den Braunschweiger Rieselfeldern. Braunschweiger naturkundl Schriften 4:27–57
Patzelt A, Mayer F, Pfadenhauer J (1997) Renaturierungsverfahren zur Etablierung von Feuchtwiesenarten. Verhandlungen Ges Ökol 27:165–172
Peláez O (2012) Seven rare almiquíes sughted [sic!] in Cuba's Alejandro de Humboldt National Park. Granma, 11. April 2012, La Habana
Peters W (1863) Über die Säugetiergattung Solenodon. Königliche Akad Wissenschaften, Berlin
Pfadenhauer J (1989) Renaturierung von Torfabbauflächen in Hochmooren des Alpenvorlandes. Telma Beiheft 2:313–330
Pfadenhauer J (1998) Grundsätze und Modelle der Moorrenaturierung in Süddeutschland. TELMA 28:251–272
Pfadenhauer J (1999) Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. Natur Landschaft 74:18–29
Pfadenhauer J, Heinz S (2004) Renaturierung von niedermoortypischen Lebensräumen Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 9. BfN, Bonn–BadGodesberg
Pilotek D (1988) Auswirkungen des Ackerrandstreifenprogramms auf die Artenstruktur in Aperetalia–Gesellschaften. Tuexenia 8:195–209
Plachter H (1983) Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustellen – Ökologie und Naturschutzperspektive von Trockenbaggerungen mit Feuchtbiotopen. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt Umweltschutz 56:1–112
Plachter H (1992) Naturschutz. Fischer, Stuttgart (Korrigierter Nachdruck der 1. Aufl., UTB 1563)
Plachter H, Hampicke U, Kruse-Graumann L, Kowatsch A (2012) Integratives Monitoring für deutsche Großschutzgebiete. Natur Landschaft 87:2–10
Primack RB (2010) Essentials of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland
Průša E (1985) Die böhmischen und mährischen Urwälder – ihre Struktur und Ökologie. Academia, Praha
Raabe E-W (1979) Über den Naturschutzwert der Farn– und Samenpflanzen in Schleswig–Holstein und Hamburg. Kieler Notizen Pflanzenkunde. Schleswig–Holstein 11(3):42–64
Rädiker S, Kuckartz U (2012) Das Bewusstsein über biologische Vielfalt in Deutschland: Wissen, Einstellung und Verhalten. Natur Landschaft 87:109–113
Ranftl H (1983) Lebensraum Kiesgrube: Einige praktische Beispiele aus Bayern. Veröffentl Naturschutz Landschaftspflege Baden–Württemberg Beiheft 37:151–162
Ratte C (2012) Die EU–Biodiversitätsstrategie für 2020 – Ziele, Maßnahmen und Umsetzungsrahmen. Natur Landschaft 87:394–398

Rebele F, Dettmar J (1996) Industriebrachen. Ökologie und Management. Ulmer, Stuttgart
Reck H (2013) Die ökologische Notwendigkeit zur Wiedervernetzung und Anforderungen an deren Umsetzung. Natur Landschaft 88:486–496
Reich M, Rüter S, Prasse R, Matthies S, Wix N, Ullrich K (2012) Biotopverbund als Anpassungsstrategie an den Klimawandel? Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 122. BfN, Bonn–BadGodesberg
Reidl K (1998) Ökologische Bedeutung von Brachflächen im Ruhrgebiet. NUA–Seminarber 2:9–21
Remy D (2013) Renaturierung der Hase–Aue – Folgen für die Strukturkomplexität und die Besiedlung durch Flora und Fauna. Natur Landschaft 88:356–361
Riess W (1976) Der Feuereinsatz und seine Technik in der Landschaftspflege. Natur Landschaft 51:284–287
Riess W (1980) Möglichkeiten der Feuerökologie zum Management von Vogelbiotopen. Beih Veröffentl Naturschutz Landschaftspflege Bad–Württ 16:97–105
Rochefort L, Lodde E (2006) Restoration of degraded boreal peatlands. In: Wieder RK, Vitt DH (eds) Boreal peatland ecosystems. Ecol studies, Bd. 188. Springer, Berlin, S 381–423
Rodríguez-Soto C, Monroy-Vilchis O, Zarco-González M (2013) Corridors for Jaguar (Panthera onca) in Mexico: Conservation strategies. J Nature Conservation 21:438–443
Roe D, Elliott J (2004) Poverty reduction and biodiversity conservation: rebuilding the bridges. Oryx, 38:137–139
Röder D, Kiehl K (2007) Ansiedlung von lebensraumtypischen Pflanzen in neu angelegten Kalkmagerrasen. Naturschutz Landschaftsplanung 39:304–310
Rosenthal G (1992) Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. Diss Bot, Bd. 182. Cramer, Berlin
Rosenthal G (2010) Wiederbewaldung von beweideten Mooren des Alpenvorlandes. Tuexenia 30:83-104
Rosenthal G, Lederbogen D (2008) Response of the clonal plant Apium repens (Jacq,) Lag. to extensive grazing. Flora 203:131–141
Rosenthal G, Schrautzer J, Eichberg C (2012) Low intensity grazing with domestic herbivores: a tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. Tuexenia 32:167–205
Ruiz-Jaen M, Aide T (2005) Restoration success: how can it be measured ? Restoration Ecol 13:569–577
Ruthsatz B (1995) Erfolgskontrolle von „Biotopsicherungsmaßnahmen" im Niedermoorgrünland eines NSG in der westpfälzischen Moorniederung bei Kaiserslautern. Ber ANL Beiheft 12:79–98
Sanderson SE, Redford KH (2003) Contested relationships between biodiversity conservation and poverty alleviation. Oryx 37:389–390
Saure C (1996) Aufgegebene Rieselfelder als Lebensraum für Bienen, Wespen und Ameisen (Hymenoptera, Aculeata): das Beispiel der Rieselfelder im Forstamtsbereich Berlin–Buch. Berliner Naturschutzblätter 40:495–518
Sayer J (1991) Rainforest buffer zones: Guidelines for protected area managers. IUCN Forest Conservation Programme, Gland
Schall O (1985) Die Kalk–Schlammteiche in Nordrhein–Westfalen – Flora, Vegetation und Bedeutung für den Naturschutz. Decheniana 138:38–59
Scharbert A, Greven H (2002) Umgestaltete Abgrabungsseen: Auengewässer der Zukunft ? Verhandlungen Ges Ichthyol 3:131–187
Scheidegger C, Bergami A, Mürgi M, Holderegger R, Lachat T, Schnyder N, Senn-Irlet B, Wermelinger B, Bollmann K (2010) Waldwirtschaft. In: Lachat T, Pauli D, Gonseth Y, Klaus G, Scheiegger C, Vittoz P, Walter T (Hrsg) Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Haupt, Bern, S 124–160
Scheurer M, Haeupler H, Korsch H, Vogel A (1997) Sippenbezogene Auswertung der Datenbank für die Rote Liste. In: Datenbank Gefäßpflanzen. Zentralstellen für die Floristische Kartierung Deutschlands. Vogel, Bochum, Halle, Regensburg
Schmiedel I, Schmidt M, Schacherer A, Culmsee H (2013) Die Effektivität von Schutzgebieten für die Erhaltung seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen. Naturschutz Landschaftsplanung 45:45–52
Schmitt F, Kliebisch C, Oerkermann G, Herrmann S, Schweppe-Kraft B (2012) Naturschutz – effizient planen, managen und umsetzen. BfN und B.B.N, Bonn–Bad Godesberg
(1985) Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche Geogr Arb 20:111–153
Schreiber K-F (1997) Sukzession – Eine Bilanz der Grünlandbracheversuche in Baden–Württemberg. Ber Umweltforschung Baden–Württemberg 23:1–188
Schreiber RL (Hrsg) (1993) Tiere auf Wohnungssuche. Pro natur, Deutscher Landwirtschafsverlag, Berlin
Schubert R (1985, 3d) Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer, Jena
Schumacher W (1984) Gefährdete Ackerwildkräuter können auf ungespritzten Feldrändern erhalten werden. LÖLF–Mitteilungen 9(1):14–20 (Münster)
Schwickert PW (1992) Verpflanzen von Pflanzen und Pflanzenbeständen als Chance für den Naturschutz? Stand der Forschung und jüngste Unternehmungen. Natur Landschaft 67:11–114
Simberloff D (1998) Flagships, umbrellas, and keystones: is single–species management passé in the landscape era? Biol Conservation 83:247–257
Sousa WP (1979) Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity. Ecol 60:1225–1239
Spatz G (1994) Freiflächenpflege. Ulmer, Stuttgart
Speierl T, Hoffmann KH, Klupp R, Schadt J, Kreč R, Völkl W (2002) Fischfauna und Habitatdiversität: Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen an Main und Rodach. Natur Landschaft 77:161–171
Speier M, Pott R (1997) Schützenswerte Biotoptypen in aufgelassenen Bodenabbaustellen. Schriftenreihe Deutsche Geol Ges 5:67–77

Spellerberg IF (1992) Evaluation and assessment for conservation. Chapman & Hall, London
Sperber G, Thierfelder S (2004) Urwälder Deutschlands. BLV, München
Splett G (2000) Erfolgskontrollen bei integrativen Naturschutzprojekten. Natur Landschaft 75:10–16
Stegner J, Huth J, Krönert R (2013) Renaturierungsmaßnahmen im Naturschutzgroßprojekt Presseler Heidewald und Moorgebiet. Natur Landschaft 88:2–8
Stoll-Kleemann S, Kettner A, Leverington F, Nolte C, Nielsen G, Bomhard B, Stolton S, Marr M, Hockings M (2014) Erfassung der Managementeffektivität in Europas Schutzgebieten. Naturschutz Landschaftsplanung 44:37–44
Stringer R, Lipper L, Sakuyama T, Zilbermann D (2009) In: Payment for environmental services in agricultural landscapes. Springer, Berlin, S 1–8
Succow M, Jeschke L, Knapp HD (2001) Die Krise als Chance – Naturschutz in neuer Dimension. Findling, Neuenhagen
Sukopp H (1976) Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe Vegetationskunde 10:9–27
Thomas JA (1984) The conservation of butterflies in temperate countries: past efforts and lessons for the future. In: Vane-Wright R, Ackery PR (Hrsg) The biology of butterflies. Academic Press, London
Thompson K, Bakker J, Bekker R (1997) The soil seed banks of North West Europe. Methodology, density and logevity. Cambridge University press, Cambridge, S 276
Thorn M (2000) Auswirkungen von Landschaftspflegemaßnahmen auf die Vegetation von Streuwiesen. Natur Landschaft 72(2):64–73
Tischler W (1980) Biologie der Kulturlandschaft. Fischer, Stuttgart
Trautmann J, Bruns D (1988) Tierökologische Grundlagen zur Entwicklung von Steinbrüchen. Ber Akad Naturschutz Landschaftspflege 12:205–228
Urak K, Stringer R, Bulte B (2009) Managing wildlife damage to agriculture in Bhutan: conflicts, costs and compromise. In: Lipper L, Sakuyama T, Stringer R, Zilbermann D (Hrsg) Payments for environmental services in agricultural landscapes. Springer, Berlin, S 259–260
van Andel J, Aronson J (2012) Restoration ecology: the new frontier, 2. Aufl. Wiley–Blackwell, Chichester
Vetter D, Storch I (2009) Schirmarten: effektives Naturschutzinstrument oder theoretisches Konstrukt? Naturschutz Landschaftsplanung 41:341–347
Vischer M, Binot-Hafke M (2003) Artenhilfsprogramme der Bundesländer: Fauna. Natur Landschaft 78:56–63
Vohland K, Knapp M, Patzschke E, Premke-Kraus M, Zschiesche M, Zimmer R, Freitag J, Herlitzius L, Kaufmann G, Vogel J (2013) Bürgerbeteiligung und internationale Verhandlungen. Naturschutz Landschaftsplanung 45:148–154
von Haaren C, Saathoff W, Bodenschutz T, Lange M (2010) Der Einfluss veränderter Landnutzung auf Klimawandel und Biodiversität. Naturschutz Biol Vielfalt Bd. 94. BfN, Münster
von Landwüst C, Scholten M, Weichert R, Anlauf A (2012) Herstellung der ökologischen Durchlässigkeit (Fischaufstieg) an den Staustufen der Bundeswasserstraßen. Natur Landschaft 87:177–182
von Oheimb G, Köbbing JF, Groh M (2014) In: Heinrichs H, Michelsen G (Hrsg) Nachhaltigkeitswissenschaften. Springer, Berlin, S 455–474
von Tschudi F (1872) Das Thierleben der Alpenwelt. Naturansichten und Thierzeichnungen aus dem schweizerischen Gebirge, 9. Aufl. Verlagsbuchhandlung J.J. Weber, Leipzig
Waldhardt R, Fuhr-Bossdorf K, Otte A (2001) The significance of the seed bank as a potential for the reestablishment of arable–land vegetation in a marginal cultivated landscape. Web Ecology 2:83–87
Wegener U (1991) Schutz und Pflege von Lebensräumen – Naturschutzmanagement. Fischer, Jena, Stuttgart
Wegner P, Schilling F (1995) Bruthilfen an Gebäuden – wo, wie und warum? Beihefte Veröffentl Naturschutz Landschaftspflege Baden–Württemberg 82:263–272
Weidenbacher S (2012) Zielarten im Landschafts(rahmen)plan. Target species in the (regional) landscape plan. UVP–Report 27(1/2):66–71
Welk E (2002) Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. Schriftenreihe Vegetationskunde, Bd. 37. BfN, Bonn–BadGodesberg
Wells M, Brandon K (1993) The principles and practice of buffer zones and local participation in biodiversity conservation. Ambio 22:157–162
West PC, Brechin R (1991) Resident people and natural parks: social dilemmas and strategies in international conservation. The University of Arizona Press, Tucson
Westphal D (2012) Entwicklung des Brutbestandes von Braunkehlchen (Saxicola rubetra) und Schwarzkehlchen (S. rubicola) auf den ehemaligen Rieselfeldern Karolinenhöhe am westlichen Stadtrand von Berlin. Berliner Ornithol Ber 22:54–61
Wiedemann D (1998) Gestaltung eines Kippenstandortes für den Naturschutz. In: Pflug W (Hrsg) Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer, Berlin, S 697–705
Wiegleb G, Kiehl K, Ott K, Piechocki R, Potthast T, Wiersbinski N (2013) Vilmer Thesen zu Renaturierung und Naturschutz. Natur Landschaft 88:220–224
Wildermuth H (1980) Natur als Aufgabe. Schweizer Bund Naturschutz, Basel
Wildmann S, Engel F, Meyer P, Spellmann H, Schultze J, Gärtner S, Reif A, Bauhus J (2014) Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland. Definition und Flächen. AFZ/Der Wald 2:28–30
Wilkinson DM (1999) The disturbing history of intermediate disturbance. Oikos 145-147
Wilson DE, Nichols JD, Foster MS, Cole FR, Rudran R (Hrsg) (1996) Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Biological Diversity Handbooks. Smithsonian Institution Press, Washington DC
Wisskirchen R, Haeupler H (1998) Standardliste der Farn– und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart

Wittig B, Urban K, Hellberg F (2000) Pflegemaßnahmen zur Erhaltung und Wiederherstellung von Feuchtheiden. Natur Landschaft 75:465–473
Wittig B, Diekmann M, Kleine-Limberg (2006) Fachlich–methodische Grundlagen der ergebnisorientierten Honorierung im Grünland Nordwestdeutschlands – Beispielregion Untere Allerniederung. NNA–Ber 1:49–64
Wittig R (1980) Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht: Vegetation, Flora, botanische Schutzeffizienz und Pflegevorschläge. Schriftenreihe Landesanstalt Ökol Landschaftsentwicklung Forstplanung Nordrhein–Westfalen, Bd. 5. LÖBF NRW, Recklinghausen
Wittig R (1993) General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: Markert B (Hrsg) Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. VCH, Weinheim, S 3–27
Wittig R (1996) Schutz der Vegetation temporärer Heideweiher durch Biotop–Neuschaffung. Naturschutz Landschaftsplanung 4:112–117
Wittig R (1998a) Lebensraumveränderung und Rückgang von Wildpflanzen in Städten und Dörfern – Gefährdungsursachen und Handlungsbedarf. Schriftenreihe Vegetationskunde 29:165–171
Wittig R (1998b) Urban Development and the integration of nature: reality or fiction? In: Breuste J, FeldmannH, Uhlmann O (Hrsg) Urban ecology. Springer, Berlin, S 594–599
Wittig R (2002) Siedlungsvegetation. Ulmer, Stuttgart
Wittig R, Rückert E (1985) Die Erstellung eines Biotop–Managementplans auf der Grundlage der aktuellen Vegetation. Landschaft Stadt 17:73–81
Wittig R, Michels C, Wetzstein S (2006) Effects of irrigation on swamp forests drained by lignite mining. In: Gafta D, Akeroyd J (Hrsg) Nature conservation. Concepts and practice. Springer, Berlin, S 402–416
Woike M, Zimmermann P (1997) Biotope pflegen mit Schafen, 4. Aufl. Auswertungs– und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten eV (AID), Bonn
Wolf G (1985) Primäre Sukzession auf kiesig–sandigen Rohböden im rheinischen Braunkohlerevier. Schriftenreihe Vegetationskunde 16:1–208
Wolf G, Bohn U (1991) Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung. Schriftenreihe Vegetationskunde 21:9–19
Wolff-Straub R (1988) Umweltschutz und Landwirtschaft, Schutzprogramm für Ackerwildkräuter. Schriftenreihe des Ministers für Umwelt, Raumordnung Landwirtschaft NRW Bd 3. MURL NRW, Düsseldorf
Zechmeister H, Grabherr G (1998) Erfassung der Flora des Wiener Stephansdomes. Verhandlungen Zool–Bot Ges Österreich 135:323–342
Zehlius-Eckert W (2005) Das Schirmarten–Konzept. In: Konold W, Böcker R, Hampicke U (Hrsg) Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Ecomed, Landsberg (Kap. II–5.4., 17. Erg. Lfg. 12/05)
Zehm A, Süß K, Eichberg C, Häfele S (2004) Effekte der Beweidung mit Schafen, Eseln und Wollschweinen auf die Vegetation von Sand–Ökosystemen. NNA–Berichte 17(1):111–125
Zerbe S, Wiegleb G (2009) Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Springer, Berlin

Die Bedeutung von Botanischen Gärten, Zoos und Naturkundemuseen

Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig

15.1 Botanische Gärten – 462
15.1.1 Sammlungen und Erhaltungskulturen – 464
15.1.2 Wissenschaftliche Aufgaben von botanischen Gärten – 469
15.1.3 Botanische Gärten als Lebensraum – 470

15.2 Zoos – 471
15.2.1 Was ist ein Zoo? – 471
15.2.2 Die Aufgaben moderner Zoos im Überblick – 472
15.2.3 Erhaltungszucht – 472
15.2.4 Zoos als Forschungsstätten – 482

15.3 Museen – 482
15.3.1 Sammlungen – 482
15.3.2 Forschung in Museen – 485

15.4 Herbarien – 486

Literatur – 487

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_15, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014



Abb. 15.1 Karte der botanischen Gärten Deutschlands (aus Lobin et al. 1996, ergänzt)

Botanische Gärten, Zoos und Museen werden im Wissenschaftsjargon oft unter der Bezeichnung „Sammlungen" zusammengefasst, wobei die Lebendsammlungen (botanische Gärten und Zoos) den Totsammlungen (Museen) gegenübergestellt werden. Für die Biodiversität sind alle drei Formen dieser Sammlungen (bei den Museen natürlich nur die Naturkundemuseen) von großer Bedeutung, da die Erhaltung der Biodiversität ohne einen entsprechenden Bildungsstandard der Bevölkerung und deren Information über aktuelle Themen nicht möglich ist. Beides wird in Form der präsentierten Sammlungsobjekte sowie zusätzlich durch Sonderausstellungen, Führungen, Informationsmaterial (Flyer, Ausstellungsbroschüren, manchmal auch Schriftenreihen) und Vortragsreihen in reichem Maße angeboten. Viele botanische (► Abschn. 15.1) und zoologische Gärten (► Abschn. 15.2) tragen zudem zur Erhaltung gefährdeter oder in der Natur ausgestorbener Arten bei.

Die Naturkundemuseen (► Abschn. 15.3) repräsentieren mit ihren Fossiliensammlungen sowie den von ihnen aufbewahrten Sammlungen der früheren Forschungsreisenden und der modernen Forschungsexkursionen unersetzbare Dokumente des Zustandes und der Entwicklung der erdgeschichtlichen und aktuellen biologischen Vielfalt. Darüber hinaus ermöglichen sie wissenschaftliche Studien der innerartlichen Diversität und ihrer eventuellen Veränderungen in historischer Zeit. Alle drei Einrichtungen sind wichtige Säulen der Umweltbildung (► Abschn. 17.3) und tragen auf nicht nur zwischen diesen drei Typen, sondern auch innerhalb derer auf sehr unterschiedliche Weise zur Erhaltung und Erforschung der Biodiversität bei oder haben zumindest das Potenzial dazu. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass Zoos und botanische Gärten keine Sammlungen im engeren Sinne darstellen, da sie weder Arten „sammeln" noch auf „Vollständigkeit" einzelner Gruppen abzielen, sondern im Gegenteil sich in der Artauswahl aktiv beschränken.

Obwohl oft ein Teilbereich von Museen, stellen Herbarien doch eine Besonderheit dar, weshalb ihnen ein eigener Abschnitt gewidmet wird (► Abschn. 15.4). Im Hinblick auf die Erhaltung von Biodiversität sind auch die ansonsten eher historisch-landeskundlich-ethnologisch ausgerichteten Freilichtmuseen von Interesse (Erdmamm und Kunzmann 2004), da in ihnen alte Kulturpflanzen (Plarre 1986), selten gewordene Wildkräuter und Ruderalvegetation (Schumacher 1983; Pesch 1986) sowie alte Haustierrassen (s. z. B. ► http://www.vieh-ev.de/) erhalten werden können und über deren Situation informiert wird (Mangold 2011).

15.1 Botanische Gärten

Im deutschsprachigen Bereich Europas gibt es rund 150 botanische Gärten, in Europa sind es insgesamt 532, weltweit gut 1500 (Lobin et al. 1996). Die Mehrzahl der europäischen Gärten ist an Universitäten angeschlossen, einige sind städtisch, manche privat. Alle Universitätsgärten dienen der Forschung und universitären Lehre, sind aber auch der Allgemeinheit zugänglich und bieten für diese Informationen und Weiterbildungsveranstaltungen an. Letzteres gilt auch für die Mehrzahl der nichtuniversitären Gärten, von denen sich einige auf bestimmte Themen spezialisiert haben, z. B. Heil- und Gewürzkräuter, Pflanzen und Pflanzengesellschaften der eigenen Region oder auch anderer Regionen. In zahlreichen botanischen Gärten Deutschlands, Österreichs und der Schweiz (Abb. 15.1–15.3) werden 5000–10.000 Ar-

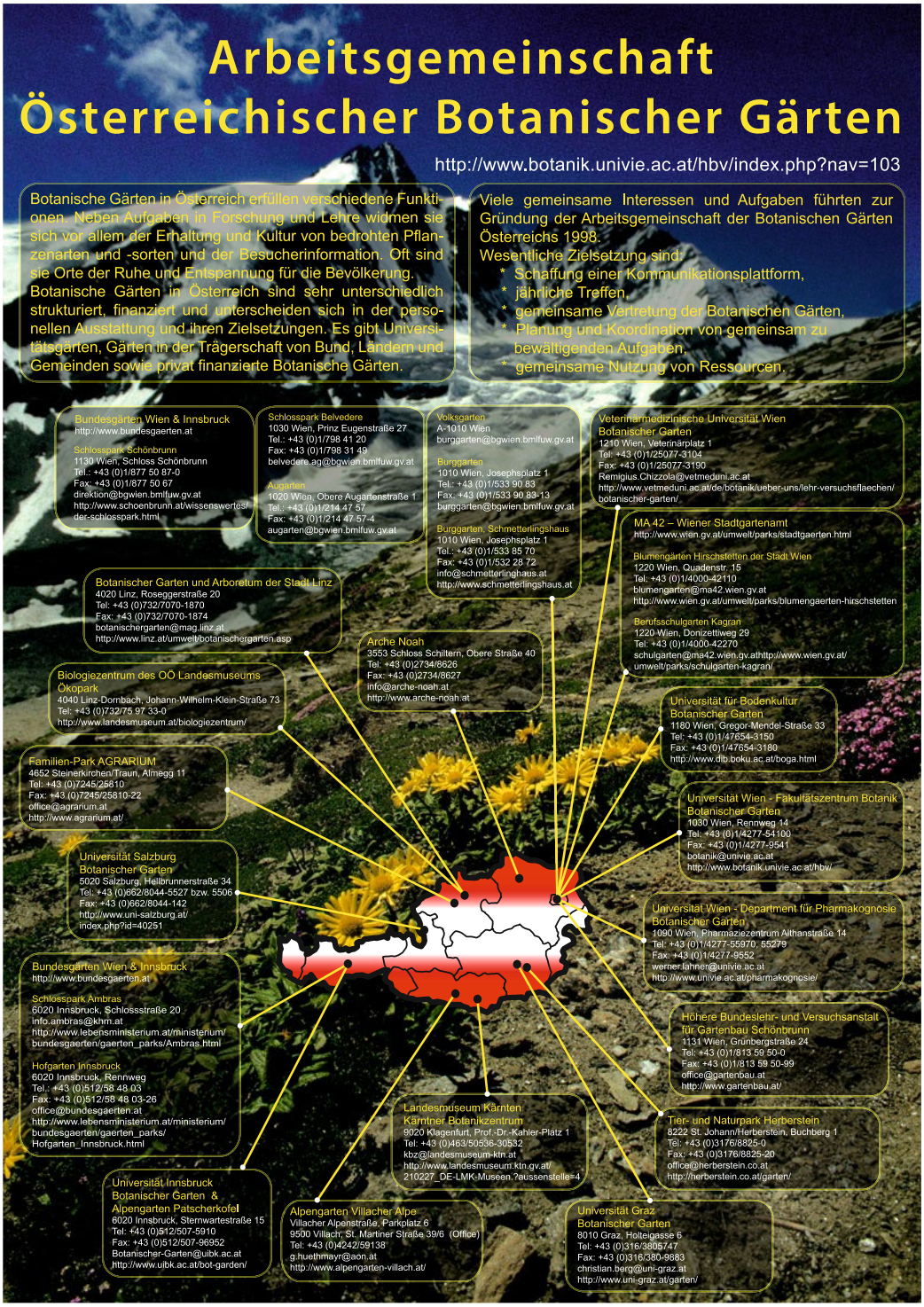


Abb. 15.2 Karte der botanischen Gärten Österreichs; mit freundlicher Genehmigung der Arbeitsgemeinschaft österreichischer Botanischer Gärten

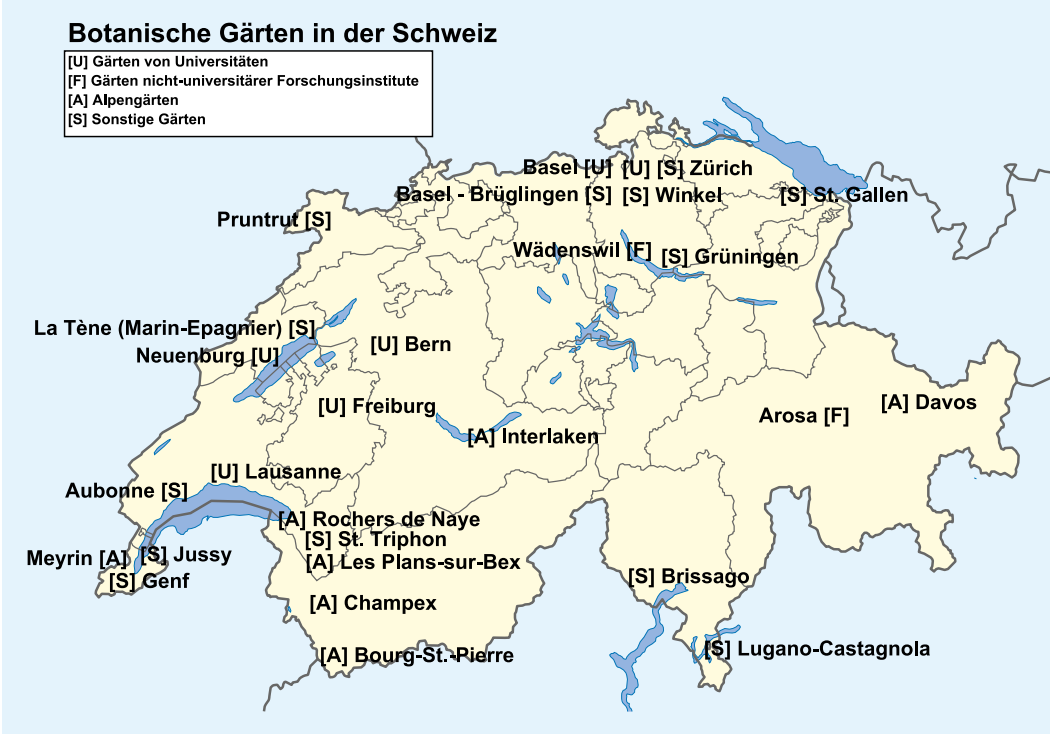


Abb. 15.3 Karte der botanischen Gärten der Schweiz. © Sebastian Wittig

ten und in einigen sogar mehr als 10.000 kultiviert. Viele Gärten besitzen nicht nur Freilandflächen, sondern auch Gewächshäuser; fast alle haben bestimmte Spezialthemen. Wie Tab. 15.1 exemplarisch zeigt, sind alle Gärten Individuen.

15.1.1 Sammlungen und Erhaltungskulturen

Bis vor wenigen Jahrzehnten beschränkte sich die Dokumentation der Sammlungsinhalte in den botanischen Gärten auf die Namen der kultivierten Taxa, eventuell zusätzlich deren Individuenzahl und Wuchsort im Garten sowie (leider nicht immer) auf die Herkunft. Angesichts des Rückgangs der Biodiversität wurden sich die Gärten jedoch ihrer potenziellen wichtigen Rolle bei der Erhaltung der genetischen Vielfalt bewusst (Stützel 1994). Für deren Wahrnehmung war jedoch eine internationale Verfügbarkeit aller Sammlungsdaten erforderlich. Von internationalen Organisationen, z. B. *Botanic Gardens Conservation International* (BGCI), wurden daher mittels Fragebögen alle relevanten Informationen gesammelt und Datenbanken aufgebaut.

Da sich die Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der globalen Strategie zur Erhaltung der Pflanzenarten (s. von den Driesch et al. 2008) festgelegt hat, bis zum Jahr 2010 mindestens 60 % der gefährdeten einheimischen Arten in Erhaltungskulturen zu nehmen, haben inzwischen viele Universitätsgärten und auch einige andere gefährdete oder sogar in der Natur ausgestorbene Arten in Erhaltungskultur genommen (s. z. B. Grasmück 1996; Horn et al. 2012; s. a. Klingenstein et al. 2002; Burkart und von den Driesch 2006; Schmitz et al. 2006; Hurka et al. 2008; Zillig et al. 2010). Nach der Definition, die der Verband Botanischer Gärten auf seiner Homepage unter ▶ http://www.ex-situ-erhaltung.de/prioritaetskonzept/ gibt, ist eine Erhaltungskultur „eine Population einer Pflanzenart oder -unterart aus einer dokumentierten heimischen Wildherkunft, die in einem Garten kultiviert wird. Eine Population besteht dabei aus mindestens einem lebenden Individuum, in der Regel aber mehreren Pflanzen. Das Ziel der Erhaltungskultur ist,

Tab. 15.1 Jeder botanische Garten ist ein Individuum – Kenndaten deutscher und österreichischer Gärten*

	Ort	Name	Arten/ Sippen	Fläche (ha)	Gewächshausfl. (m^2)	Sammlungen/Spezialthemen*	Erhalt. kultur (Arten)	Publikationen über den Garten**
Deutschland	Aachen	BG RWTH Aachen	500	5	0	Garten mit Käutern Karls des Großen, Bauerngarten, Obstwiese		Strank & Meurers-Balke (2008)
	Adorf	BG Adorf	600	0,3	0	Alpinum: größter Kalktuffbereich der Bot. Gärten in Deutschland		
	Altenau	Kräuterpark Altenau				Heil- und Gewürzpflanzen		
	Augsburg	BG Stadt Augsburg	3900	6,5	4500 (725 f. Besucher)	aromatische Pflanzen, tropische und subtropische Nutzpflanzen	19	
	Bayreuth	Ökologisch-BG Universität Bayreuth	10.380	16	6000	Nutzpflanzen (>600), Salicetum, nordamerikanische Prärie, asiatische Steppe, Ostasien, Tropisches Hochgebirge, Australienflora, kanarischer Lorbeerwald		Obermaier et al. (2013)
	Berlin	BG + Bot. Museum Berlin-Dahlem	22.000	43	X000	Arboretum, Pflanzengeographie, Heilpflanzen, Tropen und Subtropen, Sumpf- und Wasserpflanzen		Hagemann & Zepernick (1992) Beurton (1997), Lack und Haas (2000). Borgelt et al. (2004)
	Berlin	Späth-Arboretum			3,5	Arboretum		
	Bielefeld	BG Bielefeld	3000	4,2	25	Apothekergarten, Heidegarten, Primeltal		Ahrend (2013)
	Darmstadt	BG der TU Darmstadt	8000	5	1200	altes Arboretum, *Clusia*, *Kalanchoe*, winterharte *Yucca*-Arten, südl.N-Amerika, (epiphytische) Orchideen, Wasserpflanzen, Alpinum	8	Schneckenburger (1999, 2002, 2004, 2006, 2012)
	Erlangen	BG der Universität Erlangen	4000	2	1700	Alpin-Haus, Kanarenhaus, Sukkulente, einheimische Vegetation	21	Horn et al. (2012)
	Frankfurt	Palmengarten	>15.000	22	16.000	Palmen, Bromelien, Notocactus, trop. Orchideen, Subantarktis, *Uncarina* etc. Cycadeen, *Amorphophallus*, Sukkulenten, Madagaskar,		Schoser G (1995) Taudte-Repp (2012)

Tab. 15.1 *(Fortsetzung)* Jeder botanische Garten ist ein Individuum – Kenndaten deutscher und österreichischer Gärten*

	Ort	Name	Arten/ Sippen	Fläche (ha)	Gewächshausfl. (m^2)	Sammlungen/Spezialthemen*	Erhalt. kultur (Arten)	Publikationen über den Garten**
Deutschland	Frankfurt	BG Frankfurt am Main	4000	7	1060	Pflanzengesellschaften Westdeutschlands, Freilandpflanzen der Nordhalbkugel, gefährdete einheimische Arten, Brombeeren	26	Egle & Rosenstock (1966), Wittig (1996), Alberternst et al. (2008)
	Göttingen	BG der Universität Göttingen	1800	30	800	Ackerunkräuter, Rote-Liste-Arten, alte Obstsorten		
	Greifswald	BG Greifswald	5800	9	1350	Gehölze, Nutzpflanzen, Orchideen, Sukkulente, Wasserpflanzen		
	Hannover	Herrenhäuser Gärten Hannover	12.000	ca. 120	4560 (1300 f. Besucher)	Orchidaceae, Sukkulenten, epiphytische Kakteen, Aracaeae, Bromeliaceae, Kanarische Inseln, Saintpaulia, Stauden		Preissel & Preissel (2001)
	Konstanz	BG Universität Konstanz	1400	1,5	900	Mitteleuropäische Ruderal- und Segetalflora (350 Arten), Invasionsbiologie-Forschung und Lehrpfad, Tier-Pflanze-Wechselwirkungen, tropische Kulturpflanzen (100 Arten)	12	
	Magdeburg	Gruson-Gewächshäuser	3000	0,4	3600	Tropen u. Subtropen, Bromelien, Sukkulenten		
	Mainz	BG Universität Mainz	8500	9	2500	Steppenpflanzen Europas, Freilandgehölze, Systematik der Blütenpflanzen, regionale Flora, tropische Nutzpflanzen, *Salvia*, *Sempervivum*	25	
	Münster	BG der Universität Münster	1000	5,3	0,002	regionale Flora, Heilpflanzengarten, Pelargonien;		
	Oldenburg	BG der Universität Oldenburg	4000	4,7	2000	Aeonium, Pharmazie-Pflanzen, Flora Nordwest Deutschland	4	de Bruyn (2007), de Bruyn & Homm (2009)
	Regensburg	BG der Universität Regensburg	5000	4,5	700	Rote Liste-Arten Bayerns, einheimische *Rubus*- u. *Sorbus*-Arten, *Polygonatum*, *Caltha*, *Trollius*	ca. 100	

Tab. 15.1 *(Fortsetzung)* Jeder botanische Garten ist ein Individuum – Kenndaten deutscher und österreichischer Gärten*

	Ort	Name	Arten/ Sippen	Fläche (ha)	Gewächshausfl. (m^2)	Sammlungen/Spezialthemen*	Erhalt. kultur (Arten)	Publikationen über den Garten**
Deutschland	Tharandt	Forstbotanischer Garten	3200	35	200	Pinaceae, Fagaceae, Ericaceae		Roloff & Pietzarka (2006)
	Tübingen	BG der Universität Tübingen	ca. 12.000	10	3000	Rhododendron-Wildarten, *Fuchsia*-Wildarten, Farne, Arten der Schwäbischen Alb, lokale Obstsorten, Alpinum, Weinberg, Apotheker-Garten	12	
	Ulm	BG Universität Ulm	4500	28	1100	Costa-Rica, Fledermaus-Pflanzen, Apothekergarten		
Österreich	Graz	BG Universität Graz	7400	2,8	1500	Hyacinthaceae Südafrika, Langzeit-Samenbank steirischer Wildpflanzen		Ster et al. (2011), Scharfetter et al. (2011)
	Innsbruck	Hofgarten Innsbruck***	1600	12	460	Warmhaus, Sukkulente, Arboretum		
	Klagenfurt	Kärntner Botanikzentrum/ Landesmuseum	3500	1,2	115	Sukkulente, Bromelien, regionale Flora, Nutz,- Giftpflanzen		Eberwein (2005, 2008, 2011, 2012, 2013):, Schlatti F. (2013)
	Linz	BG und Naturkundliche Station Linz	10000	4,2	900	Tropische Orchideen, Kakteen, Tillandsien, Kamelien, Alpinum, Paeonien, Iris, Rhododendren, Nutzpflanzen, heimische Flora	ca. 50	
	Wien	Belvederegarten mit Alpengarten***	5500	15,5	2400	Kapflora, Bromeliaceae, Araceae, Alpinum (ältester Alpengarten Mitteleuropas)		
	Wien	Schlosspark Schönbrunn***	8800	145	10.600	Azaleen, *Citrus*, Sukkulente, Orchideen, Farne, trop. Warmhaus, Insektivoren,Arboretum		
	Wien	Burggarten mit Schmetterlingshaus***	480	3	1600	Warmhaus, Arboretum		

*Alle Mitglieder des Verbandes Botanischer Gärten und der Arbeitsgemeinschaft österreichischer Botanischer Gärten sowie einige weitere den Verfassern bekannte Gärten wurden angeschrieben und um Ausfüllung der obigen Tabelle gebeten. Für die Spalte „Sammlungen" wurden von kleineren Gärten maximal fünf, von mittleren 8 und von größeren 10 Angaben erbeten. Alle Antworten sind in obiger Tabelle berücksichtigt.

** nicht über Projekte oder Untersuchungen im Garten

*** BMLFUW - Österreichische Bundesgärten

Box 15.1 Die Erhaltung einer von Standortvernichtung bedrohten Population des Berg-Steinkrauts

Die Diabas-Felsen unter der Burg-Schadeck im hessischen Bereich des Lahntals beherbergen eines der in Hessen extrem seltenen Vorkommen des Berg-Steinkrauts (*Alyssum montanum montanum*: Abb. 15.4a). Da Grund zu der Annahme bestand, dass Gesteinsbrocken auf die am Fuße der Felsen verlaufende Bahnlinie herabstürzen könnten (Abb. 15.4b), musste der Felshang mit Betonverbund und Drahtverhau gesichert werden. Als Folge dieser Maßnahme war eine Verbuschung zu erwarten, die zum Erlöschen der dortigen Population des lichtliebenden und konkurrenzschwachen Berg-Steinkrautes führen würde. Mit behördlicher Genehmigung wurde daher vor dem Beginn der Bauarbeiten durch einen professionellen Kletterer Samenmaterial geerntet (Abb. 15.4c), das sich nun im neuerdings der Stadt Frankfurt gehörenden ehemaligen Botanischen Garten der Goethe-Universität in Erhaltungskultur befindet.

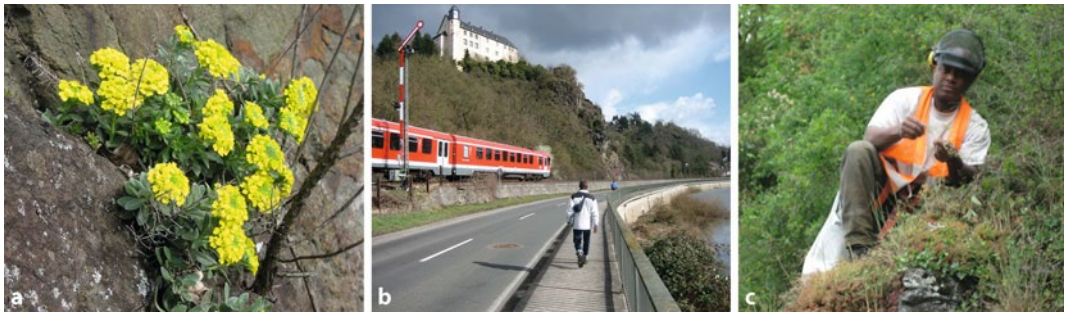


Abb. 15.4a–c Geschichte einer Erhaltungskultur. Eine Population des Berg-Steinkrauts (*Alyssum montanum montanum*; **a**) war durch zur Absicherung von Verkehrswegen geplante Verbauung des Standortes (**b**) gefährdet. Daher wurden Samen geerntet (**c**) und im Botanischen Garten in Frankfurt in Erhaltungskultur genommen. Fotos: Andreas König

ihr lokales, regionales oder globales Aussterben zu verhindern."

Ein Beispiel für erfolgreiche Erhaltungskultur ist *Sophora toromiro*. Der auf der Osterinsel beheimatete, dort aber ausgestorbene Baum wird seit 1989 im Botanischen Garten der Universität Bonn vegetativ und generativ vermehrt. Im Jahre 1995 wurden die ersten 30 Exemplare auf der Osterinsel wieder ausgepflanzt (Maunder et al. 2000). Eine weitere biodiversitätsrelevante Besonderheit des Bonner Gartens stellt dessen weltweit größte Sammlung epiphytischer Kakteen dar. In ihr sind einige Arten enthalten, die trotz intensiver Nachsuche in der Natur nicht mehr gefunden wurden und daher wohl als ausgestorben zu bezeichnen sind (Lobin et al. 1996). Eine ständig aktualisierte Liste der Erhaltungskulturen in den botanischen Gärten Deutschlands findet man im Internet unter ▶ http://www.ex-situ-erhaltung.de/).

Neben langfristig geplanten und teilweise inzwischen international koordinierten Erhaltungskulturen kann es auch erforderlich sein, Diasporen von seltenen Arten, deren Standort von Vernichtung bedroht ist, im Rahmen einer kurzfristig anberaumten Aktion zu sichern (▶ Box 15.1).

Anders als bei der Erhaltungszucht von Tieren in zoologischen Gärten besteht bei Pflanzen das Problem der leichten Hybridisierung nah verwandter Arten und der Vermischung des Erbgutes von in der Natur räumlich weit entfernten Populationen (Maunder et al. 2004). Während dies bei Tieren durch Haltung in getrennten Gehegen leicht vermieden werden kann, ist die wechselseitige Bestäubung durch Wind oder Insekten von eigentlich getrennt zu haltenden Beständen in der relativen Enge eines botanischen Gartens oder gar eines Gewächshauses nahezu unvermeidlich. Eine sichere Erhaltungskultur erfordert somit den Ausschluss aller potenziell mit der zu erhaltenden Art kreuzbaren Arten bzw. im Falle zu erhaltender Populationen die Kultivierung nur dieser einen Population. Wie schwierig offensichtlich die Vermeidung der Hybridisierung ist, erfuhr der Senior-Autor bei der Planung eines Forschungsprojektes, für das ursprünglich das Wald-Veilchen (*Viola reichenbachiana*) als Objekt vorgesehen war. Da im Botanischen Garten der Uni-

versität Frankfurt nur offensichtliche Hybride zwischen V. *reichenbachiana* und V. *riviniana* vorhanden waren, wurden V.-*reichenbachiana*-Exemplare von zwei anderen BG erbeten und auch prompt geliefert. Jedoch entsprachen auch diese nicht dem Typ der Art. Das Projekt wurde daher mit dem Busch-Windröschen (*Anemone nemorosa*) durchgeführt, das im Botanischen Garten Frankfurt typenrein vorhanden war, trotz inzwischen über 50-jähriger Kultivierung in unmittelbarer Nachbarschaft zum Gelben Windröschen (A. *ranunculoides*). Offensichtlich bestehen also von Gattung zu Gattung deutliche Unterschiede bezüglich der Hybridisierungsgefahr.

Ein weiteres Problem der Erhaltungskultur ist die Gefahr einer pflegebedingten genetischen Veränderung. Zu einer gärtnerisch optimierten Beet- oder Topfkultur würde zum Beispiel eine ständige optimale Wasser- und Nährstoffversorgung gehören. Unter solchen Bedingungen bringen diejenigen Pflanzen aus einer Population am meisten Nachkommen hervor, die ein solches Optimum besonders gut ausnutzen können. Viele gefährdete Arten wachsen natürlicherweise aber an nährstoffarmen, teils dazu noch an trockenen Standorten. In Gärten würden also normalerweise solche Individuen gut gedeihen und sich dementsprechend am stärksten vermehren, die unter natürlichen Bedingungen eventuell nicht einmal zur Blüte kämen. Nach einigen Generationen im Garten kann das dortige, „unnatürliche" Standortprofil eine deutliche Veränderung der genetischen Populationsstruktur bewirken. Das Ziel „Erhaltung der genetischen Vielfalt" wird auf diese Weise verfehlt. Zudem sind die Nachkommen nicht mehr an die natürlichen Standortbedingungen der Art angepasst und weniger oder gar nicht mehr für eine Wiederausbringung in die Natur geeignet.

In der wissenschaftlichen Literatur findet man bisher nur wenige Arbeiten, die sich mit gärtnerisch bedingten Veränderungen von Populationen beschäftigen (z. B. Enßlin et al. 2011; Rucinska und Puchalski 2011). Lauterbach et al. (2012) zeigen am Beispiel von *Silene otites*, dass die allgemeinen genetischen Unterschiede zwischen Garten- und wilder Herkunftspopulation bei Kultur in einer naturnahen Anlage geringer sind als bei Beetkultur. Um später solche eventuell erfolgten genetischen Veränderungen während der Erhaltungskultur nachvollziehen zu können, sollten regelmäßig Herbarexemplare und in Silicagel getrocknetes Material für genetische Analysen hinterlegt werden. Bei Tieren gibt es deutlich mehr Studien zu diesem Thema (Übersichten z. B. bei Frankham 2008; Williams und Hoffman 2009).

Erhaltungskulturen bedeuten einen nicht unerheblichen Arbeitsaufwand, sodass es unmöglich ist, sie für alle in Deutschland gefährdeten Pflanzenarten durchzuführen. Daher müssen Prioritäten gesetzt werden, was nach folgenden Kriterien geschehen sollte:

- Gefährdung
  Arten der höchsten Gefährdungsstufe (Stufe 1) der Roten Liste (► Abschn. 11.1.2) oder gar solche, die am natürlichen Standort bereits erloschen sind (Stufe 0), müssen vorrangig behandelt werden. Die Gefährdung aller Pflanzenarten wird in einer Roten Liste eingeschätzt. Da es nicht nur um Arten, sondern auch um die genetische Vielfalt geht, sind stark zurückgehende, vom Hauptareal weit entfernte Populationen ebenfalls bevorzugt in Erhaltungskultur zu nehmen.
- Verantwortung
  Arten, für die Deutschland eine besondere Verantwortung trägt (14.3.1), sind ebenfalls in Erhaltungskultur zu nehmen.

15.1.2 Wissenschaftliche Aufgaben von botanischen Gärten

Ein großer Teil der botanischen Gärten ist Universitäten oder anderen Forschungseinrichtungen angeschlossen, sodass Forschung zu ihren primären Aufgaben gehört. Unsere Kenntnisse über die Standortansprüche von Pflanzen, ihre Reaktion auf Umweltbelastungen (inklusive Klimawandel), Keimverhalten, Krankheiten und Samenbanken beruhen in hohem Maße auf in Freilandbeeten, nachgebauten Ökosystemausschnitten oder Gewächshäusern botanischer Gärten abgelaufenen Untersuchungen. In der wissenschaftlichen Fachsprache bezeichnet man im Freiland botanischer Gärten durchgeführte Experimente als ***common garden experiments*** (z. B. Ebeling et al. 2011). Nicht selten wurden in botanischen Gärten auch kombinierte botanisch-zoologische Arbeiten durchgeführt, z. B. zur Bestäubungsbiologie oder zu Ameisenpflanzen. ***Common garden***



Abb. 15.5a–d Botanische Gärten weisen viele unterschiedliche Strukturen auf und sind daher auch als Lebensraum für viele Organismen bedeutsam; **a** Kalk-Buchenwald (Hordelymo-Fagetum); **b** Bachauenwald (Stellario nemorum-Alnetum) mit Straußenfarn (*Matteucia struthiopteris*); **c** atlantische Heide (Genisto-Callunetum; **d** Salbei-Glatthaferwiese (Arrhenatheretum elatioris salvietosum); alle im Botanischen Garten Frankfurt 1996. Fotos R. Wittig

experiments können natürlich auch in zoologischen Gärten ausgeführt werden (z. B. Wikelski et al. 2003). Manche so benannte Experimente finden allerdings gar nicht in „Gärten" statt, denn die Bezeichnung wird in übertragenem Sinne für im Freiland an dort ausgebrachten Organismen durchgeführte Untersuchungen benutzt.

15.1.3 Botanische Gärten als Lebensraum

Mit ihrem kleinräumigen Mosaik vielgestaltiger Standorte (Abb. 15.5), die oft ein breites Spektrum der Natur- und Kulturlandschaft abbilden und bezüglich der Standortbedingungen von schattig bis

stark besonnt, trocken bis nass (meist sind Gewässer vorhanden), kalkreich bis kalkarm, lehmig bis sandig oder steinig reichen, beherbergen botanische Gärten meist eine relativ artenreiche Fauna und darüber hinaus auch eine bemerkenswerte spontane Moosflora (z. B. Ziegler 1996). Wo die Pilzflora untersucht wurde, erwies sie sich ebenfalls als artenreich (z. B. Lotz-Winter et al. 2011). Ein Beispiel für eine Bestandsaufnahme der Avifauna ist die Arbeit von Prinzinger (1996).

15.2 Zoos

15.2.1 Was ist ein Zoo?

International ist „Zoo" weder ein klar definierter noch ein geschützter Begriff. Deswegen kann er auch keine Garantie für die Qualität der Tierhaltung implizieren. Es gibt auch kein Verzeichnis aller Zoos weltweit. Ihre Zahl wird auf 12.000–15.000 Einrichtungen geschätzt (► http://www.zoodirektoren.de, 10.1.2014), von denen nur etwa zehn Prozent in Verbänden organisiert sind.

Die verschiedenen Bezeichnungen für Zoos, wie zoologischer Garten, Tierpark, Tiergarten sind häufig Synonyme und die Benennungen entstammen der Tradition oder auch Marketinggesichtspunkten. Ausgenommen hiervon ist der Begriff „Safaripark", der immer beinhaltet, dass man mit Fahrzeugen durch besonders große Tiergehege fährt, in denen Wildtiere (scheinbar) frei laufen, jedenfalls nicht durch Glas oder Gitter vom Besucher getrennt sind. Safariparks sind gewissermaßen eine Sonderform von Zoo.

Für den Bereich der Europäischen Gemeinschaft erfolgte die Definition dessen, was ein Zoo ist, durch die „Richtlinie 1999/22/EG des Rates vom 29. März 1999 über die Haltung von Wildtieren in Zoos" in deren Artikel 2: „Im Sinne dieser Richtlinie bezeichnet der Ausdruck ‚Zoo' dauerhafte Einrichtungen, in denen lebende Exemplare von Wildtierarten zwecks Zurschaustellung während eines Zeitraums von mindestens sieben Tagen im Jahr gehalten werden; ausgenommen hiervon sind Zirkusse, Tierhandlungen und Einrichtungen, die die Mitgliedstaaten von den Anforderungen der Richtlinie ausnehmen, weil sie keine signifikante Anzahl von Tieren oder Arten zur Schau stellen und die Ausnahme die Ziele der Richtlinie nicht gefährdet."

Entsprechend wird für Deutschland in ► § 42 ► Bundesnaturschutzgesetz legal definiert:

(1) „Zoos sind dauerhafte Einrichtungen, in denen lebende Tiere wild lebender Arten zwecks Zurschaustellung während eines Zeitraumes von mindestens sieben Tagen im Jahr gehalten werden. Nicht als Zoo gelten 1. Zirkusse, 2. Tierhandlungen und 3. Gehege zur Haltung von nicht mehr als fünf Arten von Schalenwild, das im Bundesjagdgesetz aufgeführt ist, oder Einrichtungen, in denen nicht mehr als 20 Tiere anderer wild lebender Arten gehalten werden."

Während diese Definition noch keinerlei Qualitätsmerkmale beinhaltet, legt § 42 BNatSchG ebenfalls in Umsetzung der oben genannten europäischen Richtlinie im Folgenden zumindest fest:

(2) „Die Errichtung, Erweiterung, wesentliche Änderung und der Betrieb eines Zoos bedürfen der Genehmigung. Die Genehmigung bezieht sich auf eine bestimmte Anlage, bestimmte Betreiber, auf eine bestimmte Anzahl an Individuen einer jeden Tierart sowie auf eine bestimmte Betriebsart."

(3) „Zoos sind so zu errichten und zu betreiben, dass 1. bei der Haltung der Tiere den biologischen und den Erhaltungsbedürfnissen der jeweiligen Art Rechnung getragen wird, insbesondere die jeweiligen Gehege nach Lage, Größe und Gestaltung und innerer Einrichtung art- und tiergerecht ausgestaltet sind, 2. die Pflege der Tiere auf der Grundlage eines dem Stand der guten veterinärmedizinischen Praxis entsprechenden schriftlichen Programms zur tiermedizinischen Vorbeugung und Behandlung sowie zur Ernährung erfolgt, 3. dem Eindringen von Schadorganismen sowie dem Entweichen der Tiere vorgebeugt wird, 4. die Vorschriften des Tier- und Artenschutzes beachtet werden, 5. ein Register über den Tierbestand des Zoos in einer den verzeichneten Arten jeweils angemessenen Form geführt und stets auf dem neuesten Stand gehalten wird, 6. die Aufklärung und das Bewusstsein der Öffentlichkeit in Bezug auf den Erhalt der biologischen Vielfalt gefördert wird, insbesondere durch Informationen über die zur Schau gestellten Ar-

ten und ihre natürlichen Biotope, 7. sich der Zoo beteiligt an a) Forschungen, die zur Erhaltung der Arten beitragen, einschließlich des Austausches von Informationen über die Arterhaltung, oder b) der Aufzucht in Gefangenschaft, der Bestandserneuerung und der Wiederansiedlung von Arten in ihren Biotopen oder c) der Ausbildung in erhaltungsspezifischen Kenntnissen und Fähigkeiten. Ein Zoo bedarf also der Genehmigung durch die Aufsichtsbehörden, also etwa dem Regierungspräsidium und/oder kommunalen Veterinärbehörden und ihm kann bei Verstoß gegen die obigen Bestimmungen die Genehmigung zur Haltung bestimmter Arten entzogen werden."

Die wissenschaftlich geführten Zoos sind auf verschiedenen Ebenen in Verbänden zusammen geschlossen. Für den deutschsprachigen Bereich ist dies der Verband der Zoologischen Gärten e. V. (VdZ), der 1887 als Verband deutscher Zoodirektoren gegründet wurde und damit die älteste Zoo-Organisation weltweit ist. Weitere nationale Zooverbände sind beispielsweise Zooschweiz und die Österreichische Zoo-Organisation (OZO), wobei deren Mitgliedszoos aus dem deutschsprachigen Raum auch im VdZ vertreten sein können. Gleichzeitig ist der VdZ die Keimzelle der *World Association of Zoos and Aquariums* (WAZA), des 1935 gegründeten Weltverbandes Zoologischer Gärten und Aquarien. Über die Geschichte und Entwicklung der WAZA geben Penn et al. (2012) eine aktuelle Übersicht. Die VdZ-Zoos wurden ausführlich bei Dollinger (2012) beschrieben. Auf der europäischen Ebene sind die Zoos in der *European Association of Zoos and Aquaria* (EAZA) zusammengeschlossen. Solche regionalen Verbünde gibt es praktisch für alle Teile der Welt. Die Mitglieder des VdZ sind in ◘ Tab. 15.2 zusammengestellt. Zoos gibt es in vielen Rechtsformen, so als städtische oder private Einrichtung, Aktiengesellschaft, (gemeinnützige) GmbH usw.

15.2.2 Die Aufgaben moderner Zoos im Überblick

Es versteht sich von selbst, dass artgerechte Tierhaltung die Grundlage aller Aktivitäten von wissenschaftlich geführten Zoos darstellt. Darauf aufbauend werden folgende Aufgaben wahrgenommen.

Moderne Zoos verstehen ihre wichtigsten Aufgaben in vier Feldern: Naturschutz, Bildung, Forschung, Erholung. Die letztgenannte Funktion, die im Zusammenhang mit Biodiversität und ihrem Schutz zunächst als nicht besonders relevant erscheinen mag, darf nicht unterbewertet werden, denn über den Gesamteindruck, den ein Zoobesuch hinterlässt, können die anderen Funktionen durchaus positiv oder negativ beeinflusst werden. Zu den wichtigen Aufgaben im Naturschutz gehört die Erhaltungszucht, der daher ein eigener Abschnitt gewidmet ist (▶ Abschn. 15.2.3).

War in der Frühzeit der Zoos die Zurschaustellung von Tieren das zentrale Anliegen, so rückte nach dem Zweiten Weltkrieg und mit zunehmender Artenbedrohung der Naturschutz immer mehr in den Mittelpunkt der Aufgaben von Zoos (◘ Abb. 15.6). Einer der Pioniere war der damalige Frankfurter Zoodirektor Bernhard Grzimek (1909–1987), Zoodirektor von 1945–1974, der auch die 1915 durch den Ersten Weltkrieg in die Insolvenz geratene Zoologische Gesellschaft Frankfurt von 1858 (ZGF) wiederbelebte und zu einer der großen global wirkenden Naturschutzorganisationen ausbaute.

Die gemeinsame Basis der Zooarbeit weltweit und die Etablierung von Naturschutz als „durchgängiges Prinzip" stellt „Zoos und Aquarien für Naturschutz – Die Welt-Zoo- und Aquarium-Naturschutzstrategie" (WAZA 2005) dar, deren Vorläufer „*The World Zoo Conservation Strategy*" aus dem Jahr 1993 damit erheblich ausgeweitet und aktualisiert wurde. Eine wiederum aktualisierte Neuauflage der Strategie wird um das Thema Klimawandel erweitert werden.

Die Strategie bezieht nicht nur die Naturschutzaufgaben im engeren Sinne ein, sondern auch Fragen der Nachhaltigkeit zum Beispiel beim Energie- und Müllmanagement und beim Ressourcenverbrauch.

15.2.3 Erhaltungszucht

Grundsätzlich betreiben moderne zoologische Gärten Erhaltungszucht und nicht Selektionszucht, das heißt, es soll ein möglichst breites Spektrum des natürlichen innerartlichen Genbestandes erhalten werden und es wird nicht darauf abgezielt, bestimmte Merkmale durch Zuchtauswahl zu eliminieren oder zu stärken wie etwa die Steigerung

Tab. 15.2 Liste der im Verband der Zoologischen Gärten (VdZ) organisierten deutschen Zoos mit einigen Kenndaten

Name	Eröffnung	Fläche	Anzahl Tiere 2011	Anzahl Tierarten	Besucher 2011	Besucher 2012	Homepage
EuregioZoo - Aachener Tierpark	1966	8.9 ha	882	126	382.139	366.291	▶ www.euregiozoo.de
Zoologischer Garten Augsburg	1937	22 ha	1320	260	580.248	554.050	▶ www.zoo-augsburg.de
Zoologischer Garten Basel	1874	13 ha	7011	619	1.753.508	1.812.438	▶ www.zoobasel.ch
Tierpark Berlin-Friedrichsfelde GmbH	1955	165 ha	7110	847	1.053.165	1.048.860	▶ www.tierpark-berlin.de
Zoologischer Garten Berlin (Daten für 2013)	1844	32 ha	3156	495	2.944.165	2.944.962	▶ www.zoo-berlin.de
Berlin Zoo Aquarium (Daten für 2013)	1913	(im Zoo)	17229	1016	*	*	▶ www.aquarium-berlin.de
Bern – Städtischer Tierpark Dählhölzli	1937	19.5 ha	2313	k.A.	305.078	288.840	▶ www.tierpark-bern.ch
Tiergarten Bernburg	1909	8.5 ha	1294	133	63.883	59.735	▶ www.tiergarten-bernburg.de
Tierpark und Fossilium Bochum	1933	1,9 ha	3307	363	231.068	243.944	▶ www.tierpark-bochum.de
Zoo am Meer Bremerhaven (mit Aquarium)	1928	1.18 ha	791	108	265.959	245.056	▶ www.zoo-am-meer-bremerhaven.de
Tierpark Chemnitz	1964	10 ha	811**	169	164.189	145.876	▶ www.tierpark-chemnitz.de
Tierpark Cottbus	1954	25 ha	1239	165	138.665	135.611	▶ www.zoo-cottbus.de
Vivarium Darmstadt	1956	4 ha	1609	166	175.078	171.081	▶ www.zoo-vivarium.de
Zoo Dortmund	1953	28 ha	2049	223	414.021	387.000	▶ www.dortmund.de/zoo

* enthalten in „Zoologischer Garten Berlin“
** ohne Wirbellose bzw. Insekten
***ohne Aquarium
**** 2009

Tab. 15.2 *(Fortsetzung)* Liste der im Verband der Zoologischen Gärten (VdZ) organisierten deutschen Zoos mit einigen Kenndaten

Name	Eröffnung	Fläche	Anzahl Tiere 2011	Anzahl Tierarten	Besucher 2011	Besucher 2012	Homepage
Zoo Dresden	1861	13 ha	1690	273	827.001	758.254	► www.zoo-dresden.de
Zoo Duisburg AG	1934	16 ha	2588	262	1.107.364	1.026.930	► www.zoo-duisburg.de
Aquazoo Düsseldorf	1876/ 1904	0.7 ha	2463**	487**	350.574	364.133	► www.duesseldorf.de/ aquazoo
Zoo Eberswalde	1928	15 ha	1274	145	226.363	209.835	► www.zoo.eberswalde.de
Thüringer Zoopark Erfurt	1959	63 ha	k.A.	k.A.	463.360	453.384	► www.zoopark-erfurt.de
Zoo Frankfurt	1857	11 ha	5158**	527	928.389	834.537	► www.zoo-frankfurt.de
Zoom Erlebniswelt Gelsenkirchen	2005	30 ha	849	k.A.	901.343	735.553	► www.zoom-erlebniswelt.de
Natur- und Tierpark Goldau	1925	34 ha	768	110	893.151	827.737	► www.tierpark.ch
Naturschutz-Tierpark Görlitz	1957	5 ha	508	128	105.205	107.661	► www.tierpark-goerlitz.de
Zoologischer Garten Halle	1901	9 ha	1602	240	319.775	266.622	► www.zoo-halle.de
Tierpark Hagenbeck, Hamburg***	1907	21 ha	1852	210	1.102.827	1.081.039	► www.hagenbeck.de
Zoo Hannover GmbH	1865	22 ha	3395	230	1.619.186	1.358.842	► www.zoo-hannover.de
Zoo Heidelberg	1934	9,5 ha	1301	170	616.855	575.195	► www.zoo-heidelberg.de
Tierwelt Herberstein	1970	23ha	705	78	175.500	194.237	► www.tierwelt-herberstein.at
Zoo Hoyerswerda	1959	6 ha	956	134	130.158	114.379	► www.kulturzoo-hy.de
Alpenzoo Innsbruck-Tirol	1962	5 ha	2993	140	352. 929	305. 070	► www.alpenzoo.at

* enthalten in „Zoologischer Garten Berlin“
** ohne Wirbellose bzw. Insekten
***ohne Aquarium
**** 2009

Tab. 15.2 *(Fortsetzung)* Liste der im Verband der Zoologischen Gärten (VdZ) organisierten deutschen Zoos mit einigen Kenndaten

Name	Eröffnung	Fläche	Anzahl Tiere 2011	Anzahl Tierarten	Besucher 2011	Besucher 2012	Homepage
Zoologischer Garten Karlsruhe	1865	39	1600	230*	1.433.634	1.392.231	▶ www.karlsruhe.de/Zoo
Kölner Zoo	1860	20 ha	9812	756	1.597.235	1.537.023	▶ www.koelnerzoo.de
Zoo Krefeld GmbH	1938	14 ha	1132	227	446.915	461.163	▶ www.zookrefeld.de
Opel-Zoo Kronberg	1956	27 ha	1409	215	689.000	579.142	▶ www.opel-zoo.de
Zoo Landau in der Pfalz	1904	4,5 ha	647	108	165.888	152.681	▶ www.zoo-landau.de
Zoo Leipzig	1878	26 ha	4414	830	2.098.075	2.123.349	▶ www.zoo-leipzig.de
Zoologischer Garten Magdeburg gGmbH	1950	16 ha	743	176	266.420	285.225	▶ www.zoo-magdeburg.de
Vogelpark Marlow	1994	22 ha	1325	134	179.919	207.117	▶ www.vogelpark-marlow.de
Tierpark Hellabrunn, München	1911	40 ha	18666	742	1.820.796	1.621.648	▶ www.hellabrunn.de
Allwetterzoo Münster	1875	30 ha	3046	305	935.918	938.359	▶ www.allwetterzoo.de
TierPark Neumünster	1950	24 ha	617	91	154.720	153.668	▶ www.tierparkneumuenster.de
Neunkircher Zoologischer Garten GmbH	1926	16 ha	575	103	184.294	163.020	▶ www.zoo-neunkirchen.de
Zoo Neuwied	1970	13,5 ha	1249	186	343.065	328.132	▶ www.zooneuwied.de
Tierpark Nordhorn gGmbH	1950	10 ha	1700	100	365.667	356.217	▶ www.tierpark-nordhorn.de
Tiergarten Nürnberg	1912	65 ha	2653	279	1.223.304	1.095.481	▶ www.tiergarten.nuernberg.de
Zoo Osnabrück	1936	23,5 ha	2394	300	1.030.000	980.000	▶ www.zoo-osnabrueck.de

* enthalten in „Zoologischer Garten Berlin“
** ohne Wirbellose bzw. Insekten
***ohne Aquarium
**** 2009

Tab. 15.2 *(Fortsetzung)* Liste der im Verband der Zoologischen Gärten (VdZ) organisierten deutschen Zoos mit einigen Kenndaten

Name	Eröffnung	Fläche	Anzahl Tiere 2011	Anzahl Tierarten	Besucher 2011	Besucher 2012	Homepage
NaturZoo Rheine	1937	13 ha	1100 (2013)	100	271.812	241.334	▶ www.naturzoo.de
Zoo Rostock	1899	56 ha	1766	236	524.910	627.696	▶ www.zoo-rostock.de
Zoologischer Garten Saarbrücken	1932	15 ha	1569	150	192.232	208.950	▶ www.zoo.saarbruecken.de
Zoo Salzburg	1961	14 ha	1226	137	454.551	423.502	▶ www.salzburg-zoo.at
Zoo Schmiding	1982	14 ha	1800	k. A.	204.677	177.485	▶ www.zooschmiding.at
Zoologischer Garten Schwerin GGmbH	1956	24 ha	2061	153 (2011)	227.700	238.066	▶ www.zoo-schwerin.de
Zoo Stralsund	1928	16 ha	911	147	114.717	120.152	▶ zoo.stralsund.de/
Tiergarten Straubing	1937	18 ha	1530	204	214.835	193.927	▶ www.tiergarten.straubing.de
Wilhelma – Zoologisch-Botanischer Garten, Stuttgart	1846	30 ha	9739	1.090	2.285 549	2 237 037	▶ www.wilhelma.de
Zoo Tallinn	1939	88,6 ha	4584**	144	339. 016	333. 696	▶ www.tallinnzoo.ee
Loro Parque, Teneriffa	1972	14 ha	7050	606	1.113.283	1.251.091	▶ www.loroparque.com
Tierpark Ueckermünde	1962	18 ha	330	83	141.859	129.814	▶ www.tierpark-uecker-muende.de
Weltvogelpark Walsrode	1962	24 ha	4000	625	270.000	233.410	▶ www.weltvogelpark.de
Tiergarten Schönbrunn, Wien	1752	17 ha	8392	730	2.355.149	2.193.154	▶ www.zoovienna.at
Zoo in der Wingst	1972	5 ha	395	56	88.384	79.419	▶ www.wingstzoo.de
Zoo Wuppertal	1881	24 ha	4680	486	616.851****	601.064	▶ www.zoo-wuppertal.de
Zoo Zürich	1929	27 ha	3906	380	1.807.174	1.827.290	▶ www.zoo.ch

* enthalten in „Zoologischer Garten Berlin“
** ohne Wirbellose bzw. Insekten
***ohne Aquarium
**** 2009

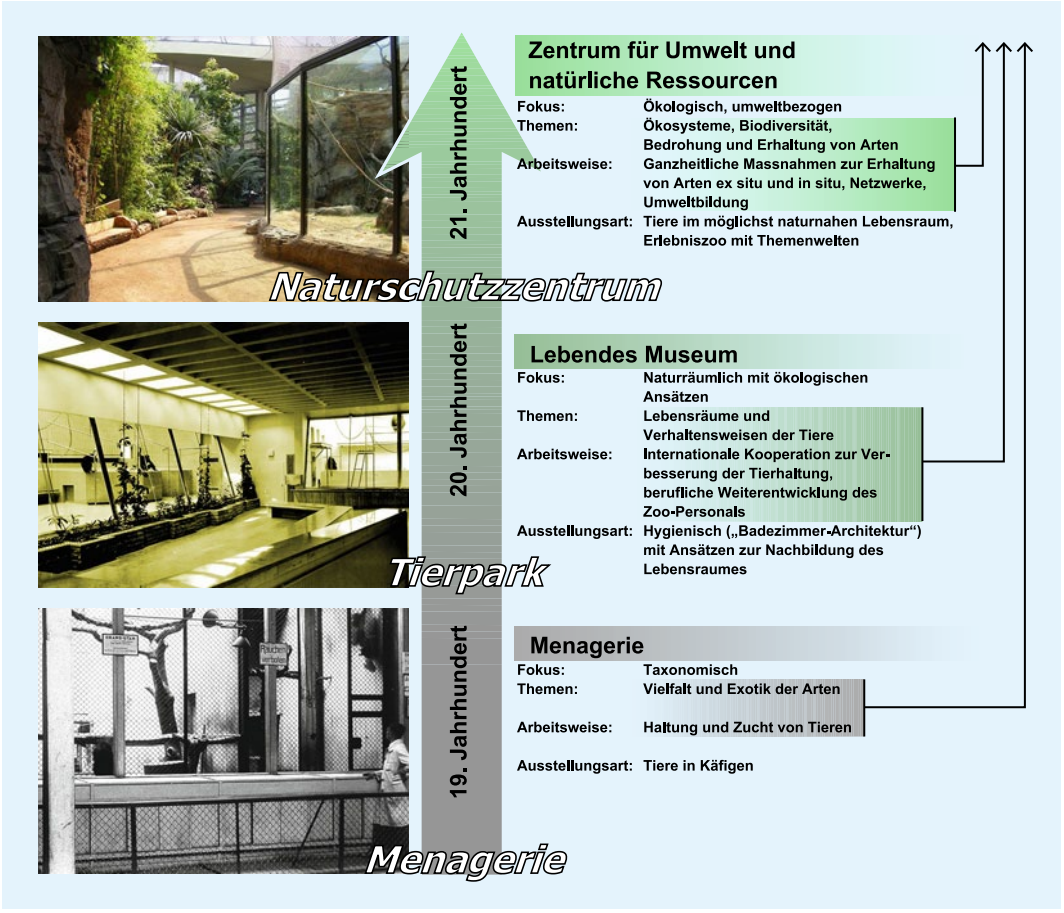


Abb. 15.6 Die Entwicklung der zoologischen Gärten von der Frühzeit bis heute mit den bildlichen Beispielen der Menschenaffenanlagen im Zoo Frankfurt. Fotos: Zoo Frankfurt

der Milchleistung, das Züchten besonderer Farbvarianten usw. Ausnahmen hiervon, wie die Zucht weißer Tiger, also einer in der Natur nicht überlebensfähigen Farbvariante, oder die Kreuzung von Löwen und Tigern, zu der es in der Natur nie käme, sind von einigen wenigen Einrichtungen betriebene Spielereien, die von wissenschaftlich geführten Zoos nicht unterstützt werden sollten.

David Friedrich Weinland, von 1858 bis 1863 wissenschaftlicher Sekretär des Zoologischen Gartens Frankfurt, skizzierte bereits in der Frühzeit der Zoos eine der zentralen Aufgaben: „Kann es nun eine schönere Aufgabe für die Zoologischen Gärten geben, als solche, dem Aussterben nahe Tierformen zu retten, sie zur Fortpflanzung zu bringen und den nachkommenden Menschengeschlechtern, statt der ausgestopften Exemplare der Museen, lebendige Repräsentanten jener vom Schicksal getroffenen Arten zu überliefern ?" (Weinland 1863, S. 2). Abgesehen von dem Seitenhieb auf Museen ist diese Aussage auch heute noch relevant, allerdings mit Einschränkungen. Zum einen ist es zumal angesichts des massiven Artenschwundes heute unmöglich geworden, alle bedrohten Tierarten in Zoos zu erhalten, zum anderen haben diese Einrichtungen weitere erhebliche Aufgaben hinzu gewonnen.

Immerhin wären etwa 50 Arten bereits ausgestorben, wenn es nicht gelungen wäre, sie in Zoos oder ähnlichen Einrichtungen zu erhalten (Tab. 15.3). Zum Teil wurden die letzten im Freiland lebenden Exemplare eingefangen und zur Zucht in Tiergärten verbracht, so etwa Wisent (*Bi-*

Tab. 15.3 Liste der Tierarten, die durch die Zucht in Zoos und ähnlichen Einrichtungen vor dem Aussterben bewahrt werden konnten. (Quellen: IUCN Red List; ► http://www.zoodirektoren.de/)

WEICHTIERE
Aylacostoma chloroticum
Aylacostoma guaraniticum
Aylacostoma stigmaticum
Partula dentifera – Internationales Zuchtbuch
Partula faba – Internationales Zuchtbuch
Partula garretti – Internationales Zuchtbuch
Partula hebe – Internationales Zuchtbuch
Partula labrusca – Internationales Zuchtbuch
Partula mirabilis – Internationales Zuchtbuch
Partula mooreana – Internationales Zuchtbuch
Partula suturalis – Internationales Zuchtbuch
Partula taeniata – Internationales Zuchtbuch
Partula tohiveana – Internationales Zuchtbuch
Partula tristis – Internationales Zuchtbuch
INSEKTEN
Oahu-Buschgrille (*Leptogryllus deceptor*)
KREBSTIERE
Socorro-Assel (*Thermosphaeroma thermophilum*)
FISCHE
Acanthobrama telavivensis
Ameca splendens
Skiffia francesae
Cyprinodon alvarezi
Cyprinodon longidorsalis
Epalzeorhynchos bicolor
Haplochromis lividus
Haplochromis (Labrochromis) ishmaeli
Haplochromis (Prognathochromis) perrieri
Megupsilon aporus
Platytaeniodus degeni
Stenodus leucichthys
Yssichromis „argens“
AMPHIBIEN
Wyomingkröte (*Bufo* (*Anaxyrus) baxteri*) – AZA SSP
Kihansi-Gischtkröte (*Nectophrynoides asperginis*) – AZA SSP (erster Wiederansiedlungsversuch 2010)
REPTILIEN
Seychellen-Riesenschildkröte (*Dipsochelys hololissa*)
Arnold-Riesenschildkröte (*Dipsochelys arnoldii*)
Schwarze Weichschildkröte (*Aspideretes (= Nilssonia) nigricans*)
VÖGEL
Kalifornischer Kondor (*Gymnogyps californianus*) – AZA SSP
Alagoas-Hokko (*Mitu mitu*)
Guam-Ralle (*Gallirallus owstoni*) – AZA SSP

AZA: (American) Association of Zoos and Aquariums
EAZA: European Association of Zoos and Aquaria
SSP: Species Survival Plan

Tab. 15.3 (*Fortsetzung*) Liste der Tierarten, die durch die Zucht in Zoos und ähnlichen Einrichtungen vor dem Aussterben bewahrt werden konnten. (Quellen: IUCN Red List; ▶ http://www.zoodirektoren.de/)

VÖGEL
Socorro-Taube (*Zenaida graysoni*) – EAZA EEP
Spixara (*Cyanopsitta spixii*) (IUCN-Status„ *critically endangered*", aber seit dem Jahr 2000 nicht mehr beobachtet)
Mikronesischer Eisvogel (*Halcyon (= Todiramphus c. cinnamomina(us)*) – AZA SSP
Hawaii-Krähe (*Corvus hawaiiensis*)
SÄUGETIERE
Rotwolf (*Canis rufus*) – AZA SSP
Schwarzfussiltis (*Mustela nigripes*) – AZA SSP
Przewalski-Pferd (*Equus przewalskii*) – Internationales Zuchtbuch
Miluhirsch (*Elaphurus davidianus*)
Wisent (*Bison bonasus*) – Internationales Zuchtbuch
Mhorrgazelle (*Gazella dama mhorr*) – International Studbook
Saudi-Gazelle (*Gazella saudiya*) (wohl auch ex situ als reine Art ausgestorben)
Arabische Oryx (*Oryx leucoryx*) – Internationales Zuchtbuch
Säbelantilope (*Oryx dammah*) – Internationales Zuchtbuch
AZA: (American) Association of Zoos and Aquariums
EAZA: European Association of Zoos and Aquaria
SSP: Species Survival Plan

son bonasus), Arabische Oryx (*Oryx leucoryx*) und Kalifornischer Kondor (*Gymnogyps californianus*). In anderen Fällen, bei denen die Art (zumindest im Freiland) als ausgestorben galt, hatten jedoch Individuen in Zoos überlebt, so etwa bei der Seychellen-Riesenschildkröte (*Dipsochelys hololissa*), die dann zur Zucht gezielt zusammengeführt wurden. Nicht in Tab. 15.3 aufgeführt sind Arten, von denen sich herausstellte, dass sie nur fälschlicherweise eine Zeit lang als im Freiland ausgestorben galten, aber dann wiederentdeckt wurden, wie etwa die australische Sumpfschildkröte (*Pseudemydura umbrina*), für die im Zoo von Perth zwischenzeitlich ein erfolgreiches Zuchtprogramm aufgebaut worden war, das die Stärkung der Freilandpopulation begünstigte. Ähnlich war es beim australischen Baumhummer (*Dryococelus australis*), einem pflanzenfressenden Insekt, das seit etwa 90 Jahren als ausgestorben galt, aber wiederentdeckt wurde und im Zoo von Melbourne inzwischen erfolgreich nachgezüchtet wird (Abb. 15.7).

Ebenfalls nicht in Tab. 15.3 enthalten sind Arten, die nur in einem Teil ihres Verbreitungsgebietes ausgestorben waren, in anderen Gebieten aber überlebt haben. So war der Bartgeier (*Gypaetus barbatus)* im Alpenraum ausgestorben, hat aber beispielsweise in Afrika und im Kaukasus überlebt. Mit einem umfangreichen und sehr erfolgreichen Zucht- und Wiederansiedlungsprogramm, an dem mehrere mitteleuropäische Zoos im Rahmen eines Erhaltungszuchtprogrammes beteiligt waren, gelang es, ihn im Alpenraum wieder heimisch zu machen (▶ Kap 14).

Die Zucht von Tieren in Zoos dient einmal dem Aufbau stabiler Zoopopulationen, bei bedrohten oder im Freiland schon ausgestorbenen Arten (IUCN Kategorie *Extinct in the Wild*, EW), aber auch der Arterhaltung und ist Teil der artgerechten Tierhaltung, denn Paarung, Fortpflanzung und Aufzucht von Jungtieren ist Teil des natürlichen Lebenszyklus aller Arten.

Die Wiederansiedlung von im Zoo gezüchteten Tieren in der Natur ist dabei ein besonders erstrebenswertes Ziel, das allerdings nur in seltenen Fällen realisierbar ist. Meist ist das Problem nicht der Mangel an Individuen im Freiland, den es auszugleichen gilt, sondern der Verlust des Lebensraumes. Wo jedoch Lebensräume noch in Ordnung sind, die Populationen aber abnehmen, muss zunächst die Ursache des Rückganges geklärt und beseitigt werden. So gilt es etwa, Wilderei zu beenden. In den erfolgreichen Wiederansiedlungsprojekten arbeiten



Abb. 15.7 Baumhummer (*Dryococelus australis*) aus der Zucht im Zoo Melbourne. Foto M. Niekisch

die Zoos ex situ in der Zucht und in situ für den Schutz von Lebensräumen und der (dann) frei lebenden Populationen, sodass Zoos also sowohl *ex situ* als auch *in situ* aktiv sind und hier den Brückenschlag bilden. Man kann sagen, sie arbeiten *intra sitibus*.

Um die Biodiversität der im Zoo gezüchteten Tiere möglichst umfassend zu erhalten, tauschen wissenschaftlich geführte Zoos Tiere untereinander aus. So werden in aller Regel im Zoo gezeugte und geborene Tiere an andere Zoos abgegeben, um zu verhindern, dass sie sich mit ihren Eltern paaren. Es handelt sich dabei normalerweise um Transaktionen, bei denen kein Geld fließt, denn der abgebende Zoo will seine Tiere möglichst gut untergebracht wissen, der aufnehmende Zoo hat ein Interesse, die Individuen zu bekommen. Kommerzielle Tierhandelsunternehmen spielen hierbei normalerweise keinerlei Rolle. Als Beispiel sei der Fall eines männlichen Gorillas angeführt: Er würde im Alter von etwa zehn Jahren in der Natur seine Familiengruppe verlassen, um eine eigene zu gründen. Entsprechend muss er auch im Zoo aus der Gruppe, in der er geboren wurde, entfernt werden. Ihn allein und separat zu halten, wäre nicht artgerecht. Sucht nun ein anderer Zoo ein männliches Tier entsprechenden Alters zur Gründung bzw. Führung einer Gruppe (beispielsweise weil der vorherige Silberrücken verstorben ist), haben abgebender und aufnehmender Zoo eine „Win-win"-Situation.

Um solche Austausche beziehungsweise Transfers im Rahmen von wissenschaftlich fundiertem Populationsmanagement durchzuführen, wurden spezielle Mechanismen geschaffen, nämlich die Zuchtbücher („*Studbooks*", ESB = *European Studbooks*, ISB = *International Studbooks*) und die Erhaltungszuchtprogramme, die in Europa als „EEP" (Europäisches Erhaltungszucht-Programm), im amerikanischen Zooverbund AZA (*Association of Zoos and Aquariums*) als SSP (*Species Survival Plans*) bezeichnet werden.

Zuchtbücher enthalten die Aufstellung aller in Zoos des Verbundes aktuell oder früher gehaltenen Individuen einer Art mit Angabe von Geburts- und ggf. Todestag, erfolgten Transfers von Zoo zu Zoo, Eltern und eindeutiger Identifikation sowie vieler anderer Details. Diese Zuchtbücher werden jeweils von einem Zuchtbuchführer verwaltet, den die Zoos, die diesem Verbund angehören, also für Europa die Mitglieder der EAZA, konsultieren können, um Zuchtempfehlungen zu erhalten. Der Zuchtbuchführer kann durch seine Arbeit beurteilen, ob die Zoopopulation stabil ist oder auch, ob ein intensiveres Programm, nämlich ein EEP, eingerichtet werden muss.

In Europa werden derzeit für 188 Tierarten ESBs geführt, nämlich zehn für Fische, eins für Amphibien, elf für Reptilien, 74 für Vogelarten und 92 für Säugetierarten. Für fast genauso viele Arten gibt es Erhaltungszuchtprogramme (EEP), nämlich 190, die sich auf zwei Wirbellose, acht Reptilien, 42 Vogelarten und 138 Säugetierarten verteilen.

Für einige Arten, zu denen es Internationale Zuchtbücher gibt, wurden von WAZA sogenannte *Global Species Management Plans* (GSMPs) eingerichtet, um die internationalen Bemühungen zur Zucht in Zoos und zum Artenschutz in situ noch weiter zu verstärken, beispielsweise für den Sumatra-Tiger (*Panthera tigris sumatrae*), den Amurleoparden (*Panthera pardus orientalis*) und für den Blaukappenhäherling (*Dryonastes courtoisi*). In diesen und ähnlichen Fällen sind die regionalen Zoopopulationen für ein langfristig erfolgreiches Management einfach zu klein, weshalb man hier auf die weltweite Ebene geht.

Im EEP gibt es für jede der dort erfassten Arten einen Artkoordinator, der die Individuen der EAZA-Zoos mit den relevanten genetischen und demografischen Informationen in einer Datenbank er-

fasst und mit aufwendigen Computerprogrammen analysiert, welche der Tiere aus welchen Zoos zur Zucht zusammengeführt werden sollten. Je weniger die Gene eines Individuums in der Zoopopulation repräsentiert sind, umso höher ist dessen „*Ranking*", sein züchterischer „Wert". Zur Zucht müssen die Tiere nicht dauerhaft von einem Zoo in einen anderen überstellt werden, auch kurz- oder längerfristige „Ausleihen" sind möglich. Bei schwerwiegenden Verstößen eines Mitgliedszoos gegen den EAZA *Code of Practice*, den EAZA *Code of Ethics* oder gegen EEP-Verfahren, also auch gegen Entscheidungen des Artkoordinators, gibt es bei EAZA ein dreistufiges Verfahren, das von einer Verwarnung über den Ausschluss bis zur dauerhaften Beendigung der Mitgliedschaft in EAZA führen kann.

Des Weiteren existieren innerhalb der EAZA als Beratungs- und Koordinationseinrichtungen die sogenannten *Taxon Advisory Groups* (TAGs). Dabei handelt es sich um derzeit 41 Gruppen von Fachleuten aus Zoos für verschiedene Taxa (Stand 2013), zum Beispiel Hornvögel, Bären, Pinguine, Katzen und Reptilien. Ihre wichtigste Aufgabe ist die Festlegung von „*Regional Collection Plans*" (RCP). In diesen Plänen geben sie Empfehlungen, welche Tierarten in EAZA-Zoos gehalten werden sollten und welche nicht, die jeweiligen Begründungen dafür und wie die Haltung gegebenenfalls erfolgen sollte. Die Begründung, in Europäischen Zoos eine bestimmte Tierart nicht zu halten, kann unter anderem darin liegen, dass diese Tierart in Europa bisher gar nicht gehalten wird und deswegen eine „Gründerpopulation" in einem Zoo zu klein wäre oder weil aus Artenschutzgründen eine Zoozucht nicht sinnvoll ist. Die positive Empfehlung, eine bestimmte Art zu halten, fände ihre Begründung entsprechend in der Tatsache, dass die Zoopopulation noch klein ist und der weitere Aufbau im Sinne der Arterhaltung notwendig erscheint. Außerdem geben TAGs Empfehlungen für Artenschutzmaßnahmen in situ, auf welche Zoos den Fokus legen sollten.

In Kooperation mit zooexternen Experten von Universitäten und anderen wissenschaftlichen Einrichtungen erstellen TAGs auch Haltungsrichtlinien (*Husbandry Guidelines*, seit 2013 umbenannt in EAZA *Best Practice Guidelines*) für die Arten ihrer Zuständigkeit mit Hinweisen zu artgerechter Unterbringung, Ernährung, Beschäftigungsmöglichkeiten, veterinärmedizinischen Fragen usw.

Das *International Species Information System* (ISIS) stellt eine etwa 10.000 Arten umfassende und weiter im Aufbau befindliche Datenbank dar, welche mehr als 830 Zoos und Aquarien weltweit nutzen, um ein breites Spektrum von Informationen zu Populations- und Tiermanagement in und ex situ, Naturschutzfragen und tiergartenbiologischen Themen abzurufen.

Angesichts des dramatischen Artensterbens fällt den Zoos mit der Zucht bedrohter Arten eine zunehmend wichtige Rolle zu (z. B. Conde et al. 2011; Zimmermann et al. 2007). Derzeit sind von den 3955 in den ISIS-Zoos gehaltenen terrestrischen Wirbeltierarten 23 %, nämlich 695, in den Roten Listen der IUCN als bedroht geführt (Conde et al. 2013). Für die meisten dieser Taxa wäre die Koordination eines Clusters von 11–24 ISIS-Zoos in einem Umkreis von 2000 Kilometern notwendig, um eine Metapopulation von mehr als 250 Individuen aufzubauen, weswegen die Intensität der Kooperation zwischen Zoos und anderen Institutionen über die bereits bestehenden Programme hinaus ausgebaut werden muss (Conde et al. 2013).

Eine eigene Spezialistengruppe, die *Conservation Breeding Specialist Group* (CBSG), befasst sich innerhalb der IUCN und in enger Kooperation mit WAZA und den regionalen Zooverbänden mit den wissenschaftlichen und praktischen Fragen der Zucht bedrohter Arten.

Formulierungen wie „Zucht in Gefangenschaft", „*captive breeding*", „*born in captivity*" und ähnliche Formulierungen erweisen sich dabei zunehmend als irreführend und unzutreffend, da in modernen, wissenschaftlich geführten Zoos die dort gehaltenen Wildtiere nicht gefangen, also aus dem Freiland entnommen wurden, sondern aus Nachzuchten stammen und sie sich auch nicht als „Gefangene" fühlen, sondern eher als Hausherren und Revierbesitzer, wie Hediger schon 1942 feststellte (vgl. auch Hediger 1977). Für den deutschen Sprachraum ist daher zu propagieren, stattdessen von Zucht und Haltung in Menschenobhut zu reden.

Da trotz aller Bemühungen nur eine vergleichsweise geringe Zahl der bedrohten Arten in Zoos gehalten werden kann und das Überleben im Freiland durch Maßnahmen in situ gesichert werden muss,

engagieren sich Zoos zunehmend auch bilateral in der direkten Durchführung oder Unterstützung von Naturschutzprogrammen vor Ort. In der *World Zoo and Aquarium Conservation Database* (▶ http://conservationdatabase.org/) werden solche Projekte gesammelt und präsentiert.

Verstärktes Engagement von Zoos und WAZA in Zusammenarbeit mit der IUCN SSC *Conservation Breeding Specialist Group* (CBSG) und der *Amphibian Survival Alliance* (ASA) verschiedener Naturschutzorganisationen gilt dabei seit Neuestem auch der Rettung der in den natürlichen Lebensräumen vom Chytridpilz befallenen Amphibienarten im Rahmen des Netzwerkes „*Amphibian Ark – Keeping threatened Amphibians afloat*" (WAZA 2012, http://www.amphibianark.org). Diese globale Schutzgemeinschaft formulierte den ▶ Amphibian Conservation Action Plan (ACAP), mit dem ausgewählte Arten, die vom Aussterben bedroht sind, in Zoos und anderen Einrichtungen gehalten und vermehrt werden, bis sie wieder in gesicherte Lebensräume entlassen werden können. Dieses ▶ Haltungsmanagement stellt eine Überbrückung der weltweiten Amphibienkrise dar.

15.2.4 Zoos als Forschungsstätten

In der Regel betreiben zoologische Gärten nur in geringem Umfang eigene Forschungsarbeiten, da sie aufgrund ihrer Tradition, Trägerschaft und Strukturen dazu nur wenige oder gar keine Möglichkeiten haben. In Kooperation mit Universitäten entstehen jedoch zahlreiche Examensarbeiten und es werden zu veterinärmedizinischen wie auch tiergartenbiologischen und ethologischen Fragestellungen von anderen wissenschaftlichen Einrichtungen wie dem Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung Berlin (IZW) und Instituten der Max-Planck-Gesellschaft Forschungsprogramme in Zoos durchgeführt. Dies ist ein gewisser Unterschied zu vielen botanischen Gärten, die – anders als Zoos – nicht als Schaueinrichtungen gegründet wurden, sondern von Anfang an Teile von Universitäten waren und primär wissenschaftliche Einrichtungen sind. Obwohl es also in den wenigsten Fällen die vornehmlichste Absicht von Zoogründungen war, der Wissenschaft zu dienen, entwickelten sich die Zoos der Neuzeit zu Einrichtungen der Forschung und sei es nur, weil sie (anderen) Forschungsinstitutionen Material und Plattform bieten.

15.3 Museen

Die naturwissenschaftlichen Sammlungen der naturkundlichen Museen, von denen einige in ◘ Tab. 15.4 kurz charakterisiert sind, bilden eine außerordentlich wertvolle Doppelsäule der Biodiversitätsforschung. Ihr hoher wissenschaftlicher Wert beruht auf der Gewährleistung der Nachprüfbarkeit von Artbeschreibungen und Bestandsaufnahmen in Form von Archiven (= Sammlungen: ▶ Abschn. 15.3.1) sowie auf der wissenschaftlichen Bearbeitung des Sammlungsmaterials durch Mitarbeiter und der Bereitstellung des Materials für Untersuchungen durch externe Wissenschaftler (Forschung: ▶ Abschn. 15.3.2).

15.3.1 Sammlungen

Sammlungen gewährleisten die Wissenschaftlichkeit aller auf Organismen bezogenen Arbeiten (◘ Abb. 15.8 und 15.9). Wissenschaftlichkeit ist nämlich untrennbar mit Nachprüfbarkeit verbunden. Der Grad der Wissenschaftlichkeit einer Arbeit hängt somit direkt vom Grad ihrer Nachprüfbarkeit ab. Fotos, oder in früheren Zeiten Zeichnungen, ermöglichen zwar eine gewisse Nachprüfung, insbesondere wenn sie durch detaillierte verbale Angaben ergänzt sind, und auch Letztere sind für sich allein genommen nicht völlig wertlos, eine 100 %ige Nachprüfbarkeit aber ist nur bei Existenz eines Originals gegeben. Die Bedeutung der Aufbewahrung von Belegmaterial, eine der fundamentalen Aufgaben von Museen, wird nachfolgend erläutert:

- Zu jeder Artbeschreibung (▶ Box 1.3) gehört heute die Hinterlegung eines Holytypus an einem allen Wissenschaftlern zugänglichen Ort. In der Regel ist dies ein Museum. Anhand dieser Typenbelege ist z. B. nachträglich zweifelsfrei prüfbar, ob es sich bei von zwei Wissenschaftlern beschriebenen Arten eventuell um die gleiche Art handelt. Ein Beispiel ist der Schmetterlingsstrauch, der in Deutschland zunächst unter dem Namen

Tab. 15.4 Die weltweit größten und einige große mitteleuropäische Naturkundemuseen

Name	Gründung	Objekte (10^6)	Herbarbelege	Schwerpunkte	Besonderheiten
American Museum of Natural History Washington DC	1869	500	4.400.000	Geschichte der Menschheit, Dinosaurier	Lebensgroßer Blauwal, viele Dinosaurierskelette Forschungsstationen In Florida (marin), Alaska, Belize und Kenya
Museum of Natural History London	1881	70	6.000.000	Einfluss des Menschen auf die Erde Darwin	Darwin-Zentrum mit Darwins-Original-Sammlung Geologie/Paläontologie; riesiges Skelett (32 m lang) des Dinosauriers Diplodocus carnegii
Muséum national d'histoire naturelle Paris	1793	55	8.000.000	Insekten (40 Mio); Herbarium	Angeschlossen sind je drei Zoos und Bot. Gärten, zwei weitere Museen sowie vier Forschunbgsintitute (u. a. ein marin-biologisches)
Naturhistorisches Museum Wien	1889	30	5.500.000	Hominidenevolution Insekten (10 Mio), Wirbeltiere (800.000)	Naturschutzprojekt Coccinellia Stellersche Seekuh ca 200.000 Typus-Belege von Pflanzenbeschreibungen
Museum für Naturkunde Berlin	1889[1)]	30		Vögel (90 % aller Vogelarten) Dokumentation d. Fundstelle Tendaguro, Tanzania (Oberkreide)	6 Dinosaurier Tierstimmenarchiv (ca. 120.00 Tierstimmen) u. a. Forschungsbereich „Entdeckung d. Biodiversität"
Zoologische Staatssammlung München	1807	25		Zoologie	Größte Schmetterlingssammlung der Welt
Forschungsinstitut und Naturmuseum Senckenberg Frankfurt a. M.[2)]	1817	20	1.200.000	Mollusken (1.750.000), Krebstiere (32.000) Herbarium	Biodiversität und Klima Forschungszentrum BiK-F (gemeinsam mit JW Goethe-Universität) Außenstelle Messel, Außenstelle Wilhelmshaven mit Forschungskutter „Senckenberg" Westafrika-Herbar, 16 Dinosaurier
Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe	1784	11	1.000.000	Südwestdeutschland	Modell des größten Flugsauriers (*Hatzegopteryx thambema*)
Zoologisches Museum Hamburg	1843	10		Zoologie	Große Sammlung von Gliedertieren (Insekten, Krebstiere, Chelicerata, Myriapoda)
Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart	1791	9	1.000.000	Geologie und Paläontologie Baden-Württembergs	Schädel v. *Homo heidelbergensis*

[1)] entstanden aus drei Vorläufern, davon einer bereits 1809 gegründet

[2)] alle Senckenberg-Institue und -Museen (außer den in der Tabelle genannte drei Museen noch sieben weitere Einrichtungen) bilden eine organisatorische Einheit und beherbergen mit 38 Millionen Sammlungsstücken damit die insgesamt größte deutsche naturkundliche Sammlung

Tab. 15.4 *(Fortsetzung)* Die weltweit größten und einige große mitteleuropäische Naturkundemuseen

Name	Gründung	Objekte (10^6)	Herbarbelege	Schwerpunkte	Besonderheiten
Senckenberg naturhistorische Sammlungen Dresden[2)]	1728	7		Fossilien mitteleuropäischer Braunkohlenlager	Stellersche Seekuh
Senckenberg naturhistorische Sammlungen Görlitz[2)]	1823	7	300.000	Bodenbiologie; Regenwald und Savanne Lebensräume der Oberlausitz	30fach vergrößertes Modell einer Bodensäule mit Organismen

[1)] entstanden aus drei Vorläufern, davon einer bereits 1809 gegründet

[2)] alle Senckenberg-Institue und -Museen (außer den in der Tabelle genannte drei Museen noch sieben weitere Einrichtungen) bilden eine organisatorische Einheit und beherbergen mit 38 Millionen Sammlungsstücken damit die insgesamt größte deutsche naturkundliche Sammlung



Abb. 15.8 Versteinertes ehemaliges Seesediment aus dem höheren Unter-Devon (Vallendar-Gruppe, untere Ems-Stufe) des Fehrbachtals bei Höhr-Grenzhausen, Westerwald/Rheinland-Pfalz. Der große Brachiopode links unten ist ein Vertreter der Spiriferida (Euryspirifer dunensis), außerdem sind weitere Brachiopoden der Ordnungen Tropidoleptida (Tropidoleptus rhenanus) und der Productida (kleine Formen: Plebejochonetes semiradiatus) darauf zu sehen; rechts zwei Tafel-Korallen (Pleurodictyum problematicum) und unten eine Muschel. Außerdem vorhanden, aber schwieriger zu erkennen sind einzelne Stielglieder von Crinoiden und ein Tentakulit (ausgestorbene Mollusken-Gruppe) sowie Reste anderer Brachiopoden-Arten. Foto Ulrich Jansen



Abb. 15.9 Auch regionale Museen haben oft große Sammlungen (Teilbereich der Wirbeltiersammlung des Westfälischen Landesmuseums für Naturkunde in Münster; im Vordergrund der Übergang zur Insektensammlung). Foto: Archiv des Westfälischen Landesmuseums für Naturkunde

15

Buddleja variabilis Helmsley bekannt wurde. Später stellte sich heraus, dass es sich bei der zwei Jahre früher beschriebenen *Buddleja davidii* Franchet um die gleiche Art handelt (Kunick 1970). Nach Streit (2006) handelt es sich in manchen Artengruppen bei bis zu einem Viertel der Artenzahl um Doppel- oder höhere Grade von Mehrfachbeschreibungen einer Art. Ein Beispiel für die Bedeutung der Existenz von Typusexemplaren geben Stuckas und Fritz (2011): Lange wunderte man sich, warum verschiedene Veröffentlichungen für die Chinesische Weichschildkröte (*Pelodiscus sinensis*) verschiedene Chromosomenzahlen gefunden hatten, bis sich herausstellte, dass diese „Art" in Wirklichkeit vier verschiedene Arten umfasste. Ermöglicht wurde diese Erkenntnis durch genetische Untersuchungen an dem 180 Jahre alten Typusexemplar. Der Name „*Pelodiscus sinensis*" konnte auf die Art

eingeengt werden, der das Typusexemplar angehört, während für die drei anderen Arten Namen in Kraft traten, die bisher in der Synonymieliste von *Pelodiscus sinensis* verschwunden waren, die man also fälschlicherweise für Wiederbeschreibungen dieser Art gehalten hatte.

- Auch die Ergebnisse von Bestandsaufnahmen der Artenvielfalt (Listen der Fauna oder Flora einer Region oder eines Schutzgebietes, Vegetationsaufnahmen etc.) sind nur dann wissenschaftlich wertvoll, wenn sie selbst in ferner Zukunft nachprüfbar sind. Wie aber kann man in 100 Jahren sicher sein, dass der Autor einer Flora alle schwer bestimmbaren Arten richtig identifizieren konnte? Dies ist nur dann möglich, wenn der Autor seine Bestandsaufnahme durch eine Sammlung von Belegen der gefundenen Arten ergänzt und diese Sammlung einem Museum übergibt. Im Falle langjährig in der gleichen Region oder an der gleichen Organismengruppe arbeitender Wissenschaftler müssen nicht für jede Untersuchung Belege angefertigt werden, sondern es genügt, wenn durch einige Belegexemplare dokumentiert ist, dass die betreffende Person die von ihm angegebenen Arten irrtumsfrei kannte. Auch derartige Sammlungen werden in der Regel in Museen hinterlegt. Hat ein Bearbeiter eine bestimmte Art zwar gekannt, sie aber stets mit einer anderen verwechselt, so kann dies mithilfe der Museumsbelege korrigiert werden. Auch Untersuchungen mit zahlreichen Fehlbestimmungen sind somit dann nicht wertlos, wenn sie anhand einer Sammlung korrigiert werde können.
- Darüber hinaus zeigt das oben genannte Beispiel der Schildkröten, dass man nach Uminterpretation eines Namens nicht sicher sein kann, ob der neue Name auf alle vom ursprünglichen Autor unter einem Namen zusammengefassten Gruppen übertragen werden darf. Auch da ermöglichen nur Sammlungen als „unveränderbare Koordinatensysteme“ die Absicherung: Wissenschaft entwickelt sich, Nomenklatur passt sich an. Nur Sammlungsstücke sind unveränderbar.
- Wissenschaftliche Expeditionen kamen insbesondere in Zeiten der Existenz großer unbekannter Naturräume mit einer Vielzahl neuer Funde zurück. Diese wurden in Museen hinterlegt und konnten im Laufe der Zeit bearbeitet werden. Heute erfolgt die Beschreibung neuer Arten meist anhand des Materials gezielter Forschungsexkursionen, das in Museen hinterlegt und dort wissenschaftlich untersucht wird.
- Da nicht davon ausgegangen werden kann, dass Molekulargenetiker gleichzeitig auch gute Artenkenner sind, muss durch Hinterlegung eines Belegexemplars gesichert werden, dass die für eine bestimmte Art veröffentlichten Ergebnisse auch wirklich von Individuen dieser Art stammen. Wo dies nicht geschehen ist, sind die Ergebnisse nicht nachprüfbar und damit wissenschaftlich wertlos.

15.3.2 Forschung in Museen

Mit ihren Sammlungen bilden die naturkundlichen Museen eine wesentliche Grundlage der Biodiversitätsforschung (Türkay 2011). Im Einzelnen ermöglichen die Museen folgende Arbeiten:

- Rekonstruktion des zeitlichen Verlaufs der Evolution der Organismen anhand eines weltweiten, in Abfolge der geologischen Schichten erfolgenden Vergleichs von Fossilien. Hierdurch wurde beispielsweise das Vorkommen von Massenaussterben (▶ Box 2.2) entdeckt;
- Rekonstruktion der unterschiedlichen Vegetationstypen und Faunengemeinschaften durch Auswertung der an einem Ort oder in einer Region gefundenen Fossilien, z. B in der Stein- und Braunkohle bzw. in Meeres- oder Seesedimenten einer Region (◘ Abb. 15.8);
- Erstellung von Stammbäumen der Organismen anhand von Fossilien;
- Überprüfung der korrekten Einordnung beschriebener Arten in das bestehende System, Umordnung von Taxa innerhalb des Systems nach Änderung des Konzepts eines übergeordneten Taxons;
- Entdeckung neuer Arten durch Anwendung neuer wissenschaftlicher Methoden auf die



Abb. 15.10 DNA-Labor des Forschungsinstituts und Naturmuseums Schenckenberg in Frankfurt. Foto Senckenberg-Archiv

bestehenden Sammlungen (z. B. Türkay et al. 2013). In Form der molekulargenetischen Taxonomie hat sich hier ein weites Arbeitsfeld eröffnet, das bereits zur Entdeckung und Beschreibung zahlreicher neuer Arten geführt hat. Alle großen Museen haben daher heute ein DNA-Labor (Abb. 15.10);

- Aufzeigen von Änderungen der Fauna und Flora einer Region durch Vergleich unterschiedlich alter historischer Sammlungen aus derselben Region (▶ Abschn. 15.4) oder durch Vergleich alter Sammlungen mit dem Ergebnis einer aktuellen Bestandsaufnahme;
- Aufzeigen umweltbedingter Änderungen einer Art in historischer Zeit durch zeitabhängigen Vergleich der Gestalt (z. B. Körpergröße, Größe einzelner Organe, Farbe, Behaarungsgrad) von Individuen einer Art;
- Bereitstellung von Daten für internationale Großforschungsprojekte wie beispielsweise *„Census of the Marine Life"* (Costello et al. 2010; Alexander et al. 2011), zu dem diverse Subprojekte gehören (z. B. CeDAMar, s. Stuart et al. 2008).

All diese Arbeiten sind nur möglich, wenn jedes Sammlungsobjekt sorgfältig inventarisiert ist. Hierzu gehören folgende Angaben: der vom Sammler vergebene wiss. Name, gegebenenfalls der später durch eine Experten korrigierte Name bei einer falschen Bestimmung, gegebenenfalls der aufgrund neuer taxonomischer Erkenntnisse geänderte Name, Name des Sammlers, gegebenenfalls Name(n) des-/derjenigen, die eine Korrektur oder Änderung des Namens vorgenommen haben, Angabe aller sich aufgrund der Lagerung bzw. Konservierung möglicherweise verändernden Merkmale (insbesondere die Farben von Fell, Federn, Haut, Augen bzw. Blüten, Blättern, Holz), bei Tieren auch Angabe des Geschlechts und des mutmaßlichen Alters (Jungtier, geschlechtsreifes Exemplar, Altersform), Funddatum, Angaben zum Standort (Vegetationstyp, Nutzung, Bodenart oder Gestein bzw. Gewässertyp und Gewässerbeschaffenheit).

Für die o. g. Arbeiten ist es eine immense Erleichterung, wenn alle Sammlungsdaten in einer Datenbank gesammelt sind, welche die historischen Benennungen und deren taxonomische Variabilität sowohl getrennt abbilden als auch miteinander verknüpfen kann. Das Forschungsinstitut und Naturmuseum Senckenberg hat hierfür ein eigenes Datenbanksystem entwickelt, das unter der Bezeichnung SeSam (*Se*nckenbergisches *Sam*mlungsmanagementsystem) im Internet zugänglich ist (Türkay et al. 2011).

15.4 Herbarien

Unter einem Herbarium im engeren Sinne versteht man eine Sammlung gepresster, getrockneter Pflanzen, die auf einem Papier oder Karton aufgeklebt und mit einem Namenszettel (einer Schede) versehen sind, auf dem alle wichtigen Daten zum Fundort sowie der Name des Sammlers verzeichnet sind (Abb. 15.11). Wie bereits oben erwähnt, sind Herbarien oft Bestandteile von Museen, aber auch einige Institute von Universitäten besitzen Herbarien. Ein sehr großes Universitätsherbar ist am Department für Botanische Systematik und Evolutionsforschung der Universität Wien beheimatet. Die Pflanzensammlung an der Universität Wien geht auf das Jahr 1879 zurück. Seither wurden 1.400.000 Belege von Blütenpflanzen, Farnen, Moosen, Flechten, Pilzen und Algen aus aller Welt gesammelt. Außer Bögen mit getrockneten Pflanzen gibt es auch Feuchtpräparate und eine Fruchtsammlung. Regionale Spezialsammlungen sind die Balkan-, Griechenland- und Chinasammlung.

Das im Jahre 1819 gegründete Herbarium des Botanischen Gartens und Botanischen Museums

Berlin-Dahlem ist mit 3,6 Mio. getrockneten und konservierten Pflanzenbelegen heute das größte Herbarium in Deutschland. Neben den Blütenpflanzen bewahrt das Herbarium Sammlungen von Algen, Moosen, Farnen, Pilzen und Flechten. Ergänzt werden sie durch Sondersammlungen von Früchten, Samen, Holzproben, Gallen, Pflanzenprodukten und eine Nasspräparatesammlung. Weitere große Herbarien in Deutschland besitzen die Friedrich-Schiller-Universität in Jena (3 Mio.) und die Botanische Staatssammlung in München (3 Mio.).

Das mit 8 Mio. Belegen wohl größte Herbarium befindet sich in den *Royal Botanic Gardens Kew* in London. Weitere sehr große Herbarien sind die des *Musée National d'Histoire Naturelle* in Paris (7,5 Mio.), *New York Botanical Garden* (7 Mio.), *Jardin Botanique de la Ville de Genève* (6 Mio.), Botanischen Instituts in St. Petersburg (5,8 Mio.), *Missouri Botanical Garden* in St. Louis (5,5 Mio.), *Museum of Natural History* in London (5,2 Mio.) sowie der Harvard Universität und des naturhistorischen Museums in Wien (je 5 Mio.).

Fast alle großen Herbarien haben Teile ihrer Sammlung digitalisiert, um sie über das Internet einem breiten Publikum verfügbar zu machen. Vergleichsexemplare müssen nun nicht unbedingt immer verschickt werden, sondern können im Internet angesehen werden. Die bereits in ▶ Abschn. 15.3 erwähnte Nutzung historischer Sammlungen aus derselben Region zur Ermittlung von Änderungen des Artenbestandes lässt sich auch gut mit Herbarmaterial durchführen (Grass et al. 2013; Lihra et al. 2013).

Anders als botanische Gärten, Zoos und Museen legen Herbarien Wert auf größtmögliche Vollständigkeit der Flora einer Region. Auch überwiegt bei ihnen eindeutig der wissenschaftliche Aspekt, Schauherbarien sind allenfalls eine Randerscheinung.

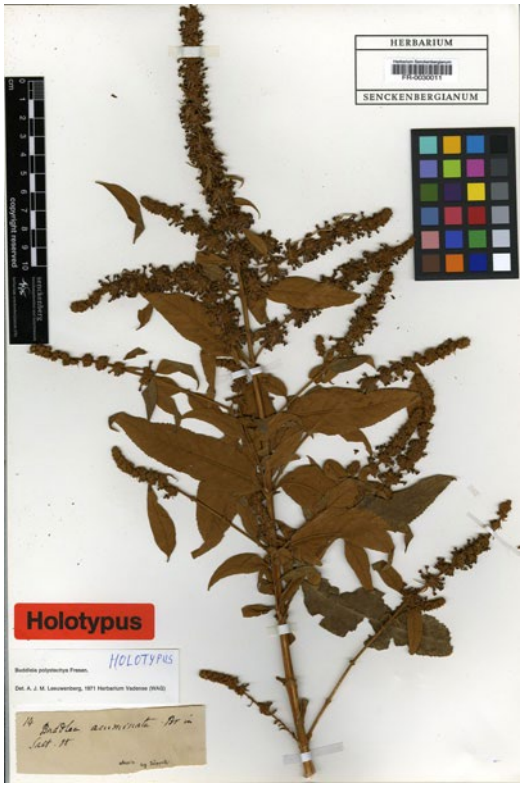


Abb. 15.11 Herbarbogen aus dem Senckenberg-Museum in Frankfurt. Foto Stefan Dressler

Literatur

Ahrend R (2013) Stadtbild. „Der Botanische Garten in Bielefeld". In: Stadtbuch Bielefeld, S 1214–2014

Alberternst B, Butterfaß T, Grasmück H, Lange-Bertalot H, Prinzinger R, Trommer G, Wessel M, Wiltschko W, Winter C, Wittig R, Zizka G (2008) Der Botanische Garten der J. W. Goethe–Universität Frankfurt am Main. Ein illustrierter Führer. Books on Demand, Norderstedt

Alexander V, Miloslavich P, Yarincik K (2011) The census of marine life – evolution of worldwide marine biodiversity research. Marine Biodiversity 41:545–554

Beurton C (1997) Der neue Arzneipflanzengarten im Botanischen Garten Berlin-Dahlem. Der Palmengarten 61:129-135

Borgelt C, Regina Jost R, Folk F(2004) Botanisches Museum & Gewächshäuser der Freien Universität Berlin. Stadtwandel Verlag, Berlin

Burkart M, von den Driesch M (2006) Global denken, regional handeln: Schutz der heimischen Wildpflanzen in botanischen Gärten. Der Palmengarten 70:146–157

Burkart M, von den Driesch M, Lobin W, Löhne C (2005) Ex situ conservation of native species: contribution of german botanic gardens to the GSPC Target 8. Planta Europa Newsletter 5:7

Conde DA, Flesness N, Colchero F, Jones OR, Scheuerlein A (2011) An emerging role of zoos to conserve biodiversity. Sci 331:1390–1391

Conde DA, Colchero F, Pearce-Kelly P, Gusset M, Byers O, Flesness N, Browne RK, Jones O (2013) Zoos through the lens of the IUCN Red List: a global metapopulation approach to support conservation breeding programs. PloS ONE 8(12):e80311 doi:10.1371/journal.pone.0080311

Costello MJ, Coll M, Danovaro R, Halpin P, Ojaveer H, Miloslach P (2010) A census of marine biodiversity. Knowledge, resources, and future challenges. PLoS ONE 5(8):e12110 doi:10.1371/journal.pone.0012110

De Bruyn U (2007) Die Flechten des Botanischen Gartens Oldenburg. Oldenburger Jahrbuch 107:337–348

De Bruyn U, Homm T (2009) Die Moose des Botanischen Gartens Oldenburg. Oldenburger Jahrbuch 109:299–312

Dollinger P (2012) Gärten für Tiere – Erlebnisse für Menschen: Die Zoologischen Gärten des VDZ. J.P. Bachem Verlag, Köln

Ebeling SK, Stöcklin J, Hensen I, Auge H (2011) Multiple common garden experiments suggest lack of local adaptation in an invasive ornamental plant. J Plant Ecol 4:209–220

Eberwein RK (2005) Neue Wasserlandschaft im Botanischen Garten des Kärntner Botanikzentrums. Rudolfinum, Jahrbuch Landesmuseum Kärnten 2004:423–431

Eberwein RK (2008) Das Vermittlungsprogramm des Kärntner Botanikzentrums. Rudolfinum, Jahrbuch Landesmuseum Kärnten 2007:217–222

Eberwein RK (2011) Ein Buch mit sieben Siegeln? Der Botanische Garten in Klagenfurt ist ein Museum. Museum Aktuell 180:14–17

Eberwein RK (2012) Lyrik: Ein anderer Zugang zum Botanischen Garten in Klagenfurt. Rudolfinum, Jahrbuch Landesmuseum Kärnten 2011:191–193

Eberwein RK (2013) 150 Jahre Botanischer Garten Klagenfurt. Carinthia II 203(123):25–44

Egle K, Rosenstock (1966) Die Geschichte der Botanik in Frankfurt am Main. Ein Vermächtnis von Dr. Johann Christian Senckenberg. Umschau, Frankfurt

Enßlin A, Sandner TM, Matthies D (2011) Consequences of ex situ cultivation of plants: genetic diversity, fitness and adaptation of the monocarpic Cynoglossum officinale L. in botanic gardens. Biol Cons 144:272–278

Erdmamm K-H, Kunzmann K (2004) Die Bedeutung von Freilichtmuseen für den Naturschutz. Natur Landschaft 79:551–557

Frankham R (2008) Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. Molecular Ecology 17:325–333

Fritz U, Klass K-D, Lange J-M, Türkay M (2013) Senckenbergs Natursammlungen: Unschätzbare Grundlagen für die Forschung. In: Mosbrugger V (Hrsg) Senckenberg 2011–2012. SGN, Frankfurt, S 128–147

Grasmück H (1996) Erhaltungskultur gefährdeter Pflanzenarten im Botanischen Garten der Johann Wolfgang Goethe–Universität in Frankfurt am Main. Geobot Kolloq 12:31–36

Grass A, Bernhardt K-G, Tremetsberger K, Hössinger R, Stoeckl N (2013) Veränderung der Artenvielfalt im pannonischen Niederösterreich – Auswertung des BOKU–Herbariums als Zeitzeuge. Wiss Mitt Niederösterr Landesmuseum 24:173–200

Hagemann I, Zepernick B (1992) Der Botanische Garten in Berlin–Dahlem. Führer durch das Freiland und die Gewächshäuser. Förderkreis der naturwissenschaftlichen Museen Berlins e. V., Berlin

Hediger H (1942) Wildtiere in Gefangenschaft. Ein Grundriss der Tiergartenbiologie. Benno Schwabe, Basel

Hediger H (1977) Zoologische Gärten. Gestern – Heute – Morgen. Hallwag, Bern

Horn K, Kerskes A, Welss W (2012) Erhaltungskulturen bedrohter Arten im Botanischen Garten Erlangen – ein aktiver Beitrag zum Artenschutz. RegnitzFlora 5:39–46

Hurka H, Friesen N, Borgmann P, Neuffer B (2008) Schutz und Erhaltung pflanzengenetischer Vielfalt. Osnabrücker Naturwiss Mitt 33/34:177–195

Klingenstein F, von den Driesch M, Lobin W (2002) Bedeutung und Aktivitäten der Botanischen Gärten im ex–situ– und in–situ–Artenschutz in Deutschland auf Grundlage der Biodiversitäts–Konvention. Schriftenreihe Vegetationskunde 36:139–150

Krull A, Krull H-P, Osterloh J, Philips L, Schürer M. (o. J.) Zoos zwischen den Fronten – Die Widersprüche von Natur– und Tierschutz. Materialien für den fächerübergreifenden Unterricht. Verband deutscher Zoodirektoren, o.O.

Kunick W (1970) Der Schmetterlingsstrauch (Buddleja davidii Franch.) in Berlin. Berliner Naturschutzblätter 40:1–4

Lack HW, Haas I (2000) Botanisches Museum Berlin. Adolf Engler – Die Welt in einem Garten. Prestel, München

Lauterbach D, Burkart M, Gemeinholzer B (2012) Rapid genetic differentiation between ex situ and their in situ source populations: an example of the endangered Silene otites (Caryophyllaceae). Bot J Linnean Soc 168:64–75

Lihra R, Bernhardt K-G, Stoeckl N (2013) Das Herbarium als Zeitzeuge – Veränderungen der Flora von Wien (1828–2008). Wiss Mitt Niederösterreichisches Landesmuseum 24:201–226

Lobin W, Schneckenburger S, Zizka G (1996) Botanische Gärten in Deutschland und ihre Sammlungsvielfalt. Geobot Kolloq 12:41–45

Lotz-Winter H, Hofmann T, Kirschner R, Kursawe M, Trampe T, Piepenbring M (2011) Pilze im Botanischen Garten der Universität Frankfurt am Mai. Zeitschrift Mykol 77:89–122

Mangold J (2011) Die Rolle der Freilichtmuseen als außerschulische Lernorte. Jb Naturschutz Landschaftspflege 56(3):54–69

Maunder M, Culham A, Aldén B, Zizka G, Orliac C, Lobin W, Aldén B, Bordeu A, Ramirez JM, Glissmann-Gough S (2000) Conservation of the Toromiro tree: management of a plant extinct in the wild. Conseravtion Biol 14:1341–1350

Maunder M, Hughes C, Hawkins JA, Culham A (2004) Hybridization in ex situ plant collections: conservation concerns, liabilities, and opportunities. In: Guerrant EO, Havens K, Maunder M (Hrsg) Ex situ plant conservation – supporting species survival in the wild, Bd 3. Island Press

Meier J (2009) Handbuch Zoo. Moderne Tiergartenbiologie. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien

Merk H (Hrsg) (2012) Pinien, Palmen, Pomeranzen. Exotische Gartenwelten in Frankfurt Rhein Main. Societätsverlag, Frankfurt

Niekisch M (2012a) Was trennt den Menschen vom Tier – Glas und Gitter? In: Nessel S, Schlüpmann H (Hrsg) Zoo und Kino. Verlag Stroemfeld, Frankfurt, Main, Basel, S 206–220

Niekisch M (2012b) Tier und Menschen im Zoo verbinden – aber wie? Das Senckenberg–Wissenschaftsmagazin 142(5/6):206–211

Obermaier E, Lauererer M, Rebhan H, Aas G (2013) (Hrsg) Biodiversität und Artenschutz im Garten. Begleitheft zur Ausstellung. Ökologisch Botanischer Garten der Universität Bayreuth, Bayreuth

Penn L, Gusset M, Dick G (2012) 77 Years: The history and evolution of the World Association of Zoos and Aquariums 1935–2012. WAZA Executive Office, Gland

Pesch D (1986) Überblick über Aktivitäten und Schwerpunkte zur Erhaltung der dörflichen Fauna und Flora in Freilichtmuseen. Schriftenreihe Stiftung Schutz gefährdete Pflanzen 4:27–31

Plarre W (1986) Erhaltung historischer Kulturpflanzen. Schriftenreihe Stiftung Schutz gefährdete Pflanzen 4:40–58

Preissel U, Preissel HG (2001) Hannovers Berggarten. Ein Botanischer Garten. Schlütersche Verlagsgesellschaft, Hannover

Prinzinger R (1996) Liste der wichtigsten Vogelarten im Botanischen Garten der Johann Wolfgang Goethe–Universität. Geobot Kolloq 12:51–52

Putz RM (1986) Alte vom Aussterben bedrohte Nutztierrassen in Bayern und Maßnahmen zu ihrer Erhaltung. Schriftenreihe Stiftung Schutz gefährdete Pflanzen 4:174–183

Roloff A, Pietzarka U (2006) Der Forstbotanische Garten Tharandt – Sächsisches Landesarboretum. TU Dresden, Dresden

Rucinska A, Puchalski J (2011) Comparative molecular studies on the genetic diversity of an ex situ garden collection and its source population of the critically endangered Polish endemic plant Cochlearia polonica E. Fröhlich. Biodiversity. Conservation 20:401–413

Salzert W (2010) Was macht Tiergärten attraktiv? Ein kleines Einmaleins der Zoogehegegestaltung. Schüling, Münster

Scharfetter A, Schlatti F, Scheuer C, Berg C (2011) Tag der Artenvielfalt – Die Gefäßpflanzen des Botanischen Gartens Graz. Mitt naturwiss Verein Steiermark 141:143–166

Schlatti F (2013) Ein Spaziergang durch den botanischen Garten Teil I: Das Pannonikum in Klagenfurt. Carinthia II 203(123):201–214

Schmidt L (1997) Die botanischen Gärten in Deutschland. Hoffmann & Campe, Hamburg

Schmitz G, Dienst M, Peintinger M, Strang I (2006) Der Bodensee–Strandrasen. Ex–situ–Kultur verschiedener Arten im Botanischen Garten Konstanz. Schriften Verein Gschichte Bodensee Umgebung 124:223–230

Schneckenburger S (1999) Führer durch den Botanischen Garten der Technischen Hochschule, 2. Aufl. TU Darmstadt, Darmstadt

Schneckenburger S (2002) Carl Albert Purpus (1851–1941) – plant collector, botanist, eccentric. International Dendrol Soc Yearbook 2001:133–135

Schneckenburger S (2004) Pflanzen der Bibel im Botanischen Garten der TU Darmstadt. Ein Rundgang, 2. Aufl. TU Darmstadt, Darmstadt

Schneckenburger S (2006) Moose – klein, aber fein. – Rundgang zu Moosen im Botanischen Garten mit einer kurzen Einführung ihrer Biologie. TU Darmstadt, Darmstadt

Schneckenburger S (2012) Die Ordnungen und Familien der Systematischen Abteilung des Botanischen Gartens der Technischen Universität. TU Darmstadt, Darmstadt

Schumacher W (1983) Über die Neubegründung von Ruderalgesellschaften im Rheinischen Freilichtmuseum in Kommern. Schriftenreihe Stiftung Schutz gefährdete Pflanzen 3:11–20

Schoser G (1995) Eine Welt der Pflanzen. Palmengarten Frankfurt. A world of plants. Frankfurt am Main

Ster T, Zernig K, Brosch U, Berg C (2011) Garten des Wissens – 200 Jahre Botanischer Garten. Grazer Universitätsverlag Leykam, Graz

Strank KJ, Meurers-Balke (2008) „… dass man im Garten Kräuter habe…" Obst, Gemüse und Kräuter Karls des Großen. Philipp von Zabern, Mainz

Streit B (2006) Die Biozahl 2006. Natur Museum 136(5/6):131–134

Stuart CT, Martinez Arbizu P, Smith CR, Molodtsova T, Brandt A, Etter RJ, Escobar-Briones E, Fabri Rex M CMA (2008) CeDAMar global database of abyssal biological sampling. Aquatic Biol 4:143–145

Stuckas H, Fritz U (2011) Identity of Pelodiscus sinensis revealed by DNA sequences of an approximately 180–year–old type specimen and a taxonomic reappraisal of Pelodiscus species (Testudines: Trionychidae). J Zool Syst Evolutionary Res 49:335–339

Stützel T (1994) Genetische Resourcen in Botanischen Gärten. Der Palmengarten 58:166–170

Taudte-Repp B (2012) Der Palmengarten. Ein Führer durch Frankfurts grüne Oase. Societäts-Verlag, Frankfurt am Main

Türkay M (2011) Wissenschaftliche Sammlungen. Unersetzbare Ressource für die Biodiversitätsforschung. Senckenberg – Natur – Forschung – Museum 141(3/4):66–73

Türkay M, Allspach A, Menner L (2011) Das senckenbergische Sammlungsmanagementsystem SeSam. Senckenberg – Natur – Forschung – Museum 141(3/4):74–81

Türkay M, Brösing AA, Habersetzer J (2013) Neue Merkmale in der Krabbensystematik: Kaumägen und Endophragmalsysteme. Senckenberg – Natur – Forschung – Museum 143:242–245

von den Driesch M, Löhne C, Lobin W (2008) Die globale Strategie zur Erhaltung der Pflanzen – Vernetzung der Akteure in Deutschland. Natur Landschaft 83:7–11

WAZA (2005) Zoos und Aquarien für Naturschutz. Die Welt–Zoo– und Aquarium–Naturschutzstrategie. WAZA-Geschäftsstelle, Bern

Weinland DF (1863) Aussterbende Thierarten. Der Zoologische Garten. Zeitschrift für Pflege, Beobachtung und Zucht der Thiere 1 IV:1–5

Wikelski M, Spinney L, Schelsky W, Scheuerlein A, Gwinner E (2003) Slow pace of life in tropical sendentary birds: a common–Garden experiment on four stonechat populations from different latitudes. Proc R Soc London B 270:2383–2388

Williams SE, Hoffman EA (2009) Minimizing genetic adaptation in captive breeding programs: a review. Biol Conservation 142:2388–2400

Wittig R (1996) (Hrsg) Geobotanik, Artenschutz und Sammlungsvielfalt im Botanischen Garten der Johann–Wolfgang Goethe–Universität Geobot Kolloq, Bd. 12. Natur & Wissenschaft, Solingen

Ziegler R (1996) Spontane Moosvorkommen im Botanischen Garten der Johann Wolfgang Goethe–Universität in Frankfurt am Main. Geobot Kolloq 12:46–50

Zillig P, Lebermannn K, Morba D, Arneth G, LAuerer M (2010) Ex–situ–Erhalt des Böhmischen Fransenenzians. Naturschutz Landschaftsplanung 42:78–84

Zimmermann A, Hatchwell M, Dickie LA, West C (Hrsg) (2007) Zoos in the 21st century: catalysts for conservation? Cambridge University Press, Cambridge

Die Rolle von Nichtregierungsorganisationen

Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig

16.1 Überblick – 492

16.2 Formale Mitwirkungsrechte der deutschen Nichtregierungsorganisationen – 493

16.3 Die Weltnaturschutzunion IUCN – 494

16.4 Selbstporträts ausgewählter Nichtregierungsorganisationen – 495

16.4.1 Umwelt schützen, Natur bewahren – der BUND – 495
16.4.2 Deutsche Umwelthilfe e. V. – 499
16.4.3 *Global Nature Fund* – Internationale Stiftung für Umwelt und Natur – 503
16.4.4 Naturschutzbund Deutschland NABU – 505
16.4.5 Naturschutzbund Österreich – 510
16.4.6 Tropenwaldstiftung *OroVerde* – 513
16.4.7 Pro Natura (Schweiz) – 516
16.4.8 *World Wide Fund for Nature* (WWF-Deutschland) – 518
16.4.9 Die Zoologische Gesellschaft Frankfurt (ZGF, international FZS – *Frankfurt Zoological Society*) – 524

Literatur – 527

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_16, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

16.1 Überblick

Bekanntermaßen gibt es eine große Zahl kleiner und großer privater Organisationen, die sich thematisch breit oder mit eher engen Schwerpunktsetzungen (z. B. lokaler Vogel- oder Amphibienschutz) und mit ganz unterschiedlichen Ansätzen und Strukturen dem Schutz biologischer Diversität widmen. Zunehmend erkennen auch ursprünglich eher sozial oder auf humanitäre Hilfe ausgerichtete Organisationen, dass sie auf diesem für sie relativ neuen Feld wichtige Aufgaben übernehmen können. International ist es also nicht mehr nur der „klassische" Naturschutz, der sich um diese Belange kümmert, sondern spätestens seit Rio '92 (▶ Abschn. 13.1.7) rücken die sozialen und entwicklungspolitischen Dimensionen immer stärker ins Blickfeld, zumal in Verbindung mit „nachhaltiger Entwicklung" (Niekisch 2010). Somit ist die Zahl der privaten Organisationen, die sich um Biodiversitätsschutz kümmern, praktisch unüberschaubar geworden. Sie reicht von kleinen lokalen Gruppen über nationale Organisationen, von denen für Deutschland vor allem der Naturschutzbund Deutschland (NABU) und der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) und die Deutsche Umwelthilfe (DUH) anzuführen sind, bis hin zu „global players" wie *Conservation International* (CI), *Wildlife Conservation Society* (WCS), *The Nature Conservancy* (TNC), *World Wide Fund for Nature* (WWF) und Zoologische Gesellschaft Frankfurt (ZGF, international: *Frankfurt Zoological Society* – FZS).

Welche Rechtsform sie haben, meist Stiftung oder Verein, ist unterschiedlich und von Philosophie, Aufgaben und Strukturen abhängig. Sie sind jedoch in der Regel als gemeinnützig anerkannt (sofern die jeweiligen nationalen Gesetze dies ermöglichen) und damit besteht für Geldgeber die Möglichkeit, ihre Zuwendungen (Spenden, Mitgliedsbeiträge) steuerlich geltend zu machen. Eine wirkliche Definition des Begriffs Nichtregierungsorganisation (NRO), englisch *Non Governmental Organisation* (NGO), gibt es nicht, außer der, dass sie eben nicht Regierungen angehören. Der Begriff ist natürlich nicht auf Naturschutzverbände begrenzt doch sollen nachfolgend nur diese betrachtet werden.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass sehr viele, wenn nicht die meisten Nichtregierungsorganisationen zu einem erheblichen Anteil vom ehrenamtlichen Engagement der Mitglieder bzw. Förderer leben und dies auch, wenn sie fest angestelltes Personal haben. Als Vertreter der Zivilgesellschaft genießen sie bei vielen Mitbürgern höhere Glaubwürdigkeit als Regierungsstellen. Jedenfalls befördern sie den Natur- und Umweltschutzgedanken in der Öffentlichkeit ganz erheblich und nehmen teilweise erheblichen politischen Einfluss auf Regierungsentscheidungen.

Die Arbeitsweise der NRO umfasst ein sehr breites Spektrum. Es reicht von enger Kooperation mit Regierungen einschließlich der Projektdurchführung mit staatlichen Mitteln bis hin zu durchweg regierungskritischer Haltung und Lobbyarbeit bei internationalen Konferenzen (◘ Abb. 16.1).

Die global bekannte Organisation *Greenpeace* zum Beispiel konzentriert ihre Arbeit auf meist spektakuläre Aktionen und Kampagnen zum Schutz charismatischer Tierarten (Wale!) und bedrohter Lebensräume, um über hohen Aufmerksamkeitswert in der Öffentlichkeit politischen Druck für Arten- und Naturschutz zu erzeugen. Der WWF dagegen setzt auf den Dialog mit Politik und Kreisen der Wirtschaft, weswegen ihm häufig Nähe zur Wirtschaft vorgeworfen wird. Auch der WWF stellt, wie *Greenpeace* und viele andere, häufig besonders charismatische Großtiere wie sein Wappentier, den Panda, Tiger oder Gorilla in den Mittelpunkt von Spendenaktionen. Überwiegend ist das weitergehende Ziel der Natur- und Artenschutzorganisationen der Schutz des Lebensraumes. Damit unterscheiden sie sich von den Tierschutzorganisationen. Der Unterschied zwischen **Tierschutz** einerseits und Natur- und Artenschutz andererseits ist klar zu definieren. Dem Tierschutz ist der Schutz des individuellen Tieres vor Schmerz und Leid das inhaltliche Anliegen, unabhängig davon ob das Individuum ein Haustier ist oder einer wildlebenden Art angehört und auch völlig unabhängig von der Bedrohungssituation der Art. Dem Arten- und Naturschutz geht es dagegen um die Erhaltung von wild lebenden Arten und ihren Lebensräumen, häufig mit Prioritätensetzung je nach Bedrohungsstatus.

Zahlreiche Organisationen arbeiten nur im Tierschutz, andere ausschließlich im Natur- und

Artenschutz. Es gibt jedoch inhaltlich Überschneidungen, etwa beim Walfang, der aus Tierschutzsicht und aus Artenschutzsicht höchst problematisch ist. Ein Beispiel einer NRO, die sich auf beiden Feldern engagiert, ist der *International Fund for Animal Welfare* (IFAW), der sich unter dem Motto „Wir retten einzelne Tiere, schützen ganze Populationen und deren wertvolle Lebensräume" ausdrücklich im Tierschutz (auch im Sinne der Katastrophenhilfe) und im Arten- und Naturschutz, etwa für Wale und Robben, gegen den Handel mit Elfenbein und für den Elefantenschutz, engagiert.

In Deutschland und seinen Nachbarländern sind die lokal tätigen NRO zum Teil sehr stark im **Vertragsnaturschutz** engagiert. Sie übernehmen gegen Bezahlung oder um der Sache willen von staatlichen Stellen, in der Regel den Naturschutzbehörden, beispielsweise die Pflege von schützenswerten Lebensräumen wie etwa Trockenrasen. Teilweise kompensieren sie auch Handlungsdefizite staatlicher Stellen, in keinem Fall können sie aber hoheitliche Aufgaben übernehmen. Die Ausweisung von Schutzgebieten, Verhängung von Strafen bei Verstößen gegen Gesetze und polizeiliche Maßnahmen können nicht vom Staat delegiert werden.

16.2 Formale Mitwirkungsrechte der deutschen Nichtregierungsorganisationen

Die formalen Mitwirkungsrechte von Naturschutzverbänden sind für den Bereich der Bundesrepublik Deutschland im Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege („Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist") wie folgt geregelt:

„§ 63 Mitwirkungsrechte

(1) Einer nach § 3 des Umwelt-Rechtsbehelfsgesetzes vom Bund anerkannten Vereinigung, die nach ihrem satzungsgemäßen Aufgabenbereich im Schwerpunkt die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege fördert (anerkannte Naturschutzvereinigung), ist Gelegenheit zur Stellungnahme und zur Einsicht in die einschlägigen Sachverständigengutachten zu geben



Abb. 16.1 Außerhalb des Tagungsgebäudes werben NRO bei der CITES Vertragsstaatenkonferenz in Den Haag 2010 für verbesserten Artenschutz. Foto M. Niekisch

1. bei der Vorbereitung von Verordnungen und anderen im Rang unter dem Gesetz stehenden Rechtsvorschriften auf dem Gebiet des Naturschutzes und der Landschaftspflege durch die Bundesregierung oder das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit,
2. vor der Erteilung von Befreiungen von Geboten und Verboten zum Schutz von geschützten Meeresgebieten im Sinne des § 57 Absatz 2, auch wenn diese durch eine andere Entscheidung eingeschlossen oder ersetzt werden,
3. in Planfeststellungsverfahren, die von Behörden des Bundes oder im Bereich der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone und des Festlandsockels von Behörden der Länder durchgeführt werden, wenn es sich um Vorhaben handelt, die mit Eingriffen in Natur und Landschaft verbunden sind,
4. bei Plangenehmigungen, die von Behörden des Bundes erlassen werden und an die Stelle einer Planfeststellung im Sinne der Nummer 3 treten, wenn eine Öffentlichkeitsbeteiligung vorgesehen ist, soweit sie durch das Vorhaben in ihrem satzungsgemäßen Aufgabenbereich berührt wird.

(2) Einer nach § 3 des Umwelt-Rechtsbehelfsgesetzes von einem Land anerkannten Naturschutzvereinigung, die nach ihrer Satzung landesweit tätig ist, ist Gelegenheit zur Stellungnahme und zur Einsicht in die einschlägigen Sachverständigengutachten zu geben

1. bei der Vorbereitung von Verordnungen und anderen im Rang unter dem Gesetz stehenden Rechtsvorschriften der für Naturschutz und Landschaftspflege zuständigen Behörden der Länder,
2. bei der Vorbereitung von Programmen und Plänen im Sinne der §§ 10 und 11,
3. bei der Vorbereitung von Plänen im Sinne des § 36 Satz 1 Nummer 2,
4. bei der Vorbereitung von Programmen staatlicher und sonstiger öffentlicher Stellen zur Wiederansiedlung von Tieren und Pflanzen verdrängter wild lebender Arten in der freien Natur,
5. vor der Erteilung von Befreiungen von Geboten und Verboten zum Schutz von Gebieten im Sinne des § 32 Absatz 2, Natura 2000-Gebieten, Naturschutzgebieten, Nationalparken, Nationalen Naturmonumenten und Biosphärenreservaten, auch wenn diese durch eine andere Entscheidung eingeschlossen oder ersetzt werden,
6. in Planfeststellungsverfahren, wenn es sich um Vorhaben im Gebiet des anerkennenden Landes handelt, die mit Eingriffen in Natur und Landschaft verbunden sind,
7. bei Plangenehmigungen, die an die Stelle einer Planfeststellung im Sinne der Nummer 6 treten, wenn eine Öffentlichkeitsbeteiligung vorgesehen ist,
8. in weiteren Verfahren zur Ausführung von landesrechtlichen Vorschriften, wenn das Landesrecht dies vorsieht, soweit sie durch das Vorhaben in ihrem satzungsgemäßen Aufgabenbereich berührt wird.

(3) § 28 Absatz 2 Nummer 1 und 2, Absatz 3 und § 29 Absatz 2 des Verwaltungsverfahrensgesetzes gelten entsprechend. Eine in anderen Rechtsvorschriften des Bundes oder der Länder vorgeschriebene inhaltsgleiche oder weiter gehende Form der Mitwirkung bleibt unberührt.

(4) Die Länder können bestimmen, dass in Fällen, in denen Auswirkungen auf Natur und Landschaft nicht oder nur im geringfügigen Umfang zu erwarten sind, von einer Mitwirkung abgesehen werden kann."

Insbesondere die bundesweit organisierten und über lokale Strukturen verfügenden NRO wie BUND und NABU erbringen in diesen Beteiligungsverfahren vielfältige Leistungen, während andere NRO aufgrund der selbst gewählten Themensetzungen (z. B. Tropenwaldschutz, technischer Umweltschutz) hier gar nicht tätig werden.

Bezüglich der Mitwirkung der NRO beziehungsweise der Zivilgesellschaft an der Umsetzung internationaler Konventionen sei auf ► Abschn. 13.4 verwiesen, zur Partizipation allgemein auf ► Abschn. 14.10.

16.3 Die Weltnaturschutzunion IUCN

Eine Sonderstellung nimmt die IUCN ein, da sie die globale Dachorganisation einschlägiger Behörden, wissenschaftlicher Einrichtungen und NRO bildet.

Mit Gründung der IUPN (*International Union for the Protection of Nature*) im Jahre 1948 begann die Institutionalisierung des internationalen Naturschutzes. 1956 erfolgte deren Umbenennung in IUCN (*International Union for the Conservation of Nature*). Nachfolgend kam es im Jahre 1961 zur Gründung des WWF (*World Wildlife Fund*, heute *World Wide Fund for Nature*), der ursprünglich als Finanzierungsinstrument für IUCN konzipiert war, sich dann aber zu einer eigenständigen Naturschutzorganisation entwickelte, während IUCN gewissermaßen zum Dachverband staatlicher und privater Institutionen des Naturschutzes avancierte. Die IUCN unterscheidet „*Government members/state members*" einerseits und „*NGO members*" andererseits. Nur Organisationen und Institutionen können Mitglied werden, nicht aber Einzelpersonen. Die Mitgliederzahl beträgt derzeit etwa 1200 aus 160 Ländern. Damit die über 900 NGO-Mitglieder die über 200 Regierungsmitglieder bei den Abstimmungen in den alle vier Jahre stattfindenden Generalversammlungen („*general assembly*", GA) nicht überstimmen können, müssen Entscheidungen in beiden Lagern eine Mehrheit finden. Die Generalversammlung ist in einen „*World Conservation Congress*" (WCC) eingebettet, der im Unterschied zur GA für alle Interessenten offen ist und aktuelle Themen des Natur- und Artenschutzes präsentiert und diskutiert. Die WCCs haben sich zum zentra-

len, weltumspannenden Ereignis des Naturschutzes entwickelt mit mehreren tausend Teilnehmern.

Das höchste Gremium zwischen den GAs ist das Council, dessen Mitglieder von der GA gewählt werden. Dem Council steht ein Präsident vor und es besteht des Weiteren aus einer festgelegten Zahl von Regional Councillors aus den Regionen der IUCN sowie aus den Vorsitzenden der Kommissionen. Es gibt sechs solcher Kommissionen:

- Commission on Education and Communication (CEC),
- Commission on Environmental, Economic and Social Policy (CEESP),
- Commission on Environmental Law (CEL),
- Commission on Ecosystem Management (CEM),
- Species Survival Commission (SSC),
- World Commission on Protected Areas (WCPA).

Diese Kommissionen sind Zusammenschlüsse von Fachleuten auf den jeweiligen Gebieten. Mit insgesamt über 10.000 Freiwilligen, davon 7500 allein in der *Species Survival Commission* und 1300 in der *World Commission on Protected Areas*, bilden sie das fachliche Rückgrat der IUCN. Wie auch im Council ist die Mitarbeit in den Kommissionen ehrenamtlich, wobei die Vorsitzenden („*chairs*“) für diese arbeitsintensive Aufgabe in der Regel von ihren Arbeitgebern bezahlt freigestellt oder anderweitig finanziert werden.

IUCN unterhält zudem einen hauptamtlichen Mitarbeiterstab in seinem Hauptquartier in Gland/Schweiz und in verschiedenen Regionalbüros sowie im *Environmental Law Centre* in Bonn. An der Spitze der bezahlten Mitarbeiter steht ein(e) *Secretary General*, welche(r) vom Council ernannt wird.

Die relativ sehr hohe Zahl der Mitglieder von SSC und WCPA reflektiert gut die Kernthemen der IUCN, die besonders im Bereich des Artenschutzes und der Schutzgebiete gesehen werden. Einer breiten Öffentlichkeit ist die IUCN durch die Veröffentlichung der globalen „Roten Listen“ gefährdeter Tier- und Pflanzenarten bekannt (▶ Abschn. 11.1.2). Die IUCN finanziert sich aus Mitgliedsbeiträgen sowie Zuwendungen von Spendern und Sponsoren.

Die Rolle der Wirtschaftsunternehmen („*corporate sector*“) in der IUCN und deren mögliche Aufnahme in eine neu zu gründende, eigene Mitgliedskategorie wird seit Längerem kontrovers diskutiert.

Die IUCN erstellt als ihr in der Öffentlichkeit bekanntestes „Produkt“ die Roten Listen bedrohter Tiere und Pflanzen (▶ Abschn. 11.1.2) und hat des Weiteren unter anderem Kategorien für das Management von Schutzgebieten aufgestellt (▶ Abschn. 14.3.2).

16.4 Selbstporträts ausgewählter Nichtregierungsorganisationen

Vorbemerkung: Die nachfolgenden Porträts wurden von den Organisationen selbst im Sinne von (möglichst authentischen) Selbstdarstellungen für die Zwecke dieses Buches verfasst. Wir haben sie nur redaktionell überarbeitet. Jede der Organisationen stellt zudem ein Projekt dar, das sie selbst als besonders aussagekräftig hinsichtlich ihres Wirkens zum Biodiversitätsschutz einschätzt. Es werden nur solche NRO vorgestellt, die sich mit dem Biodiversitätsschutz befassen und im deutschsprachigen Raum tätig sind. Selbst mit diesen Beschränkungen auch nur die wichtigsten detailliert vorzustellen, würde den Rahmen dieses Buches völlig sprengen. Die getroffene Auswahl muss deswegen bis zu einem gewissen Grad willkürlich bleiben. In keiner Weise bedeutet sie eine Bewertung der dargestellten und der nicht genannten Organisationen.

16.4.1 Umwelt schützen, Natur bewahren – der BUND

Der im Jahr 1975 gegründete Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) ist mit über 496.000 Mitgliedern einer der größten Umweltverbände Deutschlands. Er versteht sich als treibende gesellschaftliche Kraft für eine nachhaltige Entwicklung. Seine Vision ist ein zukunftsfähiges Land in einer zukunftsfähigen und friedfertigen Welt. Der Umweltverband ist föderal organisiert – in jedem Bundesland engagiert sich ein BUND-Landesverband für den Natur- und Umweltschutz. Zusätzlich sind Mitglieder des BUND in einem flächendeckenden Netz von rund 2000 Kreis- und Ortsgruppen organisiert. Zudem ist der BUND Teil von *Friends*

of the Earth (FoE), dem weltweit größten Zusammenschluss unabhängiger Umweltorganisationen. Insgesamt gehören dem globalen Netzwerk über zwei Millionen Mitglieder aus 74 Ländern an.

Der BUND-Bundesverband hat seinen Sitz in Berlin. In der Bundesgeschäftsstelle arbeiten rund 80 Personen für den Schutz von Natur und Umwelt. Der BUND engagiert sich u. a. für eine ökologische Landwirtschaft und gesunde Lebensmittel, für den Klimaschutz und den Ausbau regenerativer Energien sowie für den Schutz bedrohter Arten, des Waldes und des Wassers. Hierzu werden in der Bundesgeschäftsstelle Konzepte formuliert, Aktionen geplant und Alternativen entwickelt. Es werden Diskussionen oder Fachgespräche mit Politikern, Industrie- und Wirtschaftsvertretern geführt, themenbezogene Materialien produziert, die Öffentlichkeit informiert, Veranstaltungen organisiert, Kooperationen initiiert und um Spenden für die Naturschutzarbeit geworben.

Die Landesverbände, Kreis- und Ortsgruppen arbeiten unabhängig von der Bundesgeschäftsstelle. Das heißt, sie setzen eigene Themenschwerpunkte, planen eigenständige Aktionen und setzen konkrete Natur- und Umweltschutzmaßnahmen vor Ort um. Unter anderem schützen sie bedrohte Tiere, Pflanzen und Lebensräume, renaturieren Flüsse und Bäche oder drängen auf den Ausbau des öffentlichen Nahverkehrs und von Radwegen. Der BUND ist fast überall präsent, wo es darum geht, den Bau von Massentierhaltungsanlagen sowie zu teure und umweltschädliche Straßenbauprojekte zu verhindern oder das Klima zu schützen. Mit seiner dezentralen und föderativen Ausrichtung hebt sich der BUND von anderen großen Umweltorganisationen wie *Greenpeace* und WWF ab.

BUNDjugend Die BUNDjugend ist der unabhängige Jugendverband des BUND. Er ist eigenverantwortlich und selbstständig tätig. Bei der Arbeit der BUNDjugend stehen der Schutz und die Pflege von Natur und Umwelt sowie die aktive Förderung der umweltpädagogischen Jugendarbeit im Vordergrund. Ziel ist es, ökologischem Wissen in Gesellschaft und Schule als allgemeinem Bildungsziel Anerkennung zu verschaffen. Dabei sind die Vernetzung im schulischen und außerschulischen Bereich sowie die Einbeziehung der Eltern beim verantwortungsvollen Umgang mit Umwelt und Natur besonders wichtig. Jedes Mitglied des BUND oder eines Landesverbandes des BUND, das unter 27 Jahre alt ist, gilt als Mitglied der BUNDjugend.

Wie der Bundesverband ist auch die BUNDjugend als deutscher Teil von *Young Friends of the Earth Europe* (YFoEE) international vernetzt.

Nachhaltigkeit Der BUND setzt sich für eine ökologisch und sozial nachhaltige Entwicklung der Gesellschaft ein (▶ Abschn. 17.1). Kernelemente, an denen sich die gesamte Arbeit des BUND ausrichtet, sind dabei die weltweite Bekämpfung der Armut und die Anerkennung der ökologischen Grenzen des Wirtschaftens. Um die Debatte einer ökologisch und sozial nachhaltigen Entwicklung der Gesellschaft weiter voranzubringen, hat der BUND zusammen mit anderen Organisationen bereits zwei Studien zum Thema „Zukunftsfähiges Deutschland" veröffentlicht.

Außerdem begleitet der BUND aktiv die nationale Nachhaltigkeitsstrategie. Sie beinhaltet ein umfassendes Programm für eine nachhaltige Entwicklung in Deutschland mit einigen anspruchsvollen Umweltzielen und einem regelmäßigen Monitoring. Nachhaltige Politik lässt sich letztlich vor allem in den Kommunen gestalten und beeinflussen. Sie wirkt sich hier unmittelbar auf den eigenen Alltag aus. Zugleich ist der Beitrag der Städte für bundesweite umweltpolitische Ziele relevant. Ein BUND-Schwerpunkt beim Thema Nachhaltigkeit sind daher auch die zukunftsfähigen Kommunen.

Umweltpolitik weltweit Umweltprobleme wie der Klimawandel, der Verlust von Arten und Lebensräumen oder die Zerstörung der Ozonschicht betreffen alle Menschen weltweit. Als Mitglied von FoE gestaltet der BUND deswegen die Politik in der Europäischen Union und darüber hinaus mit. Zusammen mit seinen Mitstreitern aus vielen Ländern werden Aktionen und Kampagnen initiiert. Dadurch mischt sich der BUND auch in politische Entscheidungen auf EU- oder globaler Ebene ein.

Organisation Nach außen wird der BUND von einem Vorstand vertreten, den die Delegierten

wählen. Dessen Aufgabe ist es, die Richtlinien der Verbandsarbeit zu bestimmen und die Beschlüsse der Delegiertenversammlung umzusetzen. Zudem bestellt er die Bundesgeschäftsführung und ist federführend bei der Erstellung des Haushalts- und des Stellenplans.

Die Delegiertenversammlung setzt sich aus gewählten Delegierten der 16 Landesverbände zusammen. Neben der Wahl des Vorstands und der Arbeitskreissprecher gehören zu ihren wichtigsten Aufgaben die Verabschiedung des Haushalts, die Beschlussfassung von grundlegenden Richtlinien und Arbeitsprogrammen auf Bundesebene sowie Änderungen der Verbandssatzung.

Finanzen Der BUND finanziert sich vor allem über Mitgliedsbeiträge und Spenden. Diese machen rund 68 Prozent der Einnahmen aus und sind Basis für die politische Unabhängigkeit des Verbandes. Zusätzlich hat der BUND Einnahmen durch Projektzuschüsse, unter anderem vom Umweltbundesamt und vom Bundesamt für Naturschutz. Mit diesen Zuschüssen ist keine inhaltliche Einflussnahme der Geldgeber verbunden. Überprüft werden jedoch der korrekte Umgang mit den Fördermitteln und die Qualität der Arbeit. Weitere Einnahmen stammen außerdem aus Dienstleistungen für Landesverbände des BUND und aus Zinserträgen.

Von seinem Etat gibt der BUND über 60 Prozent für die Natur- und Umweltschutzarbeit aus. Der Anteil der Verwaltungskosten beträgt ca. sechs Prozent. Weitere Ausgaben erfordern die Betreuung der Mitglieder und Spender, die Spenderwerbung und das Fundraising.

Projektbeispiel des BUND: Das Grüne Band Das Grüne Band – der Biotopverbund entlang der ehemaligen innerdeutschen Grenze – entstand durch die fast vier Jahrzehnte andauernde Grenzsituation (s. u. a. Frobel et al. 2009; Schlumprecht et al. 2009). Während dieser Zeit wurden die Flächen kaum oder gar nicht genutzt bzw. durch die Grenztruppen der DDR (Deutschen Demokratischen Republik) nur in mehrjährigem Abstand offen gehalten, um freie Sicht auf die Grenze zu haben. Dabei sind in zahlreichen sich selbst überlassenen Bereichen des Grünen Bandes insbesondere in Wäldern und Feuchtgebieten Wildnisareale entstanden (Abb. 16.2).



Abb. 16.2 Grünes Band. Foto BUND-Archiv

Die Breite des zentralen Grünen Bandes, die Fläche zwischen dem sogenannten Kolonnenweg und der ehemaligen Grenze zwischen der BRD (Bundesrepublik Deutschland) und DDR, variiert zwischen 50 und 200 Metern. Auf einer Gesamtlänge von 1393 km und einer Fläche von 17.712 ha sind seltene und gefährdete Lebensräume wie Altgrasbrachen und Feuchtgebiete, Trockenrasen und Altholzbestände miteinander verbunden. Aus dieser engen Verzahnung unterschiedlichster Biotoptypen resultieren der hohe Struktur- und Artenreichtum. Hervorzuheben ist dabei, dass einige der Biotoptypen mit der flächenmäßig größten Ausdehnung besonders schützenswerte und gefährdete Grünland- bzw. Offenlandlebensräume sind. 28 % der Fläche des Grünen Bandes sind Naturschutzgebiete, 64 % Natura-2000-Schutzgebiete und insgesamt sind 87 % der Fläche noch naturnah. Mehr als 1200 Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen (RL) Deutschlands kommen hier vor und 64 % der 146 verschiedenen Biotoptypen sind laut RL gefährdet.

Ausgewählte Arten Das Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) war eines der ersten Tiere, durch das Naturschützer des BUND bereits in den 1970er-Jahren auf den hohen Wert der Lebensräume im einstigen Grenzbereich aufmerksam wurden. Seine Habitatansprüche werden auch im heutigen Grünen Band optimal erfüllt: Für die Nestanlage, Nahrungssuche und Balz benötigt es extensiv genutzte, offene Grünlandflächen mit Ansitzwarten wie z. B. einzelnen Sträuchern. Das Braunkehlchen steht ebenso wie z. B. Raubwürger (*Lanius excubitor*) und Neuntöter (*Lanius collurio*) für die enorme

Bedeutung des Grünen Bandes für Arten extensiv bewirtschafteten Offenlandes. Auch seltene Vertreter der Amphibien und Säugetiere wie Fischotter (Lutra lutra), Luchs (*Lynx lynx*), Laub- (*Hyla arborea*) und Moorfrosch (*Rana arvalis*) finden im Grünen Band Zuflucht. Es fungiert für zahlreiche Vogelarten wie Kranich (*Grus grus*), Wiesenweihe (*Circus pygargus*), Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) und Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) als Brut- und Rastgebiet.

Die Wanstschrecke (*Polysarcus denticauda*), die größte Vertreterin der Sichelschrecken in Mitteleuropa, ist im Grünen Band im thüringischen Grabfeld zu finden. Aufgrund ihres Wanstes ist sie flugunfähig und wenig mobil. Deswegen benötigt sie für Wanderungen zusammenhängende Offenlandhabitate und verdeutlicht die enorme Bedeutung eines geschlossenen Biotopverbundsystems, welches das Grüne Band darstellt.

Immer wieder werden sehr seltene und gefährdete Arten im Grünen Band entdeckt. Im Norden Sachsen-Anhalts wurden mit der Helm- (*Coenagrion mercuriale*) und der Vogel-Azurjungfer (*Coenagrion ornatum*) zwei bundesweit vom Aussterben bedrohte Kleinlibellen in guten Populationsdichten nachgewiesen. Beide Arten stellen sehr hohe Bedingungen an die Wasserqualität: Das Wasser muss ganzjährig fließen, eine nicht zu hohe Fließgeschwindigkeit haben und sollte kalkhaltig sein. Sonnige Grabenabschnitte sind ebenso erforderlich wie eine kiesige bis sandige Grabensohle, die nicht zu stark verschlammt ist. Nicht zuletzt benötigen die Libellenarten obligatorisch das Vorkommen der Sumpfpflanze Berle (*Berula erecta*), in deren Stängel sie unter Wasser ihre Eier legen. Auch der Torfwiesenscheckenfalter (*Melitea neglecta*) wurde dort unlängst entdeckt. Diese Art ist akut vom Aussterben bedroht und hat im Grünen Band derzeit ihr bundesweit bedeutendstes Vorkommen.

Einzigartiger Biotopverbund Das Grüne Band ist in doppelter Hinsicht einzigartig: Es ist das bisher einzige existierende länderübergreifende Biotopverbundsystem in Deutschland und es ist ein in der Landschaft deutlich erkennbares lebendiges Denkmal für die Wiedervereinigung Deutschlands und die friedliche Überwindung des Eisernen Vorhangs. Diese Einzigartigkeit spiegelt sich in parteiübergreifender Zustimmung zur Erhaltung des Grünen Bandes wider: Das Grüne Band ist eines der Leuchtturmprojekte in der 2007 vom Bundeskabinett beschlossenen Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. In den Koalitionsvereinbarungen von Oktober 2009 spricht sich die Bundesregierung für das Grüne Band aus: „Wir sichern das ‚Grüne Band Deutschland' entlang der ehemaligen innerdeutschen Grenze als ‚Naturmonument'". Das Grüne Band ist zudem das einzige namentlich genannte Projekt/Gebiet im Bundesnaturschutzgesetz (§ 21). Ein großer Teil der Fläche des Grünen Bandes blieb auch nach der im „Mauergrundstücksgesetz" festgelegten Rückkaufoption für die früheren Eigentümer in Bundesbesitz. Diese knapp 9000 ha wurden an die Bundesländer bzw. deren Naturschutzstiftungen als Teil des Nationalen Naturerbes übertragen. Die Übertragung wurde 2011 abgeschlossen und die Flächen müssen von den Ländern der Zweckbestimmung „Naturschutz" überführt werden.

Naturschutzfachliche Ziele Im Jahr 2011 wurde zum Thema „Management des Grünen Bandes" gemeinsam von Behörden und Naturschutzverbänden ein „Leitbild zur Biotoppflege im Grünen Band" (BUND 2012) verabschiedet, in dem folgendes Oberziel für die Biotoppflege vorgegeben wurde: „…, an allen geeigneten Standorten einen halboffenen Zustand mit einem mosaikartigen Wechsel aus Extensivgrünland, Brachen, teils vegetationsfreien Sonderstandorten und verbuschten bzw. bewaldeten Bereichen zu erreichen und damit neben der unmittelbaren Lebensraumfunktion auch eine geeignete Biotopverbundstruktur für Arten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen zu entwickeln." Dieses Oberziel wurde im Leitbild für die drei Biotoptypengruppen Offenland, Wälder und Gewässer spezifiziert.

Herausforderungen bei der Erhaltung und Entwicklung Das Grüne Band ist auf 13 % seiner Fläche durch intensive Landwirtschaft degradiert oder durch Straßen und Bebauung versiegelt. Die Grünlandnutzung im Grünen Band ist vielerorts zu intensiv und nimmt nicht oder nur mangelhaft auf naturschutzfachliche Belange Rücksicht (zu häufige Mahd, fehlende Brachestreifen, Gebüsch- und He-

ckenstrukturen etc.). Teile des Grünen Bandes werden als Ackerflächen genutzt. Eine Rückumwandlung dieser Flächen ist dringend erforderlich. Die Intensivierungswelle der Landwirtschaft, die u. a. durch den stark subventionierten Energiepflanzenanbau (z. B. Mais) ausgelöst worden ist, erschwert diese Rückumwandlung. Das Grüne Band ist an einigen Stellen massiv unterbrochen und kann hier die Funktion eines Lebensraumverbundes nicht mehr erfüllen. Zudem sind vor allem die Offenlandbiotope, unter denen sich teilweise sehr gefährdete und seltene Biotoptypen befinden, durch Gehölzsukzession, Aufforstung oder Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung bedroht. Die verbliebenen Biotopstrukturen sind in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten u. a. durch den Nährstoffeintrag aus der Umgebung besonders gefährdet. Die Kleinteiligkeit der Flächen (schmale Struktur und zerstückelte Besitzverhältnisse) führt zu Problemen bei der Umsetzung von großräumigen Maßnahmen (z. B. extensive Beweidung) und der Erreichbarkeit der Flächen.

Die Rolle des BUND Der BUND setzt sich seit 1989 mit dem Projektbüro Grünes Band, seinen Landesverbänden sowie Kreis- und Ortsgruppen für die Erhaltung und den Schutz des Grünen Bandes ein. Mit Spendengeldern kauft der BUND maßgeblich Flächen aus Privatbesitz an und finanziert Naturschutzmaßnahmen zur Sicherung und nachhaltigen Entwicklung des einzigartigen Biotopverbundes. Dabei kooperiert der BUND mit der lokalen Bevölkerung, mit Naturschutzbehörden, Landschaftspflegeverbänden und Landwirten. Ebenso wichtig ist die Arbeit auf politischer Ebene: Auf langjähriges Drängen des BUND gemeinsam mit anderen Verbänden beschloss die Bundesregierung 2003, die Flächen des Grünen Bandes, die sich damals noch im Bundesbesitz befanden, mit Zweckbindung Naturschutz an die Bundesländer zu übertragen. Im Jahr 2011 war der Übertragungsprozess abgeschlossen und damit mehr als die Hälfte des Grünen Bandes der Gefahr der Veräußerung an Privateigentümer entgangen und damit auch intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, die die Zerstörung des Grünen Bandes mit sich gebracht hätte. Die Öffentlichkeitsarbeit von der lokalen bis zur nationalen Ebene bringt der Bevölkerung die Entstehungsgeschichte und Bedeutung des Grünen Bandes nahe: Beispielsweise können bei Exkursionen und auf Workcamps Kinder, Jugendliche und Erwachsene das Grüne Band hautnah erleben und bei Pflegeeinsätzen mitarbeiten. Viele der Projekte des BUND werden dabei mit Unterstützung des Bundesamtes für Naturschutz und des Bundesumweltministeriums durchgeführt.

Europäisches Grünes Band Das Grüne Band Deutschland ist Herzstück des Grünen Bandes Europa, das sich mit über 12.500 Kilometern von der Barentssee im hohen Norden bis ans Schwarze Meer und Mittelmeer im Süden erstreckt (Lang et al. 2009). Dieser ökologische Korridor entlang des ehemaligen Eisernen Vorhangs quert dabei unterschiedlichste biogeografische Regionen: arktisch, boreal, kontinental, atlantisch, pannonisch, mediterran und alpin. Große Beutegreifer wie Wolf, Bär und Luchs sind hier zu Hause und stehen exemplarisch für die Wichtigkeit des Grünen Bandes als Wanderkorridor in der stark fragmentierten europäischen Landschaft. Es ist eine zentrale Wanderachse, in der Tier- und Pflanzenarten auf die durch den Klimawandel zu erwartenden Habitatverschiebungen reagieren können. Der BUND ist einer der maßgeblichen Akteure und Koordinator von Aktivitäten am Grünen Band Europa.

16.4.2 Deutsche Umwelthilfe e. V.

Die Deutsche Umwelthilfe e. V. (DUH) ist ein gemeinnütziger, politisch unabhängiger Umwelt-, Natur- und Verbraucherschutzverband. Klimaschutz und der Erhalt der biologischen Vielfalt, eine nachhaltige, auf Effizienz und regenerativen Energien basierende Energieversorgung, Ressourcenschonung und Kreislaufwirtschaft, Schutz der Naturgüter, nachhaltige Mobilität und Verbraucherschutz stehen im Mittelpunkt ihrer Arbeit. Heute wirken über 80 hauptamtliche Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter in den Bundesgeschäftsstellen in Berlin und Radolfzell sowie in der Regionalgeschäftsstelle Hannover und Projektbüros in Köthen und Erfurt.

Gegründet wurde der Verein 1975, in einer Zeit als sich immer mehr Menschen in Deutschland starke politische und unabhängige Kräfte für den Umweltschutz wünschten und in der auch andere

NGOs – wie etwa der BUND – entstanden. Die Umwelthilfe ist kein klassischer Mitgliederverband, sondern versteht sich als ein Forum für Umweltorganisationen, Politiker und Entscheidungsträger aus der Wirtschaft. Ihre Ziele sind ökologische und zukunftsfähige Weichenstellungen. Im Dialog mit Unternehmen, Umweltpolitikern, Wissenschaftlern und Umweltbewegten entwickelt sie Chancen für nachhaltige Wirtschaftsweisen und umweltfreundliche Produkte. Eine zentrale Säule ihrer Arbeit ist dabei das konzeptionelle Denken in Alternativen und nicht bloße Kritik an den Zuständen. Dazu unterbreitet die DUH konkrete Vorschläge und macht ihren Einfluss in Politik, Wirtschaft und Gesellschaft geltend. Gleichzeitig informiert sie die Öffentlichkeit und macht Umweltpolitik und Umweltrecht transparent. Kritische Bürger, umwelt- und gesundheitsbewusste Verbraucher und Medien sind für die Umwelthilfe wichtige Partner.

Die DUH versteht sich auch als eine Denkfabrik, die Herausforderungen frühzeitig wahrnehmen und Lösungen anbieten will. So erkannte sie als erste, dass die Stromnetze für das Gelingen der Energiewende entscheidend umgebaut werden müssen, wenn nicht mehr große Atom- und Kohlekraftwerke in den industriellen Zentren den Strom liefern sollen, sondern Windkraftstrom von der Küste und anderen windreichen Gegenden über weite Strecken transportiert werden muss. Das so entstandene „Forum Netzintegration Erneuerbarer Energien" hat frühzeitig Umweltverbände, Anwohner, Stromkonzerne, Netzbetreiber und die Politik zusammengebracht und gangbare natur- und umweltverträgliche Lösungswege aufgezeigt.

Die Umwelthilfe organisiert auch etliche andere Dialogprozesse und Netzwerke, um Debatten anzustoßen und Themen voranzutreiben. So kümmert sie sich seit etlichen Jahren um die vertiefte Diskussion in den Netzwerken „Bioenergie", „Energiewende" und „Energiespeicher". In vertrauensvoller Atmosphäre nutzen Experten aus Vereinen, Verbänden, Politik und Wissenschaft die Abende, um im kreativen Austausch und Diskurs zu Lösungen zu gelangen. Ideen, die hier geboren wurden, fanden nicht selten später ihre Umsetzung im politischen Raum.

In Kooperation mit anderen Umweltverbänden baut sie projektbezogene Netzwerke auf, in denen Synergieeffekte genutzt werden können. Im Naturschutznetzwerk „Lebendige Flüsse" arbeiten so Aktive aus ganz Deutschland für die Erhaltung und Schaffung von naturnahen, artenreichen Flusslandschaften mit natürlicher Dynamik und begleitenden, überflutbaren Auen. Fachlich fundierte inhaltliche Konzepte werden hier mit spannenden, auf große Aufmerksamkeit ausgerichteten Aktionen kombiniert. Ein Beispiel: Die Umwelthilfe organisierte im Jahr 2002 den „Ersten internationalen Elbebadetag", bei dem wenige Wochen vor der Jahrhundertflut Hunderttausende gleichzeitig an fast 50 Orten entlang der Elbe unter enormer Anteilnahme der Öffentlichkeit in die Fluten sprangen und so den Fokus darauf richteten, dass sich zwar einerseits die Wasserqualität gebessert hat, aber andererseits durch Ausbau und Eindeichungen gleichwohl noch Gefahr droht.

In vielen anderen Modellprojekten wie z. B. „Bundeshauptstadt für Biodiversität", „Green Electronics" oder „Rußfrei fürs Klima" arbeitet die Umwelthilfe eng mit anderen Umwelt-, Verkehrs- und Verbraucherverbänden oder mit Kommunen zusammen. Gemeinsam mit Schulen bildet sie Umweltbildungsnetzwerke wie „Schulen für Lebendige Elbe".

Bündnisse schmiedet die Deutsche Umwelthilfe nicht nur mit anderen Umweltverbänden, sondern auch und bevorzugt mit den Gewinnern einer ökologischen Modernisierung und anderen ungewöhnlichen Partnern. So taten sich beispielsweise in einer Mehrwegallianz Getränkeeinzelhändler, Getränkegroßhändler und mittelständische Brauereien zusammen, um für den Erhalt von ressourcenschonenden und klimafreundlichen Mehrwegsystemen zu werben.

Andererseits skandalisiert und personalisiert die DUH auch, wenn Missstände dies erforderlich machen und Wirtschaft, Politik oder maßgebliche Institutionen über eine Mobilisierung der Öffentlichkeit auf einen besseren Weg gebracht werden können. Ein Beispiel aus der jüngsten Vergangenheit sind Umfragen nach dem Spritverbrauch der Dienstwagen von Ministern, DAX-Konzern-Lenkern und kirchlichen Würdenträgern. Gerne berichten die Medien prominent über die größten Umweltfrevler unter den Firmenlenkern, Politikern oder Bischöfen. Ein Umdenken unter diesen setzt

ein. Und da die Angestellten nicht besser fahren dürfen als die jeweiligen Chefs, verringert sich so recht rasch der gesamte Flottenverbrauch von Tausenden von Dienstwagen.

Als bislang einziger Umweltverband ist die Umwelthilfe zugleich auch klageberechtigter Verbraucherschutzverband und hat eine eigene Verbraucherschutzabteilung, die sich auf die Umsetzung von umweltbezogenen Verordnungen und Gesetzen spezialisiert hat. Viele Verordnungen werden nämlich kaum beachtet, da die Behörden entweder gar nicht oder viel zu wenig kontrollieren. Ein Beispiel: Auf den Kraftstoffverbrauch von Autos müssen die Händler gut lesbar hinweisen. Das geschah aber zunächst kaum. Erst durch Kontrollen der DUH konnte erreicht werden, dass nun fast flächendeckend ordentlich ausgezeichnet wird.

Die Deutsche Umwelthilfe nutzt auch vermehrt andere juristische Wege, um Natur und Umwelt zu ihrem Recht zu verhelfen. Vor dem europäischen Gerichtshof konnte der Verband in einem viel beachteten Urteil erreichen, dass der einzelne Bürger in Europa sein Recht auf saubere Luft einklagen kann. Viele Umweltzonen in Deutschland konnten nur dank Musterklagen der Deutschen Umwelthilfe durchgesetzt werden. Inzwischen beschäftigt der Verband einige Juristinnen und Juristen, die weitgehend unbemerkt von der Öffentlichkeit die gesetzlichen Grundlagen des Umwelt- und Naturschutzes nachhaltig beeinflussen. Im Verbund mit anderen NGOs konnten so z. B. bei der Reform der europäischen Fischereipolitik wichtige Erfolge erzielt werden und in den letzten Jahren berieten Juristen des Vereins Bürgerinitiativen und Umweltverbände, wie sie mit juristischen Mitteln gegen geplante neue, klimaschädliche Kohlekraftwerke vorgehen können. 16 neue Kraftwerke konnten verhindert werden.

Eine langjährige Spezialität der Umwelthilfe besteht in einer eigenen Abteilung für „Kommunalen Umweltschutz". Städte und Gemeinden vergleichen sich gern, wollen besser sein als die Nachbarkommune und nehmen positive Beispiele aus anderen Gemeinden gerne auf. So kam die Idee auf, kommunale Wettbewerbe durchzuführen mit Rankings und Auszeichnungen der Besten. Der Erfolg war so durchschlagend, dass auf die „Bundeshauptstadt im Naturschutz" die „Bundeshauptstadt im Klimaschutz", die „zukunftsfähige Kommune" und viele weitere folgten. Nicht zuletzt war die Gründung des Bündnisses „Kommunen für biologische Vielfalt" eine Initiative der DUH.

Die Basis des DUH-Haushalts von etwa 7,5 Mio. Euro im Jahr sind mit etwa einem Viertel die regelmäßigen Zuwendungen von Spendern, Förderern und Paten. Dazu kommen Projektzuschüsse, die ein Drittel des Haushaltes ausmachen und etwa zur Hälfte aus öffentlichen Quellen, vorwiegend von Bund und Europäischer Union, und zur anderen Hälfte von privaten Stiftungen bereitgestellt werden. Hinzu kommen Einnahmen des Verbraucherschutzes, die zum größten Teil aus der Kontrolle von Unternehmen stammen, die gegen die Regeln der Energieverbrauchskennzeichnung verstoßen haben. Zuweisungen von Justizbehörden, sogenannte Bußgelder, tragen ebenfalls zu den Einnahmen bei.

Auch Spenden und Sponsoringbeiträge von Unternehmen tragen zu den Einnahmen bei. Als übergreifendes Ziel der Wirtschaftskooperationen gilt, dass nachhaltig operierende Wirtschaften zu stärken und das zerstörerisch wirkende zurückzudrängen sind. Dazu versucht die Umwelthilfe auch in Unternehmen jenseits der ökologischen Vorreiter das Bemühen um eine nachhaltige Wirtschaftsweise zu stärken. Vorstand und Geschäftsführung betonen, bei allen Wirtschaftskooperationen würde stets auf die Unabhängigkeit geachtet. Die Zusammenarbeit mit Unternehmen, die auf die inhaltliche Ausrichtung Einfluss zu nehmen versuchten, wurde auch schon verschiedentlich vorzeitig beendet.

Projektbeispiel der DUH: Der Naturschutzfonds Lebendige Wälder – sieben auf einen Streich! Zum Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschlands Wäldern hat die Deutsche Umwelthilfe e. V. (DUH) zusammen mit ihrem Kooperationspartner, der Telekom Deutschland, den „Naturschutzfonds Lebendige Wälder" eingerichtet. Dieser fördert vorbildliche Naturschutzprojekte in Deutschland, die für den Erhalt von Wäldern und eine Vielzahl darin lebender Tiere und Pflanzen und für neue Lebensräume sorgen. Insgesamt hat die DUH mit finanzieller Unterstützung der Telekom Deutschland seit 2009 sieben Naturschutzinitiativen von Verbänden, Vereinen und Waldbesitzern unterstützt, die sich für ursprüngliche Wälder mit



Abb. 16.3 Durch Entnahme von Fichten werden im Waldmoor Eschenkar im hessischen Spessart bei Bad Orb wieder bessere Lebensbedingungen für eine Vielzahl spezialisierter Tier- und Pflanzenarten geschaffen. Foto S. Hufmann



Abb. 16.4 Drei aktuelle (Stand 2014) Projekte der DUH fördern den Lebensraum bedrohter Waldbewohner, z. B. der Haselmaus. Foto Sven Büchner

einheimischen Bäumen, Sträuchern und Kräutern, mit Lichtungen, Waldbächen und Tümpeln einsetzen (Abb. 16.3): Zwei von ihnen kümmern sich am Bodensee und in Westfalen um die Wiederentstehung von Auwäldern, drei der Projekte unterstützen den Lebensraum der bedrohten Waldbewohner Haselmaus (Abb. 16.4), Haselhuhn sowie Alpenbock und Hirschkäfer. In den beiden anderen Projekten werden Teile städtischer Wälder aus der Nutzung genommen bzw. wiedervernässt. Damit wird in Bad Orb im hessischen Spessart das ökologische Umfeld für Schwarzstorch und Waldschnepfe, Feuersalamander und Kreuzotter geschaffen. Und im Bonner Stadtwald wachsen wieder mehr Buchen statt Fichten.

Im Biosphärengebiet Schwäbische Alb in Baden-Württemberg gibt es noch letzte Vorkommen des extrem seltenen Alpenbocks, eines prächtigen, blaugefärbten Käfers mit langen Antennen. Er lebt in lichten, sonnenbeschienenen Buchenwäldern und nutzt abgestorbene Buchenstämme für die Eiablage und Brut. Auch der bekannte Hirschkäfer benötigt sonnenbeschienene alte Eichen mit genügend Totholz zur Eiablage. Durch unser Projekt wurden nun die Lebensbedingungen für diese beiden außerordentlichen Kostbarkeiten unserer Wälder gezielt verbessert, indem mehr abgestorbene Bäume im Wald liegen bleiben und die traditionelle Mittelwaldwirtschaft ausgebaut wird.

Im thüringischen Frankenwald haben die DUH und ihre Projektpartner das äußerst selten gewordene Haselhuhn ausgewildert und wieder angesiedelt. Damit die Haselhühner in ihrem neuen Lebensraum langfristig überleben können, werden Waldumbaumaßnahmen durchgeführt, die auf die speziellen Bedürfnisse der Art Rücksicht nehmen. So entstehen Unterschlupfmöglichkeiten mit freien Stellen im Wald, die das Haselhuhn für die Aufzucht der Jungen benötigt.

Die Haselmaus, Verwandte des Siebenschläfers, ist auf artenreiche Waldränder mit ausgeprägter Strauchschicht angewiesen und infolge zunehmender Verarmung der Wälder sehr selten geworden. Am Rotstein in der sächsischen Oberlausitz wurden für die streng geschützte Art durch Waldumbaumaßnahmen Nist- und Unterschlupfplätze sowie ein größeres Nahrungsangebot geschaffen. Auch viele andere seltene Bewohner von Waldrändern und Waldlichtungen profitieren davon.

Besonders bedroht sind die auf den natürlichen Überflutungsflächen der Flüsse wachsenden Auenwälder, die mit mehr als 12.000 Tier- und Pflanzenarten – einem Fünftel aller in Mitteleuropa vorkommenden Arten – zu den artenreichsten Lebensräumen in Mitteleuropa zählen. Nur noch ein Prozent der Auen ist naturnah und vom Menschen relativ unbeeinflusst. Die Neuschaffung von Auen kommt nur schleppend voran.

Am gesamten Bodensee und seinen Zuflüssen sind zusammengenommen gerade einmal 60 Hektar Weichholzauenwaldreste verblieben. Nicht nur für den Acker- und Obstbau, sondern auch für Wohnsiedlungen, Gewerbegebiete sowie Erholungsnutzung gingen die Auen verloren. Die Bodensee-Stiftung will deshalb mit Unterstützung des Naturschutzfonds Lebendige Wälder einen Auenwaldverbund rund um den See schaffen. Die Bodensee-Stiftung hat sechs Gebiete mit vielversprechendem Renaturierungspotenzial ausgewählt, die in den drei Seeanrainerstaaten Deutschland, Schweiz und Österreich liegen. Gemeinsam mit den Behörden und Gemeinden ist ein Auenentwicklungskonzept entstanden.

Und auch in Westfalen entsteht neuer Auenwald. Entlang der Lippe setzten wir den Grundstock für neue Auwälder. Aus dem Bestand alter Schwarzpappeln und Baumweiden, die sich über Generationen an die Überschwemmungsbedingungen angepasst haben, werden Stecklinge als Pflanzmaterial für neue Auengehölze gewonnen und ausgepflanzt. Im Fluss selbst profitiert die selten gewordene Fischart Quappe davon, dass Rohre und andere Schwimmhindernisse entfernt werden. An der Weser ist der zentrale Bestandteil der Aktivitäten das Schulprojekt „Wir pflanzen einen Auenwald". Kinder und Jugendliche in Höxter pflanzen Bäume und helfen damit den stark geschrumpften Auenwaldbeständen. In dem Umweltbildungsprojekt lernen sie verschiedene Gehölzarten wie Eiche, Ulme oder Pfaffenhütchen kennen, erlernen den Umgang mit GPS-Geräten und erleben Nachhaltigkeit im eigenen Handeln.

Inzwischen gibt es in Deutschland und den Nachbarländern eine ganze Reihe vorbildlicher Projekte, die zeigen, wie es gehen kann. Die DUH hat zusammen mit verschiedenen Partnern die Erfolgsfaktoren dieser Projekte analysiert. Damit andere von den „guten Beispielen" für ihre eigene Arbeit profitieren können, haben wir Workshops für Planer und Entscheider veranstaltet. Die Resonanz war enorm; das DUH-Buch über die guten Auwaldprojekte in Europa ist im Handel erhältlich.

So waren die DUH-Waldexperten auch im von den UN ausgerufenen „Internationalen Jahr der Wälder" 2011 gefragte Gesprächspartner. Sie haben Förster, Waldbesitzer, Wissenschaftler und Naturschützer zu der vielbeachteten Tagung „Wege zu lebendigen Wäldern" zusammengebracht und Lösungen für die nach wie vor aktuellen Herausforderungen für den Schutz der Biodiversität in den Wäldern aufgezeigt.

16.4.3 *Global Nature Fund* – Internationale Stiftung für Umwelt und Natur

Der Global Nature Fund (GNF) wurde 1998 als eine internationale Stiftung für Umwelt und Natur gegründet. Die Stiftung ist staatlich unabhängig und verfolgt ausschließlich und unmittelbar gemeinnützige Zwecke. Die Stiftung fokussiert vor allem Projekte in den Bereichen Naturschutz und Biodiversität, Klimaschutz und Erneuerbare Energien, Umweltbildung sowie nachhaltige Entwicklung. Die Hauptgeschäftsstelle des GNF befindet sich in Radolfzell am Bodensee, weitere Büros sind in Bonn und Berlin angesiedelt. Derzeit sind insgesamt 17 hauptamtliche Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter beim Global Nature Fund tätig (Stand Januar 2014).

Neben nationalen Aktionen und Netzwerken spielen beim *Global Nature Fund* besonders internationale Projekte eine tragende Rolle. Dabei arbeitet der GNF auf vielfältige Weise mit lokalen Partnern und Akteuren zusammen, um den Stiftungszweck effizient zu verfolgen. In diesen Kooperationen entwickelt der GNF unter anderem Modellprojekte zur Förderung nachhaltigen Wirtschaftens sowie zum Klima- und Artenschutz. Darüber hinaus werden Natur- und Umweltschutzprojekte zur Erhaltung einer vielfältigen Tierwelt und ihrer Lebensräume initiiert und realisiert. Umweltbildung stellt einen weiteren wesentlichen Bestandteil der Arbeitsschwerpunkte des GNF dar. Durch verschiedene Publikationen, Veranstaltungen als auch kontinuierlich durchgeführte Aktionen und Kampagnen wird auf Natur- und Umweltschutzthemen aufmerksam gemacht. Dabei richtet sich der GNF mit seiner Informationsvermittlung nicht nur an die breite Öffentlichkeit, sondern versucht auch gezielt Vertreter von Unternehmen, Politik und Wissenschaft für diese Themen zu sensibilisieren und in einen Dialog zu bringen. Zudem unterstützt der GNF internationale Konventionen zum Umwelt- und Naturschutz und regt den internationalen Austausch zwischen Umweltverbänden, Wirtschaft, Verwaltung, Politik und Wissenschaft an. Ferner gehört es zu den

Aufgaben des GNF, nachhaltige und gerechte Entwicklungen weltweit zu unterstützen, soweit diese in Zusammenhang mit Themen des Natur- und Umweltschutzes stehen.

Im Bereich Naturschutz setzt sich der GNF in internationalen Projekten für den Tier- und Umweltschutz ein. In Spanien engagiert sich der GNF beispielsweise für den Erhalt traditioneller Wirtschaftsweisen und der Kulturlandschaften. In Südafrika wurde 2012 gemeinsam mit der Deutschen Umwelthilfe ein Projekt initiiert, das den Artenschutz und die Armutsbekämpfung vor Ort durch den Aufbau eines naturverträglichen Wildtiertourismus nachhaltig verknüpft. Außerdem unterstützt die Stiftung in Südafrika mit neuesten Technologien den Schutz der vom Aussterben bedrohten Spitz- und Breitmaulnashörner und setzt sich in Russland intensiv für nachhaltigen Tourismus und den Schutz der Baikalrobbe ein.

Die Sicherung natürlicher Lebensgrundlagen in Entwicklungsländern gewinnt immer mehr an Bedeutung. Der GNF ist daher auch im Bereich der nachhaltigen Entwicklung mit einer Vielzahl globaler Projekte tätig, in die stets auch die Menschen vor Ort aktiv miteinbezogen werden. So schützt die Umweltstiftung in Paraguay durch nachhaltigen Mateanbau die lokale Biodiversität und traditionelle Kultur und setzt sich in Kolumbien für den Bau von Grünfiltern zur Abwasserreinigung ein. In Asien werden Mangrovengebiete renaturiert und das Parkmanagement des Hovsgol-Nationalpark in der Mongolei sowie dessen Entwicklung hin zu einem nachhaltigen Tourismus unterstützt. In Kenia werden Kerosinlampen, die der Gesundheit und der Umwelt erheblich schaden, durch klimafreundliche Solarlampen ersetzt. So erhalten auch Menschen in entlegenen Regionen Afrikas mittels neu installierter Solartankstellen Zugang zu erneuerbaren Energien und sauberem Trinkwasser. Auch an Waldschutz- und Aufforstungsprojekten ist der GNF aktiv beteiligt, bei welchen, neben den reinen Aufforstungsmaßnahmen, auch soziale Ziele im Fokus standen. So hat das „Wald-Klima-Projekt", welches der GNF zusammen mit der Tropenwaldstiftung *OroVerde* ins Leben rief, das Ziel, die Öffentlichkeit und Investoren für Forstprojekte zu interessieren, die neben ökologischem und sozialem Nutzen auch direkt zum Klimaschutz beitragen.

Erwachsene, Kinder und Jugendliche durch Umweltbildungsprogramme gezielt und auf spannende Weise für Natur und Umwelt zu begeistern, ist eine weitere Aufgabe des GNF. Der aktive Austausch von Wissen, Erfahrungen und Ideen bildet eine wichtige Grundlage bei der gemeinsamen Bewältigung von Umweltproblemen – lokal, national und auch international. Um dieses Wissen und Verständnis weiterzutragen, startete der GNF im Jahr 2011 das europäische Trainingsprogramm „Lernen für die Seen", um Menschen aus dem Bereich Wassermanagement und Seeschutz zusammenzubringen und das Berufsbild „Seemanager" gezielt voranzutreiben.

Das vom GNF im Jahr 1998 ins Leben gerufene globale Seennetzwerk „*Living Lakes*" ist ein zentrales Aktionsfeld der Umweltstiftung GNF und setzt sich für den weltweiten Schutz und die Renaturierung von Seen, Feuchtgebieten und deren Einzugsgebieten ein (s. Projektbeispiel).

Der GNF ist keine Kapitalstiftung, sondern agiert als private operative Stiftung, die sich kontinuierlich um Projektfinanzierungen bemühen muss. Die operativen Tätigkeiten der Stiftung werden durch einen Geschäftsführer und das Mitarbeiterteam umgesetzt. Einen zentralen Teil der Fördermittel für die vielen erfolgreichen Projekte und Aktivitäten auf regionaler, nationaler und internationaler Ebene machen Projektzuschüsse verschiedener Regierungs- und Nichtregierungsorganisationen aus. Für die Eigenanteile, die bei diesen Projekten vorausgesetzt werden, nutzt der GNF die finanzielle Unterstützung durch Unternehmen, Spender, Förderer und Paten.

Projektbeispiel des GNF: *Living Lakes* – Lebendige Seen Ein zentrales Aktionsfeld der Umweltstiftung Global Nature Fund (GNF) ist das internationale Seennetzwerk „*Living Lakes* – Lebendige Seen", welches sich, seit seiner Gründung im Jahr 1998, für den weltweiten Schutz und die Renaturierung von Seen, Feuchtgebieten und deren Einzugsgebieten einsetzt (◘ Abb. 16.5). Bei der Konzeption seiner *Living-Lakes*-Projekte achtet der GNF besonders auf die Übertragbarkeit und den Modellcharakter der geplanten Maßnahmen. Durch länderübergreifende Ansätze ist die Anwendbarkeit der Vorhaben in verschiedenen Regionen und unter unterschiedlich-

sten Bedingungen gewährleistet. Inzwischen ist das Seennetzwerk auf über 100 Mitglieder (33 internationale Partnerseen, 13 Kandidaten und 55 nationale Partner) angewachsen. Getreu dem Motto „Gemeinsam sind wir stark" gründeten sich innerhalb des globalen Netzwerkes in den vergangenen Jahren auch nationale Netzwerke in Italien, Deutschland, Kanada und China sowie multinationale Netzwerke in Lateinamerika und Ostafrika. Die Netzwerke unterstützen den kontinuierlichen Erfahrungsaustausch zwischen Akteuren verschiedener Seenregionen. Dazu wurden unter anderem Foren zum Seen- und Klimaschutz sowie zur Förderung der biologischen Vielfalt eingerichtet, wobei z. B. auch lokale Wassersport- und Angelverbände oder die Fischerei einbezogen werden und mitwirken.

Laut UN haben über 800 Millionen Menschen keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser. Hier setzt das internationale Seennetzwerk an und zeigt Wege zum wirkungsvollen Schutz und Erhalt der ökologisch wertvollen Seen und Feuchtgebietsökosysteme unserer Welt auf. Neben der Renaturierung bedrohter Feuchtgebiets- und Seenökosysteme spielt dabei vor allem die Verpflichtung zur nachhaltigen Nutzung und Entwicklung natürlicher Ressourcen in den Bereichen Landwirtschaft, Fischerei, Tourismus, Siedlung, Energie und Wassernutzung eine zentrale Rolle. Ziel ist die nachhaltige Nutzung der für den Menschen überlebenswichtigen natürlichen Ökosysteme. Seen und Feuchtgebiete gelten als „*Hotspots*" der biologischen Vielfalt. Viele der oft nur in den Seenregionen vorkommenden Tier- und Pflanzenarten sind allerdings vom Aussterben bedroht. Hier setzen die vielfältigen Rehabilitierungs- und Schutzmaßnahmen der *Living-Lakes*-Partnerorganisationen an.

Die Verbesserung der Lebensqualität der an Seen und Feuchtgebieten ansässigen Bevölkerung ist ein weiterer wesentlicher Bestandteil des globalen Netzwerks. Der GNF fördert die Nutzung angewandter Wissenschaften und Technologien in diesem Bereich und unterstützt Bildungsprogramme und Kooperationen mit der lokalen Bevölkerung und anderen relevanten Nutzergruppen zum Schutz der Biodiversität dieser Ökosysteme. Dabei spielen auch die Verbreitung von Informationen und Umweltbildung mit Bezug auf diese Ökosysteme eine tragende Rolle. *Living Lakes* wurde bereits mehrfach



Abb. 16.5 Die internationalen Living-Lakes-Konferenzen finden in mehrjährigem Rhythmus statt, hier in China im Jahr 2006 am Pöyang-See. Foto M. Niekisch

als offizielles Projekt der UN-Dekade „Bildung für nachhaltige Entwicklung" ausgezeichnet.

Anlässlich des Welttags der Feuchtgebiete ernennt der Global Nature Fund seit 2004 jährlich einen See oder ein Feuchtgebiet zum „Bedrohten See des Jahres", um weltweit auf die Probleme und Schutzmaßnahmen in der jeweiligen Seen- oder Feuchtgebietsregion hinzuweisen und zur Lösung der dringenden Probleme beizutragen. Ebenso kürt der GNF seit 2010 jährlich den „Lebendigen See des Jahres" in Deutschland. Diese Aktionen sollen auf Seen als wertvolle Ökosysteme und einzigartige Naturschätze aufmerksam machen.

16.4.4 Naturschutzbund Deutschland NABU

Mehr als ein Dutzend NABU-Mitglieder finden sich an einem Sommerabend des Jahres 2013 in der Sportgaststätte einer südniedersächsischen Kleinstadt ein, um mit dem NABU-Präsidenten und einem Umweltpolitiker des Deutschen Bundestages über aktuelle natur- und umweltpolitische Fragen zu diskutieren. Das Gespräch beginnt mit Anekdoten aus der NABU-Arbeit der vergangenen Wochen. Die Teilnehmer berichten von Umweltbildungsaktionen mit Grundschulklassen, tauschen neueste naturkundliche Beobachtungen aus und verabreden bevorstehende Termine für Aktivitäten im NABU-Biotop. Es dauert jedoch nicht lange und das Spektrum der diskutierten Themen erweitert sich

deutlich: Es geht um internationale Herausforderungen des Klimawandels, die Energiewende und ihre Folgen für die Biodiversität sowie um agrar- und energiepolitische Steuerungsmöglichkeiten bei der Erzeugung nachwachsender Rohstoffe. Am Verlauf der Diskussion dieses Abends lässt sich sehr gut erkennen, dass im NABU der alte Leitspruch der Umweltbewegung „*think globally, act locally*" konkrete Anwendung findet. Wer bei Google News Nachrichten sucht, die den Begriff „NABU" beinhalten, findet diesen Eindruck bestätigt. Anfang November 2013 behandeln die anzeigten Meldungen beispielsweise die Forderungen des NABU an die Koalitionsverhandlungen der zukünftigen Bundesregierung. An anderer Stelle spricht sich der NABU-Regionalverband Emsland-Grafschaft Bentheim gegen die Massentierhaltung im Emsland aus, während der Landesvorsitzende des NABU Hessen sich zur Überwinterung von Igeln äußert. Internationale Medien berichten über eine vom NABU gemeinsam mit der Regierung von Kirgistan ausgerichtete internationale Schneeleoparden-Konferenz in Bischkek.

Vordergründig mag diese Themenvielfalt, die sich mit der Arbeit des NABU verbindet, als wildes Sammelsurium oder gar als Ausdruck naturschutzfachlicher Beliebigkeit gedeutet werden. Tatsächlich aber kommt dadurch die Struktur des NABU als basisdemokratischer, föderaler Mitgliederverband mit starkem ehrenamtlichen Rückgrat zum Ausdruck. Im Gegensatz zu anderen großen Naturschutzorganisationen bestimmt nicht ein Stiftungsvorstand oder ein Aufsichtsrat die Leitlinien der fachlichen Arbeit des NABU. Die Arbeit konzentriert sich nicht auf eine Handvoll international bedeutsamer, marketingfähiger Highlightthemen. Tonangebend sind vielmehr mindestens 1250 von den NABU-Mitgliedern gewählte ehrenamtliche Vorstände von zumeist rechtlich selbstständigen NABU-Gruppen, 15 Landesvertreterversammlungen mit den von ihnen gewählten Vorständen sowie eine 230-köpfige Bundesvertreterversammlung. Da verwundert es nicht, wenn sich in der alltäglichen Arbeit des NABU die Vielfalt der natur- und umweltschutzfachlichen und -politischen Interessen, Kompetenzen und Visionen seiner Mitglieder wiederfindet. Und diese bewerten die thematische Breite des Verbandes, so das Ergebnis einer im Jahr 2012 durchgeführten repräsentativen Mitgliederbefragung, als gut, richtig und wichtig. Denn der Erhalt einer gesunden und lebenswerten Umwelt muss im Verständnis der Mitglieder vor der eigenen Haustür und im eigenen Umfeld beginnen, soll aber die überregionale, nationale oder internationale Dimension nicht außer Acht lassen. So kümmern sich NABU-Gruppen im Fledermausschutz beispielsweise um den praktischen Schutz von Wochenstubenquartieren, NABU-Landesverbände organisieren überregionale Kampagnen und zeichnen fledermausfreundliche Häuser aus, während der Bundesverband gemeinsam mit dem Europäischen Büro für Fledermausschutz EUROBATS die internationale Fledermausnacht organisiert und sich für den Schutz der Fledermäuse in internationalen Konventionen stark macht.

Es begann mit einer Insel Die starke Verwurzelung der Natur- und Umweltarbeit des NABU in den Regionen begleitet die Entwicklung des Verbandes bereits seit den Anfängen im Jahr 1899. Lina Hähnle, die Gründerin des Bundes für Vogelschutz (BfV, der Vorgänger des heutigen NABU), verband bereits vor mehr als 110 Jahren die Herausforderungen des lokalen Vogelschutzes mit dem Erhalt biologischer Vielfalt auf internationaler Ebene. Dabei bediente sich der BfV schon früh der großen Palette an Tätigkeiten, wie sie auch heute noch in den fast 2000 NABU-Gruppen zwischen Ost- und Bodensee zum Einsatz kommen – von Vorträgen und Exkursionen, über praktische Naturschutzmaßnahmen und Flächenkauf bis zum intensiven Politiklobbying.

Die Stuttgarter Unternehmergattin legte zudem den Grundstein für ein Naturschutzinstrument, das bis heute modern geblieben ist und für den Verbandsnaturschutz in Deutschland von immenser Wichtigkeit ist: den Schutz ökologisch wertvoller Lebensräume durch Flächenerwerb und naturschutzgemäßes Flächenmanagement. Bereits im Jahr seiner Gründung erwarb der BfV mit einer kleinen Insel an der Brenz sein erstes eigenes Schutzgebiet. Wenige Jahre später kam die „Nachtigalleninsel" im Neckar bei Lauffen hinzu und 1911 folgten erste Teilflächen am oberschwäbischen Federsee, der heute eines der größten NABU-Schutzgebiete ist. Zu den Reservaten des Verbandes gehörten damals auch inzwischen durch Welt-

kriegsfolgen verlorene Flächen wie Teile der Insel Hiddensee oder das „Biber-Schutzgebiet Behr“ bei Steckby, das später zur Keimzelle des Biosphärenreservats Mittlere Elbe wurde. Heute sind bundesweit Schutzgebiete mit einer Gesamtfläche von rund 30.000 Hektar Eigentum des NABU. Dazu gehören 220 Gebiete mit etwas mehr als 16.000 Hektar, die sich im Besitz der NABU-Stiftung Nationales Naturerbe befinden. Rechnet man die Schutzgebiete hinzu, die auf der Grundlage von Pacht- oder Betreuungsverträgen gepflegt und entwickelt werden, ergibt sich ein Areal von der Größe von rund 100.000 Fußballfeldern.

Hinter dem Konzept, wild lebende Pflanzen und Tiere in ihren Lebensräumen aktiv durch Flächenerwerb, Biotoppflege und Flächenmanagement zu erhalten, steht beim NABU nicht nur ein naturschutzfachlicher, sondern auch ein gesellschaftspolitischer Ansatz. Als Ehrenamtsverband mit rund 500.000 Mitgliedern steht der NABU, zusammen mit seinem bayerischen Partner LBV, für ein unmittelbares bürgerschaftliches Engagement zugunsten von Mensch und Natur.

Die Naturschutzmacher Gut 37.000 NABU-Mitglieder beschränken ihr Engagement nicht auf die Zahlung von Mitgliedsbeiträgen, sondern bringen sich zusätzlich unentgeltlich mit ihrer freien Zeit ein. Für die Bewahrung des Naturerbes vor der eigenen Haustür bewirtschaften sie zum Beispiel Streuobstwiesen naturschutzgemäß, betreuen Krötenzäune und Nisthilfen, führen Arten- und Biotopschutzprogramme durch oder kümmern sich um eine Herde von Heckrindern, die zur Offenhaltung von Grünlandflächen eingesetzt wird (Abb. 16.6). Einen hohen Stellenwert in der verbandlichen Basisarbeit nimmt die Aufklärungs- und Informationsarbeit ein. Schätzungsweise rund 8000 natur- oder vogelkundliche Führungen, Fledermausexkursionen oder außerschulische Bildungsprogramme mit nicht weniger als 100.000 Teilnehmern werden jährlich von Freiwilligen und Ehrenamtlichen des NABU, des LBV sowie der Naturschutzjugend NAJU organisiert und durchgeführt. Rechnet man die Aktivitäten auf kommunalpolitischer Ebene, die Stellungnahmen im Rahmen der Verbändebeteiligung bei Eingriffen oder die Kartierungen des



Abb. 16.6 Von der NABU-Naturschutzstation Münsterland werden Heckrinder zur Pflege von Feuchtgrünland eingesetzt. Foto Kristian Mantel

Naturinventars hinzu, summiert sich die Zahl der von NABU-Mitgliedern unentgeltlich geleisteten Arbeitsstunden auf nicht weniger als drei Millionen pro Jahr.

Von anderen Umweltweltorganisationen unterscheidet sich der NABU jedoch nicht nur durch seine Struktur als lokal verankerter Mitgliederverband. Alle NABU-Mitglieder ab dem vollendeten 14. Lebensjahr haben das Recht, aktiv an der naturschutz- und umweltpolitischen Ausrichtung des NABU mitzuwirken. Sie entscheiden nicht nur, welche naturschutzfachlichen Schwerpunkte bei der Arbeit vor Ort gesetzt werden, sondern nehmen über ein Delegiertensystem ganz unmittelbar Einfluss auf die strategische Ausrichtung der 15 Landesverbände und des Bundesverbandes. Dieses Prinzip des gestuften föderalen Verbandsaufbaus führt zu einer ebenenbezogenen Aufgabenteilung in der fachlichen und politischen Arbeit. Während sich die NABU-Gruppen und NABU-Kreisverbände um die Natur- und Umweltschutzbelange auf lokaler oder regionaler Ebene kümmern, nehmen die Landesverbände koordinierende Aufgaben und Funktionen mit landespolitischen Bezügen wahr. Der Bundesverband bildet hingegen das Dach des „NABU-Hauses“ und bearbeitet Natur- und Umweltthemen von nationaler oder internationaler Relevanz. In dieser Funktion beeinflusst der NABU-Bundesverband intensiv die Entscheidungen, die für den Naturschutz in Deutschland und den anderen EU-Mitgliedsländern von besonderer Bedeutung sind. Das geschieht auf internationaler Ebene unter dem Dach von *BirdLife International* und

zusammen mit den europäischen BirdLife-Partnerorganisationen wie der britischen *Royal Society for the Protection of Birds* (RSPB) oder den niederländischen Vogelbescherming. Ein Ergebnis dieser Zusammenarbeit war zum Beispiel die Vorstellung eines ersten Fortschrittsberichts zur 2020-Strategie der EU für die biologische Vielfalt auf der Weltnaturschutzkonferenz in Indien (CBD COP 11) im Herbst 2012.

Der NABU-Masterplan 2020 – Ein Aktionsplan für biologische Vielfalt Das Jahr 2010 sollte, so hatten es die Staats- und Regierungschefs beschlossen, zumindest hinsichtlich der negativen Entwicklung der biologischen Vielfalt das Jahr der Vollbremsung und der Umkehr werden. Der NABU nahm das Scheitern zum Anlass, seine Ideen für Wege in die Zukunft des Biodiversitätsschutzes in einem Masterplan vorzustellen und damit einen Prüfkatalog für Politik und Wirtschaft zu formulieren.

Der NABU-Aktionsplan für die biologische Vielfalt in Deutschland definiert ein Dutzend Handlungsfelder vom Artenschutz über den Erhalt artenreicher und vielfältiger Landschaften sowie die natur- und klimaverträgliche Energiewende bis hin zu Stadtnatur und Umweltbildung. Das Handlungsfeld Moore zeigt beispielhaft, wie der NABU politische Forderungen (z. B. Ende der industriellen Abtorfung bis 2030, Verbot der ackerbaulichen Nutzung und der Grünlanderneuerung auf Anmoor- und Moorflächen, Ausweisung eines Hochmoornationalparks) mit konkretem eigenen Handeln verbindet. So sieht das NABU-Moorschutzprogramm vor, bis 2020 20 weitere Projekte zur Revitalisierung von Mooren in Deutschland auf den Weg zu bringen und 1000 Hektar degenerierte Moorböden wieder zu beleben. Die dafür notwendigen Finanzmittel stellt der Deutsche Moorschutzfonds bereit, der Ende des Jahres 2011 in Kooperation mit Volkswagen Leasing mit einem Gesamtvolumen von 1,6 Mio. Euro ausgestattet wurde und mittlerweile deutschlandweit über zehn Moorschutzprojekte unterstützt.

Dass der Erhalt biologischer Vielfalt nur in einem breiten gesellschaftlichen Konsens gelingt, zeigt auch das NABU-Projekt zur Renaturierung der Unteren Havel. Auf rund 90 Flusskilometern soll die Havel zwischen Pritzerbe und der Mündung in die Elbe wieder ein für sie typisches aufgespaltenes, inselreiches Flussbett bekommen und sich dynamisch verändern dürfen. Ein großer Teil der dazu erforderlichen Maßnahmen wird innerhalb eines Zeitraums von 16 Jahren im Rahmen eines Naturschutzgroßvorhabens unter Beteiligung des Bundesamtes für Naturschutz und der Bundesländer Brandenburg und Sachsen-Anhalt realisiert. Neben zahlreichen Privatspendern und Paten, die das Vorhaben unterstützen, gehören auch hier führende Wirtschaftsunternehmen zu den Partnern des NABU. Seit Anfang 2011 ist die E-Plus-Gruppe Partner der NABU-Aktion „Alte Handys für die Havel" und die Volkswagen AG fördert zusätzliche Maßnahmen zur Anbindung von Altarmen.

Der NABU sieht Unternehmenskooperationen ebenso wie die im Jahre 2007 ins Leben gerufene NABU-Unternehmerinitiative jedoch nicht in erster Linie als Sponsoring- und Marketinginstrument. Die Partnerschaften folgen dem globalen Leitbild der nachhaltigen Entwicklung und beinhalten, neben der Unterstützung von Naturschutzprojekten, auch immer Dialog- und Beratungsanteile. So geht es in der Kooperation mit Volkswagen sehr konkret um Fragen von Mobilität und Verkehr, von Material- und Ressourceneffizienz sowie Klimaschutz. Ziel ist es, den Gedankenaustausch, Kompetenzausbau und die Entwicklung gemeinsamer Standpunkte zu fördern und die Öffentlichkeit für die Notwendigkeit einer zukunftsweisenden, nachhaltigen Lebens- und Wirtschaftsweise zu sensibilisieren.

Kooperationen mit der Wirtschaft und die finanzielle Förderung durch staatliche Stellen werfen nahezu zwangsläufig kritische Fragen nach der Unabhängigkeit eines Umweltverbands auf. Der NABU ist sich dieser Situation durchaus bewusst. Daher hat er sich freiwillig zur Mitwirkung an der Initiative Transparente Zivilgesellschaft verpflichtet und legt seine Finanzen in jährlichen Geschäftsberichten offen. Darüber hinaus verfügt er über einen Selbstschutzmechanismus, der die Gefahr von allzu engen Abhängigkeiten sehr deutlich mindert: die föderal-demokratische Verbandsstruktur sowie die Teilhabe und Mitbestimmung seiner Mitglieder.

NAJU – Die junge Generation des NABU Dass Natur- und Umweltschutz durchaus ein Thema für Kinder und Jugendliche sein kann, belegt die Natur-

schutzjugend im NABU (NAJU). Sie stellt mit über 75.000 Mitgliedern im Alter von bis zu 27 Jahren einen sehr vitalen Teil des Verbandes dar und entwickelte sich in den mehr als 30 Jahren ihres Bestehens zu dem führenden Kinder- und Jugendverband in der außerschulischen Umweltbildung, im Umweltschutz und im praktischen Naturschutz. Die NAJU ist mit 16 Landesverbänden und über 1000 Gruppen in ganz Deutschland aktiv. Über vielfältige Projekte und durch Kooperationen im In- und Ausland gehören die Jugendlichen zu einem Netzwerk von engagierten und kreativen Natur- und Umweltschützern. Dabei gelingt ihnen in beeindruckender Weise die Verknüpfung der praktischen erlebnisorientierten Bildungsarbeit auf lokaler Ebene mit der virtuellen Welt des Web 2.0 und der sozialen Netzwerke. Ein wichtiger Baustein der internationalen NAJU-Arbeit zum Schutz der Biodiversität ist das als UN-Dekade-Projekt ausgezeichnete „Global Youth Biodiversity Network". GYBN fördert die Jugendpartizipation in wichtigen internationalen Prozessen zum Schutz der Biodiversität. Das beinhaltet auch die unmittelbare Teilnahme der Jugendlichen an den CBD-Konferenzen. Zu den herausragenden Erfolgen des Netzwerkes zählt zweifellos, dass die Jugendlichen im Oktober 2012 auf der elften UN-Biodiversitätskonferenz (COP11) in Indien die Verabschiedung eines Gesetzestextes durchsetzen konnten, der alle Vertragsstaaten auffordert, der jungen Generation eine Stimme im Kampf gegen das Artensterben zu geben und sie stärker in den Prozess zum Schutz der biologischen Vielfalt einzubinden.

Projektbeispiel des NABU: Der Schutz biologischer Vielfalt beginnt vor der eigenen Haustür – Ein NABU-Projekt zur Gewinnung und Ausbildung ehrenamtlicher Schutzgebietsbetreuer Es ist eine ökologische Binsenweisheit, dass wild lebende Pflanzen und Tiere in ihren angestammten Lebensräumen die besten Überlebenschancen haben. Dort können jene koevolutiven Dialog- und Anpassungsprozesse stattfinden, die zur erfolgreichen Anpassung an sich verändernde Umweltbedingungen – seien sie natürlich oder anthropogen verursacht – notwendig sind.

Es ist eine naturschutzfachliche Binsenweisheit, dass Schutzgebiete gerade in intensiv genutzten Landschaften häufig das einzige wirksame Naturschutzinstrument darstellen (können). Ob und wie wirksam sie sind, ist nicht nur eine Frage der gesetzlichen Schutzvorschriften. Mangelnde Akzeptanz, Zustimmung und Identifikation durch die lokale Bevölkerung und unzureichendes Monitoring und Management stellen die Effektivität von Schutzgebieten stark infrage.



Abb. 16.7 Einweisung eines ehrenamtlichen Schutzgebietsbetreuers durch einen hauptamtlichen Koordinator. Foto BUND-Archiv

Für die zu den Nationalen Naturlandschaften gehörenden Nationalparks und Biosphärenreservate bestehen häufig hauptamtliche Betreuungen durch die Naturwacht. Für die Mehrzahl der unter 50 Hektar kleinen Naturschutzgebiete gibt es keine oder nur eine ehrenamtliche Betreuung durch Mitglieder von Naturschutzvereinen. Brechen die ehrenamtlichen Schutzgebietsbetreuer weg, weil sich ihre familiären oder beruflichen Lebenssituationen ändern und sie keine freie Zeit mehr für ihr Engagement haben, dann ist die Wirksamkeit der Schutzgebiete als Überlebensraum für Pflanzen und Tiere stark infrage gestellt.

Neue Schutzgebietsbetreuer braucht das Land Um dieser Entwicklung zu begegnen, begann der NABU im Jahre 2008 mit Unterstützung der Deutschen Bundestiftung Umwelt (DBU) ein Projekt zur Gewinnung und Qualifizierung neuer freiwilliger Schutzgebietsbetreuer. Dabei wurden für zunächst 12, später 17 NABU-eigene Schutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Hessen Teams von Schutzgebietsbetreuern aufgebaut. Hauptamtliche Freiwilligenkoordina-

toren begleiteten die Arbeit der neugewonnenen Schutzgebietsbetreuer (Abb. 16.7). Sie organisierten Einführungsseminare und veranstalteten naturkundliche oder gebietsbezogene Exkursionen, die auch Laien den niedrigschwelligen Einstieg ermöglichten. Jene, die tiefer in die Materie einsteigen wollten, konnten zusätzlich einen 70-stündigen Fachlehrgang zur Qualifizierung als ehrenamtliche Fachkraft zur Schutzgebietsbetreuung absolvieren, der gemeinsam mit den NABU-Akademien Mecklenburg-Vorpommerns und Hessens konzipiert worden war.

Das Projekt ging zunächst davon aus, dass sich nur ein kleiner Teil der „Neuen" für die Teilnahme an der zweiwöchigen Ausbildung entscheiden würden. In der Praxis war jedoch eine überwältigend große Nachfrage festzustellen. Am Ende des dreijährigen Projekts engagierten sich 94 Ehrenamtliche und 77 von ihnen hatten den Lehrgang und die abschließende theoretisch-praktische Prüfung mit Erfolg absolviert.

Fünf Jahre nach Abschluss des Projekts engagieren sich weit über 300 neu gewonnene „grüne Engel" in der Betreuung von Schutzgebieten. Allein in Hessen kümmern sich mittlerweile rund 250 Bürgerinnen und Bürger in ihrer Freizeit unentgeltlich um den Erhalt und die Pflege wertvoller Lebensräume von Pflanzen und Tieren. Weitere Fachlehrgänge mussten durchgeführt werden, um den Bedarf zu decken. Besondere Anerkennung erfuhren die aktiven Naturschutzmacher durch die ihnen im Frühjahr 2013 verliehene Auszeichnung als offizielles Projekt der UN-Dekade für Biologische Vielfalt. Für die Initiatoren des NABU-Projekts geht es hingegen darum, die gewonnenen Erfahrungen und die entwickelten Instrumente zum Freiwilligenmanagement und zur Qualifizierung auch anderen NABU-Landesverbänden verfügbar zu machen und den weiteren Aufbau des Schutzgebietsbetreuernetzwerks auch über die NABU-eigenen Flächen hinaus voranzutreiben.

16.4.5 Naturschutzbund Österreich

Bis ins Jahr 1913 reichen die Wurzeln des Naturschutzbundes zurück, denn die erstmalige Herausgabe der Naturschutzbundzeitschrift Natur & Land am 1. Dezember desselben Jahres gilt heute als Gründungsjahr des Naturschutzbundes Österreich.

Vieles ist in diesen hundert Jahren passiert: Abschaffung des Kaisertums in Österreich, zwei Weltkriege, Wirtschaftskrisen, Wiederaufbau – das waren turbulente Zeiten. Der Naturschutzbund hat in all diesen Jahren an seinen Zielen festgehalten und den Schutz der Natur nicht aus den Augen verloren. Hilfreich in schwierigen Zeiten waren dabei vor allem die Basisstrukturen des Naturschutzbundes: In jedem Bundesland eine Landesgruppe, viele Bezirks- und Ortsgruppen, die Naturschutzjugend und die Bundesgeschäftsstelle in Salzburg, zudem die Zusammenarbeit mit vielen Experten und Wissenschaftlern. Das alles macht den Naturschutzbund zu einer Organisation mit regionaler Verankerung und überregionalem Konzept.

Mit 80.000 Mitgliedern und unzähligen ehrenamtlichen Mitarbeitern ist der Naturschutzbund eine wichtige Naturschutzkraft in Österreich. Durch seine Gemeinnützigkeit und Überparteilichkeit ist er in der Lage, glaubwürdig aufzutreten. Damit wird er auch bei schwierigen Themen als Gesprächspartner akzeptiert, was bereits in vielen Fällen zu einer guten Lösung geführt hat.

Das Logotier des Naturschutzbundes ist seit vielen Jahren der Fischotter. Für diesen setzt sich der Naturschutzbund seit Langem mit Erfolg ein, vielerorts in Österreich hat sich der Bestand gut erholt.

Der Naturschutzbund hat vieles erreicht Die älteste österreichische Naturschutzorganisation kann auf viele Erfolge zurückblicken. Ein besonderer Erfolg ist die Nationalparkbewegung: Die Entstehung so gut wie aller Nationalparks geht auf Initiativen und jahrelange Bemühungen des Naturschutzbundes zurück. Genauso wie viele andere Schutzgebiete wurde ihr Grundstein durch das Engagement vorausschauender Naturschützer der ersten Stunden gelegt, die zum Teil heute unvorstellbare Projekte verhindert haben, wie etwa eine Brücke über den Neusiedlersee, die Verbauung der Krimmler Wasserfälle und Kraftwerke in der heutigen Kernzone des Nationalparks Hohe Tauern, Gesäuse und Kalkalpen.

Der Naturschutzbund setzt sich auch seit Jahrzehnten dafür ein, geeignete (Überlebens-)Bedingungen für Pflanzen und Tiere zu schaffen oder wiederherzustellen und damit die Artenvielfalt zu

erhalten. Etliche Arten konnten so gerettet werden: So geht beispielsweise die Rückkehr des Bibers in Österreich im Wesentlichen auf die Initiative des Naturschutzbundes zurück. Die Rückkehr des Luchses wurde ebenso erfolgreich unterstützt.

Auch die Rückkehr der Europäischen Wildkatze nach Österreich wird vom Naturschutzbund aktiv begleitet (Abb. 16.8). War die Wildkatze früher weit verbreitet, ist sie heute in vielen Teilen Europas verschwunden. In Österreich gilt sie nach wie vor als ausgestorben bzw. verschollen, obwohl sich seit einigen Jahren die Hinweise mehren, dass die scheue Waldkatze ihren Weg wieder in die österreichischen Wälder findet. Vor diesem Hintergrund will der Naturschutzbund die tatsächliche Bestandssituation gemeinsam mit vielen Partnern beleuchten. Lockstockprojekte zur Wildkatzensuche in mehreren Gebieten Österreichs sollen nähere Informationen dazu liefern, ebenso wie Meldeaufrufe in Jagd- und Forstzeitschriften. Wichtigstes Ziel ist es, herauszufinden, ob es eine überlebensfähige Wildkatzenpopulation in Österreich gibt.

Artenschutz ist Lebensraumschutz Das Grundstücksnetz des Naturschutzbundes spielt für die Erhaltung von seltenen Arten eine besondere Rolle, es ist ein zentrales Arbeitsfeld für den Verein. Viele Naturjuwele, wie Moore, Sumpfwiesen, Tümpel, Bachufer und Trockenrasen, konnten durch Pacht oder Ankauf gerettet werden. So finden die gelbe Alpenrose, die Frühlingslichtblume und die am stärksten bedrohte Pflanze Österreichs, das Dickwurzelige Löffelkraut, heute nur noch auf den Grundstücken des Naturschutzbundes Platz zum Überleben. Zwölf Mio. Quadratmeter naturbelassener Lebensräume befinden sich in der Obhut des Naturschutzbundes, der damit ein wichtiger Eigentümer von Naturflächen in Österreich ist.

Bei seiner Arbeit wird der Naturschutzbund zunehmend von Partnern aus der Wirtschaft unterstützt. So konnten beispielsweise durch die Zusammenarbeit mit einer Drogeriemarktkette viele Tausend Quadratmeter bedrohter Flächen für die Nachwelt erhalten werden.

Was den Naturschutzbund von anderen österreichischen Naturschutzvereinen unterscheidet, ist vor allem seine föderale Struktur, denn er



Abb. 16.8 Die Wildkatze soll in Österreich wieder heimisch werden. Foto R. Hofrichter

ist in allen neun Bundesländern vertreten. Seine Aktivisten leben und arbeiten vor Ort, kennen die Gegebenheiten und können damit auch auf viele Entwicklungen reagieren. Damit arbeitet der Naturschutzbund sowohl auf Bundes- als auch auf Landes- und Gemeindeebene. Die enge Vernetzung mit anderen Vereinen, z. B. den Landesjagdverbänden, zeigt sich nicht nur in einer guten Gesprächsbasis, sondern auch daran, dass große Teile der Jägerschaft Mitglied des Naturschutzbundes sind.

Mit der Österreichischen Naturschutzjugend hat der Naturschutzbund auch eine selbstständige Jugendorganisation. Ihr besonderes Ziel ist es, Kinder und Jugendliche für die Natur zu sensibilisieren. Ganz vorne steht dabei das Erlebnis in der Natur. Lager, Exkursionen, Biotoppflegeeinsätze, Amphibienrettungsaktionen u. v. m. haben bereits seit der Gründung der Naturschutzjugend im Jahr 1952 Generationen von Jugendlichen begeistert und nachhaltig geprägt. Viele interessierte Mitglieder der Naturschutzjugend bleiben als Erwachsene der Natur im Naturschutzbund verbunden.

Ein besonderes Anliegen ist die Bewusstseinsbildung für alle Belange der Natur und Umwelt. Naturschutztagungen, Workshops, Vorträge und Filmabende zu aktuellen Themen bieten ein breites Informationsangebot für Interessierte. Exkursionen, meist unter der Leitung von Fachleuten des Naturschutzbundes, gehören seit Jahrzehnten zu den bewährten wie beliebten Veranstaltungen – hier kann man so manchen spannenden Phänomenen auf die Spur kommen. Keine NGO kommt heute ohne umfangreiche Medienarbeit aus – damit



Abb. 16.9 Rundblättriger Sonnentau im Lahntalmoor. Foto S. Glatschnigg

er in der Medienlandschaft „ins Auge sticht", erstellt der Naturschutzbund zahlreiche Infomaterialien, von Foldern über Zeitschriften und DVDs bis zu Websites.

Ein besonderes Element der Bewusstseinsbildung und gleichzeitig ein Beitrag zu Citizen-Science stellt die Onlineplattform ► www.naturbeobachtung.at dar. Hier kann jeder seine Beobachtungen in der Natur melden und damit zur Erhebung der Bestände vieler Arten beitragen. Diese Plattform bildet eine wichtige Grundlage für die Arbeit der Wissenschaftler, gleichzeitig können interessierte „Laien" den Wert ihrer Beobachtungen erkennen. Zudem bietet das Forum auf ► www.naturbeobachtung.at die Möglichkeit, für unbekannte Arten Bestimmungshilfe zu erhalten und sich mit anderen Interessierten z. B. über Methoden auszutauschen.

Besonderes Engagement seiner ehrenamtlichen Mitarbeiter würdigt der Naturschutzbund mit der Vergabe eines Ehrenzeichens. Für außergewöhnliche Leistungen auf dem Gebiet der Meinungsbildung im Sinne des Natur- und Umweltschutzes wird der „Österreichische Naturschutzpreis" vergeben.

Projektbeispiel des Naturschutzbundes Österreich: Vielfaltleben – Gemeinsam für den Schutz der biologischen Vielfalt Ein besonderes Anliegen des Naturschutzbundes Österreich, ja seine zentrale Motivation, war seit jeher die Erhaltung der Biodiversität. Zahlreiche Projekte und Aktionen stehen daher unter diesem Motto. Mit der Ernennung des Jahres 2010 zum „Internationalen Jahr der Biodiversität" machte die UNO die Dringlichkeit des Biodiversitätsschutzes weltweit deutlich. Dass das aber nicht genug ist, zeigt die daraufhin folgende „Dekade der Biodiversität" 2010–2020.

Mit der Kampagne „vielfaltleben" wurde vom Lebensministerium 2009 eine in Österreich einmalige Initiative zum Schutz der biologischen Vielfalt ins Leben gerufen. Der Naturschutzbund nimmt dabei eine Schlüsselrolle ein, weitere Partner sind u. a. WWF und BirdLife.

Von Anfang an bündeln die beteiligten Naturschutzorganisationen ihre Kräfte, um dem Verlust der Artenvielfalt in Österreich entgegenzuwirken und die Bevölkerung zu sensibilisieren. Schutzprogramme für Feldhamster, Sonnentau (Abb. 16.9) und andere Arten, ein höchst aktives Gemeindenetz, 366 Tipps für mehr Artenvielfalt und eine Allianz aus hochrangigen Vertretern aus Politik, Wirtschaft und Kultur sowie viele Partner, wie z. B. die österreichischen Nationalparke sind Teil der Initiative, bei der jeder willkommen ist. Die Woche der Artenvielfalt und der Wettbewerb zum Vielfaltleben-Champion sind nur einige der Höhepunkte im Vielfaltleben-Jahr.

Die Vielfaltleben-Allianz Schutz und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt brauchen eine breite Unterstützung und viele Stimmen. Deshalb umfasst die Allianz Akteure und Gruppierungen unterschiedlichster gesellschaftlicher Bereiche von der Politik über Nichtregierungsorganisationen, Wirtschaft und Interessensvertretungen bis hin zu Medien, Wissenschaft und Kultur. Dementsprechend breit ist auch die Palette dessen, was die Allianzmitglieder tun können. Allen gemeinsam ist, dass sie sich für die Erhaltung der Lebensvielfalt einsetzen.

21 Arten – Stellvertreter für Hunderte weitere Mit zahlreichen, über ganz Österreich verstreuten Schutzprogrammen, soll besonders bedrohten Tier- und Pflanzenarten in Österreich aktiv geholfen werden. Zu Beginn der Kampagne wurden 20 Tier- und Pflanzenarten in den Mittelpunkt gestellt, stellvertretend für Hunderte andere gefährdete. Jede dieser Arten erhielt eine(n) prominente(n) Paten(-in), der ihr die Stimme lieh. Für den bunten Alpenbockkäfer hat beispielsweise der beliebte

Kinderbuchautor Thomas Brezina die Patenschaft übernommen, Schauspielerin Ursula Strauss setzt sich für die bedrohte Flussperlmuschel ein und Karl Markovic nimmt sich der Wechselkröte an. Die 21. Art ist der Mensch, denn jede Veränderung in der Natur wirkt sich auch auf die Lebensqualität des Menschen aus.

Partner aus der Wirtschaft wie die Bio-Marke „JA! Natürlich", die Österreichischen Bundesforste, die ÖBB oder die POST AG unterstützen die Kampagne und zahlreiche Schutzprojekte. Auf diese Weise bilden Tier oder Pflanze, Prominenter und Wirtschaftspartner ein starkes Team zum Schutz und Erhalt des Artenreichtums in Österreich.

Wichtige Partner im Einsatz für die biologische Vielfalt sind die Gemeinden. Die BürgermeisterInnen sind vor Ort für die Raumordnung bis hin zu Widmungen, aber auch für Umweltschutz oder Bewusstseinsbildung bei der Bevölkerung zuständig. Mit dem Gemeindenetz der Kampagne laden wir Gemeinden ein, die Natur vor ihrer Haustür zu erhalten und zu verbessern. Fast 130 sind dem Vielfaltleben-Gemeindenetzwerk bisher beigetreten. Sie haben sich zu Maßnahmen verpflichtet, die sich positiv auf die Biodiversität auswirken. Der Naturschutzbund bietet Anregung und Hilfestellung zu möglichen Maßnahmen und deren Umsetzung an. Darüber hinaus fördert er die Vernetzung und den Informationsaustausch der Gemeinden untereinander durch Newsletter, Vorträge, Stammtische u. v. m.

Woche der Artenvielfalt Bei vielfaltleben steht auch die Bewusstseinsbildung stark im Zentrum. Als besonderen und für alle sichtbaren Höhepunkt wurde deshalb 2010 die „Woche der Artenvielfalt" ausgerufen und findet seither jedes Jahr im Mai statt: Rund um den 22. Mai, den „Internationalen Tag der Artenvielfalt" gibt es in ganz Österreich Veranstaltungen und Events zum Thema biologische Vielfalt, bei denen alle mitmachen können.

Arten und Lebensräume erhalten Bei verschiedenen Artenschutzprojekten haben sich inzwischen bereits nachweisbare Erfolge eingestellt. So hat sich beispielsweise die Geburtenrate bei den gefährdeten Kiebitzen in Vorarlberg gleich im ersten Jahr verzehnfacht, in der Leithaniederung in Niederösterreich gelang der erste Brutnachweis des extrem seltenen Säbelschnäblers und der Osterluzeifalter wurde 2013 auch endlich wieder im Süden von Graz gesichtet.

16.4.6 Tropenwaldstiftung *OroVerde*

Die Tropenwaldstiftung *OroVerde* (= Grünes Gold) wurde im Jahr 1989 von renommierten Persönlichkeiten aus Wirtschaft und Naturwissenschaften gegründet. Die als gemeinnützig anerkannte Stiftung konzentriert sich zum einen auf konkrete und dauerhaft wirksame Projekte zum Schutz der Tropenwälder, zum anderen wird durch zielgruppenspezifische Öffentlichkeits- und Umweltbildungsarbeit in Deutschland für tropenwaldverträglichen Konsum und Verhalten geworben. Ziel ist der Erhalt der Biodiversität, der Klimafunktion des Waldes und der Entwicklung nachhaltiger Lebens- und Wirtschaftsweisen. Die Arbeiten werden organisiert und koordiniert von einem kleinen interdisziplinären Team in der Bonner Geschäftsstelle.

Pilotprojekte mit lokalen Partnerorganisationen in den Tropen *OroVerde* initiiert Tropenwaldprojekte in Kooperation mit sorgfältig ausgewählten, zuverlässigen Projektpartnern vor Ort und unterstützt die Partner finanziell und fachlich bei der Umsetzung. *OroVerde*-Fachleute begleiten die Projekte kontinuierlich und prüfen die Verwendung der Finanzmittel. Dabei sind die einzelnen Projekte je nach lokalen Anforderungen und Notwendigkeiten sehr unterschiedlich. Sie reichen von dem klassischen Einrichten und Management von Naturschutzgebieten, insbesondere Nationalparks, über die Wiederaufforstung und Umweltbildung bis zur Etablierung einer angepassten Landwirtschaft, die den weiteren Verlust der wichtigen Tropenwälder reduziert. Dabei ist gerade die Zusammenarbeit mit der Bevölkerung vor Ort wichtig, denn nur mit den Menschen, die in und von dem Tropenwald leben, lässt sich dieser auf Dauer erhalten (◘ Abb. 16.10). Deswegen kann auch die Wahrung der Rechte Indigener und lokaler Gemeinschaften ein wichtiger Beitrag zum Tropenwaldschutz sein. Die langjährige Projekterfahrung von *OroVerde* hat gezeigt, dass konkreter



Abb. 16.10 Mit Hausgärten wird in Poza Azul, Nationalpark Sierra del Lacandón, nachhaltige Landwirtschaft gefördert. Foto Archiv OroVerde

Tropenwaldschutz vor Ort nur funktioniert, wenn dabei der Schutz im Einklang steht mit der Verbesserung der Lebensbedingungen der Menschen, denn beides hängt oft direkt voneinander ab. So sichert zum Beispiel der Wald oft das Trinkwasser für die ländlichen Gemeinden (Qualität und Quantität) und versorgt sie mit Holz, anderen Materialien und Lebensmitteln. Die Projekte sind Modell- und Pilotprojekte, die Vorbildcharakter für andere Regionen weltweit haben.

Zielgruppenspezifische Umweltbildung und Öffentlichkeitsarbeit In Deutschland liegt der Schwerpunkt auf Umweltbildung und -information zum Thema Tropenwald, um das Bewusstsein über die Bedeutung und die Bedrohung des Tropenwaldes in den Industrieländern zu stärken. Nicht zuletzt geht es dabei um eine Förderung der Handlungskompetenz eines jeden Einzelnen, um nationale und internationale Prozesse im Sinne des Nachhaltigkeitsgedankens zu fördern. Denn der Schutz der Biodiversität und des Lebensraums Regenwald beginnt im Einkaufswagen! Ob geringerer Fleischkonsum, Recyclingpapier oder Palmöl und Biodiesel – in öffentlichkeitswirksamen Kampagnen zeigt *OroVerde*, was jeder Einzelne zum Schutz der Regenwälder beitragen kann und bringt den Regenwald ins Bewusstsein von Konsumenten und Entscheidern.

Hierzu setzt *OroVerde* unterschiedlichste Medien und Aktionsformen ein, die auf die jeweilige Zielgruppe zugeschnitten sind. Ob Schülerwettbewerb, Social-Media-Kampagne oder Vorträge und Veranstaltungen – Ziel von *OroVerde* ist es, die Teilnehmenden zu motivieren, sich aktiv für den Schutz der Regenwälder einzusetzen.

Besonders bekannt ist die Tropenwaldstiftung *OroVerde* für ihre Bildungsmaterialien, die bundesweit in Schulen und Kindergärten zum Einsatz kommen. Viele der *OroVerde*-Bildungsprojekte sind preisgekrönt, so zum Beispiel das Projekt „Weil wir es wert sind!“, das sich an bildungsferne Jugendliche richtet, oder das Projekt „Hinterm Tellerrand beginnt die Welt“, das die Themen Nachhaltige Entwicklung und Biodiversität in die Kindergärten trägt.

Furore machen zudem Kampagnen wie die „*Donation Army*“, bei der Straßenbäume in deutschen Großstädten durch Plakate mit der Aufschrift: „Brauche Geld für meine Familie im Regenwald“ um Spenden werben. Die Kampagne verbreitete sich tausendfach auf Facebook und Youtube und gewann den Silbernen Löwen in Cannes und damit einen der bedeutendsten Marketingpreise. Andere Kampagnen sind eher thematisch aufgestellt: So geht es zum Beispiel bei „Save our Planet“ um das Thema Recyclingpapier, während ein anderes Projekt Waldinvestments analysiert und prüft, wie „grün“ diese wirklich sind. Mehr Informationen zu den aktuellen nationalen Projekten finden Sie unter: ► http://www.oroverde.de/projekte-national.html.

Arbeitsweise OroVerde arbeitet somit an der Schnittstelle zwischen Entwicklung und Naturschutz als Spezialist unter den Tropenwaldschützern. Die thematische Fokussierung auf den Tropenwaldschutz erlaubt der Stiftung eine gründliche Bearbeitung ihrer Kernthemen, auch wenn der Tropenwaldschutz von vielen anderen Bereichen beeinflusst wird. So spielen der internationale Handel und Verbrauch nicht nur von Tropenholz, sondern

auch von Biokraftstoffen, Palmöl, Soja und anderen eine wichtige Rolle bei der fortschreitenden Rodung der Tropenwälder. Eine interdisziplinäre Arbeitsweise und globales Denken ist also auf jeden Fall notwendig.

Die Erfahrungen aus den konkreten Tropenwaldprojekten vor Ort fließen direkt in die Bildungs- und Öffentlichkeitsarbeit in Deutschland ein, aber auch in nationale und internationale Politiken. Denn man darf nicht vergessen: Großteils sind Konsumenten in den Industrieländern ungewollt für die Zerstörung der tropischen Wälder mitverantwortlich. Etwas dagegen zu tun, ist kinderleicht: Wenn alle die Macht als Käufer bewusst einsetzen, lässt sich der Regenwald auf Dauer retten.

Die Stiftung verfügt nur über das Mindestkapital einer Stiftung und finanziert ihre Arbeit über vielfältige Einnahmen, die aus Zuwendungen öffentlicher Geldgeber, Spenden, Bußgeldern, Sponsoring und Förderbeiträgen bestehen.

Projektbeispiel OroVerde: Schutz der Biodiversität im Nationalpark Sierra del Lacandón, Guatemala Reduzierung der Entwaldung, Erhalt der Biodiversität und Stärkung der lokalen Entwicklung – diese drei zusammenhängenden Ziele bilden die Grundlage des Projektes „Lacandón – Wälder sind Leben" das *OroVerde* und *Defensores de la Naturaleza* gemeinsam im Nationalpark Sierra del Lacandón im Norden Guatemalas durchführen (Abb. 16.11). Durch die integrierte Herangehensweise soll der artenreiche Tropenwald langfristig erhalten und dadurch ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden. Die Ansätze und Erfahrungen der lokalen Projektumsetzung werden auf nationaler und internationaler Ebene in Diskussionen zum Wald-, Klima- und Biodiversitätsschutz eingebracht. Die Förderung von Dialogen ist damit ein weiterer Schwerpunkt dieses *OroVerde*-Projektes.

Das Projektgebiet gehört zu den artenreichsten und am stärksten gefährdeten Ökosystemen der Welt. Der Nationalpark umfasst 202.865 ha und ist eine der Kernzonen des Maya Biosphärenreservates. Im Park kommen zahlreiche bedrohte Arten, wie z. B. Jaguar, Puma, Ozelot, Tapir, Ameisenbär, Brüllaffe, Klammeraffe, Harpyie-Adler und Hellroter Ara, vor. Doch die Fläche der Dörfer im Park wächst. Durch Brände, illegalen Holzeinschlag und



Abb. 16.11 Ausgabe von Setzlingen für die Auspflanzung im Nationalpark Sierra del Lacandón. Foto Archiv OroVerde

Viehwirtschaft ist die Abholzungsrate hoch – pro Jahr werden durchschnittlich 1240 ha des Waldes auch im Schutzgebiet gerodet. Die Finanzierung für einen effektiven Schutz des Nationalparks aus staatlichen Mitteln ist unzureichend. An dieser Stelle setzt das *OroVerde*-Pilotprojekt „Lacandón – Wälder sind Leben" an, das sowohl von der Europäischen Union als auch der Internationalen Klimaschutzinitiative des deutschen Umweltministeriums finanziell unterstützt wird.

Die Verringerung des Waldverlustes wird einerseits durch den Schutz intakter Waldgebiete und die Anreicherung von degradierten Flächen mit wichtigen einheimischen Arten in Zusammenarbeit mit lokalen Gemeinden erreicht. Andererseits wird durch die Unterstützung von *OroVerde* die Kontrolle des Nationalparks durch vermehrte Patrouillen und Parkposten verbessert, um illegale Abholzungen und Ansiedlungen im Parkgebiet fernab der Gemeinden zu vermeiden. So rüstet *OroVerde* die Ranger mit guten Arbeitsmaterialien wie Funkgeräten und Ferngläsern aus.

Bisher sind durch das Projekt gemeinsam mit den Dorfbewohnern bereits knapp 650 Hektar Tropenwald geschützt und regeneriert worden. Die von *OroVerde* initiierten Aktivitäten werden von den lokalen Gemeinden durchgeführt und gemanagt. So wird die Einbeziehung der Bevölkerung in die Projektaktivitäten gefördert. Gemeinsam mit der Bevölkerung wird auch die Landwirtschaft verbessert und die Brandrodungslandwirtschaft nach und nach durch Agroforstsysteme ersetzt. Es werden al-

ternative Einkommensquellen identifiziert, wie zum Beispiel die Vermarktung von Waldprodukten, wie Xate-Palmenblätter für die Floristik. Diese können nachhaltig im Wald gesammelt werden, sodass der intakte Wald für die Bewohner einen größeren Wert hat und sie zukünftig besser von und mit dem Wald leben können.

Durch den Schutz intakter Waldflächen und die Regenerierung von degradierten Flächen wird ein wesentlicher Beitrag zum Erhalt der Biodiversität im Nationalpark geleistet. Um den Erfolg der Maßnahmen für die Tierwelt zu dokumentieren, haben die Mitarbeiter der *Oro Verde*-Partnerorganisation Fotofallen aufgestellt, mit deren Hilfe die Bestände wichtiger, bedrohter Arten wie dem Jaguar und dem Tapir über lange Zeiträume und mit einer ausreichend großen Stichprobe dokumentiert werden.

16.4.7 Pro Natura (Schweiz)

Pro Natura ist die führende Organisation für Naturschutz in der Schweiz. Als Anwältin und Meinungsmacherin für Naturschutz verteidigt sie engagiert und kompetent die Interessen der Natur und setzt sich für die Förderung und den Erhalt der einheimischen Tier- und Pflanzenwelt ein. Zu den Pioniertaten der 1909 gegründeten Organisation gehört die Schaffung des Schweizerischen Nationalparks. Heute betreut Pro Natura über 600 Naturschutzgebiete und ein Dutzend Naturschutzzentren in der ganzen Schweiz.

Sie ist mit ihren Sektionen regional, dem Zentralverband national, als Schweizer Mitglied im Netzwerk von *Friends of the Earth* und Gründungsmitglied der IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) international verankert. Der national agierende Zentralverband und die 23 kantonalen Sektionen bilden zusammen Pro Natura. Als privater, gemeinnütziger Verein ist Pro Natura auf Mitgliederbeiträge und Spenden angewiesen. Pro Natura zählt über 116.000 Mitglieder sowie rund 30.000 treue Gönnerinnen und Gönner und ist als gemeinnützige Organisation von der ZEWO (► www.zewo.ch) anerkannt.

Die Strukturen Der Delegiertenrat ist das oberste Organ des Pro-Natura-Zentralverbandes und besteht zurzeit aus 46 Delegierten der 23 Pro-Natura-Sektionen. Der Delegiertenrat führt den Zentralverband im Rahmen der Statuten. Er konzentriert sich auf das Grundsätzliche der Naturschutz-, Umwelt- und Verbandspolitik sowie auf Fragen, welche Zentralverband und Sektionen gemeinsam betreffen. Der Zentralvorstand führt den Zentralverband im Rahmen der Statuten sowie der Beschlüsse des Delegiertenrates. Er sorgt für die Durchführung der Beschlüsse des Delegiertenrates und beaufsichtigt die Geschäftsführung des Zentralsekretariates. Der Zentralvorstand besteht aus maximal elf Mitgliedern, die durch den Delegiertenrat gewählt werden. Die Geschäftsleitung setzt sich zusammen aus dem Zentralsekretär, der *Secrétaire romande* sowie den fünf Abteilungsleiterinnen und leitern. Die Pro--Natura-Kantonalsektionen sind eigenständige Vereine mit ehrenamtlichen Vorständen und einer Geschäftsstelle mit angestelltem Personal. Die mit einem kleinen Teilzeitpensum ausgerüsteten Geschäftsstellen werden von zahlreichen Freiwilligen unterstützt.

Die Ziele

- Mehr naturnahe Lebensräume:
  Die Verarmung geschützter und schutzwürdiger Lebensräume muss gestoppt, ihre Erhaltung und Pflege verbessert werden. Wirkungsvoll geschützte Gebiete müssen an Fläche gewinnen.
- Mehr natürliche Artenvielfalt:
  Keine Tier- und Pflanzenart, für welche die Schweiz eine hohe Verantwortung trägt, darf aussterben. Häufige, typische Arten müssen häufig bleiben, selten gewordene müssen wieder häufiger werden. Die Biodiversität muss wieder zunehmen.
- Landschaftsschutz statt Zersiedelung:
  Der Landschaftsverbrauch durch Überbauung und Zersiedelung muss gebremst werden. Einzigartige Landschaften sollen besser geschützt und die Trennung zwischen Bauzonen und unbebauter Landschaft ungeschmälert erhalten bleiben.
- Mehr Umweltkompetenz:
  Der verantwortungsvolle Umgang mit der Natur muss zunehmen. Das Wissen muss breiter vorhanden sein, dass Arten, Lebensräume und



Abb. 16.12a–c Pflege von Trockenrasen durch Einsatz von Ziegen in Chur; **a** vorher; **b** die „Pfleger"; **c** nachher. Fotos Pro Natura

Landschaften für die Erhaltung von Mensch und Natur unerlässlich sind.

Zielerreichung Mit vier Instrumenten und ihrem Zusammenspiel verwirklicht Pro Natura ihre Leitideen und erreicht ihre Ziele:

- Mit politischem Naturschutz verbessert sie die Rahmenbedingungen „für mehr Natur – überall!". Sie vertritt die Interessen der Natur und bringt öffentliche Gemeinwesen, Verbände, Unternehmen und Private dazu, auf die Erreichung der Ziele hin zu arbeiten, die auch für Pro Natura gelten.
- Mit praktischem Naturschutz ist sie selber in der Natur aktiv. Sie plant, realisiert und fördert Projekte in genutzten und ungenutzten Landschaften, für gefährdete Arten und naturnahe Nutzungen.
- Mit ihrer Umweltbildung begeistert sie junge und erwachsene Menschen so für die Natur, dass sie ihr gegenüber Verantwortungsbewusstsein entwickeln und sich für dieselben Ziele einsetzen wie Pro Natura.
- Kommunikation betreibt sie, um möglichst viele Menschen mit ihren Zielen vertraut zu machen, sie für deren Umsetzung zu sensibilisieren und als Verbündete zu gewinnen.

Projektbeispiele Pro Natura: Was macht Pro Natura für die Biodiversität? Seit über 100 Jahren ist Pro Natura für die Natur und die Biodiversität aktiv – lange bevor der Begriff Biodiversität überhaupt geschaffen wurde. Pro Natura fördert die Biodiversität aktiv: Wir sichern Naturschutzgebiete, vergrößern sie und werten sie als Lebensraum für Tiere und Pflanzen auf. Wir renaturieren Bäche, befreien Trockenwiesen von aufkommenden Büschen (Abb. 16.12) und verbessern den Wasserhaushalt von Mooren. Wir fördern gezielt Tier- und Pflanzenarten, die bedroht sind, z. B. den Sudeten-Mohrenfalter. Damit es auch auf der politischen Ebene für die Biodiversität vorwärtsgeht, fordert Pro Natura:

- dass die Schweiz (der Bund) eine griffige Biodiversitätsstrategie erarbeitet und umsetzt,
- dass Bund und Kantone mehr Geld in die Erhaltung und Vernetzung von Auenwäldern,

Mooren, Trockenwiesen, Trockenweiden und anderen Biotopen investieren,
- dass Bund und Kantone den Schutz der Gewässer vorantreiben und Flüsse wieder natürlich fließen lassen,
- dass in der Landwirtschaft der Anteil an Bioflächen zunimmt,
- bessere Qualität der Ökoflächen im Talgebiet beziehungsweise Schutz der bestehenden Qualität im Berggebiet,
- dass die Schweiz den Ausstoß von Treibhausgasen, wie z. B. CO2, bis ins Jahr 2020 um 30 Prozent verringert,
- dass Bund und Kantone die Ausdehnung von Bauzonen beschränken,
- dass Bund und Kantone den Schutz von Gebieten aus dem Bundesinventar der Landschaften und Naturdenkmäler von nationaler Bedeutung verbessern,
- eine Jagd, die für die Natur Sorge trägt, und eine Jagd, die Wildtieren und ihren Lebensräumen Rechnung trägt.

Einige Pro-Natura-Erfolge **Gründung des Schweizerischen Nationalparks im Engadin 1914:** Um den Pachtzins für den ersten (und bis heute einzigen) Nationalpark der Schweiz zu finanzieren, wurde der Schweizerische Bund für Naturschutz (heute: Pro Natura) 1909 gegründet. Bereits am 1. August 1914 konnte der Schweizerische Nationalpark im Kanton Graubünden geschaffen werden. Pro Natura beteiligt sich noch heute finanziell am Nationalpark: Pro Mitglied bezahlt sie einen Franken jährlich an die Betreuung des Parks. Sie ist auch in der Eidgenössischen Nationalparkkommission (ENPK) mit drei Sitzen vertreten.

Ein Netz von 600 Naturschutzgebieten: Pro Natura ist die führende private Organisation der Schweiz auf dem Gebiet der Schutzgebietsarbeit. Als einzige Institution sichert sie ein Netz von 600 Naturschutzgebieten im ganzen Land. Die aus ihrer 100-jährigen Arbeit an eigenen Naturschutzgebieten gewonnene Expertise setzt Pro Natura erfolgreich ein, um die Qualität „fremder" Schutzgebiete und Parks mitzubestimmen. Dank der 600 Naturschutzgebiete sichert Pro Natura Lebensräume für unzählige Tier- und Pflanzenarten und schenkt der heutigen und den folgenden Generationen einmalige, unersetzliche Landschaftselemente.

Neue Parks dank Revision des Natur- und Heimatschutzgesetzes: Der 1962 angenommene und 1967 in Kraft getretene Verfassungsartikel zum Natur- und Heimatschutz war ein wichtiger politischer Erfolg der Schweizer Naturschützer. Als Pro Natura im Jahr 2000 ihre Kampagne „Gründen wir einen neuen Nationalpark!" lancierte, musste sie feststellen, dass er keine gesetzlichen Grundlagen enthielt, um weitere Nationalparks in der Schweiz zu ermöglichen. Also lobbyierte Pro Natura als Erstes dafür, dass das Natur- und Heimatschutzgesetz (NHG) revidiert wurde. 2007 war es endlich soweit. Das neue NHG definiert heute drei Kategorien von Parks von nationaler Bedeutung: Nationalparks, Regionale Naturparks und Naturerlebnisparks. Der Bund kann diesen Parks ein Label erteilen und sie finanziell unterstützen.

Rothenthurm-Initiative und Moorschutz: In den Achtzigerjahren formierte sich öffentlicher Widerstand gegen ein Waffenplatzprojekt in Rothenthurm (Kanton Schwyz). 1987 wurde die Rothenthurm-Initiative mit großer Mehrheit angenommen. Moore und Moorlandschaften sind in der Schweiz seither grundsätzlich geschützt. Pro Natura hat die Rothenthurm-Initiative aktiv unterstützt und setzt sich heute dafür ein, dass der in der Verfassung verankerte Schutz der Moore auch umgesetzt wird.

Der Biber ist wieder da: Vor rund 200 Jahren wurde der Biber in der Schweiz ausgerottet. Heute schätzt eine Bestandsaufnahme den Schweizer Biberbestand auf 2000 Tiere. Trotzdem braucht es weiterhin unseren Einsatz für den Biber und seinen Lebensraum. Die „Hallo Biber!"-Projekte von Pro Natura schaffen mehr lebendige Bäche und Flüsse, räumen dem Biber Barrieren aus dem Weg und machen Lebensräume bibertauglich. So können Jungbiber, welche ihre Familien verlassen, ein neues Revier finden.

16.4.8 *World Wide Fund for Nature* (WWF-Deutschland)

WWFs Mission Mit der Übernutzung der Ökosysteme, der Böden, der Trinkwasserressourcen und

der Vergiftung der Atmosphäre mit klimaschädigenden Treibhausgasen gefährdet der Mensch nicht nur die Biodiversität, sondern auch seinen Wohlstand und letztlich sogar sein Überleben. Den Menschen wieder in Einklang mit der Natur zu bringen ist daher zur Mission des weltweiten WWF-Netzwerks geworden:

» *WWF's mission is to stop the degradation of the planet's natural environment and to build a future in which humans live in harmony with nature by conserving the world's biological diversity, ensuring that the use of renewable natural resources is sustainable, promoting the reduction of pollution and wasteful consumption.*

Die Strategie des WWF-Deutschland fügt sich zielkonform in den internationalen Strategierahmen „Global Programme Framework" des internationalen WWF-Netzwerks ein. Das Conservation Committee des WWF-Netzwerks verabschiedete 2007 das Global Programme Framework (GPF), das seitdem die ökoregionalen und thematischen Schwerpunkte des WWF festlegt. Die Erhaltung der biologischen Vielfalt und die Minderung des ökologischen Fußabdrucks sind die beiden Säulen, auf denen die Naturschutzstrategie des internationalen WWF-Netzwerks aufgebaut ist.

Die Erhaltung der biologischen Vielfalt **Ökoregionen:** Basierend auf dem Konzept der „Global 200 Ökoregionen" hat das internationale Netzwerk des WWF 35 prioritäre „*Places*" (*Cluster* aus rund 100 Ökoregionen) als globale Schwerpunkte seines Engagements ausgewählt. Die 35 prioritären Regionen umfassen unter anderem

- die artenreichsten, größten und natürlichsten tropischen Regenwälder der Erde;
- die artenreichsten Halbwüsten, Grasländer, Savannen, Trockenwälder der Erde;
- die artenreichsten und längsten Flusssysteme der Erde;
- die artenreichsten Korallenriffe und produktivsten Meeresregionen der Erde;
- die an endemischen Pflanzen- und Tierarten reichsten Ökoregionen der Erde.

Daraus hat der WWF-Deutschland 2007 sieben Regionen als ökoregionale Schwerpunktprogramme bestimmt: Amazonasbecken, Kongobecken, Borneo/Sumatra, Amur/Heilong, Kaukasus, Region Greater Mekong, Süd- und Ostafrika. Der WWF-Deutschland will mit seinem Engagement in den sieben Schwerpunktregionen und weiteren Projektregionen einen global bedeutenden Beitrag leisten, unter anderem durch die Planung und Ausweisung von Schutzgebieten, die nachhaltige Gestaltung der Waldnutzung (FSC-Zertifizierung) und die Sicherung der ökologisch bedeutsamsten Flussabschnitte frei fließend in einem naturnahen Zustand.

Artenschutz: WWF-International legt spezielle Artenschutzprogramme für Arten bzw. Artencluster auf, deren Status als Flaggschiffarten auf ihrer außerordentlichen ökonomischen, ökologischen und kulturellen Bedeutung als „Ikonen des Naturschutzes" beruht: Afrikanischer und Asiatischer Elefant, Menschenaffen, Nashörner, Asiatische Großkatzen, Großer Panda, Wale und Delfine, Meeresschildkröten, Eisbär, gefährdete Känguruarten. Eine besondere Rolle kommt hierbei der Bekämpfung des illegalen Handels und der Nachfrage nach Produkten hoch bedrohter Arten (z. B. Elefant, Nashorn, Tiger) und ihrer Körperteile zu. Durch die internationale WWF-Kampagne gegen Wilderei will der WWF die Regierungen in China, Vietnam, Thailand und anderen Zielländern dazu bewegen, den Handel mit Elfenbein, Nashorn- und Tigerprodukten als ernstes Verbrechen wahrzunehmen und entsprechend zu ahnden.

Schutz der Wälder: Um die letzten Naturwälder zu erhalten, setzt der WWF neben dem Aufbau von Schutzgebietsnetzen auf eine nachhaltige Bewirtschaftung der bereits genutzten Wälder. Die begrenzte Verfügbarkeit natürlicher Ressourcen zwingt die entwickelten Länder, ihren übermäßigen Konsum einzuschränken und Ressourcen wesentlich effizienter zu nutzen. Dies gilt für Holzprodukte ebenso wie für den Fleisch- und Palmölkonsum. Das Waldprogramm des WWF-Deutschland setzt sich dafür ein, dass der Ansatz „REDD+" mit einer verbindlichen globalen Zielvorgabe in einem UN-Klimanachfolgeabkommen verankert wird.

Süßwasser-Ökosysteme: Der WWF trägt durch sein *Water Security Programm* an den international wichtigen Flüssen Mekong, Amazonas, Kongo,

Amur und Donau dazu bei, den frei fließenden Charakter, die natürliche Fließgewässerdynamik und die natürliche Ausstattung mit Lebensraumstrukturen an den wichtigsten Flussabschnitten und Zuflüssen zu erhalten oder wieder herzustellen. Das internationale Programm „*Water Stewardship*" ist Teil der globalen Süßwasserstrategie des WWF-International, mit der Zielsetzung die Wirkung des Wasser-Fußabdruckes in WWF-prioritären Gebieten zu reduzieren. Durch die Bestimmung der Auswirkungen von Unternehmen und anderer Nutzer baut der WWF Datengrundlagen auf, die es erlauben, direkten Einfluss auf der Ebene des Wassereinzugsgebietes durch „Politiken" und Wassermanagement zu nehmen.

Meeresschutz: Der WWF setzt sich gegenüber der EU dafür ein, dass das Fischereimanagement der EU nachhaltig wird, u. a. durch Langzeitmanagementpläne aller EU-Fischereien, durch ein Verbot des Rückwurfs unbeabsichtigt gefangener Tiere und die Anwendung des Konzepts des höchstmöglichen Dauerertrags. Flankierend hierzu müssen auch die Nachfrage und der Handel mit nachhaltig gefangenem Fisch stimuliert werden. Der WWF-Deutschland unterstützt das Nachhaltigkeitszertifikat MSC (*Marine Stewardship Council*) und regt bei den größten Fischhändlern Deutschlands an, nur noch wild gefangenen Fisch mit diesem Label zu vertreiben.

Minderung des ökologischen Fußabdrucks Die Vereinten Nationen rechnen mit einem Anstieg der menschlichen Bevölkerung von sieben Milliarden Menschen im Jahr 2011 auf über neun Milliarden im Jahr 2050 und zehn Milliarden im Jahr 2100. Infolge dieser Zunahme der Bevölkerung, aber vor allem auch infolge zunehmenden Wohlstands in den Schwellenländern (und anhaltend hohen Wohlstands in OECD-Ländern) prognostizieren Projektionen der UN eine Verdopplung des menschlichen Konsums bis zum Jahr 2050. Verstädterungsprozesse, dadurch bedingte Abkoppelung von der Urproduktion und erhöhte Mobilität und Energiebedarf, zunehmender Wohlstand und steigender Konsum von tierischen Proteinen erhöhen den ökologischen Fußabdruck pro Kopf in weiten Teilen der Welt. Die FAO geht unter den vorgenannten Annahmen von einer notwendigen Steigerung der Lebensmittelproduktion um 70 % aus. Auch wenn die Reduktion von Nacherneteverlusten und Lebensmittelverschwendung einen großen Beitrag zur zukünftigen Ernährungssicherung leisten kann, bleibt die Herausforderung immens. Es ist letztlich kein Szenario denkbar, das nicht von einer sich dramatisch verschärfenden Konkurrenz um die fruchtbaren Böden der Erde einschließlich der Wälder, Grasländer und Feuchtgebiete ausgeht. Dieser Druck zur Ausdehnung der landwirtschaftlichen Produktion wird ganz überwiegend zulasten besonders artenreicher tropischer Ökosysteme gehen und bildet bereits heute die Hauptursache für den Rückgang von Biodiversität.

Um eine möglichst große Wirkung, eine enge Wechselbeziehung mit den Biodiversitätszielen und Sozialverträglichkeit sicherzustellen, orientiert sich die *Footprint*-Strategie des WWF-Deutschland an folgenden Leitgedanken bzw. Prinzipien:

- Die Biodiversität kann ohne Reduktion des ökologischen Fußabdrucks nicht erhalten werden.
- Die Ansätze zur Minderung des ökologischen Fußabdrucks sollten auf jene Einflussgrößen ausgerichtet werden, die besonders stark direkt oder indirekt die Biodiversität in den prioritären Regionen des WWF bedrohen.
- Konzentration auf die global wichtigsten Komponenten des ökologischen Fußabdrucks: Kohlenstoff, Wasser, ausgewählte Agrarrohstoffe (insbesondere: Palmöl, Soja, Zuckerrohr, Baumwolle), Holz und Fisch, deren Übernutzung am meisten zum Biodiversitätsverlust weltweit und insbesondere in den prioritären Regionen des WWF beiträgt.
- Der ökologische Fußabdruck sollte grundsätzlich entlang der gesamten Wirkungskette, von der Rohstoffgewinnung auf dem Acker über die Verarbeitung, den Handel zum Konsumenten betrachtet und bearbeitet werden.
- Der WWF nutzt Märkte (Market Transformation) und Politik als strategische Ansätze.
- Bei der zu erwartenden Verschärfung der Konkurrenz um Flächen und Ressourcen müssen alle Strategien des WWF die physischen und sozialen Grundbedürfnisse der Menschen heutiger und zukünftiger Genera-

tionen berücksichtigen und jedem Menschen ein grundsätzlich gleiches Recht zur Teilhabe an der Verteilung von Ressourcen zubilligen.

Strategische Ansätze Entlang der o. g. Leitgedanken baut der WWF-Deutschland seine Strategie zum ökologischen Fußabdruck auf drei strategischen Ansätzen auf:

- Nachhaltige Lebensstile/Märkte und Verbraucher mobilisieren: Durch Kooperation mit weltweit oder national strategisch bedeutenden Partnern kann der WWF dazu beitragen, neue Trends anzustoßen oder vorhandene Trends zu befördern, die mindestens langfristig zur Änderung des Konsumverhaltens oder Lebensstils breiterer Bevölkerungsgruppen führen können.
- Nachhaltige Landnutzung und naturverträgliche Steuerung des Landnutzungswandels: Den Ansatz, Nachhaltigkeitsstandards für die Anbaumethoden und die Planung von Plantagen und Ackerflächen durchzusetzen, will der WWF-Deutschland um die ordnungsrechtliche Komponente einer verbindlichen Landnutzungsplanung ergänzen. In strategisch relevanten Ländern bzw. Regionen Asiens und Südamerikas unterstützt der WWF-Deutschland zurzeit die Erhebung von Grundlagendaten für eine nachfolgende Landnutzungs- und Schutzgebietsplanung.
- Green Economies: Ziel des Green-Economies-Ansatzes ist es, Unternehmen, Wirtschaftssektoren und letztlich ganze Volkswirtschaften zu nachhaltigen Wirtschaftmodellen und einem Ressourcenverbrauch zu bewegen, der in den Grenzen der vom Planeten vorgegebenen Biokapazität bleibt.

Klimaschutz und Energiepolitik Um den Klimawandel wirksam zu bekämpfen, setzt sich der WWF dafür ein, dass sich in allen Regionen der Welt sogenannte „*Low Carbon Economies*" etablieren, in denen weitgehend die vollständige Vermeidung der Treibhausgase bis 2050 erreicht wird. Führenden Industrieländern, wie Deutschland, kommt hierbei eine Vorbildfunktion zu. Darüber hinaus müssen die genutzten Ökosysteme der Erde und die landwirtschaftlichen Flächen in die Lage versetzt werden, wieder Kohlenstoff zu speichern. Die Entwicklung der vergangenen Jahrzehnte, nach denen Land- und Forstwirtschaft durch Waldrodung und -degeneration, den Umbruch von Steppenböden, die Entwässerung von Mooren und den Verlust von in Böden gebundenem Kohlenstoff zu den größten CO_2-Emmitenten aufstiegen, muss umgekehrt werden. Die Ansätze, derer sich das Klimaschutzprogramm bedienen wird, sind:

Klimaschutzpolitik national: Deutschland und im weiteren Sinne die Europäische Union sollen auf einen wirtschaftlichen Pfad gebracht werden, der eine Emissionsminderung bis 2050 um rund 95 % ermöglicht und damit Vorbild für andere Regionen sein kann. Die erneuerbaren Energien müssen viel stärker ausgebaut und der Energieverbrauch infolge stark verbesserter Energieeffizienz drastisch gesenkt werden. Beim Ausbau der erneuerbaren Energien wird es insbesondere wichtig sein, genügend Speicherkapazitäten und Übertragungsnetze (Infrastruktur) zu errichten sowie finanzielle Anschlussoptionen an die Post-EEG-Zeit (Erneuerbare Energien Gesetz) zu finden.

Klimaschutzpolitik international: Der WWF wird sich weiter in einem internationalen Rahmen für Klimaschutz unter dem Dach der Vereinten Nationen einsetzen. Der WWF will durch verstärkte bilaterale und multilaterale Kooperationen (*Low Carbon* Strategien) zwischen Deutschland und wichtigen Schwellen- und Entwicklungsländern dazu beitragen, dass die internationalen Anstrengungen im Klimaschutz vorankommen und nach dem enttäuschenden Verlauf der internationalen Verhandlungen über ein verbindliches Rahmenabkommen neues Vertrauen aufgebaut werden kann.

Unternehmerische Verantwortung: Um die politische Zielerreichung der Klimaarbeit des WWF sicherzustellen, gewinnt die aktive Zusammenarbeit mit der Unternehmensseite an Bedeutung. Die nachstehend formulierten Strategiekomponenten sind dabei in Abhängigkeit von Ressourcenaufbau im WWF zu verstehen und umsetzbar. Unternehmensarbeit im Sinne der Klimastrategie des WWF-Deutschland zielt auf die Unterstützung von WWF-Politikpositionen, den Abbau monolithischer Antiklimaschutzpositionen in der Industrie, die Demonstration von Machbarkeitsmodellen sowie die

Mobilisierung von Finanz- und Kapitalmärkten für den Klimaschutz.

Die Nationale Naturschutzstrategie für Deutschland Der WWF-Deutschland ist mit der Mehrzahl seiner Aktivitäten in der Welt zu Hause; er folgt damit der Prioritätensetzung des WWF-Netzwerkes. Seine Wurzeln aber liegen in Deutschland, und die Verantwortung für die Naturschätze in fernen Ländern lässt sich nicht gänzlich von der Verantwortung für die Natur im eigenen Land trennen. Der WWF-Deutschland hat daher in seinem Leitbild und seiner Satzung ein deutliches Bekenntnis für ein nationales Naturschutzprogramm festgeschrieben. Der WWF setzt sich in seinen deutschen und europäischen Naturschutzprojekten für den Schutz international und bundesweit bedeutender natürlicher Ökosysteme, besonders artenreicher Kulturlandschaften und ausgewählter Tierarten („Wildnis und *Wildlife*") ein. Dies beinhaltet vorrangig

(1) solche natürlichen Ökosystemtypen, die sich zur Entwicklung von Wildnissen eignen und für deren Erhalt und Entwicklung Deutschland eine hohe internationale Verantwortung trägt:
   - Große zusammenhängende Wälder, vorwiegend Rotbuchenwälder;
   - Seen, Moore, Flüsse;
   - Nordsee, Wattenmeer und Ästuare von Ems, Weser und Elbe; Ostsee und Boddenküste;
   - Ökoosysteme der Alpen, Voralpenflüsse;
   - Sonstige Flächen mit dem Potenzial zur Wildnisentwicklung: ehemalige Truppenübungsplätze, Bergbaufolgelandschaften.
(2) herausragende Beispiele historisch gewachsener Kulturlandschaften, die aufgrund ihrer besonders reichen Ausstattung an Landschaftsstrukturen und extensiv genutzten Lebensraumtypen auf Sonderstandorten eine bundesweite Bedeutung für die Biodiversität haben.
(3) Flaggschiffarten, die sich als Botschafter eines groß dimensionierten Naturschutzes eignen: Wolf, Bär, Luchs, Wisent, Elch, Fischotter, Kegelrobbe, Schweinswal, Adler, Kranich und Störe.

Projektbeispiel des WWF: Regenwaldschutz im Herzen Borneos Borneo beherbergt einen der letzten großen Waldblöcke Südostasiens und eine der größten Artenvielfalten der Welt. Diese drittgrößte Insel der Erde ist Heimat von Orang-Utans, Nasenaffen, Nashornvögeln und unzähliger weiterer Tier- und Pflanzenarten. Doch die Wälder Borneos sind bedroht. In ihnen wird illegal Holz geschlagen und nicht nachhaltige Forstwirtschaft betrieben. Vor allem aber soll der Wald einer immer weiter wachsenden Zahl von Palmölplantagen weichen. Doch auch anderen Ausbeutungsinteressen steht er im Weg – beispielsweise als Fläche zum Anbau verschiedener landwirtschaftlicher Produkte und der Gewinnung von Zellstoff. Von 1985 bis 2007 verlor Borneo pro Jahr im Schnitt 860.000 Hektar Wald. Heute sind nur noch knapp über 50 Prozent der Insel von Wald bedeckt. Lücken und Schneisen sind in den einst dichten Waldteppich geschlagen.

Das alles macht den Wald verwundbar: Er wird anfälliger für Brände und extreme Wetterereignisse. Die fortdauernde Waldzerstörung führt auch bei der einheimischen Bevölkerung, die auf intakte Wälder für ihren Lebensunterhalt und ihre Kultur angewiesen ist, zu schwerwiegenden Folgen. Der WWF hat sich zum Ziel gesetzt, dem Trend entgegenzuwirken und den letzten großen, zusammenhängenden Waldblock, das *Heart of Borneo*, zu bewahren. Eine der Schwerpunktregionen des WWF ist der indonesische Südwesten des „*Heart of Borneo*".

„Heart of Borneo" – was ist das eigentlich? Das „*Heart-of-Borneo*"-Gebiet umfasst mit 220.000 Quadratkilometern die Hochlandregionen Borneos, die zu Indonesien, Malaysia und Brunei gehören. Nach langer Vorbereitung wurde am 12. Februar 2007 die „*Heart-of-Borneo*"-Erklärung von den Forstministern der drei Länder unterzeichnet. Darin legen sie fest, dass im „Heart of Borneo" ein Netzwerk aus geschützten Gebieten und nachhaltig bewirtschafteten Wäldern entstehen soll. Inzwischen hat jedes Land einen Aktionsplan erarbeitet, die zu einem gemeinsamen Dreiländerplan mit folgender Zielsetzung zusammengeführt wurden: Grenzüberschreitendes Management, Schutzgebietsmanagement, nachhaltiges Ressourcenmanagement, Ökotourismusentwicklung und *Capacity Building*.

Bis zum Jahr 2005 war die Region ein Brennpunkt der illegalen Regenwaldabholzung. Dann machte die indonesische Regierung ernst und

setzte dem Raubbau an der Natur ein Ende. Dazu haben entscheidend die verdeckten Ermittlungen des WWF beigetragen. Hauptprofiteur des illegalen Holzeinschlags war eine regelrechte „Holzmafia". Dieser bereitete die indonesische Regierung ein Ende. Aber auch die ländliche Bevölkerung erwirtschaftete sich mit illegalem Abholzen ein bescheidenes Einkommen. Daher war es notwendig, alternative und nachhaltige Einkommensmöglichkeiten zu schaffen. Genau dieser Erkenntnis folgt der WWF. Im Fokus stehen dabei drei Nationalparks mit ihren Pufferzonen und ein Korridor, nämlich die Nationalparks Betung Kerihun (800.000 ha) und Danau Sentarum (132.000 ha), der Wildtierkorridor am Leboyan-Fluss zwischen diesen Nationalparken und der Bukit Baka Bukit Raya Nationalpark (181.000 ha).

Einführung eines gemeinsamen Parkmanagements Tatsächlich gehört in allen drei Nationalparks das Parkmanagement zu den Schwachstellen. Formal ist nur die Zentralregierung für das Management der Nationalparks zuständig. Diese setzt zwar vor Ort eine Nationalparkbehörde ein, doch fehlt es der zumeist an personellen und finanziellen Kapazitäten, um ein effektives Parkmanagement sicherzustellen.

Oberstes Ziel des Parkmanagements muss es sein, die Natur vor illegalen Übergriffen zu schützen. Doch das gelingt nur dann, wenn man die Interessen der lokalen Bevölkerung respektiert und diese Menschen in die Schutzbemühungen einbezieht, damit sie die Unversehrtheit der Natur zur eigenen Angelegenheit machen. Eine respektierte Pufferzone leistet das Übrige, denn intensive Ressourcennutzung (z. B. Ölpalmplantagen) in der Nachbarschaft kann den Nationalpark in Mitleidenschaft ziehen. Andererseits muss die Pufferzone den lokalen Gemeinden Einkommensmöglichkeiten eröffnen, damit die Ressourcen in der Kernzone des Nationalparks unangetastet bleiben. Für die Pufferzonen sind allerdings die Distriktregierungen verantwortlich. Deshalb setzt sich der WWF für die Einführung eines gemeinschaftlichen Parkmanagements ein. Auch gibt es Weiterbildungsveranstaltungen für die lokale Landbevölkerung (Abb. 16.13).



Abb. 16.13 Schulung von lokalen Landwirten. Foto WWF-Archiv

Erschließung nachhaltiger Einkommensmöglichkeiten Die Menschen in den Wäldern Westkalimantans brauchen legale Einkommensmöglichkeiten. Beim illegalen Holzeinschlag verdienten junge Männer aus den Dörfern umgerechnet lediglich 50 Cent je Kubikmeter gelieferten Holzes. Hingegen erzielt der Kubikmeter Meranti-Holz auf den internationalen Märkten etwa 100–160 Euro. Für den Handel und Abnehmer ein glänzendes Geschäft – ein schlechtes für die jungen Männer und ein zerstörerisches für den Wald. Als Alternative zur Waldrodung will der WWF zusammen mit der lokalen Bevölkerung die Landwirtschaft entwickeln (Anbau traditioneller Reissorten, verbesserter Gemüseanbau, Anbau von Dschungelkautschuk u. a.), um die Ernährungs- und Einkommenssituation der Gemeinden zu verbessern. Vom WWF ermittelte Marktanalysen helfen dabei, die Möglichkeiten besserer Vermarktung von landwirtschaftlichen Produkten in der Region abzuschätzen.

Aussicht auf Erfolg bei der Erschließung einträglicher Einkommensquellen sieht der WWF auch im Aufbau eines Ökotourismusprogramms für Besucher des Betung-Kerihun- und des Danau-Sentarum-Nationalparks (Abb. 16.14).

Aufklärungsarbeit und Fortbildung Wie schärft man den „Blick" für die Schönheit und Schutzwürdigkeit der Natur? Indem man sich ihr zuwendet, auch mit ästhetischen Mitteln. Aus dieser Erkenntnis heraus entstand die Idee, Gemeindemitglieder mit Fotokameras auszurüsten, damit sie Orang-Utans und deren Lebensraum – der ja auch der ihre ist – fotografieren.



Abb. 16.14 Ökotourismus. Foto WWF-Archiv

Später dann werden die Fotografien der Gemeinde präsentiert und gemeinsam diskutiert. So bietet sich Gelegenheit, die Natur mit anderen Augen zu betrachten und über deren Schutzbedürftigkeit nachzudenken. Über das, was die Fotos nicht zeigen, klärt der WWF die Gemeinden auf – wie wichtig beispielsweise die Orang-Utans für das Ökosystem Wald sind und dass es gesetzlich unter Strafe steht, sie zu töten.

Das Recht kommt nur dort zur Geltung, wo Wilderei und illegales Abholzen verfolgt und Beweise gesichert werden. Eben dazu, zur Strafverfolgung und Beweissicherung, bietet der WWF Fortbildungen an. Zu selten ist das eigentlich dafür zuständige Personal entsprechend ausgebildet. Und da das häufig auch wegschaut, entwickelt der WWF Medienkampagnen, damit Wilderer nicht ungeschoren davonkommen.

16.4.9 Die Zoologische Gesellschaft Frankfurt (ZGF, international FZS – *Frankfurt Zoological Society*)

Wer in die Serengeti reist, der wird früher oder später einem Fahrzeug mit einem großen Aufkleber des Gorilla-Logos der Zoologischen Gesellschaft Frankfurt (ZGF) begegnen. In Tansania und in vielen anderen Ländern, in denen die ZGF aktiv ist, wird sie nur „Frankfurt" genannt. Was aber tut „Frankfurt" hier draußen in der Savanne der Serengeti?

Bernhard Grzimek, ehemals Zoodirektor in Frankfurt und Präsident der ZGF, schickte 1978 den jungen Schweizer Biologen Markus Borner nach Rubondo, einer idyllischen Insel im Viktoriasee. Borner sollte der tansanischen Nationalparkbehörde TANAPA helfen, die Infrastruktur des Rubondo Nationalparks aufzubauen. Seit seinen ersten Reisen nach Afrika in den 1950er-Jahren war Bernhard Grzimek davon überzeugt, dass die unberührten Wildnisgebiete und ihre einzigartige Tierwelt nicht überleben würden, wenn immer mehr Menschen unseren Planeten bevölkern und immer mehr Raum für sich beanspruchen würden. Eine Vision, die sich als nur allzu wahr herausstellen sollte. Grzimek unterstützte daher mit „seiner" Zoologischen Gesellschaft afrikanische Nationalparks mithilfe von Spendengeldern, die er in Deutschland vor allem bei den Zuschauern seiner in den 70er- und 80er-Jahren populären Fernsehsendung „Ein Platz für Tiere" sammelte. Mit der Entsendung von Borner nach Rubondo ging Grzimek nun einen Schritt weiter. Er wollte nicht nur Geld an afrikanische Nationalparks geben, sondern ihnen einen Partner zur Seite stellen, der mit Know-how die Entwicklung und den Schutz des Parks vorantreiben würde.

Dies ist bis heute das Grundverständnis der ZGF in ihren Projekten vor Ort: Sie versteht sich als Partner der jeweiligen Schutzgebietsbehörden, der dort hilft, wo diesen selbst die Mittel und Kapazitäten fehlen oder die Hände gebunden sind. Verantwortungsvoller und transparenter Umgang mit den lokalen Partnern ist ein Grundprinzip ihrer Arbeit und ein wesentlicher Bestandteil ihres Erfolges.

Im Jahr 2012 hat die Zoologische Gesellschaft Frankfurt weltweit 8,9 Mio. Euro in ihre Naturschutzprojekte investiert. Dieses Fördervolumen

setzt sich im Wesentlichen zusammen aus Spenden, eigenen Kapitalerträgen und Drittmitteln von großen deutschen wie internationalen Geberorganisationen. Hier hat sich die ZGF im letzten Jahrzehnt einen exzellenten Ruf erarbeitet, sodass mittlerweile mit Unterstützung deutscher Geber wie KfW, GIZ, dem Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung BMZ oder dem Bundesumweltministerium BMU große Projekte in Tansania, Peru, Guyana oder Kasachstan umgesetzt werden können. Auch von internationalen Gebern erhält die ZGF Projektförderung, etwa von der Weltbank, vom US Fish & Wildlife Service sowie zahlreichen anderen Stiftungen und Organisationen.

Zurück nach Tansania: 1983 wechselte Markus Borner mitsamt seiner jungen Familie von der Insel im Viktoriasee in die benachbarte Serengeti. Seine Mission war die gleiche, doch die Umstände schwierig, bisweilen sogar lebensgefährlich. Die Serengeti erlebte damals eine Welle der Wilderei und Gewalt. Bewaffnete Überfälle auf die Rangerposten waren keine Seltenheit. Heute, 30 Jahre später, sind Parkmanagement, Infrastruktur und Rangereinheiten der Serengeti gut aufgestellt und es gibt mehr Tiere als zu Grzimeks Zeiten. Seit drei Jahrzehnten ist die ZGF in der Serengeti aktiv – getreu einem ihrer wichtigsten Grundsätze, nämlich ihren Partnern ein langfristiges Engagement zuzusichern. Sie hat unzählige Flugstunden mit ihrer Cessna geleistet, um grundlegende Daten zu den Wildtierbeständen des Parks zu gewinnen, sie hat Fahrzeuge für Ranger nicht nur beschafft sondern in einer eigenen Werkstatt gewartet und somit deren Einsatzfähigkeit garantiert. Sie hat ein Besucherzentrum für den Park errichtet, die Wiederansiedlung von Nashörnern durchgeführt, Wissenschaftlern, Rangern und Veterinären eine Aus- und Weiterbildung ermöglicht, den Park bei seinen Planungs- und Managementprozessen unterstützt und durch stetiges Fundraising Mittel eingeworben.

Mehr als Serengeti Der Serengeti Nationalpark in Tansania (▶ Box 5.3) ist so etwas wie die Keimzelle des heutigen Naturschutzengagements der ZGF. Dort begann, was heute zu einem umfassenden Programm mit rund 45 Projekten und Programmen zum Schutz herausragender Wildnisgebiete und Nationalparks in 18 Ländern angewachsen ist. Von einer kleinen Zoofördergesellschaft mit Natur- und Artenschutzprojekten, verstreut über die ganze Welt, ist die ZGF heute zu einer strategisch ausgerichteten Naturschutzorganisation mit gut 300 Mitarbeitern weltweit geworden.

Der naturschutzfachliche Fokus aller Projekte liegt auf dem Schutz von Wildnisgebieten und der Erhaltung von biologischer Vielfalt. An diesen beiden Kriterien orientieren sich sämtliche Projekte und Programme. Die Konzentration auf den Schutz biodiversitätsreicher Regionen wird heute weltumspannend als Kernaufgabe angesehen. Wir brauchen die Vielfalt an Genen, Arten und Ökosystemen für unser eigenes Überleben. Mehr als drei Viertel aller Arten konzentrieren sich auf 20 Prozent der Erdoberfläche. Die Tropenzone ist dabei von höchster Bedeutung. Wenn Zeit und finanzielle Ressourcen knapp sind und Konflikte zwischen Nutzung und Schutz dramatisch zunehmen, dann ist es geradezu zwingend, dass man sich auf besonders artenreiche Regionen – auf die Schatzkammern – konzentriert.

ZGF-Engagement in biodiversitätsreichen Regionen Die ZGF engagiert sich in biodiversitätsreichen Gebieten in Mittel- und Osteuropa, in Ostafrika, im zentralen Südamerika und in Südostasien. Bei den Lebensräumen liegt der Schwerpunkt auf den großen Graslandschaften, den Wäldern, den Feuchtgebieten und den Gebirgen. In Europa hat die ZGF ihr Programm deutlich fokussiert. Wildnisentwicklung in Deutschland und der Schutz ursprünglicher Lebensräume auf dem Balkan, in der Ukraine, in Belarus und Kasachstan sind hier die Schwerpunkte.

In Ostafrika sind Tansania, die Demokratische Republik Kongo, Sambia, Simbabwe und Äthiopien die ZGF-Projektländer. Neben dem großen Programm in Peru und einem beginnenden Engagement in Guyana sollen in Südamerika weitere neue Projekte entwickelt werden, denn nirgends sonst gibt es noch so große, so unberührte und so artenreiche Lebensräume wie dort.

Klares Bekenntnis zur Wildnis Die ZGF bekennt sich klar zur Wildnis. Darunter versteht sie große, weitgehend intakte Gebiete, in denen natürliche Prozesse ohne das Eingreifen von Menschen ablau-

fen. Damit sind Wildnisgebiete ein fundamentaler Bestandteil bei der Erhaltung der Biodiversität, die ja den Schutz von ganzen Ökosystemen mit einschließt. Zudem sind sie wichtige Referenzflächen für unser eigenes menschliches Handeln; sie sind Puffer im Klimawandel und sie sind besonders attraktiv für einen angepassten Naturtourismus, mit dem dann wiederum auch Mittel zum Unterhalt der Gebiete generiert werden können. Wildnis heißt: Natur ohne uns, für uns. Wildnisschutz ist der am stärksten selbstlose und gemeinnützige Ansatz im Naturschutz. Wildnis sichert Lebensräume für Tiere und Pflanzen, die selbst nicht für ihre Rechte einstehen können und sie erhält den Menschen der Zukunft Handlungsoptionen. Wer sich dem Schutz von Wildnis verschreibt, stellt Nachhaltigkeit in das Zentrum seines Handelns.

Für alle ZGF-Projekte gilt: Wildnis sollte möglichst groß sein. Während im dichtbesiedelten Deutschland Flächen von mehr als 1000 Hektar bereits attraktiv sein können, sind dies in Asien Flächen von 10–100.000 Hektar. In Südamerika und Afrika liegt die Messlatte deutlich höher, und besonders attraktive Flächen umfassen mehr als eine halbe Million Hektar. Eine ähnliche Abstufung gibt es beim Naturzustand: In Mitteleuropa können Wildnisentwicklungsgebiete, wie z. B. ehemalige Truppenübungsplätze, bereits interessant sein, während in den anderen Regionen noch weitgehend intakte Naturlandschaften im Fokus stehen.

Wildnis sollte möglichst frei vom Wirken des Menschen sein. Doch solche Gebiete gibt es kaum. So müssen Siedlungsdichte und der Einfluss der Menschen in jedem Gebiet gesondert betrachtet werden. Unkontaktierte Waldindianer in den peruanischen Nationalparks haben keinen negativen Einfluss auf die Biodiversität oder die Wildnis – sie sind ein Teil davon. Äthiopische Bauern mit ihren großen Viehherden in den empfindlichen Nationalparks der afroalpinen Zone jedoch schon. Wie bei der Wildnisentwicklung gilt es, die Perspektive für Schutzgebiete zu beurteilen. Gibt es Chancen, dass die Menschen die Schutzgebiete freiwillig verlassen und außerhalb besser geeignete Lebensbedingungen finden? Die Grundformel zur Priorisierung ist einfach: Je größer, je artenreicher, je intakter, je weniger vom Menschen beeinflusst, desto besser.

Organisationsstruktur Die Zoologische Gesellschaft Frankfurt von 1858 e. V. ist ein eingetragener, als gemeinnützig anerkannter Verein mit Sitz in Frankfurt am Main. Der Verein hat rund 3640 Mitglieder, eine hauptamtliche Geschäftsstelle in Frankfurt und einen ehrenamtlichen Vorstand. Er verfolgt satzungsgemäß zwei Ziele: die Erhaltung von biologischer Vielfalt und Wildnisgebieten weltweit und die Förderung des Zoos Frankfurt. Einen Großteil ihrer Projekte und Programme führt die ZGF mit eigenen Mitarbeitern direkt vor Ort durch. Darüber hinaus unterstützt die ZGF auch vielfach Partnerorganisationen in den Projektländern.

Projektbeispiel der ZGF: Schutz des Serengeti-Nationalparks Mit Bernhard Grzimeks „Serengeti darf nicht sterben" begann Ende der 50er-Jahre das Frankfurter Engagement für die Serengeti. Seit drei Jahrzehnten steht die Zoologische Gesellschaft Frankfurt im Serengeti Nationalpark aktiv als Partner vor Ort dem Park zur Seite. Für die ZGF ist die Serengeti eine ihrer „*Legacy Landscapes*", ein Gebiet von globaler Bedeutung, immenser Schönheit und biologischer Komplexität, das um keinen Preis verloren gehen darf und für das wir als Menschheit die Verantwortung tragen, um es für künftige Generationen zu erhalten.

Die Serengeti ist eins der großen Naturwunder der Erde. Die Migration von fast 1,5 Mio. Tieren – Gnus, Zebras, Antilopen – ist eine der letzten großen Wanderungen von Landsäugetieren, die auf unserer Erde erhalten geblieben ist. Die große Vielfalt der afrikanischen Tierwelt ist in der Serengeti noch vorhanden, global bedeutsame Populationen von Löwen und Elefanten leben hier. Die Interaktionen und Vernetzungen im Ökosystem, der Ablauf und die Dynamik natürlicher Prozesse lassen sich hier beobachten. Vieles, was wir über Savannenökosysteme und ihre Bewohner wissen, wurde in der Serengeti erforscht.

Praktischer Naturschutz Um die Serengeti in ihrer Integrität zu erhalten, unterstützt die Zoologische Gesellschaft Frankfurt (ZGF) den Nationalpark zum einen logistisch, zum anderen mit naturschutzfachlichem Wissen.

Während in den ersten Jahrzehnten auf akuten Bedarf reagiert wurde und die ZGF vor allem Ausrüstung und Infrastruktur (Fahrzeuge, Flug-

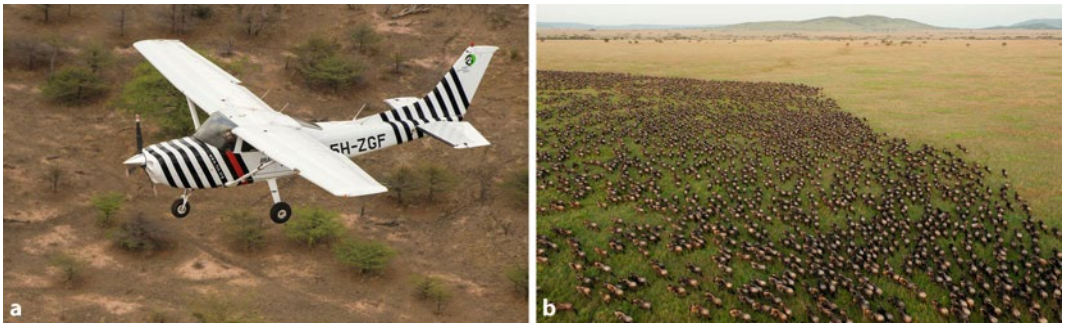


Abb. 16.15a,b **a** Das ZGF-Flugzeug in der Serengeti, unerlässlich für Tierzählungen, Bekämpfung der Wilderei und schnelle sichere Verbindungen zwischen den Projekten; **b** Gnu-Herde aus dem Flugzeug fotografiert. Fotos: ZGF-Archiv (a), Daniel Rosengren, ZGF (b)

zeugunterstützung bei Tierzählungen, Rangerausrüstung, Gebäude) sowie Ausbildungsunterstützung beisteuerte (Abb. 16.15), steht sie heute dem Park strategisch in allen Fragen des Naturschutzes und der Planung zur Seite. Die gravierendste Änderung gegenüber den Naturschutzansätzen der 70er- oder 80er-Jahre ist jedoch die Einbindung der lokalen Bevölkerung, ohne die Naturschutz heute nicht mehr gelingen kann. Sogenannte „*Community Conservation*" ist daher ein integraler Bestandteil aller Projekte der ZGF in Afrika. Besonders im Umfeld der Serengeti ist die ZGF mit dem Projekt „*Serengeti Community Outreach*" in den Gemeinden aktiv. Darüber hinaus wird im Rahmen des länderübergreifenden Forschungsprogramms CREATE (*Conservation Research for East Africa's Threatened Ecosystems*) untersucht, inwieweit Maßnahmen zur Förderung kleiner lokaler Unternehmungen – etwa Honigproduktion oder Hühnerzucht – mit den Naturschutzzielen im benachbarten Nationalpark in Einklang zu bringen sind oder inwieweit sie die Naturschutzbemühungen konterkarieren.

Massives Engagement gegen Wilderei Trotz ihrer Berühmtheit und trotz aller Schutzmaßnahmen bleibt die Serengeti zurzeit nicht von der Wilderei auf Elefanten und Nashörner verschont, die überall auf dem afrikanischen Kontinent besorgniserregend zugenommen hat. Die ZGF hat ihre Anstrengungen und vor allem ihr finanzielles Engagement drastisch erhöht, um gemeinsam mit den staatlichen tansanischen Behörden und anderen Institutionen die Serengeti sowie andere Schutzgebiete im Kampf gegen Wilderer zu unterstützen. Dank der Unterstützung durch private Geber sowie durch deutsche Entwicklungsgelder (BMZ, GIZ) wird die ZGF ihre tansanischen Partner mit modernster Ausrüstung und verbessertem Training in der Wildereibekämpfung deutlich stärken können. Parallel dazu arbeitet die ZGF gemeinsam mit den Parks an umfangreichen Sicherheitskonzepten, denn neben der ganz praktischen Hilfe bleibt die fachliche Unterstützung die Stärke der ZGF.

Literatur

BUND (2012) Biotopmanagement im Grünen Band. Projektbüro Grünes Band, Nürnberg

Frobel K, Riecken U, Ullrich K (2009) Das „Grüne Band" – das Naturschutzprojekt Deutsche Einheit. Natur Landschaft 84:339–403

Lang A, Geidezis L, Schneider-Jacoby M, Strauss S (2009) Das Grüne Band Europa: Gemeinsames Naturerbe als Basis für eine regionale Identität. Natur Landschaft 84:404–408

Niekisch M (2010) Die Vielfalt bringt's. Klimawandel, Schutz der Biodiversität und Ernährungssicherung – Zusammenhänge, Potenziale und nächste Schritte. – In: Böll Thema 2/10 Landwirtschaft und Klimawandel, Berlin, S.14-15

Schlumprecht H, Kreutz M, Lang A (2009) Schutzwürdige Landschaften am Grünen Band – eine europaweite Übersicht als Arbeitsgrundlage für grenzübergreifendes Management und Handeln. Natur Landschaft 84:409–413

Schutz durch nachhaltige Nutzung und Umweltbildung

Rüdiger Wittig, Manfred Niekisch

17.1 Nachhaltigkeit – 530
17.1.1 Herkunft des Begriffes sowie negative und positive Beispiele – 530
17.1.2 Die Wandlung des Nachhaltigkeitsbegriffes – 535
17.1.3 Ist Nachhaltigkeit im ursprünglichen Sinne realisierbar? – 537
17.2 Maße für den Flächenverbrauch – 539
17.3 Umweltbildung – 540
Literatur – 545

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_17, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Als Möglichkeit zur Erhaltung der Biodiversität wird seit der Konferenz von Rio häufig das Prinzip der Nachhaltigkeit genannt (▶ Abschn. 17.1). Wie in ▶ Kap. 11 gezeigt wurde, kann die Biodiversität nur dann bewahrt werden, wenn es gelingt, auch ungestörte „Wildnisbereiche" zu bewahren oder wiederherzustellen. Sehr bedeutsam sind daher alle Methoden, die den Flächenverbrauch aufzeigen, der mit einer Handlung oder einem Produkt verbunden ist und so zu Überlegungen anregen, wie der Flächenverbrauch reduziert werden kann (▶ Abschn. 17.2). In allen Fällen ist Umweltbildung (▶ Abschn. 17.3) ein wichtiges Mittel.

17.1 Nachhaltigkeit

17.1.1 Herkunft des Begriffes sowie negative und positive Beispiele

Das Prinzip der Nachhaltigkeit stammt aus der deutschen Forstwirtschaft, ohne dass dabei sofort der Begriff geprägt wurde. Zum ersten Mal erwähnt wurde er wohl von ▶ von Carlowitz (1713, S. 105: „nachhaltende Nutzung"). Schon seit mehreren Hundert Jahren gilt in der Forstwirtschaft, dass man einem Wald nur so viel Holz entnehmen darf, wie nachwachsen kann (Näheres zur Geschichte des Begriffes: s. Grober 2013). Nachfolgende Generationen erhalten auf diese Weise die gleichen Nutzungsmöglichkeiten wie die momentan den Wald nutzende Generation (s. a. Birnbacher 1988). Ist dies gewährleistet, so gilt die Nutzung als nachhaltig (engl. *sustainable*). Nachhaltig kann demnach nicht nur die Nutzung von Wäldern und Forsten, sondern die jeder nachwachsenden oder regenerierbaren Ressource sein, also z. B. die von Wiesen, Äckern, Böden, Gewässern oder auch einzelnen Arten. Wie in ▶ Abschn. 11.2 dargelegt, ist die weltweite Nutzung der marinen Fischbestände derzeit nicht nachhaltig. Ein anderes Beispiel für fehlende Nachhaltigkeit ist die Nutzung der Afrikanischen Teufelskralle (▶ Box 17.1), denn deren Bestände sind nutzungsbedingt stark zurückgegangen.

Das Prinzip der Nachhaltigkeit hat dafür gesorgt, dass Wälder und Forste in Mitteleuropa immerhin noch fast 40 % der Landesfläche ausmachen (◘ Tab. 7.1). Dies war möglich, da Wälder kommerziell genutzt werden und die moderne Forstwirtschaft von Anfang an auf Nachhaltigkeit gesetzt hat. In der Landwirtschaft war Nachhaltigkeit dagegen bisher kein allgemein beachteter Grundsatz. Im Gegenteil basieren doch viele heute als schutzwürdig angesehene Vegetationstypen auf nichtnachhaltiger Ausbeutung (Übernutzung) der Natur im Zuge traditioneller Landwirtschaft; insbesondere ist dies für Heidelandschaften zutreffend, aber auch für binnenländische Dünen sowie manche Fels- und Volltrockenrasen. Die industrielle Landwirtschaft ist ebenfalls weit von Nachhaltigkeit entfernt:

- Düngemittel und Pestizide haben vielerorts zu Belastungen des Grundwassers und der Oberflächengewässer geführt,
- der Einsatz schwerer Maschinen hat ertragsschädigende Bodenverdichtungen bewirkt,
- die Massentierhaltung trägt zur Eutrophierung der Landschaft bei,
- die Viehwirtschaft ist ein bedeutender Emittent von Treibhausgasen,
- die Entwässerung von Moorwiesen zur Ertragssteigerung setzt ebenfalls Treibhausgase frei.

Der Verzicht auf derartige Praktiken bedeutet (zumindest kurzfristig) eine quantitative Verringerung der Produktion. Soll das Einkommen der Landwirte gehalten werden, müssen daher die Preise steigen. Dies ist in gewissem Rahmen möglich, denn es gibt einen Kundenkreis, der bereit ist, für nachweislich „ökologisch" produzierte Lebensmittel mehr zu zahlen. Das Gros der Bevölkerung aber verlangt nach möglichst niedrigen Preisen. Die mit dem Schutz von Arten und Biotopen durch nachhaltige Nutzung verbundenen Probleme können daher nicht allein von Ökologen gelöst werden, sondern sind eine Querschnittsaufgabe für Wirtschaft, Politik und Ökologie. Dementsprechend geht das Thema weit über den Rahmen dieses Buches hinaus, muss wegen seiner Dringlichkeit aber wenigstens angesprochen werden.

Etwas leichter finden sich monetäre Argumente für nachhaltige Nutzung noch in solchen Ländern, in denen der weit überwiegende Teil der Bevölkerung auf die Nutzung von Wildpflanzen angewiesen ist. Hier kann vergleichsweise leicht errechnet werden, dass der über Nutzungsintensivierung erzielbare Gewinn durch den Verlust anderer Nutzungsoptionen zunichtegemacht wird. Immerhin stammen beispielsweise in Nordbenin durchschnittlich 30 %

Box 17.1 Gefährdung durch kommerzielles Sammeln

Das Beispiel der Afrikanischen Teufelskralle

Die Afrikanische Teufelskralle (*Harpagophytum procumbens*) hat sich als wirksames Mittel zur Behandlung des rheumatischen Formenkreises, insbesondere degenerativer Erkrankungen der Skelettmuskulatur oder des Bewegungsapparates sowie starker Rücken- und Lendenschmerzen, erwiesen. Weil es sich hierbei oft um unerträgliche Schmerzen handelt, werden für die im Kalaharigebiet des südlichen Afrika (Angola, Namibia, Südafrika, Botswana) wachsende Pflanze auf dem Weltmarkt hohe Preise gezahlt, was die einheimische Bevölkerung, die die Art seit alters her in der traditionellen Medizin genutzt hat, in den vergangenen Jahrzehnten zu extrem verstärkter Sammeltätigkeit veranlasst hat. Im Jahr 2002 wurden allein aus Namibia etwa 1000 Tonnen exportiert, wobei pro kg vier bis sechs Pflanzen benötigt werden, sodass also vier bis sechs Millionen Pflanzen erforderlich waren (Hachfeld 2003). Da die getrockneten, knolligen Sekundärwurzeln verwendet werden, wurden die Pflanzen ausgegraben, was zur Vernichtung ganzer Populationen und damit zur starken Gefährdung der Art geführt hat. Zwar existieren inzwischen Versuchspflanzungen, aber die Handelsware stammt immer noch fast ausschließlich aus Wildsammlungen. Weil die Hauptwurzel nicht benötigt wird, ist es ratsam, die Wurzel nur teilweise freizulegen und einen kleinen Teil der Seitenwurzeln zu entnehmen. Ein solcher schonender Umgang mit den Wildbeständen ist dringend erforderlich, um die Art vor der Ausrottung zu bewahren.

Box 17.2 Dorfeigene „Botanische Gärten" in Benin

In weiten Teilen Afrikas hängt vor allem die ländliche Bevölkerung von der Nutzung von Wildpflanzen zu medizinischen Zwecken ab, da oft keine Krankenhäuser und Apotheken in den Dörfern vorhanden sind oder die Familien nicht über ausreichend finanzielle Mittel verfügen, um für moderne Medizin zu bezahlen. Die WHO schätzt, dass afrikaweit 80 % der Bevölkerung auf die Nutzung traditioneller Heilpflanzen angewiesen ist.
Aufgrund einer immer stärkeren Nutzung der natürlichen Ressourcen durch intensivere Landwirtschaft, Beweidung und steigende Holzentnahme gehen auch die wildwachsenden Medizinalpflanzen zurück, die traditionellen Heiler müssen weite Wege in Kauf nehmen, um für sie wichtige, aber im Rückgang begriffene Arten zu finden, die durch die medizinische Nutzung dann noch seltener werden. Um diesem Problem zu begegnen, gibt es zunehmend Initiativen aus der Bevölkerung zur Erhaltung der Heilpflanzenarten, wie zum Beispiel in Benin.
Im Dorf Papatia (Norden von Benin, Westafrika) wurde auf Initiative engagierter Dorfbewohner und der lokalen Heiler und mit Unterstützung von Geobotanikern aus Deutschland und Benin im Jahr 2001 ein Schutzgebiet der heimischen, für die Bevölkerung so wichtigen Heilpflanzen gegründet (Krohmer et al. 2006). Ein 15 ha großes Gelände wurde im Einvernehmen mit der Dorfbevölkerung komplett unter Schutz gestellt, jegliche menschliche Nutzung unterbleibt seitdem, ein gemeinschaftlich erarbeiteter Verhaltenskodex regelt den Umgang mit eventuellen Übergriffen. Das in Dorfnähe gelegene Gebiet dient ausschließlich dem Schutz der Biodiversität und der Umweltbildung (◘ Abb. 17.1). Lediglich einige ortsansässige Heilkundige dürfen in begrenzter Menge Heilpflanzen entnehmen. Ein Lehrpfad führt durch das von der lokalen Bevölkerung als „Botanischer Garten" bezeichnete Gebiet und ermöglicht es Schulklassen, Studierenden und anderen Besuchern, die über hundert Gehölz- und mehreren Hundert krautigen Arten kennenzulernen. Während sich das Gebiet vor seiner Unterschutzstellung landschaftlich nicht von der weitgehend ausgeräumten Umgebung unterschied, hat es sich inzwischen zu einer mit dichter Vegetation bestandenen, artenreichen Insel in der mit zunehmendem Bevölkerungsdruck immer stärker genutzten Landschaft entwickelt. Das Bewusstsein für die Bedeutung der einheimischen Flora ist seither in Papatia deutlich gewachsen, wozu auch die in Zusammenarbeit mit den Schulen jährlich durchgeführten Sommerferienaktionen beitragen, bei denen die Schulkinder Einblicke in die ökosystemaren Zusammenhänge und die Bedeutung der natürlichen lokalen Ressourcen für ihren Lebensalltag erhalten.
Bislang ein gutes Dutzend weitere Dörfer in der Region haben die Idee aufgegriffen und richten eigene Schutzgebiete ein, in denen nicht nur die Pflanzen, sondern auch das daran geknüpfte, vielerorts ebenso bedrohte traditionelle Wissen bewahrt wird. Mit diesem Netz dörflicher Schutzgebiete wird nicht nur die Versorgung der Bevölkerung mit Heilpflanzen sichergestellt, sondern es leistet auch einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der gesamten regionalen biologischen Vielfalt.



Abb. 17.1a–c Der „Botanische Garten" von Papatia. In der Region Atakora, in der auch das Dorf Papatia liegt, sind weite Teile der Landschaft durch eine zunehmend intensive Landwirtschaft ausgeräumt (**a**). Im „Botanischer Garten" genannten, dorfeigenen Schutzgebiet hat sich jedoch nach wenigen Jahren wieder eine dichte Vegetation eingestellt (**b**). Hier dürfen nur zugelassene Heiler in begrenztem Umfang Kräuter sammeln. Sie geben außerdem ihr Wissen an die nächste Generation weiter (**c**) Heilerin Bake Seydou und zwei weitere Heiler mit interessiert lauschenden Zuhörern. Fotos Julia Krohmer 1999 (a) und 2002 (b, c)

des Haushaltseinkommens aus der Nutzung der Savannenvegetation (Heubach et al. 2012). Der „Botanische Garten" von Papatia in Benin ist ein Beispiel für das Interesse der lokalen Bevölkerung an einer nachhaltigen Nutzung der Vegetation (▶ Box 17.2). Verständlicherweise streben aber auch die Menschen in Benin danach, Brennmaterial, Flechtmaterial für Matten und Dächer, Heilmittel, Gewürze etc. nicht mehr in der Savanne sammeln zu müssen, sondern im Supermarkt kaufen zu können. Das Argument einer gewinnbringenden Wildpflanzennutzung wird also nur noch für eine gewisse Zeit stichhaltig sein.

Finanzieller Gewinn lässt sich zunehmend mit Naturtourismus erzielen. Attraktionen sind hier Großsäugetiere und große Wildtierherden zum Beispiel in den Steppen der Nationalparks Ost- und Südafrikas. Weit weniger leicht vorhersehbar sind dagegen Tierbeobachtungen etwa von Jaguar, Tapir, Affen und Riesenschlangen in den Regenwäldern, da die Tiere hier versteckter leben. Auf den Galapagos-Inseln kann der örtliche Führer sogar ganz genau angeben, welche Tiere wann und wo zu sehen sind und damit die Erwartungshaltung der Besucher sicher befriedigen.

Ein herausragendes Beispiel für hoch attraktiven, ökonomisch bedeutsamen und naturverträglichen Tourismus sind die Gorillabesuche in Schutzgebieten am östlichen Rand des Kongobeckens (Abb. 17.2). Für Ruanda, Uganda und die Demokratische Republik Kongo ist dies ein wichtiger Wirtschaftsfaktor geworden. Besuchten im Jahr 1996 noch rund 40.000 Besucher die Schutzgebiete Ugandas, waren es 2008 bereits mehr als 210.000. Exponentiell stiegen die Besucherzahlen auch in Ruanda, nämlich von 417 im Jahr 1999 auf 43.000 im Jahr 2008. In den genannten Ländern sind bestimmte Gorillafamilien habituiert, das heißt an die

Abb. 17.2a–e Gorillatourismus im Mbwindi Impenetrable Nationalpark in Uganda; **a** Anmarsch durch den Bergregenwald; **b** bei Annäherung an den Silberrücken ist Respekt geboten; **c** Auge in Auge mit einer erwachsenen Gorilladame; **d** Gruppenfoto nach erfolgreicher Exkursion; man beachte die Relation von Touristen zu Beschäftigen (7 : 9); da die Mehrzahl der „Verdiener" aus der Umgebung des Parks stammt, besteht ein gesteigertes Interesse der lokalen Bevölkerung an der Erhaltung des Parks; **e** das mit viel Schweiß erworbene „Diplom". Fotos Petra Busch (a, c); R. Wittig (b, d, e)


a


b


c


d


Gorilla Tracking Certificate
PHOTO BY ROBERT BREEDLOVE
www.friendagorilla.org
This is to certify that MONIKA WITTIG tracked the BYUMURA GROUP
in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda on 21-02-2012.
Executive Director
Uganda Wildlife Authority
Conservation Area Manager
Bwindi/Mgahinga Conservation Area
UWA
Friend-a-GORILLA
United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
Bwindi Impenetrable National Park inscribed on the World Heritage List in 1994
e



Abb. 17.3 Um Löwen und andere große Beutegreifer aufzuspüren, verlassen die Fahrer der Safarifahrzeuge, wie hier in der Serengeti, häufig die vorgeschrieben Pisten, was zu Ökosystemschäden (Bodenverdichtung, Erosion) führt. Foto M. Niekisch



Abb. 17.4 Vor einer Lodge in den Aberdares/Kenia wurde zur Bequemlichkeit der Touristen eine künstliche Salzlecke für Wildtiere angelegt. Die Zerstörung der Pflanzendecke ist offensichtlich. Solche hyperattraktiven „Sammelplätze" für Tierarten sind auch deswegen problematisch, weil sie durch unnatürlich hohe Dichten die Übertragung von Parasiten und Krankheiten erleichtern können. Foto M. Niekisch

Anwesenheit von Touristen gewöhnt worden. Dies ist ein drei bis vier Jahre dauernder Prozess. Die „Eintrittspreise" für einen Besuch bei den Gorillas betragen zwischen 465 und 600 US-Dollar (Stand 2013). Es wird jede Goriallagruppe höchstens ein Mal pro Tag besucht und die Zahl der Touristen ist auf sechs bis zehn begrenzt. Rechnet man mit ungefähren Durchschnittswerten, ergibt sich, dass jede Gorillafamilie pro Jahr – acht (Besucher) mal 500 (US-Dollar) mal 320 (Tage) – rund 1,3 Mio. US-Dollar „erwirtschaftet". Das Geld steht teils den Nationalparkverwaltungen zur Verfügung, teils wird es in soziale und Gemeindeprojekte im Umfeld der Schutzgebiete investiert. Durch strenge Kontrollen ist die Nachhaltigkeit dieser Tourismusform im Wesentlichen gewährleistet.

Naturtourismus ist aber nicht automatisch nachhaltig. Wird die Wildtierdichte zu hoch gehalten, wie dies in afrikanischen Nationalparks mitunter der Fall ist, kann die Vegetation einschneidend verändert werden (Büchner und Dawkins 1961). Dies wiederum kann Erosion und Desertifikation zur Folge haben. Die Aussicht auf gutes Trinkgeld verführt Tour-Guides und Fahrer mitunter dazu, (illegal) die Pisten zu verlassen, um näher an die Fotoobjekte zu kommen oder zum Beispiel Nashörner und Löwen aufzuspüren, was nicht nur die Tiere stört, sondern ebenfalls zu Erosion führen kann (Abb. 17.3). Diese ist zum Beispiel in der Serengeti sogar auf den erlaubten Pisten manifest (eigene Beobachtungen). Auch die Anlage von im wahrsten Sinne des Wortes „attraktiven" Tränken, Futterplätzen und Salzlecken kann überhöhte Tierdichten und in der Folge erhebliche Erosion provozieren (Abb. 17.4). Unangepasste Touristenunterkünfte, Müll, Abwässer und der Zuzug lokaler Bevölkerung, die Einnahmen aus Tourismus erhofft, usw. können die Nachhaltigkeit der touristischen Nutzung von Schutzgebieten in Gefahr bringen. Zum Schutz der Vegetation vor Trittschäden werden mitunter Holzwege für Besucher angelegt, die zwar ihren Zweck im Wesentlichen erfüllen, aber das Landschaftsbild beeinträchtigen (Abb. 17.5). Die „Tragfähigkeit" eines Gebietes für Touristen lässt sich durch geeignete Maßnahmen der Besucherlenkung deutlich erhöhen. Wegen der weitaus besseren Kontrollmöglichkeiten und Unmöglichkeit der Touristen, sich frei zu bewegen, sind Bootsexkursionen in der Regel eher unproblematisch (Abb. 17.6). Zur Abgrenzung von verträglichen gegenüber schädigendem Naturtourismus werden für ersteren die Begriffe „Ökotourismus" und „nachhaltiger Tourismus" verwendet, wobei die Begriffe allerdings nicht völlig identisch sind (Strasdas 2011).

Zwar zeigen das Beispiel der Forstwirtschaft und viele lokale Aktivitäten wie das des „Botanischen Gartens" in Papatia und gut gemanagter Naturtourismus wie der zu den Gorillas, dass nachhaltige Nutzung die lokale Biodiversität durchaus erhalten kann, aber im globalen Maßstab ist dies nicht leicht erkennbar und, je nach inzwischen erfolgter Änderung des Begriffsinhalts, wohl auch nicht wahr.



Abb. 17.5 Bohlenwege sind ein Mittel der Besucherlenkung und zum Schutz der Vegetation vor Trittschäden, aber nicht wirklich schön. Nationalpark Tierra del Fuego, Argentinien. Foto M. Niekisch



Abb. 17.6 Bootsexkursionen zu Tieren sind häufig weniger problematisch als Landbesuche, so wie hier im Beaglekanal/Feuerland, Argentinien, zu einer Kolonie Südlicher Seebären (*Arctocephalus australis*), die sich durch die Besucher in keiner Weise stören lassen. Foto M. Niekisch

17.1.2 Die Wandlung des Nachhaltigkeitsbegriffes

Während Nachhaltigkeit in der Forstwirtschaft zwar seit Jahrhunderten bekannt, in der allgemeinen Öffentlichkeit dagegen nahezu unbekannt war, hat sich das mit Arbeit der Brundtland-Kommission der UN (WCED 1987) und der darauf folgenden ▶ UN Konferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 rapide verändert. „Nachhaltigkeit" (*sustainability*) bzw. der fast synonym verwendete Begriff „nachhaltige Nutzung" (*sustainable use*) sind seitdem ein sowohl in der Wissenschaft als auch in der Politik und in der Unternehmenspraxis verwendeter Begriff geworden, wobei ihnen in der wissenschaftlichen und populären Literatur eine ähnlich steile Karriere beschert wurde, wie dem Begriff „Biodiversität" (Abb. 1.1). Dies zeigt sich auch in der Vielzahl der Bücher, in deren Titel einer der beiden Begriffe enthalten ist (u. a. Nutzinger 1995; Facheu und O'Connor 1998; Moldan et al. 1997; Klauer 1998a; Bossel 1999; Jörissen et al. 1999; Grunewald und Kopfmüller 2006; Ekardt 2010, 2011; Grober 2010; Diefenbacher 2012; Pufé 2012; Klauer et al. 2013). Nachhaltigkeit ist längst nicht mehr nur ein Thema für die Forstwirtschaft, sondern auch für Ökonomie (Klauer 1998a), Soziologie (Becker et al. 1997; Renn 2013), Psychologie (Kruse-Graumann 2013) und Ethik (Oermann und Weinert 2014). In diesem Zusammenhang spricht man inzwischen sogar von Nachhaltigkeitswissenschaften (Heinrichs und Michelsen 2014), wobei transdisziplinäre Forschung ein Schlüsselbegriff ist (Vielsmaier und Lang 2014). Einen Überblick über die Methoden der Nachhaltigkeitsforschung geben Lang et al. (2014).

Mit dem Ziel, verschiedene politische Interessen zu vereinen, werden in Anlehnung an den „Brundtland-Bericht" (WCED 1987) von UNCED '92 umweltpolitische Ziele den ökonomischen und sozialen Entwicklungszielen gleichgestellt. Diese Version des Begriffes Nachhaltigkeit geht davon aus, dass dauerhaft stabile Gesellschaften zu erreichen seien, indem ökologische, ökonomische und soziale Ziele nicht gegeneinander ausgespielt, sondern gleichrangig angestrebt werden. Es wird gefordert, dass diese Ziele für alle Länder der Welt (globale Gerechtigkeit) und für künftige Generationen (Generationengerechtigkeit) gelten. **Unter Berücksichtigung dieses globalen Anspruchs sind Untersuchung und Verwirklichung von Nachhaltigkeit nicht nur eine Aufgabe der Ökologie, sondern gleichrangig auch der Politik und Ökonomie.**

Laut einer Drucksache des Deutschen Bundestages (1998) setzt sich der Begriff der Nachhaltigkeit aus drei Komponenten zusammen, einer ökologischen, ökonomischen und sozialen Nachhaltigkeit, die auch als ▶ Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit bezeichnet werden:

- **Ökonomische** Nachhaltigkeit erfordert eine Wirtschaftsweise, die so angelegt ist, dass sie eine dauerhaft tragfähige Grundlage für Erwerb und Wohlstand bietet. Von besonderer

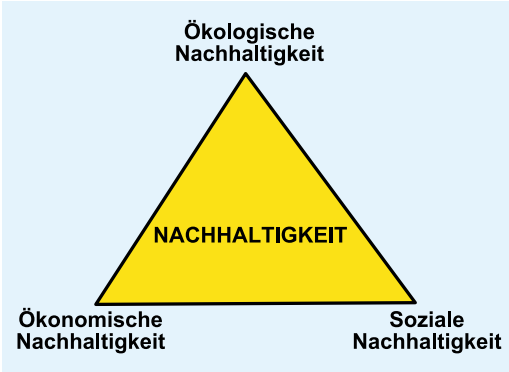


Abb. 17.7 Das insbesondere in älteren Publikationen oft verwendete Nachhaltigkeitsdreieck ist wenig aussagekräftig.

Bedeutung ist hier der Schutz wirtschaftlicher Ressourcen vor Ausbeutung.

- **Ökologische** Nachhaltigkeit bedeutet, Natur und Umwelt für die nachfolgenden Generationen zu erhalten. Sie umfasst Erhaltung der Artenvielfalt, Klimaschutz, Pflege von Kultur- und Landschaftsräumen in ihrer ursprünglichen Gestalt sowie generell einen schonenden Umgang mit der Natur.
- **Soziale** Nachhaltigkeit sieht die Entwicklung der Gesellschaft als einen Weg, der allen Mitgliedern einer Gemeinschaft Partizipation an allen sozialen Errungenschaften ermöglicht. Das letztliche Ziel ist eine dauerhaft zukunftsfähige, lebenswerte Gesellschaft.

Es ist mehrfach versucht worden, die Beziehung zwischen den drei „Säulen" beziehungsweise Komponenten der Nachhaltigkeit grafisch zu übersetzen. Das zunächst entstandene Dreiecksmodell spielt heute keine Rolle mehr, da es nicht mehr aussagt, als dass es einen Bezug zwischen sozialer, ökologischer und ökonomischer Nachhaltigkeit gibt (◘ Abb. 17.7). Als wenig hilfreich erwies sich auch das Drei-Säulen-Modell in Tempelform, in dem das Dach der Nachhaltigkeit getragen wird von den drei Säulen Ökologie, Ökonomie, Soziales (◘ Abb. 17.8). Hier wird suggeriert, Wirtschaft (Ökonomie) und Soziales seien gleichgewichtig und gleichbedeutend wie die Umwelt (Ökologie). Dabei wird verkannt, dass Ökologie die Basis allen menschlichen Wirtschaftens und der Sozialsysteme darstellt. Der wichtige Begriff der menschlichen „Kultur" kommt in dem

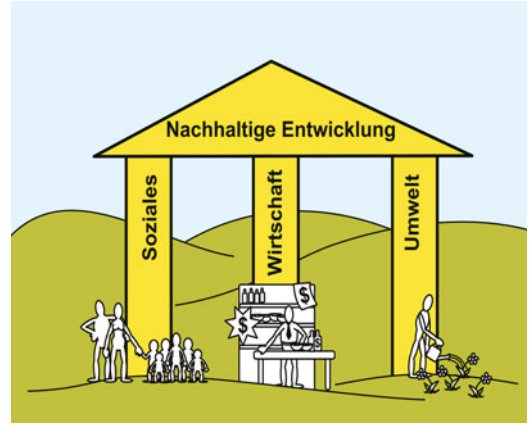


Abb. 17.8 Das Drei-Säulen-Modell in Tempelform, in dem das Dach der Nachhaltigkeit von den drei Säulen Ökologie, Ökonomie und Soziales getragen wird. Es suggeriert, dass Soziales, Wirtschaft (Ökonomie) und Umwelt (Ökologie) für eine nachhaltige Entwicklung von gleicher Wichtigkeit sind.

Modell gar nicht vor. Kritiker, insbesondere Ökologen, sehen in der Gleichgewichtung dieser Säulen keinen Fortschritt, sondern nur die Fortschreibung des Status quo, also keine nachhaltige Entwicklung im Sinne der ursprünglichen Bedeutung

Deshalb wird seit einigen Jahren ein anderes „Tempel-Modell" propagiert (vgl. Niekisch 2007), in dem zunächst einmal als Basis des Tempels „Biodiversität und Umwelt" (Letztere bestehend aus Klima, Boden und Wasser) dargestellt sind. Darauf fußen die Säulen Ökonomie, Kultur und Soziales, mit deren mehrfacher Wiederholung symbolisiert werden soll, dass es viele verschiedene dieser Realitäten auf der Erde gibt. Diese Säulen tragen schließlich das Dach der Nachhaltigkeit (◘ Abb. 17.9).

Eine gänzlich andere Kategorie der grafischen Übersetzung von Nachhaltigkeit stellt das „Ei des Wohlbefindens" dar (*Egg of Wellbeing*; Guijt et al. 1991; ◘ Abb. 17.10): Das menschliche System ist in das Ökosystem eingebettet. Mit diesem Modell kann sogar eine Zustandserfassung und Bewertung erfolgen. Indikatoren für den Zustand der Umwelt („Eiweiß") können das Vorhandensein des natürlichen Artenspektrums, die Reinheit der Luft, der Zustand von Gewässern und Boden und viele mehr sein. Den Zustand des menschlichen Systems (Dotter) indizieren Gesundheit, Säuglingssterblichkeit, Sterberate, Alphabetisierung, Pro-Kopf-Einkommen etc. Je nachdem, auf welche Dimension sich

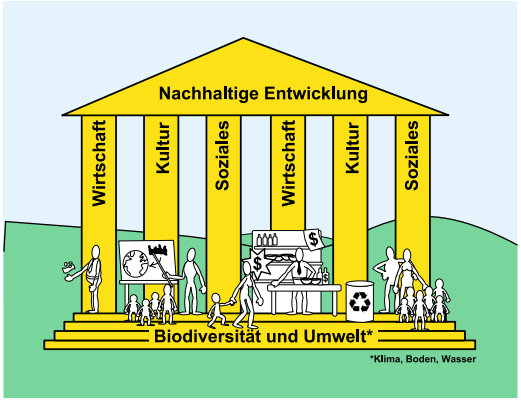


Abb. 17.9 Das Mehr-Säulen-Modell in Tempelform zeigt, dass Biodiversität und Umwelt (bestehend aus Klima, Boden und Wasser) die Grundlage (das Fundament) für die Säulen Ökonomie, Kultur und Soziales bilden, die das Dach der Nachhaltigkeit tragen. Jeder Säulentyp ist doppelt vorhanden, um zu signalisieren, dass es nicht eine Ökonomie, eine Kultur und eine Form des Sozialen gibt, sondern sehr viele verschiedene Realitäten. (Niekisch 2007)

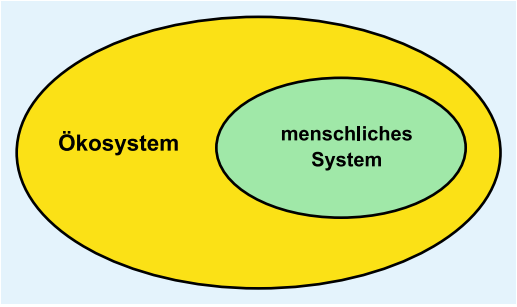


Abb. 17.10 Das „Ei des Wohlbefindens" (*Egg of Wellbeing*) zeigt, dass die menschliche Kultur in das Ökosystem Erde eingebettet ist. (Guijt et al. 1991)

das Modell bezieht (Haushalt, Gemeinde, Erde), sind die Indikatoren auszuwählen bzw. anzupassen. Nachhaltigkeit ist dann gegeben, wenn Zustand oder Trends in Ökosystem und menschlichem System positiv sind. Ist der Trend oder Zustand in einem von beiden Systemen negativ bzw. schlecht (was dem heutigen Zustand am ehesten entspricht), ist Nachhaltigkeit nicht gegeben.

Eine kurz nach der UNCED vorgenommene Interpretation sieht Nachhaltigkeit als ökologische Modernisierung (z. B. ökologisches Bauen). Diese Auslegung initiierte verschiedene Förderprogramme, sodass sich dieses Begriffsverständnis mithilfe hoher Fördermittel verbreitete. Auch diese Version des Begriffs leistet keinen dauerhaften Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität, bietet also diesbezüglich deutlichen Anlass zur Kritik (z. B. Spehr 1996).

Wirtschaft sowie Wirtschafts- und Finanzpolitik verwenden Nachhaltigkeit auch in der Kombination mit nachhaltigem Wirtschaftswachstum bzw. Stabilität öffentlicher Haushalte (WBBF 2001; Tremmel 2003). Erhaltung der Biodiversität spielt hier praktisch keine Rolle mehr.

Auch wenn Klauer (1998b) immerhin noch das Wohl künftiger Generationen als Gemeinsamkeit all dieser Versionen konstatiert, bleibt festzuhalten, dass sie die Erhaltung der Biodiversität nicht maßgeblich befördern. Da aber das Wohl auch künftiger Generationen an Biodiversität geknüpft ist, sind alle drei Versionen selbst in dieser Hinsicht nicht zielführend.

Ott und Döring (2004) unterscheiden zwischen starker und schwacher Nachhaltigkeit. Bei Letzterer ist ein System auch dann noch nachhaltig, wenn sein Gesamtkapital, bestehend aus Sachkapitel (Produktionsmittel, Transport, Infrastruktur), Humankapital (Wissen, Soziales) und Naturkapital (Biodiversität, erneuerbare Rohstoffe) gleich bleibt oder gar wächst. Biodiversitätsverlust bei gleichzeitigem Gewinn an Sach- oder Humankapital ist also nachhaltig. Zur starken Nachhaltigkeit gehört dagegen, dass

- von erneuerbaren Ressourcen nur soviel genutzt wird, wie sich gleichzeitig regenerieren kann,
- nicht erneuerbare Ressourcen nur in dem Maße verbraucht werden dürfen, wie sie durch gleichwertige regenerierbare ersetzt werden können,
- nicht mehr Schadstoffe in die Umwelt abgegeben werden, wie von ihr abgebaut werden können, bzw. im Falle der Nichtabbaubarkeit, dass das schadlos ertragbare Maß nicht überschritten wird.

17.1.3 Ist Nachhaltigkeit im ursprünglichen Sinne realisierbar?

Terborgh (1999, S. 141 ff, Übersetzung Wittig) hegt pessimistische Gedanken zu den Chancen

der Erhaltung der Biodiversität mit dem Instrument Nachhaltigkeit: „Das momentane Mantra der Schutzbewegungen, die nachhaltige Entwicklung spricht jeden an, Geschäftsleute und Naturschützer gleichermaßen. Warum? Weil, wie im Falle von Apfelkuchen und Mutterschaft, niemand etwas dagegen sagen kann. Dies liegt daran, dass der Begriff nur selten streng definiert wird. In Abwesenheit einer klaren Definition bedeutet nachhaltige Entwicklung all das, was jeder darunter verstehen möchte. Tatsächlich kann es wohl eine wirklich nachhaltige Entwicklung nicht geben, jedenfalls dann nicht, wenn man das darunter versteht, was der Begriff in der Forstwirtschaft bedeutet: Nachfolgenden Generationen sollen die natürlichen Ressourcen in gleichem Maße zur Verfügung stehen wie der heutigen. In jedem genutzten Ökosystem müssen sich daher Output und Input die Waage halten. Nachhaltige Bewirtschaftung eines landwirtschaftlichen Systems würde bedeuten, dass die mit der Ernte entzogenen Nährstoffe und der durch Erosion verloren gegangene Boden ersetzt werden müssen (Zusatz Wittig: was sehr schwierig, aber eventuell noch vorstellbar ist). Weiterhin gehört aber dazu, dass der Dünger und eventuell eingesetzte Pestizide aus nachwachsenden Rohstoffen gewonnen wurde, (Zusatz Wittig: und dass die Pestizide absolut rückstandsfrei abbaubar und zielspezifisch sind), dass für ihre Produktion nur erneuerbare Energie benutzt wurde, dass alle bei der Bodenbearbeitung und Ernte genutzten Maschinen aus erneuerbarem Material bestehen und auch für ihre Herstellung ausschließlich erneuerbare Energie verwendet wurde, ebenso für ihre Unterhaltung und Wartung. Aus diesem Beispiel geht klar hervor, dass in unserer auf Wirtschaftswachstum ausgerichteten Welt „*sustainable development*“ein unerreichbares Ziel ist.“

Setzt man Terborghs strengen Maßstab an, so war und ist auch die Forstwirtschaft niemals nachhaltig, denn sie sorgt(e) nur dafür, dass weiterhin Holz in gleichem Maße zur Verfügung stand. Zur Erhöhung der Holzproduktion aber wurden Feuchtwälder entwässert und Bäche begradigt. Spätestens seit der Zeit des Sauren Regens werden Wälder mit Kalk gedüngt, einer nicht erneuerbaren Ressource. Forstwege sind inzwischen weitgehend geschottert, manchmal sogar asphaltiert. Das Material stammt ebenfalls aus nicht erneuerbaren Quellen. Nadelforste haben auf ehemaligen Laubholzstandorten Bodenversauerung bewirkt und der Einsatz von Insektiziden ist hinsichtlich der Biodiversität auch nicht nachhaltig. Und was Terborgh für die landwirtschaftlichen Maschinen aussagt, gilt in gleichem Maße für den in jüngster Zeit stark vermehrten Maschinenpark der Forstwirtschaft. Außerdem wird Holz, genau wie die landwirtschaftlichen Produkte, nicht nur vor Ort genutzt, sondern über weite Strecken transportiert. Als Treibstoff dienen nicht erneuerbare Energiequellen.

Skeptisch im Hinblick auf die Verwirklichung von Nachhaltigkeit ist auch Haber (2003). Er weist daraufhin, dass der Begriff, insbesondere aber sein Inhalt, nur einem Bruchteil der Bevölkerung bekannt ist. Das Prinzip der Nachhaltigkeit muss daher aus einer Minderheitenposition heraus durchgesetzt werden, was in einer auf Mehrheitsentscheidungen begründeten Gesellschaft äußerst schwierig ist.

Nach Wullenweber (2000) gibt es für „*sustainable development*“ übrigens mehr als 70 Übersetzungsvarianten, wobei „nachhaltige Entwicklung“ zwar die häufigste ist, aber „zukunftsfähige Entwicklung“ (bzw. „Zukunftsfähigkeit“ für „*sustainability*“) auch sehr gebräuchlich sind. In letzterem Begriff zeigt sich der Einfluss der Studie „Zukunftsfähiges Deutschland“ des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie (1996, 2008). Aber auch das Verb „*to sustain*“, von dem „*sustainable*“ und „*sustainability*“ abgeleitet sind, hat laut American College Dictionary (1962) sehr unterschiedliche Bedeutungen (*to hold from below or bear the weight*; *to be the support of, to undergo experience or suffer, to keep up or to keep going an action, to endure without giving way or yield*), wobei in den meisten Fällen das von der Forstwirtschaft praktizierte „Nachhalten“ nicht unbedingt darunter verstanden werden kann oder muss. Eher läuft es auf „Ertragen“, „funktionsfähig Erhalten“, „in Gang Halten“ etc. hinaus. Kritisch betrachtet ist mit dem Begriff „Nachhaltigkeit“ wohl nicht selten ein ähnlicher Etikettenschwindel verbunden, wie ihn Kuttler (1995) für „Ökologie“ beklagt.

Außerdem kann nicht ausgeschlossen werden, dass die von Verfechtern der Biodiversität vorgenommene Interpretation nicht diejenige ist, die von der Konvention von Rio gemeint war. Die genaue

Kenntnis des Prinzips der forstlichen Nachhaltigkeit kann man bei den Konferenzteilnehmern nicht voraussetzen. Zumindest unterstützt diese Liste von Bedeutungen die bereits oben erwähnte Ansicht Terborghs, dass es sich um einen von jedermann nach seinen Wünschen interpretierbaren Begriff handelt. Man muss sich daher auch nicht wundern, dass es einen Deutschen Nachhaltigkeitspreis für Unternehmen (und Städte) gibt, der inzwischen u. a. an BASF und VW verliehen wurde.

17.2 Maße für den Flächenverbrauch

Wie in ▶ Abschn. 17.1 erläutert, kann man „*sustainability*“ auch mit „Tragfähigkeit“ übersetzen. Dieser auch in der Populationsbiologie und der Biozönoseforschung benutzte Begriff besagt, dass jeder Lebensraum nur eine bestimmte Anzahl von Individuen einer Art ernähren (tragen) kann. Selbstverständlich gilt dies auch für den Menschen: Jedes Land und die Erde insgesamt kann nur eine bestimmte Anzahl von Menschen aufnehmen. Wie viel dies sind, hängt von deren Lebensstandard sowie vom Stand der technischen Entwicklung ab.

Ein anschaulicher Begriff ist in diesem Zusammenhang der ökologische Fußabdruck (Wackernagel und Rees 1997). Hierunter versteht man diejenige Fläche, die ein Mensch benötigt, um seinen momentanen Lebensstandard aufrechtzuerhalten: Flächen zur Nahrungsproduktion (Weiden, Äcker), Wohn- und Verkehrsflächen, Flächen zur Energiegewinnung (Wälder, Abbauflächen fossiler Brennstoffe, Flächen für Talsperren, Kraftwerke, Windräder), für die Wasserbereitstellung und Regeneration, zur Abfallentsorgung; für Freizeit und Erholung. Der ökologische Fußabdruck in einem Industriestaat, z. B. USA, Kanada, Schweiz oder Deutschland, lebender Menschen ist dementsprechend erheblich höher als der von Bewohnern eines Entwicklungslandes, z. B. Indien.

Der ökologische Fußabdruck ist einerseits im Hinblick auf das jeweilige Land, andererseits aber auch global zu betrachten. Obwohl die US-Amerikaner den größten Fußabdruck besitzen, gehen sie aufgrund ihrer geringeren Bevölkerungsdichte im Hinblick auf das eigene Land mit ihren ökologischen Ressourcen weniger verschwenderisch um als die Deutschen: Ein Amerikaner verbraucht nur 0,7 ha mehr an Umwelt, als ihm im eigenen Land zur Verfügung steht. Ein Deutscher verbraucht dagegen 1,6 ha mehr, als im Land nutzbar sind. Ein Kanadier erreicht nicht einmal die Grenzen der Tragfähigkeit seines Landes, obwohl sein ökologischer Fußabdruck 50 % größer ist als der eines Deutschen. Global gesehen ist allerdings der ökologische Fußabdruck aller Industrieländer nicht mehr tragbar: Sollten alle Entwicklungsländer den durchschnittlichen Lebensstandard der Industrieländer unter Beibehaltung des momentan dafür erforderlichen Ressourcenverbrauches erreichen, so könnte nur noch ein Drittel der heutigen Weltbevölkerung auf der Erde leben (oder es würden drei Erden gebraucht).

Im Hinblick auf Klimawandel und Flächenverbrauch, ist es von größter Bedeutung, wie viel Energie zur Herstellung von Gütern verbraucht und wieviel Material bewegt werden muss. Die betreffenden Werte sind allerdings nicht absolut zu betrachten, sondern in Zusammenhang mit dem Nutzen (der Serviceleistung) zu sehen, die das betreffende Gut erbringt: Je öfter das Gut genutzt wird, desto geringer ist, relativ gesehen, die von ihm ausgehende Umweltbelastung. Von Schmidt-Bleek (1994) wurde daher die Material-Intensität pro Serviceeinheit (MIPS) als Maß für Umweltbelastungsintensität vorgeschlagen. In dieses Maß gehen sämtliche zur Vorbereitung der Herstellung, zur Herstellung, zum Betrieb, für eventuelle Reparaturen, zur Entsorgung und zum Recycling sowie für die jeweiligen Transportvorgänge benötigten Materialien ein. Es handelt sich also um den Materialverbrauch von der „Wiege bis zur Wiege“ des Gutes pro Einheit Dienstleistung oder Funktion. Die MIPS einer Dienstleistung wird auch als ihr ökologischer Rucksack bezeichnet.

Anstelle von MIPS kann die Ressourcenproduktivität eines Gutes betrachtet werden. Hierunter versteht man die Gesamtheit der verfügbaren Einheiten an Dienstleistungen, dividiert durch den Gesamtverbrauch an Material, der in Zusammenhang mit Herstellung, Betrieb und Recycling dieses Gutes einschließlich der für den Energieverbrauch benötigten Stoffströme anfällt. Die Ressourcenproduktivität, die in Dienstleistungseinheit pro Kilogramm angegeben wird, ist das Inverse seiner MIPS. Anstelle von Ressourcenproduktivität wird auch der Begriff Ökoeffizienz verwendet.



Abb. 17.11a–c Grüne Schule im Palmengarten in Frankfurt; Kinder begeistern sich für spielerisches Erkunden (**a**) und erste wissenschaftliche Schritte (**b**), aber auch bei Erwachsenen besteht eine ungebrochene Nachfrage (**c**). Fotos: Archiv Palmengarten (a) und Astrid Steindorf (b, c)

Analog zur MIPS lässt sich die FIPS (Flächen-Intensität pro Serviceeinheit) als flächenbezogener Indikator für die von jeder Serviceleistung (jedem Gebrauch) eines Gutes hervorgerufene Umweltbelastung benutzen. Die FIPS repräsentiert gewissermaßen den durch die Nutzung eines Gutes verursachten ökologischen Fußabdruck, wobei letzterer Begriff, wie oben erläutert, allerdings nur für Länder, Gebiete oder Personen, nicht jedoch für Güter verwendet wird. Im Hinblick auf den momentanen Flächengebrauch und Energieverbrauch sehen Weizsäcker et al. (1995) eine Reduktion um den Faktor 4 als nötig an, Schmidt-Bleek (1997) fordert für die heutigen Industrieländer den Faktor 10.

17.3 Umweltbildung

Der Begriff „Umweltbildung“ existiert etwa seit den 1970er-Jahren und meint einen Bildungsansatz, der auf einen verantwortungsbewussten Umgang mit der ▶ Umwelt und den natürlichen ▶ Ressourcen zielt. Umweltbildung umfasst alle Etappen des Lernens und der Aus- und Weiterbildung, also frühkindliche Erziehung, Schule, berufliche und allgemeine (Weiter-)Bildung, Hochschule und sonstige Formen der Erwachsenenbildung (Bolscho und Seybold 1996; Beyersdorf 1998; Kyburz-Graber et al. 2001; Lucker und Kölsch 2008, 2009). Statt „Umweltbildung“ wurde früher der Begriff „Umwelterziehung“ benutzt, den die IUCN (1970) folgendermaßen definiert hat: „Umwelterziehung ist der Prozess des Erkennens von Werten und klärenden Vorstellungen im Hinblick auf die Entwicklung der Fähigkeiten und Einstellungen, die notwendig sind, um die Beziehungen zwischen dem Menschen, seiner Kultur und seiner natürlichen Umwelt zu verstehen und zu würdigen“ (Übersetzung durch Eulefeld et al.1991). Ebenfalls heute nicht mehr gebräuchlich ist die von Beer und de Haan (1984) verwendete Bezeichnung „Ökopädagogik“.



Abb. 17.12 „Dino-Familienfest" im Senckenberg-Museum in Frankfurt. Foto Senckenberg-Archiv



Abb. 17.13 Schausammlung im Naturkundemuseum in Berlin, Ausstellungsthema „Biodiversität". Foto M. Niekisch



Abb. 17.14 Sauriersaal mit einem *Diplodocus*-Skelett im Senckenberg-Museum in Frankfurt. Foto Senckenberg-Archiv

Großen Aufschwung erfuhr die Umweltbildung im Jahre 1992 durch die Agenda 21 der Umweltkonferenz von Rio, in der deutlich formuliert wurde, dass Bildung ein essenzielles Instrument für nachhaltige Entwicklung ist (s. z. B. Stoltenberg und Burandt 2014). Umweltbildung wird daher heute mit Bildung für nachhaltige Entwicklung gleich gesetzt. Versteht man hierunter die „starke Nachhaltigkeit", dann bedeutet dies eine Integration von Ökologie (Umwelt, Natur), Sozialem und Ökonomie, möglichst aber auch Politik/Partizipation und Kultur. Eine Sammlung von Berichten über in unterschiedlichen Regionen der Welt während der ersten Dekade seit Rio 1992 auf der Ebene von Staaten durchgeführten Umweltbildungsprojekten wurde von Tilbury et al. (2002) zusammengestellt. Allerdings hatte der Generalsekretär der Vereinten Nationen, Kofi Annan (2001) noch kurz zuvor festgestellt, dass *„progress towards the goals established at Rio has been slower than anticipated and in some respects conditions are worse than they were ten years ago."* Gleichzeitig aber äußerte er die Überzeugung, dass die Agenda 21 *„still serves as powerful and long-term vision and remains as valid today as it was at Rio"*. Logische Konsequenz aber war, die Anstrengungen für Umweltbildung zu verstärken, weshalb am 1. Januar 2005 die UN-Dekade „Bildung für nachhaltige Entwicklung" eingeleitet wurde (s. u. a. de Haan und Leicht 2009; Adomßent et al. 2011).

Je nachdem, auf welchen der o. g. Aspekte der Schwerpunkt gesetzt wird, kann Umweltbildung außer durch Kindergärten, Schulen und Hochschulen von einer Vielzahl von Institutionen, Vereinen, Behörden etc. durchgeführt werden. Aus der Perspektive der Biodiversität sind hier insbesondere die NRO (▶ Kap. 16) sowie botanische Gärten, Museen und Zoos (▶ Kap. 15) zu nennen. Sie haben eine Vielzahl derartiger Angebote entwickelt, die sich teils speziell an Kindergärten und Schulen richten, teils an die allgemeine Öffentlichkeit. Im Internet sind die Angebote über die Homepages der betreffenden Organisationen und Institute zu finden. Viele botanische Gärten, Zoos und Museen haben hierfür eigene Mitarbeiter zur Organisation und Betreuung einer „Grünen Schule" oder eines „Grünen Klassenzimmers" angestellt (Abb. 17.11). Wichtig ist v. a. für jüngere Kinder die Einbindung der Familie, weshalb nicht nur Schule, sondern auch Familienfeste angeboten und gefeiert werden (Abb. 17.12). Beispiele aus der Praxis haben Löhne et al. (2009) zusammengestellt. Museen zeigen längst nicht mehr verstaubte Sammlungen, sondern präsentieren attraktive Ausstellungen (Abb. 17.13 und 17.14). Lebensechte Dioramen, bei denen man kaum den

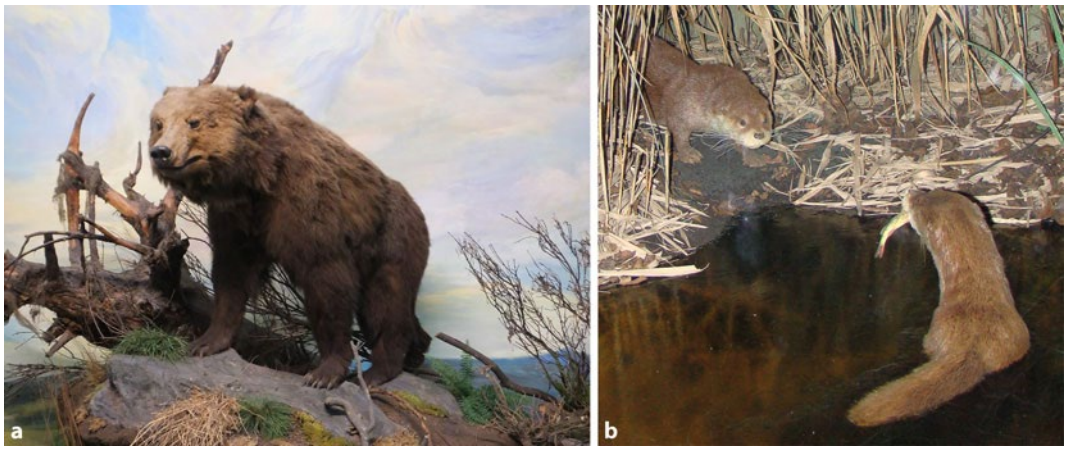


Abb. 17.15a,b Dioramen im Senckenberg-Museum in Frankfurt (**a**) und im LWL- für Naturkunde in Münster (**b**) Fotos: Archiv des jeweiligen Museums

Unterschied zur Natur erkennen kann, spielen eine wichtige Rolle (Abb. 17.15). Eine von allen genannten Organisationen und Institutionen durchführbare und alle Altersgruppen ansprechende Maßnahme stellt die Beteiligung am Tag der Artenvielfalt dar (al-Janabi et al. 2012).

Der Verband Botanischer Gärten besitzt eine Arbeitsgruppe zum Thema Pädagogik (Kontaktadresse auf der Homepage des Verbandes zu finden), die Auskunft über die Existenz solcher Einrichtungen an BG geben kann. *Botanic Gardens Conservation International* (BCGI), das globale Netzwerk der Botanischen Gärten, unterhält ein *Botanic Gardens Education Network*, das eine *plant-based education* (pflanzenbasierte Erziehung) propagiert. In der von BCGI herausgegebenen Schriftenreihe *Roots* finden sich regelmäßig Aufsätze zum Themenkreis Umweltbildung in botanischen Gärten, z. B. über die Umsetzung internationaler Agenden in botanischen Gärten (Simiyu 2005; Tilbury und Calvo 2005; Willison 2005). Der Verband deutschsprachiger Zoopädagogen (▶ www.vzp.de) ist der Berufsverband der deutschsprachigen Zoopädagogen. Er hat Mitglieder in Deutschland, Österreich, der Schweiz, Luxemburg, Tschechien und Ungarn, vertritt deren Interessen und trägt zur Sicherung des Berufsbildes und zum Verständnis der Institution Zoo bei.

Fast alle mitteleuropäischen und nordamerikanischen Zoos, aber auch viele aus anderen Regionen haben umfangreiche zoopädagogische Dienste eingerichtet. Der Verband deutschsprachiger Zoopädagogen (VZP) vertritt nicht nur die Interessen des Berufsstandes, sondern bietet Veranstaltungen für die Fort- und Weiterbildung an, stellt Unterrichtsmaterialien zur Verfügung und trägt insgesamt zum Verständnis der Institution Zoo bei. Selbstverständlich setzt er sich dabei auch mit zookritischen Themen auseinander (z. B. Krull et al. o. J.). Ein wesentlicher Bestandteil zoopädagogischer Arbeit ist die Bildung und Erziehung zum Verständnis und Engagement für Natur- und Artenschutz in breitem Sinn. Der Grundgedanke dabei ist, dass die Zootiere als Botschafter für ihre wild lebenden Artgenossen fungieren.

Anders als in der Frühzeit zoologischer Gärten stehen dazu heute umfangreiche pädagogische Konzepte und praktische Möglichkeiten zur Verfügung, um Tiere artgerecht und gleichzeitig attraktiv für die Besucher zu präsentieren (z. B. Meier 2009; Niekisch 2012a, 2012b; Salzert 2010). Die Gestaltung der Gehege soll dem Besucher einen Eindruck vom natürlichen Lebensraum vermitteln und durch „Immersion" soll der Besucher sich mit den Tieren im Lebensraum verbunden fühlen. Die praktische Erfahrung zeigt, dass aufgrund der Rückzugs- und Versteckmöglichkeiten der Tiere diese nicht immer sofort und andauernd für den Besucher erlebbar sind, also nicht „auf dem Präsentierteller" gezeigt werden. Dies führt teilweise zu Besucherbeschwerden, die jedoch im Interesse des Tierwohls nicht für die Gehegegestaltung bestimmend sein sollten.

Im Jahr 2011 verzeichneten die deutschen VDZ-Zoos insgesamt etwa 34,3 Millionen Besucher. Die vier VDZ-Mitglieder in der Schweiz vermeldeten für 2011 insgesamt 5,7 Millionen Besucher, wobei geschätzte 900.000 Besucher in frei zugänglichen Bereichen eingerechnet sind. Die fünf Zoos in Österreich kamen auf 3,3 Millionen Besucher (► http://www.zoodirektoren.de, 10.1.2014). Die insgesamt also 43,3 Millionen Besucher (zum Vergleich: Bundesliga, Saison 2010/11: 13,5 Millionen) im Jahr 2011 allein in den wissenschaftlich geführten, in den Verbänden dieser drei Länder organisierten Zoos können sicher nicht alle mit den Bildungsprogrammen und Naturschutzbotschaften erreicht werden, doch zeigen die Zahlen das große Potenzial, welches Zoos auf diesem Gebiet haben.

Nationalparks ziehen viele Besucher an und sind daher sicher ein sehr gut geeigneter Ort um Interesse an Biodiversität zu wecken oder zu stärken (Wohlers 2001). Auch biologische Stationen bieten Kurse, Vorträge und Exkursionen zum Themenkreis „Biodiversität" an. In Frankfurt am Main und seiner engeren Umgebung hat sich im Jahre 2004 unter dem Namen „BioFrankfurt – das Netzwerk für Biodiversität" ein deutschlandweit einmaliger Kompetenzverbund gebildet, der es als seine Aufgabe ansieht, das Bewusstsein für die enorme Bedeutung der Biodiversität in den Medien und der Öffentlichkeit zu steigern.

Wissen und Verständnis sind wichtige Voraussetzungen, um ein Engagement für die Erhaltung der Biodiversität zu begründen, denn nur was man kennt, kann man schützen. Bekanntermaßen setzt man sich aber verstärkt für Dinge und Ideen ein, zu denen eine positive Gefühlsbindung besteht. Im Bewusstsein, dass Umweltbildung daher nicht mit dem in der Regel abschreckenden erhobenen Zeigerfinger erfolgen, sondern Freude und Begeisterung erwecken sollte, bildet die Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW seit dem Jahr 2013 regionsspezifische „Naturgenussführer" aus. Die Ausbildung umfasst 80 Stunden und eine Abschlussprüfung, nach deren erfolgreichem Absolvieren ein Zertifikat mit dem Titel „Natur- und Landschaftsführer/in für [Name der Region] mit Schwerpunkt ‚NaturGenuss'" vergeben wird.

Zum Zeitpunkt des Erscheinens dieses Buches dürfte es in Deutschland mehr als 4500 stationäre Umweltbildungseinrichtungen und mindestens 20 Umweltmobile geben. Die Vielfalt der Träger dieser Einrichtungen umfasst Waldkindergärten, Umweltschulen, Umwelt- und Ökologiestationen, Nationalpark-, Biosphärenreservat-, Naturpark-, Umwelt-, Naturschutz- und Schulbiologiezentren, Schulland- und Waldjugendheime, Jugendherbergen, Waldschulen, Schulbauernhöfe, Freilandlabore und Umweltakademien. Als Dachverband fungiert die Arbeitsgemeinschaft Natur- und Umweltbildung (ANU). Die ANU gibt seit 1991 den monatlichen Informationsdienst ökopädNEWS heraus, der über alle Bildungssektoren mit Schwerpunkt Umweltbildung und Bildung für nachhaltige Entwicklung informiert.

In Österreich wurde von der Abteilung Nachhaltige Entwicklung des Bundesministeriums für Unterricht, Kunst und Kultur, des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft gemeinsam mit der Abteilung Politische Bildung und Umweltbildung des Bundesministeriums für Unterricht, Kunst und Kultur das FORUM Umweltbildung gegründet. Auf einer Bildungslandkarte ► http://www.bildungslandkarte.at/index.php?id=797 können sich die in Österreich auf dem Umweltbildungssektor tätigen Einrichtungen eintragen.

In der Schweiz gab es von 1994 bis 2012 die von Bund, Kantonen, Gemeinden und Organisationen der Bildung und des Umweltschutzes gegründete Stiftung Umweltbildung Schweiz, die auch das Fürstentum Liechtenstein einschließt. Ab 2013 ist sie als Stiftung éducation 21 mit der Stiftung Bildung und Entwicklung (SBE) vereinigt. Zu den Themenfeldern der Stiftung gehören neben der Bildung für nachhaltige Entwicklung auch die Bereiche Gesundheit, Wirtschaft und Politische Bildung (inkl. Menschenrechte).

Als Dachorganisation für die nationalen Institutionen der Umwelterziehung fungiert weltweit die 1981 gegründete Foundation for Environmental Education (FEE).

Dass gerade zum Thema „Biodiversität" noch großer Bildungsbedarf besteht, zeigte eine im Jahre 2007 in Deutschland durchgeführte Befragung (► Box 17.3). Insbesondere fehlt ein allgemeines Bewusstsein für den Wert der Biodiversität (Rink 2009). Offensichtlich ist jedoch ein großes Inter-

Box 17.3 Ergebnisse von Befragungen zu den Begriffen "Biodiversität" und "biologische Vielfalt"

Eine im Auftrag von BioFrankfurt von der GfK Marktforschung im Jahre 2007 in Deutschland durchgeführte Befragung (Methode: direktes Gespräch) von 2004 Personen aller Altersgruppen zur Bedeutung der Begriffe „Biodiversität" und „biologische Vielfalt" zeigte, dass im Hinblick auf diese Themen noch große Bildungslücken bestanden: Nur ein Viertel der Interviewten beantwortete die Frage: „Haben Sie schon einmal den Begriff Biodiversität oder biologische Vielfalt gehört oder gelesen?" mit „Ja", drei Viertel mit „Nein", wobei es keine regionalen Unterschiede gab und auch keine bezüglich des Haushalts-Netto-Einkommens der Interviewten. Wurden vier Definitionen für biologische Vielfalt zur Auswahl gestellt (Nahrungsmittel aus biologischem Anbau; biologische Störung des Menschen; moderne Biotechnologie; Vielfalt der Gene, Arten und Ökosysteme), so konnte immerhin gut die Hälfte der Personen eine richtige Zuordnung vornehmen. Angesichts der Tatsache, dass das bereits in der Frage enthaltene Wort „Vielfalt" nur in der richtigen Antwort enthalten war, bedeutet dies aber keine Verbesserung des Ergebnisses. Fast 30 % vermuteten einen Zusammenhang mit biologischem Anbau, 15 % mit Biotechnologie. Bei diesem Ergebnis bestand ein Zusammenhang zum Ausbildungsstand, was aber nicht wirklich auf besseren Informationsstand, sondern eher auf bessere Kombinationsfähigkeit schließen lässt. Bemerkenswerterweise lag eine Assoziierung mit „biologischem Anbau" in Bayern signifikant höher als in den anderen Bundesländern. Nachdem die richtige Bedeutung der Begriffe erläutert worden war, wurde die Frage gestellt: „Glauben Sie, dass die Bedrohung der biologischen Vielfalt ein großes Problem für die Menschheit ist, ähnlich dem des Klimawandels?" Darauf antwortete knapp die Hälfte mit „Ja" und ein Siebtel mit „Nein", der Rest mit „Weiß nicht". Hierbei ergab sich ein signifikanter Zusammenhang zum Ausbildungsgrad: Personen mit Hauptschulabschluss antworteten signifikant höher mit „Weiß nicht", Personen mit Hochschulreife oder Studium signifikant höher mit „Ja". Personen, die sich selbst als gegenüber Neuerungen aufgeschlossen bezeichneten, hielten die Biodiversität eher für gefährdet als solche, die nach eigener Auskunft neuen Trends und Entwicklungen skeptisch gegenüberstehen.

Dreimalige Wiederholungen der Befragung in jeweils 18-monatigem Abstand zeigten einen schwachen Trend der Kenntnisverbesserung (Jung et al. 2012). Offensichtlich haben sich die verschiedenen Kampagnen in Deutschland positiv ausgewirkt, allerdings in geringerem Maße als wahrscheinlich von den Initiatoren erhofft. Eine weitere Erhöhung des Informationsangebotes ist auf jeden Fall erforderlich (Fischer und Sieger 2013).



Abb. 17.16 Führungen zu Fauna und Flora der Region haben meist hohe Teilnehmerzahlen, Münster 2013. Foto Udo Wellerdieck

esse an „Natur" vorhanden: Exkursionen, die der Erkundung von Flora und Fauna der engeren Umgebung dienen, ziehen in der Regel eine Vielzahl von Teilnehmern an (Abb. 17.16), aber auch Internetinformation ist gefragt, wie die im gesamten zweijährigen Verlauf einer im Rhein-Main-Gebiet durchgeführten Biodiversitätskampagne hohe Zahl der monatlichen Besuche der Kampagnenhomepage zeigt (Abb. 17.17). Eine steigende Zahl von Menschen ist darüber hinaus bereit, für Führungen und Reisen zu bezahlen, sodass Bildung in Sachen „Biodiversität" inzwischen einen beachtlichen Markt für Freiberufler und kleine bis mittlere Unternehmen geschaffen hat.

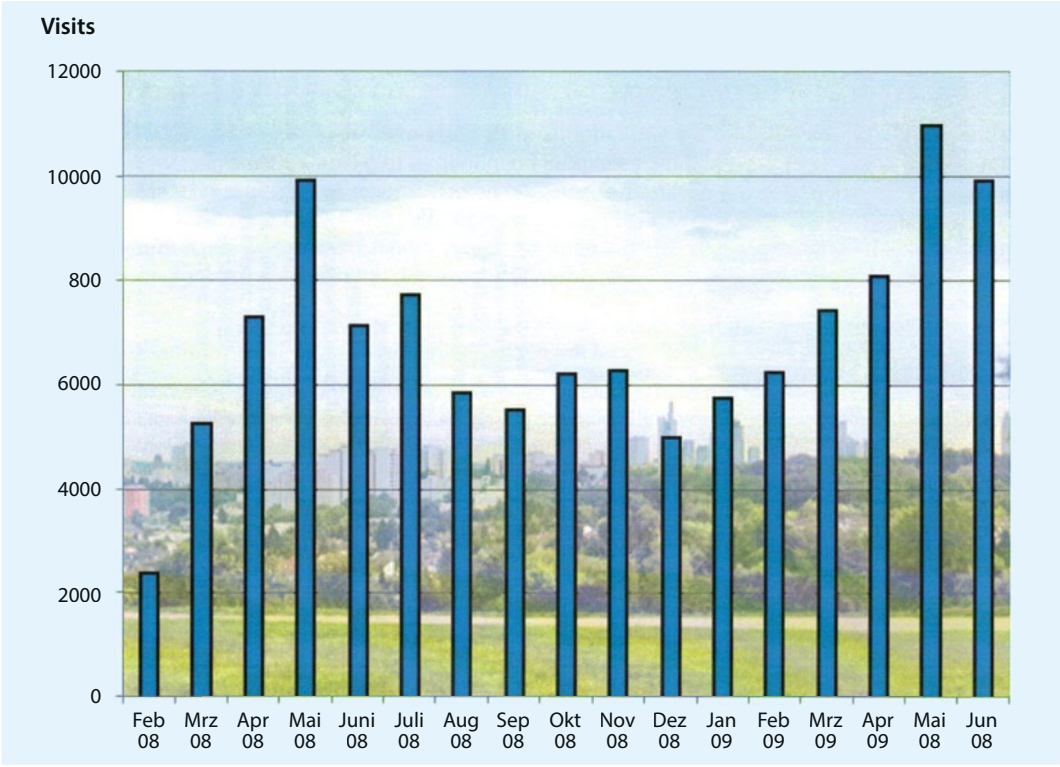


Abb. 17.17 Die über die gesamte Kampagnenzeit hohe Zahl der monatlichen Besucher der Internetseiten der Kampagne „Biodiversitätsregion Frankfurt/Rhein-Main" zeigt, dass öffentliches Interesse an Biodiversität vorhanden ist. (aus Wittig 2009)

Literatur

Adomßent M, Stoltenberg U, Bittner A (2011) Die UN–Dekade „Bildung für nachhaltige Entwicklung" als Plattform für das Thema biologische Vielfalt. Jb Naturschutz Landschaftspflege 58(3):28–42

al-Janabi S, Heidbrink K, Kraft F (2012) Den Wert biologischer Vielfalt anschaulich vermitteln: Vom „Tag der Artenvielfalt" zum globalen „Aktionstag für Biodiversität". Natur Landschaft 87:259–265

American College Dictionary (1962) Random House. New York

Becker E, Jahn T, Stiess I, Wichling P (1997) Sustainability: a cross–disciplinary concept for soccial transformations. Management od Socila Transformations Policy Papers, Bd. 6. UNESCO, Paris

Beer W, de Haan (G (1984) Hrsg) Ökopädagogik. Aufstehen gegen den Untergang der Natur. Beltz, Weinheim

Beyersdorf M (1998) Umweltbildung. Luchterhand, Neuwied

Birnbacher D (1988) Verantwortung für zukünftige Generationen. Enke, Stuttgart

Bolscho D, Seybold H (1996) Umweltbildung und ökologisches Lernen. Cornelsen–Scriptor, Berlin

Bossel H (1999) Indicators for sustainable development: theory, method, applications. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg

Büchner HK, Dawkins HC (1961) Vegetation change induced by elephants and fire in Murchinson Falls National Park Uganda. Ecol 42:752–766

De Haan G, Leicht A (2009) Die Umsetzung der UN–Dekade „Bildung für nachhaltige Entwicklung" in Deutschland – eine Zwischenbilanz. Natur Landschaft 84:103–107

Deutscher Bundestag (1998) Abschlußbericht der Enquete–Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung" – Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung Drucksache, Bd. 13/11200. Deutscher Bundestag, Bonn

Diefenbacher H (2012) Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit. Zum Verhältnis von Ethik und Ökonomie. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt

Ekardt F (2010) Das Prinzip Nachhaltigkeit. Generationengerechtigkeit und globale Gerechtigkeit, 2. Aufl. Beck, München

Ekardt F (2011) Theorie der Nachhaltigkeit. Rechtliche, ethische und politische Zugänge – am Beispiel,von Klimawandel,

Ressourcenknappheit und Welthandel. Nomos, Baden–Baden
Eulefeld G, Frey K, Haft H (1981) Ökologie und Umwelterziehung. Ein didaktisches Konzept. Kohlhammer, Berlin
Faucheu S, O'Connor M (Hrsg) (1998) Valuation for sustainable development: methods and policy indicators. Elgar, Cheltenham
Fischer F, Sieger J (2013) Biodiversität 2.0 – Was wissen Verbraucherinnen und Verbraucher über biologische Vielfalt, und wie können Sie in Zukunft besser erreicht werden? Natur Landschaft 88:9–13
Grober U (2010) Die Entdeckung der Nachhaltigkeit – Kulturgeschichte eines Begriffs. Kunstmann, München
Grober U (2013) Urtexte – Carlowitz und die Quellen unseres Nachhaltigkeitsbegriffs. Natur Landschaft 88:46–51
Grunewald A, Kopfmüller J (2006) Nachhaltigkeit. Campus, Frankfurt
Guijt U, Mooisev A, Prescott-Allen R (1991) Resource Kit for Sustainability Assessment Part A: Overview. IUCN, Gland
Haber W (2003) Nachhaltige Entwicklung und Konvention über die Biologische Vielfalt. BBN–Mitt 2003(2):8–20
Hachfeld B (2003) Ecology and utilization of Harpagophytum procumbens (devils´s claw) in southern Africa. Plant Species Conservation Monographs, Bd. 2. BfN, Bonn–Bad Godesberg
Heinrichs H, Michelsen (G (2014) Hrsg) Nachhaltigkeitswissenschaften. Springer Spektrum, Berlin
Heubach K, Heubes J, Schmidt M, Wittig R, Zizka G, Nuppenau E-A, Hahn K (2012) Impact of future climate and land use change on Non–Timber Forest Product provision in Benin, West Africa: Linking niche–based modelling with ecosystem service values. Econ Bot 66:383–397
Jörissen J, Kopfmüller J, Brandl V, Paetau MM (1999) Ein integratives Konzept nachhaltiger Entwicklung. Wissenschaftliche Berichte FZKA, Bd. 6393. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe
Jung S, Schenck C, Streit B (2012) Die Wahrnehmung des Biodiversitätskonzepts in der Öffentlichkeit. Ergebnisse von Repräsentativbefragungen aus den Jahren 2007–2011. Natur Landschaft 87:483–488
Klauer B (1998a) Nachhaltigkeit und Naturbewertung. Welchen Beitrag kann das ökonomische Konzept der Preise zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit leisten? Umwelt und Ökonomie, Bd. 25. Physika–Verlag, Heidelberg
Klauer B (1998b) Was ist Nachhaltigkeit und wie kann man eine nachhaltige Entwicklung erreichen? UFZ-Diskussionspapiere 1/1998. UFZ, Leipzig
Klauer B, Manstetten R, Petersen T, Schiller J (2013) Die Kunst langfristig zu denken. Wege zur Nachhaltigkeit. Nomos, Baden–Baden
Krohmer J, Saidou G, Hahn-Hadjali K, Sinsin B (2006) A local botanical garden as a tool for sustainable use: Conservation of plants and indigenous knowledge in Northern Benin. In: Ghazanfar SA, Beentje HJ (Hrsg) Taxonomy and ecology of African Plants: their conservation and sustainable use. Proc AETFAT, Bd. 2003. Royal Bot Gardens, Kew
Kruse-Graumann L (2013) Nachhaltige Entwicklung – humanökologische Herausforderung aus psychologischer Sicht. Natur Landschaft 88:63–68
Kuttler W (1995) Ökologie – zum Etikettenschwindel eines Begriffs. Verhandl Ges Ökol 24:3–8
Kyburz-Graber R, Halder U, Hügli A, Ritter M (2001) Umweltbildung im 20. Jahrhundert – Anfänge, Gegenwartsprobleme, Perspektiven. Waxmann, Münster
Lang DJ, Rode H, von Wehrden H (2014) Methoden und Methodologie in den Nachhaltigkeitswissenschaften. In: Heinrichs H, Michelsen G (Hrsg) Nachhaltigkeitswissenschaften. Springer Spektrum, Berlin, S 115–144
Löhne C, Friedrich K, Kiefer I (2009) Natur und Nachhaltigkeit: innovative Bildungsangebote in botanischen Gärten, Zoos und Freilichtmuseen. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 78. BfN, Bonn-Bad Godesberg
Lucker T, Kölsch O (Bearbeiter) (2008) Naturschutz und Bildung für nachhaltige Entwicklung. Fokus: Lebenslanges Lernen. Naturschutz Biol Vielfalt, Bd. 50. BfN, Bonn-Bad Godesberg
Lucker T, Kölsch O (2009) Naturschutz und nachhaltige Bildung. Fokus: Außerschulische Lernorte Naturschutz und Biol Vielfalt, Bd. 74. BfN, Bonn–BadGodesberg
Moldan B, Billharz S, Matravers R (Hrsg) (1997) Sustainability indicators: a report on the project on indication of sustainable development (SCOPE 58). Wiley, Chichester
Niekisch M (2007) „Achtung: Missverständnis!" Manfred Niekisch plädiert dafür, den sperrigen Begriff Nachhaltigkeit neu zu definieren. natur + kosmos 5:2–3 (Stuttgart)
Nutzinger HG (1995) Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung. Metropolis, Marburg
Oermann NO, Weinert A (2014) Nachhaltigkeitsethik. In: Heinrichs H, Michelsen G (Hrsg) Nachhaltigkeitswissenschaften. Springer Spektrum, Berlin, S 63–86
Ott K, Döring R (2004) Theorie und Praxis starker Nachhaltigkeit. Metropolis, Marburg
Pufé I (2012) Nachhaltigkeit. UKV Lucius, München
Renn O (2013) Nachhaltige Entwicklung – gesellschaftliche Herausforderung aus soziologischer Sicht. Natur Landschaft 88:58–62
Rink R (2009) Biodiversität – eine alltägliche Erfahrung? Denkanstöße 7(4):66–72
Schmidt-Bleek F (1994) Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Birkhäuser, Basel
Schmidt-Bleek F (1997) Wieviel Umwelt braucht der Mensch ? Faktor 10 – das Maß für ökologisches Wirtschaften. DTV, München
Simiyu S (2005) From paper to practice – botanic gardens and the Convention on Biological Diversity. Roots 2(1):9–19
Spehr C (1996) Die Ökofalle. Promedia, Wien
SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2008) Umweltgutachten 2008 – Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Erich Schmidt, Berlin
Stoltenberg U, Burandt S (2014) In: Heinrichs H, Michelsen G (Hrsg) Nachhaltigkeitswissenschaften. Springer Spektrum, Berlin, S 567–594

Stradas (2011) „Nachhaltiger Tourismus“ oder „Ökotourismus“? – Licht im Begriffsdschungel. Natur Landschaft 86:518-520
Terborgh J (1999) Requiem for nature. Island Press, Washington DC
Tilbury D, Calvo S (2005) International agendas: implications for botanic garden education. Roots 2(1):5–8
Tilbury D, Stevenson RB, Fien J, Schreuder D (2002) Education and sustainability: responding to the global challenge. Commission on Education and Communication. IUCN, Gland
Tremmel J (2003) Nachhaltigkeit als politische und analytische Kategorie. Der deutsche Diskurs um nachhaltige Entwicklung im Spiegel der Interessen der Akteure. ökom, Gesellschaft für Ökologische Kommunikation, München
Vielsmaier U, Lang DJ (2014) Transdisziplinäre Forschung. In: Heinrichs H, Michelsen G (Hrsg) Nachhaltigkeitswissenschaften. Springer Spektrum, Berlin, S 87–114
Wackernagel M, Rees W (1997) Unser ökologischer Fußabdruck. Birkhäuser, Basel
WBBF (Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesministerium der Finanzen) (2001) Nachhaltigkeit in der Finanzpolitik – Konzepte für eine langfristige Orientierung öffentlicher Haushalte. BMF, Berlin
WCED (World Commission on Environment and Development) (1987) Our Common Future. Oxford University Press, Oxford
von Carlowitz H (1713) Sylvicultura oeconomica. Anweisung zur wilden Baum–Zucht. Braun, Leipzig. (Reprint 2012. Kessel, Remagen)
von Weizsäcker U, Lovins A, Hunter Lovins L (1995) Faktor Vier. Doppelter Wohlstand – halbierter Naturverbrauch. Droemer Knaur, München
Willison J (2005) Botanic gardens take the law into their hands. Roots 2(1):2–4
Wittig R (2009) Bildungs– und Imagekampagne Biodiversitätsregion Frankfurt/Rhein–Main Juli 2007 bis Juni 2009. BioFrankfurt, Frankfurt
Wohlers L (2001) Informelle Umweltbildung am Beispiel der deutschen Nationalparke. Shaker, Aachen
Wullenweber K (2000) Wortfang. Was die Sprache über Nachhaltigkeit verrät. Politische Ökol 63/64:23–24
Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie (1996) Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Birkhäuser, Basel
Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie (2008) Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Fischer, Frankfurt

Ausblick

Manfred Niekisch, Rüdiger Wittig

18.1 Erhaltung und Schutz der natürlichen Biodiversität – 550

18.2 Erhaltung und Schutz der Kulturlandschaft – 552

18.3 Schlusswort – 553

Literatur – 553

R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5_18, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Wie in ▶ Abschn. 14.6 erläutert, ergeben sich bei der Erhaltung von Kulturbiotopen und bei der Erhaltung natürlicher Biotope, teilweise sehr unterschiedliche Probleme und Spezifika. weshalb auch jeweils andere Maßnahmen erforderlich sind. Allerdings gibt es auch zahlreiche Überschneidungen.

Hierzu gehört die Belastung sowohl naturnaher Lebensräume als auch der Kulturlandschaft durch die fast völlig außer Kontrolle geratene Stickstoffbelastung, die in Mitteleuropa ein weit verbreitetes Phänomen darstellt. Betroffen sind Böden, Binnengewässer und sogar die Meere, besonders stark die Ostsee. Z. B. stieg in Schleswig-Holstein der an landwirtschaftliche Betriebe gelieferte mineralische Stickstoff von im Jahre 1950 knapp 25 kg/ha auf gut 200 kg/ha im Jahre 2005 an (Leuschner et al. 2014). Für auf nährstoffarme Bedingungen angewiesene Organismen und Lebensgemeinschaften stellt die insbesondere auf die Landwirtschaft zurückgehende Nährstoffanreicherung eine extreme Bedrohung dar, der allein mit Naturschutzinstrumenten nicht beizukommen ist. Daher bedarf es dringend wirksamer Regelungen, beispielsweise im Rahmen der Düngemittelverordnung. Zu bedenken ist allerdings, dass für die Stickstoffbelastung nicht nur die Produktionsmethoden der Landwirtschaft verantwortlich sind, sondern auch das Konsumverhalten der Verbraucher. So kommt der Sachverständigenrat für Umweltfragen, der sich ausführlich mit dieser Problematik beschäftigt hat, zu folgenden Feststellungen (SRU 2012, S: 103): „Für eine global verantwortbare Ernährung innerhalb ökologischer Grenzen sind sowohl umweltverträgliche Produktionsmethoden als auch eine Änderung der Konsummuster erforderlich. Anders als zum Beispiel bei Rohstoffen ist eine erhöhte Ressourceneffizenz in der Lebensmittelproduktion jedoch in vielen Fällen problematisch. In den letzten Jahrzehnten ist durch die Intensivierung der Landwirtschaft die Flächeneffizienz der Lebensmittelproduktion deutlich gestiegen. Dies hat aber erhebliche negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt allgemein und speziell auf die Biodiversität auf der landwirtschaftlichen Fläche sowie auf das Grund- und Oberflächenwasser mit sich gebracht. Die Landwirtschaft, die in Europa einmal zur Erhöhung der Biodiversität beigetragen hat, ist inzwischen auf der Fläche ein Hauptverursacher für die Gefährdung und den Verlust von Arten.“ Auf Lebensstile und Verbraucherverhalten haben Regierungen bzw. die von ihnen erlassenen Gesetze und Verordnungen nur sehr beschränkte Einflussmöglichkeiten. Daher kommt der Umweltbildung (▶ Kap. 17) und Verbraucheraufklärung große Bedeutung zu. Hier gilt es, alle Möglichkeiten zu nutzen, um die (wachsende) Wohlfahrt für die Menschen von wachsendem Rohstoffverbrauch und steigenden Umweltbelastungen zu entkoppeln. Eine solche Entkopplung halten sowohl der SRU (2012) als auch die Autoren dieses Buches für erreichbar.

Möglichkeiten der Finanzierung zum Schutz von Naturgütern ergeben sich aus den Finanzierungsinstrumenten der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union (Oppermann et al. 2013). Danach sollen Landwirte öffentliche Gelder für den Schutz öffentlicher Güter, also von Boden, Wasser, Luft und Biodiversität, erhalten (SRU 2009), wobei die momentanen Regelungen allerdings noch viel zu wünschen übrig lassen (Osterburg et al. 2014). Die aktuelle und eine eventuell zukünftig verbesserte Finanzierung kann und darf nicht aus den knappen Naturschutzmitteln finanziert werden. Darüber hinaus sollten sie dem traditionellen Verständnis der Landwirte als „Bewahrer“ der von ihnen geschaffenen Kulturlandschaft entsprechen und nicht mit dem in der Öffentlichkeit einen negativen Beigeschmack besitzenden Begriff „Subventionsempfänger“ behaftet sein.

Nachfolgend behandeln wir die „natürliche Biodiversität“ (▶ Abschn. 18.1) und die Kulturlandschaft (▶ Abschn. 18.2) in getrennten Abschnitten. Wir stimmen hierbei nur bedingt mit Sala et al. (2000, S: 1770) überein, die in ihrem globalen Biodiversitätsszenario für das Jahr 2100 unter Biodiversität nur die natürliche Biodiversität verstehen, dagegen landwirtschaftliche Nutzflächen ausdrücklich nicht berücksichtigen: „*Our definition [of biodiversity] excludes […] communities such as agricultural fields that are maintained by regular human intervention.*“

18.1 Erhaltung und Schutz der natürlichen Biodiversität

Wie dies Buch gezeigt hat, existiert lokal und regional eine Vielzahl erfolgreicher Maßnahmen und Projekte zur Erhaltung der Biodiversität (▶ Kap. 14

sowie u.a. Succow et al. 2012). Dennoch aber ist deren starker globaler Rückgang ungebrochen und auch regional sieht es nicht besser aus, wie neuere Ergebnisse aus Nordwestdeutschland zeigen (Hötker et al. 2014, Krause et al. 2014, Steffen et al. 2014, Wesche et al. 2014). Beispielsweise konnte das für das Jahr 2010 von der EU-Kommission gesteckte Ziel, den Rückgang der Biodiversität zu stoppen (Europäische Union 2006), nicht erreicht werden (BfN 2010). Und ob beispielsweise die von der EU und einzelnen Staaten im Rahmen von Biodiversitätsstrategien (► Abschn. 14.2) für 2020 angepeilten Ziele erreichbar sind, ist angesichts des momentanen Standes zu bezweifeln. Auch sind Gesetze und Abkommen kein Garant für den Schutz der Biodiversität, wie das Beispiel von Island, Japan und Norwegen bezüglich des Walfangs zeigt (► Abschn. 13.1.2).

Angesichts der Tatsache, dass der Mensch durch direkten Zugriff sowie direkte oder indirekte Lebensraumzerstörung für den Rückgang verantwortlich ist (► Kap. 11), die Zahl der Menschen aber weiterhin rapide ansteigen wird (Cincotta und Gorenflo 2011), ist global gesehen ein Fortschreiten der Biotopzerstörung zu erwarten. Dennoch sollte es möglich sein, einen repräsentativen Anteil an natürlichen bzw. naturnahen Lebensräumen, also die dritte Ebene der Biodiversität, zu erhalten und damit auch die zweite Ebene, die weltweite Artendiversität, zu sichern. Ob es allerdings gelingen kann, die gesamte natürliche Biodiversität zu erhalten, ist zu bezweifeln. Der Schutz der extensiven Kulturlandschaft scheint in Regionen wachsender, zudem bisher unterentwickelter Bevölkerung, ein schier unmögliches Unterfangen zu sein.

„Die unbequemen Wahrheiten der Ökologie" (Haber 2010) sind nicht zu leugnen. Der Mensch konkurriert mit anderen Organismen um Lebensraum und wird diese verdrängen, wenn es für ihn überlebensnotwendig ist. Es ist daher nicht verwunderlich, dass Naturschutz dort leichter ist, wo alle Bedürfnisse des Menschen erfüllt sind und kein Bevölkerungswachstum mehr stattfindet. Die Nationalparks der Industrieländer vor Wilderei, illegaler Beweidung, illegalem Holzeinschlag oder gar vor Umwandlung in Ackerland zu schützen, ist vergleichsweise problemlos. Eine hungernde Bevölkerung daran zu hindern, Wälder oder Savannen in Ackerland zu verwandeln, ist dagegen auf Dauer aussichtslos. Was nützt einem Familienvater in den ärmsten Ländern der Welt das eventuelle Wissen um die positive Wirkung von Wald für das Weltklima und damit für seine Enkel und Urenkel, wenn er selbst und seine Kinder so stark hungern, dass es Enkelkinder nur dann geben wird, wenn er Wald rodet, um Anbaufläche zu gewinnen?

Aber selbst wenn der aktuelle Hunger gestillt ist: Eine wachsende Bevölkerung braucht eine wachsende Anbaufläche oder eine Intensivierung der Landwirtschaft, woraus in beiden Fällen eine starke Veränderung der Landschaft zuungunsten der Biodiversität resultiert. Neben der Befriedigung des Hungers ist auch das Streben nach einem höheren Lebensstandard nicht nur legal, sondern selbstverständlich. Hoher Lebensstandard aber bedeutet einen hohen Flächenbedarf (s. z. B. Fusenegger et al. 1995) bzw. einen großen ökologischen Fußabdruck (► Abschn. 17.2).

Da wohl fast alle Menschen dieser Welt wünschen, pro Familie ein Kfz zu besitzen und ein bis zweimal im Jahr in Urlaub zu fahren, sieht es um die zukünftige Immissionsbelastung, den Materialverbrauch und die Belastung der Natur durch Touristen nicht gerade rosig aus. Und wenn die Freizeit nicht nur in den Industrieländern weiter steigt, sondern überall auf der Welt das heute in den Industrieländern übliche Maß erreicht, wird der Druck auf die siedlungsnahen Ökosysteme weiter zunehmen. Gar nicht auszudenken ist der Fall, dass alle Familien dieser Welt ein eigenes Häuschen besitzen oder dass, wie in den Industrieländern üblich, die Zahl der Einpersonenhaushalte steigt: Wie groß wäre die hierdurch bedingte Flächenverbauung und der damit einhergehende Verlust an Biodiversität? Ob diese Entwicklung überhaupt zu stoppen ist, muss bezweifelt werden, denn wer Gutes erreicht hat, strebt mehrheitlich nach Besserem (Jöst 2001).

Das einzig sichere Mittel, eine hohe Biodiversität zu bewahren, ist ein schnelles Abbremsen des Bevölkerungswachstums bis hin zu einem Bevölkerungsrückgang. Hierzu ist eine Anhebung des Bildungsstandes erforderlich, die aber in der Regel ein Mindestmaß an Erhöhung des Lebensstandards voraussetzt oder nach sich zieht, was zunächst die zu erwartenden positiven Auswirkungen auf den Biodiversitätsschutz neutralisiert oder kurz- bis mittelfristig ins Gegenteil verkehrt. Dennoch ist

Bildung langfristig der richtige und wahrscheinlich einzige Weg zur Erhaltung der globalen natürlichen Biodiversität. Für die Erhaltung von Kulturlandschaften, auf die wir im folgenden Abschnitt eingehen, kann zunehmende Bildung nach Haber (2003) dagegen sogar ein Problem darstellen: Die Mehrheit der „gebildeten" Menschen meidet Berufe mit anstrengender körperlicher Arbeit, wie sie für die Erhaltung einer kleinstrukturierten Kulturlandschaft erforderlich ist.

Eine Zunahme von Bildung und Wohlstand kann in den armen Ländern der Welt nicht ohne finanzielle Hilfe der reichen Länder erzielt werden. Wie die momentane Situation zeigt, ist der diesbezügliche Einsatz offensichtlich noch deutlich zu gering. Eine Umschichtung von Finanzmitteln ist dringend erforderlich.

18.2 Erhaltung und Schutz der Kulturlandschaft

Ohne Zweifel ist die europäische (stellenweise noch) reich strukturierte Agrarlandschaft ein wertvolles Kulturerbe (zu Definitionen siehe Roth et al. 2011), dessen Erhaltung jede Mühe wert ist. Wer die schier unendlichen, bis zum Horizont reichenden Getreidefelder in den USA oder Australien gesehen hat, fragt sich allerdings, wie eine europäische, bäuerliche Landwirtschaft gegenüber der industriellen Landwirtschaft dieser Länder konkurrenzfähig sein kann. Möglich ist dies, wie die Erfolge ökologisch oder biologisch wirtschaftender Betriebe zeigen, für einen gewissen Teil der Betriebe, die ihren höheren Aufwand durch höhere Preise ausgleichen können. Angesichts des Verhältnisses von Einkommensstruktur und Nahrungsbedürfnissen bzw. -gewohnheiten des größten Teils der Bevölkerung, wird der Markt für „Ökobetriebe" und damit deren Zahl aber begrenzt bleiben. Zudem stellt sich eine Frage, zu deren Verständnis zunächst ein scheinbar entfernt liegendes ehemaliges Problem behandelt werden soll: Noch am Ende des vergangenen Jahrhunderts galt (der im Prinzip richtige Grundsatz), dass alle waldbestandenen Flächen unter das Forstgesetz fallen und damit nicht entwaldet werden durften, auch für Reserveflächen der Industrie. Hieraus ergab sich der unhaltbare Zustand, dass eine Firma, die auf einer momentan nicht benötigten Fläche die Entwicklung von Wald zugelassen hatte, diese Flächen nun nicht mehr im vorgesehenen Sinn, also für eine notwendige Erweiterung der Betriebsfläche nutzen konnte, sondern den Wald erhalten musste. Hier bestehen deutliche Parallelen zur Landwirtschaft: Diese hat aus den damaligen Gegebenheiten heraus eine Landschaft entstehen lassen, in der sich artenreiches Grünland entwickeln und Arten der kontinentalen Steppen und der mediterranen Trockenrasen ansiedeln konnten. Warum soll sie heute, trotz veränderter Gegebenheiten, diese Landschaft erhalten und wird sogar als der Hauptverursacher von Biodiversitätsverlust angeprangert?

Nicht wenige Wissenschaftler und Naturschützer sehen die alleinige Schuldzuweisung an die Landwirtschaft als ungerecht an und fordern daher, diese für die Erhaltung der Kulturlandschaft (besser) zu bezahlen (u. a. Schramek et al. 2012; Hampicke 2013), was sich unter dem Slogan „öffentliche Gelder für öffentliche Güter" subsummieren lässt (SRU 2009, S. 13). Dies ist sicherlich ein gangbarer Weg, mit dem bereits Erfolge erzielt werden konnten (s. Schumacher 2013). Allerdings dürfte die Honorierung der Landwirte, anders als momentan üblich und in den genannten Arbeiten gefordert oder vorausgesetzt, nicht aus Naturschutzmitteln erfolgen, sondern, wie der Sachverständigenrat für Umweltfragen vorschlägt (SRU 2009), über eine ökologische Grundprämie und über Agrarumweltmaßnahmen sowie aus Landschaftspflegemitteln.

Zur Erhaltung der traditionellen Kulturbiotope und der Finanzierung der hierfür erforderlichen Maßnahmen sind folgende, weitere Wege denkbar bzw. bereits erfolgreich beschritten:

- Kostenfreie Pflege von Extensivbiotopen durch Nichtregierungsorganisationen (Abb. 16.3).
- Erhaltung in großflächigen Freilichtmuseen bzw. auf Museumsbauernhöfen. Die Finanzierung erfolgt über den Eintritt, dem Verkauf der Erzeugnisse und bei den Bauernhöfen zusätzlich durch Übernachtungsgäste („Ferien auf dem Bauernhof"). Sollten diese Einnahmen nicht ausreichen, ist an Zuschüsse aus dem Kulturetat zu denken (nicht aus dem Naturschutzetat, denn es handelt sich um Kulturbio-

tope!!). Wem der museale Schutz zu wenig ist, den verweisen wir auf die folgenden weiteren Möglichkeiten, aber auch auf die Tatsache, dass andere traditionelle „Wirtschaftsformen", deren weitere Existenz von weiten Kreisen der Bevölkerung durchaus begrüßt würde, nur noch museal existieren: Welcher Bewohner dörflicher Regionen oder städtischer Vororte hätte nicht gerne einen Lebensmittelladen oder einen Schuster in seinem Ort? Dennoch aber werden weder dörfliche Läden noch traditionelle Schuster flächendeckend mit Subventionen erhalten, sondern finden sich fast nur noch in Freilichtmuseen.

- Erhaltung artenreichen, bunt blühenden Grünlandes, an Wildkräutern reicher Äcker und einer reich strukturierten Agrarlandschaft in Naherholungsgebieten und Urlaubsregionen. Die Finanzierung könnte aus Abgaben der am Gewinn aus Erholung und Tourismus beteiligten Betriebe und den entsprechenden Steuereinnahmen erfolgen.
- Finanzierung von landwirtschaftlich extensiv genutzten Bereichen durch Sponsoring bzw. Werbung („diese artenreiche Feuchtwiese wird mit Mitteln der Firma XY erhalten").

18.3 Schlusswort

Alle bisherigen Untersuchungen zur Biodiversität haben gezeigt, dass deren Lage auf der Erde äußerst bedrohlich ist. Auch wenn einige positive Trends zu verzeichnen sind, dürfen diese nicht zu großem Optimismus führen, können aber als Zeichen dafür genommen werden. dass die insgesamt weiterhin mit hoher Geschwindigkeit verlaufende negative Entwicklung – bei ernsthafter Anstrengung und in internationaler Zusammenarbeit – verlangsamt und dann hoffentlich aufgehalten, eventuell sogar umgekehrt werden kann. Zwar stehen momentan andere, akute regionale bis weltweite Probleme (wie Kriege, Flüchtlinge, Terrorismus, Seuchen, Hunger) im Fokus der Öffentlichkeit, aber darüber darf die Lösung des Grundproblems dieser Erde und des Überlebens der Menschheit, das Erreichen eines nachhaltigen und gerechten Umgangs mit den natürlichen Ressourcen, nicht vernachlässigt werden. Dabei kommt im internationalen Rahmen den Industriestaaten die größte Verantwortung zu – und vor Ort jedem Einzelnen.

Literatur

Cincotta RP, Gorenflo LJ (2011) Human populations: its influences on biological diversity. Biol Studies, Bd. 214. Springer, Berlin

Fusenegger K, Dörflinger AN, Maier R, Punz W (1995) Der Flächengebrauch einer Großstadt am Beispiel Wien. Verhandlungen Zool–Bot Ges Österreich 132:233–249

Gerdes J (2012) Mehr Sukzession bitte! Naturschutz Landschaftspflege 44:213–217

Haber W (2003) Nachhaltige Entwicklung und Konvention über die Biologische Vielfalt. BBN–Mitt (2):8–20

Haber W (2007) Naturschutz und Kulturlandschaften – Widersprüche und Gemeinsamkeiten. Anliegen Natur 31(2):3–12

Haber W (2010) Die unbequemen Wahrheiten der Ökologie. Oekom, München

Hampicke U (2013) Kulturlandschaft und Naturschutz. Springer–Spektrum, Wiesbaden

Jöst F (2001) Probleme der Umsetzung von Nachhaltigkeitsstrategien. Z Wirtschafts– Unternehmensethik 2:340–342

Roth M, Kruse A, Kruckenberg H (2011) Europäische Agrarlandschaften zwischen kulturellem Erbe und gestaltbarer Zukunft. Naturschutz Landschaftsplanung 43:229–236

SRU (2009): Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP). Berlin: SRU. Stellungnahme 14. Selbstverlag Berlin.

SRU (2012): Umweltgutachten: Verantwortung in einer begrenzten Welt. Erich Schmidt, Berlin

Sala OE, Chapin IIIFS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheid M, Le Roy Poff N, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2010) Global biodiversity scenarios for the year 2100. Sci 287:1770–1774

Schramek J, Osterburg Kaspecczyk BN, Nitsch H, Wolff A, Weis M, Hülemeyer K (2012) Vorschläge zur Ausgestaltung für einen effektiven Schutz von Dauergrünland BfN–Skripten, Bd. 323. BfN, Bonn–BadGodesberg

Töpfer K (1996) Politik für eine dauerhaft–umweltgerechte Entwicklung. In: Morath K (Hrsg) Welt im Wandel. Wege zu dauerhaft–umweltgerechtem Wirtschaften. Frankfurter Institut, Frankfurt am Main, S 139–146

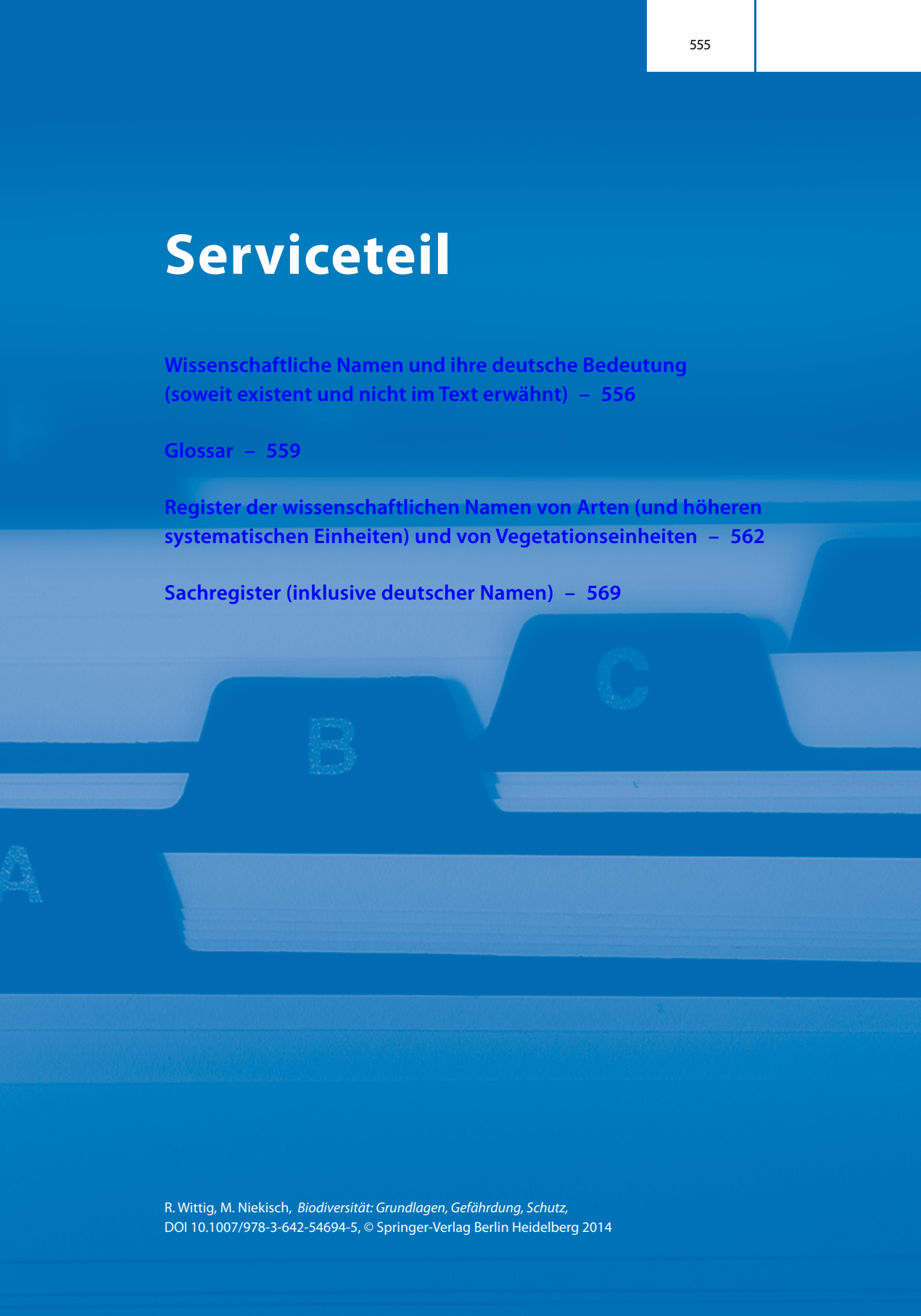
Serviceteil

Wissenschaftliche Namen und ihre deutsche Bedeutung (soweit existent und nicht im Text erwähnt) – 556

Glossar – 559

Register der wissenschaftlichen Namen von Arten (und höheren systematischen Einheiten) und von Vegetationseinheiten – 562

Sachregister (inklusive deutscher Namen) – 569



R. Wittig, M. Niekisch, *Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz,*
DOI 10.1007/978-3-642-54694-5, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Wissenschaftliche Namen und ihre deutsche Bedeutung (soweit existent und nicht im Text erwähnt)

Wenn der deutsche Name lediglich eine leichte Abwandlung des wissenschaftlichen darstellt (z. B. *Mahonia* = Mahonie), ist das Taxon in dieser Liste nicht enthalten

Abies (amabilis)	(Purpur-) Tanne
Acer	Ahorn
Adonis vernalis	Frühlings-Adonisröschen
Agrostis capillaris	Rotes Straußgras
Agrostis stolonifera	Weißes Straußgras
Alchemilla (vulgaris)	(Gewöhnlicher) Frauenmantel
Alliaria petiolata	Knoblauchsrauke
Allium	Lauch
Alnus incana	Grau-Erle
Ammophila arenaria	Strandhafer
Anagallis minima (= *Centunculus m.*)	Acker-Kleinling, Zwerg-Gauchheil
Anemone sylvestris	Großes Windröschen
Angelica sylvestris	Wald-Engelwurz
Aphanes arvensis	Gewöhnlicher Ackerfrauenmantel
Apiaceae	Doldenblütler
Apium repens	Kriechender Sellerie
Apocynaceae	Hundszahngewächse
Arabidopsis halleri	Hallers Schmalwand
Arabidopsis thaliana	Acker-Schmalwand
Arabis alpina	Alpen-Gänsekresse
Arbutus	Erdbeerbaum
Armeria maritima	Gewöhnliche Grasnelke
Arnoseris minima	Lämmersalat
Asclepiadaceae	Schwalbenwurzgewächse
Aster tripolium	Strand-Aster
Atriplex littoralis	Strand-Melde
Atriplex prostrata	Kriechende Melde
Betula pendula	Sand-Birke
Betula pubescens	Moor-Birke
Betulaceae	Birkengewächse
Bidens tripartita	Dreiteiliger Zweizahn
Bolboschoenus maritimus	Gewöhnliche Strandsimse
Brassicaceae	Kreuzblütler
Buxus	Buxbaum
Cakile maritima	Meersenf
Calamagrostis epigejos	Wald-Reitgras
Calystegia sepium	Echte Zaunwinde
Campanula sibirica	Sibirische Glockenblume
Carex arenaria	Sand-Segge
Carlina	Silberdistel
Carpinus	Hainbuche
Caryophyllaceae	Nelkengewächse
Castanea	Kastanie
Cerastium pumilum	Kleines Hornkraut
Cercis	Judasbaum
Chaenorrhinum minus	Kleines Leinkraut
Chamaecyparis	Scheinzypresse
Chenopodium glaucum	Blaugrüner Gänsefuß
Chenopodium rubrum	Roter Gänsefuß
Cicerbita alpina	Alpen-Milchlattich
Cirsium arvense	Acker-Kratzdistel
Cirsium vulgare	Gewöhnliche Kratzdistel
Cochlearia danica	Dänisches Löffelkraut
Corylus	Hasel
Corynephorus canescens	Gewöhnliches Silbergras
Crassulaceae	Dickblattgewächse
Cupressus sempervirens	Mittelmeer-Zypresse
Cuscuta (epilinum)	(Flachs-)Teufelszwirn, (-)Seide
Digitalis purpurea	Roter Fingerhut
Digitaria	Fingergras
Diphasiastrum alpinum	Alpen-Flachbärlapp
Drosera intermedia	Mittlerer Sonnentau
Drosera rotundifolia	Rundblättriger Sonnentau
Dryopteris dilatata	Breiblättriger Wurmfarn
Echinocactus grusonii	Schwiegermuttersitz
Echium russicum	Russischer Natternkopf
Elymus junceiformis (= *E. farctus*)	Dünen-Quecke, Strandweizen
Elymus repens	Gewöhnliche Quecke
Epilobium angustifolium	Schmalblättriges Weidenröschen
Erophila verna	Frühlings-Hungerblümchen
Eryngium campestre	Feld-Mannstreu
Euphorbia	Wolfsmilch
Fabaceae, Fabales	Schmetterlingsblütler
Fagaceae	Buchengewächse
Festuca ovina	Schaf-Schwingel
Festuca rubra	Rot-Schwingel
Ficus	Feige
Filipendula vulgaris	Gewöhnliches Mädesüß
Fraxinus excelsior	Gewöhnliche Esche
Gagea villosa	Behaarter Gelbstern
Galeopsis segetum	Saat-Hohlzahn
Galium aparine	Klebriges Labkraut, Klebkraut

Gentianaceae	Enziangewächse
Geranium robertianum	Stinkender Storchschnabel
Geum urbanum	Gewöhnliche Nelkenwurz
Glaux maritima	Strand-Milchkraut
Glechoma hederacea	Gewöhnlicher Gundermann
Gymnocarpium dryopteris	Eichenfarn
Helianthemum	Sonnenröschen
Helianthus tuberosus	Knollen-Sonnenblume, Topinambur
Helichrysum arenarium	Sand-Strohblume
Hieracium	Habichtskraut
Honckenya peploides	Salzmiere
Hyacinthus leucophaeus	Gelbbraune Hyazinthe
Hymenophyllaceae	Hautfarne
Iris aphylla	Blattlose Schwertlilie
Juncus maritimus	Strand-Binse
Juniperus	Wacholder
Kickxia	Tännelkraut
Larix	Lärche
Lathyrus pannonicus	Pannonische Platterbse
Laurus	Lorbeer
Leontodon autumnalis	Herbst-Löwenzahn
Leucanthemum ircutianum	Zahnöhrchen-Margerite
Leymus arenarius (=Elymus a.)	Strand-Roggen
Linnaea borealis	Moosglöckchen
Lolium perenne	Deutsches Weidelgras
Lythrum hyssopifolia	Ysop-Blutweiderich
Menyanthes (Menyanthaceae)	Fieberklee(gewächse)
Mesymbryanthemum	Mittagsblümchen
Metasequoia	Urweltmammutbaum
Minuartia verna	Frühlings-Miere
Molinia coerulea	Blaues Pfeifengras
Morus (Moraceae)	Maulbeerbaum(gewächse)
Myosotis rehsteineri	Bodensee-Vergissmeinnicht
Myosotis sylvatica	Wald-Vergissmeinnicht
Nepenthaceae	Kannenpflanzen
Nothofagus	Südbuche
Olea	Ölbaum
Onobrychis viciifolia	Gewöhnliche Esparsette
Ornithogalum umbellatum	Doldiger Milchstern
Ostrya	Hopfenbuche
Pandanaceae	Schraubenbaumgewächse, Scheinpalmen
Persicaria lapathifolia	Ampfer-Knöterich
Persicaria maculosa	Floh-Knöterich
Phegopteris connectilis	Eichenfarn
Picea abies	Gewöhnliche Fichte
Picea omorica	Omorika-Fichte
Pinguicula vulgaris	Gewöhnliches Fettkraut
Pinus mugo	Latschen-Kiefer, Latsche
Pinus sibirica	Sibirische Kiefer
Pinus sitchensis	Sitka-Kiefer
Pinus sylvestris	Wald-Kiefer
Plantago coronopus	Krähenfuß-Wegerich
Pleurozium schreberi	Rotstängelmoos
Polytrichum commune	Gewöhnliches Frauenhaarmoos
Populus	Pappel
Primates	Herrentiere
Prunus	(v.a.) Kirsche
Pseudotsuga menziesii	Douglasie
Puccinellia distans	Entferntähriger Salzschwaden
Puccinellia maritima	Strand-Salzschwaden
Pyrola	Wintergrün
Quercus petraea	Trauben-Eiche
Ramonda pyrenaica	Pyrenäen-Felsenteller
Ranunculus polyanthemos	Vielblütiger Hahnenfuß
Rhododendron ponticum	Pontische Alpenrose
Rosaceae	Rosengewächse
Rubus fruticosus	Brombeere
Ruppia cirrhosa	Strand-Salde
Ruppia maritima	Meer-Salde
Sagina maritima	Strand-Mastkraut
Salicaceae	Weidengwächse
Salix arenaria (= S. repens dunensis)	Dünen-Kriech-Weide
Salix fragilis	Bruch-Weide
Saussurea	Alpenscharte
Saxifraga tridactylites	Dreifinger-Steinbrech
Sedum acre	Scharfer Mauerpfeffer
Sedum album	Weiße Fetthenne
Sedum telephium	Gewöhnliche Fetthenne
Senecio inaequidens	SüdafrikanischesGreiskraut
Senecio vernalis	Frühlings-Greiskraut
Senecio vulgaris	Gewöhnliches Greiskraut
Sequoiadendron	Riesenmammutbaum
Sesleria	Blaugras
Silene linicola	Flachs-Leinkraut
Solidago canadensis	Kanadische Goldrute
Sonchus arvensis	Acker-Gänsedistel
Spergula morisonii	Frühlings-Spark
Spergularia salina	Salz-Spörgel
Sphagnum	Torfmoos
Syringa vulgaris	Gewöhnlicher Flieder
Tanacetum vulgare	Gewöhnlicher Rainfarn
Taraxacum (officinale)	(Gewöhnlicher) Löwenzahn, Kuhblume
Teesdalia nudicaulis	Bauernsenf
Thlaspi alpestre	Alpen-Hellerkraut
Thlaspi calaminare	Galmei-Hellerkraut

Thuja	Lebensbaum
Thymus	Thymian
Tilia	Linde
Tortula muralis	Mauer-Drehzahnmoos
Trientalis europaea	Europäischer Siebenstern
Trifolium montanum	Berg-Klee
Trifolium pratense	Rot-Klee
Trifolium repens	Weiß-Klee
Tripleurospermum perforatum	Geruchlose Strandkamille
Tsuga	Hemlock(tanne)
Tussilago farfara	Huflattich
Ulmus	Ulme
Utricularia minor	Kleiner Wasserschlauch
Vaccaria hispanica	Saat-Kuhnelke
Verbascum thapsus	Kleinblütige Königskerze
Viola biflora	Zweiblütiges Veilchen
Viola calaminaria	Galmei-Veilchen
Zostera marina	Echtes Seegras
Zostera noltii	Kleines Seegras

Glossar

Abgrabung Ökologen oder Naturschützer gebrauchen diesen Begriff weit enger, als es z. B. im Baurecht der Fall ist. Sie beschränken ihn auf die tagebauliche Gewinnung von Torf, Steinen und Erden, Kohle oder anderen Bodenschätzen bzw. die dabei entstandenen „Verwundungen" des natürlichen Reliefs.

Adaptation Anpassung; in der Biologie ist stets die genetische Anpassung an die Bedingungen des Lebensraumes gemeint, wobei sich der Begriff sowohl auf die Art der Anpassung als auch auf den Prozess der Anpassung bezieht.

Anneliden Ringelwürmer, beispielsweise Regenwürmer.

Apomikten, Apomixis Apomikten (im engeren Sinne) sind Samenpflanzen, die ihre Samen ohne sexuelle Prozesse bilden, d. h. bei denen es von Generation zu Generation keine Neukombination des Erbgutes gibt. Jede Mutation wird daher weitervererbt. So entsteht eine Fülle von lediglich in einem (oft minimalen) Merkmal unterschiedenen Nachkommenschwärmen (= Kleinarten); der Vorgang bzw. das Phänomen wird Apomixis (im engeren Sinne) genannt. Im weiteren Sinne versteht man unter Apomixis jede Form der asexuellen Vermehrung; im vorliegenden Buch wird der Begriff nur i. e. S. verwendet.

arid trocken.

artisanal handwerklich, mit handwerklichen Mitteln betrieben, etwa artisanale Fischerei im Unterschied zur industriellen Fischerei.

Biotop Lebensraum einer Biozönose.

Biozönose Lebensgemeinschaft von Organismen; Summe der Arten eines Biotops.

Bryozoen/Bryozoa Moostierchen; am Untergrund festsitzende, überwiegend im Salzwasser lebende Tiergruppe; die Mehrzahl der Arten bildet mehr oder weniger moosartige aussehende Kolonien.

Bult (Mz. Bulten) allgemein: (leicht) erhöhte Stelle im Gelände; bezogen auf Hoch- und Zwischenmoore: von den Hochmoortorfmoosen gebildete erhöhte Stelle im Mikrorelief.

carnivor fleischfressend.

Cephalopoden/Cephalopoda Kopffüßer (Tintenfische, Kraken).

Chordaten/Chordata Tiere die eine Chorda (Achsenskelett) besitzen.

Ciliaten/Ciliata Wimpertierchen = sich mittels der Bewegung von Wimpern (Cilien) bewegende, relativ hoch organisierte Einzeller, z. B. Pantoffeltierchen.

Dekapoden/Dekapoda Zehnfüßer = hochentwickelte Gruppe der Krebse, z. B. Flusskrebs, Languste und Hummer.

detrivor sich von zerfallener organischer Substanz (= Detritus) ernährend.

Diasporen Ausbreitungseinheiten von Pflanzen (Samen, Früchte, Ausläufer etc.).

Dicotyledoneae Zweikeimblättrige Pflanzen.

Diorama Schaukasten mit Modellen oder ausgestopften Tieren und künstlichen Landschafts-Nachbildungen vor einem meist die Exponate ergänzenden, bemalten Hintergrund.

DNA englische Abkürzung für Desoxyribonukleinsäure (DNS).

Drainierung Entwässerung.

ektotherm bezüglich der Körpertemperatur von der Außentemperatur abhängig.

Epiphyten auf anderen Pflanzen wachsende Pflanzen.

Erosion Abtragung von Boden durch Wind oder Wasser; im übertragenen Sinne auch für den Verlust von Genen benutzt (Generosion).

Ethnologie/ethnologisch Völkerkunde, völkerkundlich.

eu- (als Vorsilbe) viel, stark, echt; z. B. eutroph: viele Nährstoffe enthaltend.

Eukaryota Organismen mit echtem Zellkern; Gegensatz: Prokaryoyta, z. B. Bakterien, deren Genom nicht in einem Zellkern konzentiert ist.

ex situ außerhalb des natürlichen Standorte bzw. Vorkommens; in der Regel bezogen auf Experimente und Beobachtungen (z. B. finden Experimente im Bot. Garten oder im Labor oder die Zucht von Wildtieren in Zoos „ex situ" statt); Gegensatz: in situ.

Forst Anpflanzung (Bestand) von Bäumen, die natürlicherweise an diesem Standort nicht oder allenfalls als Begleitart vorkommen würden (z. B. Fichten in der Ebene oder niedrigen Mittelgebirgen Mitteleuropas; Douglasien in Europa).

Gefäßpflanzen Pflanzen, die Leitungen (gefäßel zum Transport von Wasser und gelösten Nährstoffen besitzen.

Genom Gesamtheit des Erbgutes.

Glykophyten Pflanzen, die dauerhaft nur im Süßwasser oder auf süßes Grundwasser enthaltenden Böden existieren können; Gegensatz Halophyten.

Gyttia ein Unterwasserboden, der für gut durchlüftete, nährstoffreiche Gewässer charakteristisch ist.

Habitat Lebensraum einer Art.

halophil „salzliebend", im engeren Sinne also Arten, die bevorzugt im Salzwasser oder auf Salzböden bzw. versalzenen Böden vorkommen; manchmal wird der Begriff im (nicht korrekt) erweiterten Sinne auch für Arten verwendet, die lediglich salztolerant sind, also sowohl auf salzhaltigen als auch salzfreien Böden zu finden sind.

Halophyten Salzpflanzen, Arten die ausschließlich oder überwiegend auf Salzstandorten vorkommen.

Herpetologie/Herpetologe Wissenschaft von den Reptilien und Amphibien / Wissenschaftler, der sich mit diesen Tierklassen beschäftigt.

Hominidae Familie des Tierreichs, zu der Mensch und Menschenaffen gehören.

Hybrid Mischling (z. B. zwischen zwei Arten oder Unterarten).

Hybridisierung Bildung von Nachkommen zwischen unterschiedlichen Taxa(meist Arten); das Ergebnis sind Hybride.

in situ am natürlichen Standort (vgl. „ex situ").

Kayapó Indianervolk des brasilianischen Amazonasgebiets in den Bundesstaaten Mato Grosso und Pará.

Kleinarten oft (aber nicht immer) schwer unterscheidbare oder sich zumindest in einigen auffälligen Merkmalen so stark ähnelnde Arten, dass man sie in einem rein morphologisch begründeten System zu einer Art zusammenfassen kann, die dann als Sammelart bezeichnet wird. Kleinarten findet man v. a. bei sich (in erster Linie) apomiktisch fortpflanzenden Taxa.

Kormophyten Pflanzen, die in Wurzel, Spross und Blätter gegliedert sind; Gegensatz: Thallophyten.

Mammalia Säugetiere.

Marshallplan großes Wirtschaftswiederaufbauprogramm der USA für das nach dem Zweiten Weltkrieg an den Folgen des Krieges leidende Westeuropa. Zu diesem im Prinzip guten Programm gehörte auch die „Nutzbarmachung von Ödland", wobei viele aus heutiger Sicht wertvolle Biotope zerstört wurden, insbesondere weite Bereich der nordwestdeutschen Hochmoore.

Meridian senkrecht auf dem Äquator stehender, vom Nord- zum Südpol verlaufender Halbkreis.

meso- (als Vorsilbe) mittel-, intermediär (oft als Mitte zwischen eu- und oligo-, z. B, eutroph, mesotroph, oligotroph).

Metaanylyse quantitative, statistische Analyse von zu Metadaten zusammengefassten Ergebnissen zahlreicher Einzeluntersuchungen.

Mutation Änderung des Erbgutes.

Nematoden Fadenwürmer.

nemoral (in Bezug auf Wälder benutzt) winterkahl.

Nische In der Ökologie wird der Begriff in der Regel als Abkürzung für „ökologische Nische" gebraucht. Diese bezeichnet ein abstraktes n-dimensionales Gebilde aus verschiedenen Umweltfaktoren; es ist der Bereich, in dem eine Art sicher überleben kann, da dort alle anderen Arten des Lebensraumes keine starken Konkurrenten für sie bilden.

oligo- (als Vorsilbe) wenig, gering, niedrig.

Ornithologie/Ornithologe Wissenschaft von den Vögeln, Vogelkunde / Wissenschaftler, der sich mit Vögeln beschäftigt.

Ozonschild Die im unteren Bereich der Stratosphäre vorhandene Ozonschicht absorbiert einen großen Teil der von der Sonne ausgehenden, potenziell erbgutverändernden UV-Strahlen, d. h. sie bildet einen Schutz (= Schild) gegen diese Strahlen.

Paläo alt (als Vorsilbe; von griech *palaiós*), z. B. Paläobiologie (Wissenschaft von der Biologie des Erdaltertums).

Pathogen ein Krankheiten verursachendes (= pathogenes) Subjekt, z. B. ein Bakterium oder ein Virus.

PCR-Primer siehe Primer.

Phylogenie Stammesgeschichte (der Organismen).

Ploidie (als Hauptwort), **-ploid** (als Nachsilbe) Anzahl der Chromosomensätze, z. B. Polyploidie (Besitz vieler Chromosomensätze), z. B. diploid (zwei Chromosomensätze besitzend).

Polychaeten/Polychaeta Borstenwürmer.

Prädation Vorgang des Ergreifens von lebender Beute zum Zwecke der Ernährung; von Prädation lebende Arten werden Prädatoren genannt; anstelle des o. g. Vorgangs wird in der

Ökologie von einigen Autoren die gesamte „Räuber-Beute-Beziehung" als Prädation bezeichnet.

Primärproduktion organisches Ergebnis der Fotosynthese.

Primates die Ordnung der „Herrentiere" = Affen und affenartige (inklusive der Familie Hominidae).

Primer kurzkettiger Nukleinsäurestrang (Oligonukleotid), der als Startpunkt für DNA-replizierende Enzyme, z. B. für DNA-Polymerase, benutzt werden kann. Im Rahmen molekulargenetischer Untersuchungen sind Polymerase-Kettenreaktionen (polymerase chain reactions: PCR) erforderlich. Primer, die solche Reaktionen ermöglichen, heißen PCR-Primer. Der Ausdruck stammt aus dem englischen und bedeutet u. a. Haftbrücke, Ansaugvorrichtung.

Protein Eiweiß.

Ramsar Stadt im Iran, in der das Abkommen über Feuchtgebiete als internationaler Lebensraum für Wasser- und Watvögel geschlossen wurde, weshalb das Abkommen auch Ramsar-Konvention genannt wird.

Ressource nutzbarer Bestandteil des Ökosystems, z. B. Licht, Wasser, Nährstoffe, aber auch Nistbäume, Höhlen etc.

Ringelwürmer s. Anneliden.

RNA englische Bezeichnung für RNS (= Ribonukleinsäure).

ruderal ursprünglich die Bezeichnung für auf Trümmern (lat: rudera) gefundene Pflanzenarten und Vegetationstypen; inzwischen für alle Arten und Gesellschaftebn bezutzt, die auf stark vom Menschen gestörten Standorten zu finden sind (Bahn- und Industriebrachen, Straßenränder, Mülldeponien etc.).

Säkularisation Verweltlichung, in der Regel für die Einziehung des Kirchenbesitzes durch den Staat gebraucht.

saprophag sich von Abfall ernährend.

Schlenke allgemein: wassergefüllte oder zumindest nasse Senke; bezogen auf Hoch- und Zwischenmoore: Raum zwischen den Bulten, nasser als diese.

Schwermetall alle Metalle, deren Atomgewicht über dem von Aluminium liegt.

Schwermetallpflanzen Pflanzenarten, die bevorzugt auf schwermetallhaltigen Böden vorkommen.

Seepocken im erwachsenen Zustand innerhalb eines „pockenartigen" Kalkgehäuses festsitzende Krebse.

segetal im Getreide wachsend, zum Getreide gehörend.

sessil am Untergrund angeheftet.

Simulation (u. a. in der Ökologie und Klimatologie) modellhaftes Nachvollziehen von Vorgängen mit Hilfe eines Computers; simuliert werden in der Regel Vorgänge in Systemen, die für eine gedankliche oder formelmäßige Behandlung zu komplex sind.

Stachelhäuter Stamm der Echinodermata, zu dem u. a. Seesterne und Seeigel gehören.

Steroide Gruppe von Kohlenwasserstoffen, deren Grundgerüst sich vom Steran ableitet. Zu den Steroiden gehören u. a. Cholesterin sowie einige Hormone, z. B. Östrogene.

submers untergetaucht.

Sudanzone südlich der Sahelzone quer durch Afrika verlaufende Vegetationszone.

Sukzession in der Vegetations- und Landschaftsökologie bezeichnet der Begriff einen in gesetzmäßiger Reihenfolge ablaufenden Vorgang, z. B. die Entwicklung vom offenen Boden zum Wald oder von der Primärdüne zur bewaldeten Düne.

Szenario gedankliche Annahme des Verlaufs einer Entwicklung (z. B. des Treibstoffverbrauchs) als Voraussetzung für die Modellierung des zukünftigen Zustandes (z. B. des Klimas).

Taxon (Mz. Taxa) Einheit im System der Lebewesen, z. B. eine Unterart, Art, Gattung, Familie etc.

Taxonomie Klassifikationsschema; in der Biologie das Verfahren zur Aufstellung des Systems der Lebewesen.

temperat gemäßigt.

Thallophyten Pflanzen, die nicht klar in Wurzel, Spross und Blätter gegliedert sind, also alle Algen; Gegensatz Kormophyten.

Tide Wechsel von Ebbe und Flut.

Tracheophyta Gefäßpflanzen.

Trophie Nährstoffgehalt (meist eines Gewässers oder des Bodens).

Vegetation allgemein: Pflanzendecke; von Geobotanikern in der Regel enger gefasst: Summe der Pflanzengesellschaften; in beiden Fällen ist ein Gebietsbezug.

Vilmer Thesen Thesen, die auf der Insel Ostseeinsel Vilm verfasst wurden.

Register der wissenschaftlichen Namen von Arten (und höheren systematischen Einheiten) und von Vegetationseinheiten

A

Abax ovalis 160
Abax parallelipedus 160
Abies 98, 245, 556
Abies amabilis 104
Abietetum polonicum 392
Acacia 111, 112, 114
Acanthobrama telavivensis 478
Accipiter gentilis 420
Accipiter nisus 358
Acer negundo 59
Achillea millefolium 438
Acinonyx jubatus 114, 116, 381
Acipenser baerii 312
Acipenser sturio 392
Acipenseridae 389
Acrocephalus caffer garretti 281
Acrocephalus caffer musae 281
Acrocephalus familiaris familiaris 281
Acrocephalus paludicola 387
Actinia equina 136
Adansonia digitata 111, 112
Adonis aestivalis 182, 304
Adonis vernalis 100, 178
Aedes albopictus 315
Aegilops tauschii 62
Aegopodium podagraria 54
Aesculus hippocastanum 39, 195
Aglais urticae 360
Agrostemma githago 182, 304
Agrostis capillaris 171, 221
Agrostis stolonifera 168
Ailanthus altissima 59, 185
Aix galericulata 60
Alauda arvensis 303
Alburnus mento 416, 417
Alca impennis 272, 274
Alcelaphus buselaphus 114, 290
Alcelaphus buselaphus buselaphus 290
Alchemilla 12, 30, 270
Alcolapia 139
Alectroenas nitidissima 274
Alectroenas rodericana 274
Alisma wahlenbergii 392
Alliaria petiolata 54, 556
Allium 18, 178, 266
Allium ursinum 152, 266
Alnetea glutinosae 156
Alnion glutinosae 154
Alno-Ulmion 154, 156, 157
Alnus glutinosa 437
Alnus incana 98, 556
Aloe dichotoma 109
Alopecurus pratensis 54
Alopex lagopus 392
Alopochen aegyptiacus 60
Alyssum montanum 468
Amaranthus 296
Amaurolimnas concolor concolor 273
Amazona violacea 275
*Amazona vittata gracilicep*s 275
Ambrosia artemisiifolia 316
Ambystoma tigrinum 346
Ameca splendens 478
Ameiurus 60, 145, 312
Ameiurus nebulosus 60, 145, 312
Ammophila arenaria 168, 169
Ammophiletea arenariae 168
Anas georgica niceforoi 277
Anas platyrhynchos 390
Anas strepera couesi 277
Anas theodori 277
Andromeda polifolia 163
Anemone nemorosa 41, 42, 152, 153, 469
Anemone ranunculoides 152, 153
Angelica sylvestris 54, 556
Anguilla anguilla 145, 381
Anogeissus leiocarpa 236, 237
Anthornis melanocephala 279
Aonyx capensis 114
Aphanapterix bonasia 273
Aphanes arvensis 304, 556
Aplonis corvina 283
Aplonis fusca 282
Aplonis fusca hulliana 283
Aplonis mavornata 283
Apodemys flavicollis 324
Apteryx 18, 318
Aquila chrysaetos 420
Aquilegia vulgaris 315
Ara atwoodi 275
Ara erythrocephala 275
Ara gossei 275
Ara guadeloupensis 275
Ara tricolor 275
Arabidopsis halleri 171
Arabidopsis thaliana 54, 178, 556
Arabis alpina 39
Aratinga chloroptera maugei 276
Araucaria araucana 105, 106
Arctica caja 177
Arctium 54, 246, 247, 248
Argyroderma 110, 111
Argyroderma delaetii 111
Armeria maritima 13, 14, 168, 171
Arnica montana 393
Arnoseris minima 304, 556
Arrhenatheretum elatioris 180, 181, 470
Arrhenatherion 56
Arrhenatherum elatius 54
Artemisia 99, 392
Artemisia granatensis. 392
Artemisietea vulgaris 184
Arum maculatum 152, 153, 157
Asio otus 420
Aspideretes (= Nilssonia) nigricans 478
Asplenietea trichomanis 171
Asplenium 54, 55, 57
Aster tripolium 168
Asteraceae 14, 110
Asteranthera ovata 105
Asteretea tripolii 121
Atriplex littoralis 168, 169
Atriplex prostrata 54, 56, 169
Avena 62, 100
Avenella flexuosa 155
Avicennia 118, 119
Aylacostoma chloroticum 478
Aylacostoma guaraniticum 478
Aylacostoma stigmaticum 478
Azolla 140

B

Barbus barbus 417
Bassariscus sumichrasti notinus 288
Batrachochytrium dendrobatidis 315, 319, 347
Batrachochytrium salamandrivorans 18, 320
Berula erecta 498
Bettongia gaimardi gaimardi 283
Betula 73, 98, 99, 151, 154, 170, 245, 556
Betuletum pubescentis 154

Bidens tripartita 54, 556
Bidentetea tripartitae 166, 184
Bison bison oregonus 290
Bison bison pensylvanicus 290
Bison bonasus 72, 290, 389, 477, 479
Bison bonasus caucasicus 290
Biston betularia 220
Bistorta vivipara 37, 39, 75
Blatta orientalis 60
Boida irregularis 319
Bolboschoenus maritimus 168
Bombina 142, 298, 393
Bonasa bonasia 390
Boromys offella 286
Boromys torrei 286
Bos primigenius 290
Bothriochloa 100
Bowdleria rufescens 281
Brassica napus 249
Brassica oleracea 9, 169
Breviceps macrops 110
Bromus 57, 100
Brotomys voratus 286
Buddleja davidii 59, 185, 361, 484
Bufo (*Anaxyrus*) *baxteri* 478
Bufo bufo 325, 347
Bufo viridis 57
Bulbine 110
Buteo buteo 420

C

Cabalus modestus 273
Cakile maritima 168, 169
Cakiletea maritimae 168, 169
Calamagrostis epigejos 169
Callophrys rubi 420
Calluna vulgaris 174, 177, 437
Caloprymnus campestris 283
Calthion 56, 404
Calystegia sepium 54, 556
Campanula bohemica 392
Campanula caucasica 361
Campanula garganica 361
Campanula persicifolia 100, 361
Campanula sibirica 101, 556
Camptorhynchus labradorius 278
Campylopus retroflexus 314
Canis lupus 7, 44, 61, 72, 98, 288, 389
Canis lupus alces 288
Canis lupus beothucus 288
Canis lupus fuscus 288
Canis lupus hodophilax 288
Canis lupus minor 288
Canis lupus mogollonensis 288
Canis lupus monstrabilis 288
Canis lupus nubilus 288
Canis lupus youngi 288
Canis rufus 479
Canis rufus niger 288
Capra pyrenaica lusitanica 290
Capra pyrenaica pyrenaica 290
Capsella bursa-pastoris 57
Carabidae 160, 161, 211
Carabus glabratus 160
Carabus olympiae 392
Carduelis carduelis 318
Carduus 184
Carex arenaria 178
Carex curvula 355
Carex davalliana 164
Caricetalia davallianae 164
Carici-Fagetum 156
Carpinion 154, 156, 157
Carpodacus mexicanus mcgregori 280
Cataranthus roseus 241
Cauacalidion 438
Caucalis platycarpa 304
Caulerpa 137
Centaurea cyanus 183
Centropus toulou assumptionis 278
Centunculus minimus 304
Cerastium alpinum 340
Cerastium pumilum 179
Ceratophyllaceae 248
Ceratophyllum 165
Cereus giganteus 109
Cervus canadensis canadensis 289
Cervus canadensis merriami 289
Cervus elaphus 313
Cervus elaphus bactrianus 387
Cervus nippon mandarinus 290
Chaenorrhinum minus 54
Chaeropus ecaudatus 283
Chaetoptila angustipluma 279
Chamaecyparis nootkaensis 104
Chamaeleo senegalensis 381
Charetea fragilis 164
Chaunoproctus ferreorostris 280
Cheiridopsis peculiaris 111
Chelonoidis nigra 207
Chenopodium album 57
Chenopodium bonus-henricus 303
Chenopodium glaucum 54, 169
Chenopodium polypsermum 166
Chenopodium rubrum 54
Chilopoda 161
Chloridops kona 280
Chlorocebus pygerythrus 114
Chondostoma nasus 417
Chthamalus 136
Cicerbita alpina 39
Cichlidae 142
Ciconia ciconia 340
Ciconia nigra 498
Circus pygargus 498
Ciridops anna 280
Cirsium 54, 56, 184
Cladophora 136
Clethriomys glareolus 324
Clossiana selene 420
Cochlearia danica 54, 57, 168, 556
Coenagrion mercuriale 498
Coenagrion ornatum 498
Coenocorypha aucklandica barrierensis 274
Coenocorypha aucklandica iredalei 274
Coenonympha pamphilus 420
Colaptes auratus rufipileus 278
Colobus guereza 114
Coluber cypriensis 392
Columba duboisi 275
Columba jouyi 275
Columba livia 7, 319
Columba versicolor 275
Combretum 111
Conilurus albipes 285
Conophytum 110
Consolida regalis 438
Conuropsis carolinensis 276
Convallaria majalis 153
Corallina 136
Coregonus arenicolus 417
Coregonus bavaricus 417
Coregonus fontanae 417
Coregonus gutturosus 417
Coregonus hoferi 417
Coregonus holsatus 417
Coregonus lucinensis 417
Coregonus macrophthalmus 417
Coregonus renke 417
Coregonus wartmanni 417
Coronella austriaca 179
Corophium 143, 167
Cortaderia selloana 100
Corthippus 179
Corvus frugilegus 389
Corvus hawaiiensis 479
Corvus monedula 56, 389
Corydalis 152, 153
Corynephorion 154
Corynephorus canescens 178
Cottus poecilopus 417
Cottus rhenanus 417
Coturnix coturnix 303
Coturnix novae-zelandiae 278
Cotyledon orbiculatum 111
Coua delalandei 278
Crassostrea gigas 340, 353, 422
Crassula 110
Crassulaceae 27, 29, 110
Cricetus cricetus 393
Crocuta crocuta 114

Cryptonanus ignitus 284
Ctenopharyngodon idella 60, 312
Cuculus canorus 358
Cupressus sempervirens 39
Cuscuta epilinum 304
Cyanopsitta spixii 479
Cyanoramphus novaezealandiae erythrotis 276
Cyanoramphus novaezealandiae subflavescens 276
Cyanoramphus ulietanus 276
Cyanoramphus zealandicus 276
Cymbalaria muralis 59
Cynosurion 55
Cynosuro-Lolietum 180
Cynosurus cristatus 55
Cyprinodon alvarezi 478
Cyprinodon longidorsalis 478
Cypripedium calceolus 389
Cystopteris fragilis 54, 55, 57

D

Dama dama 59
Damaliscus lunatus 114
Dentalium 137
Diceros bicornis longipes 289
Digitalis purpurea 151, 160
Dioscorea villosa 241
Dipsochelys arnoldii 478
Dipsochelys hololissa 478
Discoglossus pictus 347
Dolichotis 101
Dracophilus dealbatus 111
Dreissena, Dreissenidae 142
Drepanis funerea 281
Drepanis pacifica 281
Drimys winteri 240
Dromaius ater 273
Dromaius baudinianus 273
Drosera intermedia 18, 163
Drosera rotundifolia 163
Dryococelus australis 479, 480
Dryocopus javensis cebuensis 278
Dryonastes courtoisi 480
Dryopteris dilatata 155
Dugesia gonocephala 430
Dusicyon australis 288
Dysmorodrepanis munroi 283

E

Ecdyuronidae 143
Echinocactus grusonii 43
Echinochloa crus-galli 296
Echium vulgare 184
Ectopistes migratorius 272, 275
Eichhornia 140, 141, 323
Elaphurus davidianus 479
Elymo-Ammophiletea 168
Elymus arenarius 168
Elymus farctus 169
Elymus repens 54, 159, 556
Emberiza citrinella 318
Empetrum nigrum 170, 174
Emys orbicularis 348
Enchytraeida 157
Enteromorpha 136
Epalzeorhynchos bicolor 478
Epidalea calamita 170
Epilobio-Digitalietum 159
Epilobium angustifolium 151, 160, 220
Epilobium brachycarpum 311
Epipactis palustris 164
Equus ferus 7, 101, 102
Equus hemionus hemippus 289
Equus przewalskii 479
Equus quagga 114, 289
Erica tetralix 164, 174, 177, 437
Erico-Sphagnetum magellanici 432
Eriophorum angustifolium 177
Erophila verna 179
Eryngium campestre 178
Erythrocebus patas 114
Eucryphia cordifolia 105
Eudorcas thomsoni 114
Euphorbia lathyris 59
Euphorbia virosa 43
Euphydryas aurinia 420

F

Fagetalia sylvaticae 156
Fagion 87, 154, 155, 156, 404
Fagus sylvatica 20, 87, 154, 162
Fallopia japonica 59
Fallopia sacchalinensis 59
Festuca ovina 178
Festuco-Brometea 57, 177, 179
Fitzroya cupressioides 104
Foudia bruante 279
Fregilupus varius 282
Fringilla coelebs 318
Fulica newtoni 274

G

Gagea villosa 304, 556
Galeopsis angustifolia 54, 55, 57, 171
Galeopsis segetum 54, 556
Galio odorati-Fagetum 87, 156, 157
Galium aparine 54, 556
Galium verum 100, 178
Gallicolumba ferruginea 275
Gallicolumba norfolciensis 275
Gallicolumba salamonis 275
Gallinula nesiotis nesiotis 274
Gallirallus dieffenbachii 273
Gallirallus owstoni 478
Gallirallus pacificus 273
Gallotia simonyi 392
Garrulus glandarius 389
Gazella bilkis 290
Gazella dama mhorr 479
Gazella rufina 290
Gazella saudiya 290, 479
Genetta 114
Genista anglica 174, 176
Genista germanica 174
Genista pilosa 174, 176
Genisto-Callunetum 470
Gentiana acaulis 37, 39
Gentiana lutea 70, 221, 393
Gentianella germanica 221
Geocapromys columbianus 286
Geocapromys thoracatus 287
Geomys pinetis goffi 285
Geospizinae 27
Geranio (sylvatici)-Trisetetum 180, 181
Geranium robertianum 54, 557
Gerygone igata insularis 279
Geum urbanum 54, 56, 557
Gibbaeum pubescens 111
Glaux maritima 168
Glechoma hederacea 54, 557
Glis glis 43, 358
Gnaphalium supinum 3, 39
Gnathonemus petersii 250
Gobio gobio 417
Goneplax rhomboides 340
Greenovia 27, 29
Grus grus 498
Grus leucogeranus 387
Gryllus campestris 180
Gymnadenia conopsea 164
Gymnocarpium dryopteris 155
Gymnogyps californianus 478, 479
Gypaetus barbatus 425, 426, 479, 480

H

Haematopus meadewaldoi 274
Halcyon (= Todiramphus c. cinnamomina(us)) 479
Haliaeetus albicilla 420, 498
Harpagophytum procumbens 531
Haworthia 110
Hedera helix 344
Helianthemum 178
Helichrysum arenarium 178
Heliopora coerulea 133
Heloderma suspectum 243
Hemignathus ellisianus 280
Hemignathus lucidus hanapepe 280
Hemignathus lucidus lucidus 280
Hemignathus obscurus 280
Hemignathus sagittirostris 280
Hemiphaga novaeseelandiae spadicea 274
Haplochromis (Labrochromis) ishmaeli 478
Haplochromis lividus 478
Haplochromis (Prognathochromis) perrieri 478
Heracleum mantegazzianum 59
Hesperia comma 420
Heteralocha acutirostris 272, 278, 317
Heteropsomys insulans 286
Hexolobodon phenax 287
Hieracium 12, 19
Himatione sanguinea freethii 280
Hippopotamus amphibius 114, 428
Hippotragus equinus 114
Hippotragus leucophaeus 290
Honckenya peploides 168
Honckenyo-Elymetea 168
Hoodia gordonii 43
Hoplostethus atlanticus 292
Hordeetum murini 184
Hordelymo-Fagetum 156, 158, 470
Hordeum murinum 184
Hucho hucho 417
Hydrodamalis gigas 272, 287
Hyla arborea 430
Hyla intermedia 347
Hymenophyllaceae 104
Hypophthalmichthys 60

I

Icerya purchasi 319
Ichthyosaura alpestris 347
Icterus leucopteryx bairdi 281
Impatiens glandulifera 59
Impatiens parviflora 59
Isoeto-Nanojuncetea 166
Isolobodon montanus 287
Isolobodon portoricensis 287
Ixobrychus novaezelandiae 277

J

Juncetea maritimi 168
Juncus maritimus 168
Juscelinomys candango 287

K

Kickxia 304, 557
Kobus ellipsiprymnus 114
Kobus leche robertsi 290
Koeleria cristata 99, 225
Koelerio-Corynephoretea 57, 171, 177, 178

L

Lacerta agilis 177
Lacerta viridis 179, 180
Lactuca serriola 100
Lagarostrobus franklinii 104
Lagorchestes asomatus 284
Lagorchestes leporides 284
Lanius collurio 497
Lanius excubitor 497
Lantana camara 315
Larix 98, 557
Larix gemelinii 99
Larix sibirica 99
Larrea tridentata 109
Lates nilotica 322, 323
Lathyrus vernus 152, 153
Lemnetea 165
Leontodon autumnalis 168
Lepomis gibbosus 60, 145
Leptogryllus deceptor 478
Lepus californicus 223
Ligia italica 136
Liliaceae 110
Limacidae 161
Linnaea borealis 99, 557
Lipotes vexillifer 287
Lithophyllum toruosum 136
Lithops 110
Littorelletea 164, 165
Littorina 136
Lobelia dortmanna 430
Lochmaea sutturalis 177
Lophopsittacus bensoni 276
Lophopsittacus mauritianus 276
Loxigilla portoricensis grandis 281
Loxodonta africana 76, 114, 292, 381, 387
Loxops coccineus ochraceus 280
Loxops coccineus wolstenholmei 280
Lullula arborea 177, 318
Lutra lutra 389, 393, 498
Luzula luzuloides 155
Luzulo-Fagetum 156, 157, 159, 404
Lycaena dispar 420
Lycaena phlaeas 420
Lycopodium alpinum 39
Lycopodium annotinum 155, 156
Lynx lynx 389, 498
Lynx pardinus sardiniae 289
Lynx rufus 223
Lysandra 180
Lysichiton americanus 311
Lysimachia punctata 59
Lythrum hyssopifolia 304, 557
Lyurus tetrix 177

M

Macropus greyi 284
Macrotis leucura 283
Maculinea 420, 429
Magnocaricion 154
Mahonia 59, 343, 361
Malva neglecta 184
Maniola jurtina 420
Mantis religiosa 180, 211
Martes 72
Mascarenotus murivorus 277
Mascarinus mascarinus 276
Matricaria recutita 438
Medicago lupulina 438
Megalomys desmarestii 285
Megalomys luciae 285
Megaoryzomys curioi 286
Megupsilon aporus 478
Melanophila acuminata 250
Melilotus 19, 184
Melitea neglecta 498
Mergus australis 278
Mergus australis 278, 317
Mesembryanthemaceae 110
Mesembryanthemum gariusianum 111
Mesobromion 154
Microgoura meeki 275
Microtus ochrogaster ludovicianus 285
Mimosaceae 111
Minuartia verna 171
Mitraria coccinea 105
Mitu mitu 478
Moho apicalis 279
Moho bishopi 279
Moho braccatus 279

Moho nobilis 279
Molinia caerulea 154
Monachus monachus 392
Monachus tropicalis 287
Monanthes 27, 29
Monomorium pharaonis 60
Montio-Cardaminetea 165
Mullus surmelutus 340, 353
Muscari armeniacum 361
Mustela nigripes 479
Myadestes myadestinus 282
Myadestes obscurus lanaiensis 282
Myadestes obscurus oahensis 282
Myadestes obscurus rutha 282
Myiagra freycineti 279
Myocastor coypus 59, 313
Myotis bechsteinii 161
Myotis daubentonii 161
Myotis nattereri 161
Myrceugenia planipes 105
Myrmeleon europaeus 179
Myrmeleotettix maculatus 179
Mystacina robusta 317
Mystacina tuberculata 317
Mytilus 167, 354, 428

N

Nanger granti 114
Narcissus nevadensis 392
Nardo-Callunetea 174, 178
Necropsittacus rodericanus 276
Nectophrynoides asperginis 478
Nelumbo 245
Neogobius melanostomus 312
Neotoma anthonyi 287
Neotoma bunkeri 287
Neotoma martinensis 287
Neovison vison 59
Nepenthes 29, 30
Nesillas aldabrana 281
Nesoclopeus poeciloptera 273
Nesoenas picturata aldabrana 275
Nesophontes edithae 284
Nesophontes hypomicrus 284
Nesophontes major 284
Nesophontes micrus 284
Nesophontes paramicrus 284
Nesophontes zamicrus 284
Nesoryzomys darwini 286
Nesoryzomys indefessus 286
Nestor meridionalis productus 276
Ninox novaeseelandiae albaria 277
Nothothenioidei 85
Notomys amplus 285
Notomys longicaudatus 285
Notomys macrotis 285
Notomys mordax 285
Numenius tenuirostris 387
Nycticorax caledonicus crassirostris 277
Nycticorax duboisi 277
Nycticorax megacephalus 277
Nymphaea lotus 392

O

Oedipoda coerulescens 179
Oenanthe conioides 389
Oenothera 12, 58, 59, 184
Oligoryzomys victus 286
Oncorhynchus mykiss 60, 312
Ondatra zibethicus 59
Onychogalea lunata 284
Operophtera brumata 357
Opisthocomus hoazin 322
Orchestia 136
Orchis purpurea 446
Oreochromis niloticus 323
Ornithogalum umbellatum 304, 557
Oronectes limosus 60
Orycterous afer 114
Oryx dammah 479
Oryx leucoryx 423, 479
Oryzomys antillarum 286
Oryzomys galapagoensis galapagoensis 286
Oryzomys nelsoni 286
Osmoderma eremita 389
Otis tarda 303
Ovis canadensis auduboni 290
Ovis orientalis musimon 59
Oxalis acetosella 153
Oxycocco-Sphagnetea 121, 163, 164
Ozotoceros bezoarticu 101

P

Panthera leo barbarus 289
Panthera leo melanochaitus 289
Panthera onca 18, 442
Panthera pardus adersi 289
Panthera pardus orientalis 480
Panthera tigris 18, 20, 99, 289, 304, 480
Panthera tigris balica 289
Panthera tigris sondaica 289
Panthera tigris virgata 289
Papaver rhoeas 438
Papilio machaon 180, 420
Pareudiastes pacificus 273
Parkia biglobosa 307
Parnassius apollo 180, 389
Paroreomyza flammea 280
Parthenocissus inserta 59
Partula dentifera 478
Partula faba 478
Partula garretti 478
Partula hebe 478
Partula labrusca 478
Partula mirabilis 478
Partula mooreana 478
Partula suturalis 478
Partula taeniata 478
Partula tohiveana 478
Partula tristis 478
Parus major 41, 358
Parus varius orii 281
Passer domesticus 318
Pelargonium sidoides 244
Pelodiscus sinensis 484, 485
Pelohylax lessonae 347
Pelohylax ridibundus 347
Penelopides panini ticaensis 278
Perameles bougainville fasciata 283
Perameles bougainville myosura 283
Perameles bougainville notina 283
Perameles eremiana 283
Perccottus glenii 312
Perdix perdix 303, 390
Periophthalmus 118
Peromyscus pembertoni 286
Peromyscus polionotus decoloratus 286
Persicaria lapathifolia 54
Persicaria maculosa 54, 166
Petromyzontidae 389
Pezophaps solitarius
Phacochoerus aethiopicus aethiopicus 289
Phalacrocorax perspicillatus 274
Phasianus colchicus 60
Phegopteris connectilis 155
Philesia magellanica 105
Phleum pratense 55
Phoenicopterus ruber 390
Phragmitetea 121, 165
Picea 39, 557
Picea abies 98, 162, 245
Picea omorica 39
Pieris rapae 357
Pinguicula vulgaris 163, 164
Pinus 98, 104, 154, 162, 170, 245, 557
Pinus mugo 172
Pinus sibirica 98, 557
Pinus sitchensis 104
Pinus sylvestris 98, 154, 162, 170, 245, 557
Pipilo maculatus consobrinus 281
Pisaster ochraceus 428
Plagiodontia ipnaeum 287
Plantaginetea majoris 183
Plantago coronopus 57, 168
Plantago lanceolata 211, 438
Plantago major 54

Platytaeniodus degeni 478
Plebejus argus 420
Plecotus auritus 161
Pleurozium schreberi 99, 557
Poa annua 57, 83
Podarcis muralis 19, 56, 211
Podiceps andinus 274
Podilymbus gigas 274
Poliolimnas cinereus brevipes 274
Polyborus lutosus/Caracara lutosus 277
Polygono-Poetea annuae 183
Polypodium vulgare 54, 55, 57
Polytrichum commune 99, 557
Pomarea fluxa 279
Pomarea nukuhivae 279
Pomarea pomarea 279
Populus tremula 41, 43, 98, 170
Populus tremuloides 43, 99
Porphyrio albus 274
Porzana astrictocarpus 273
Porzana monasa 273
Porzana nigra 273
Porzana palmeri 273
Porzana sandwichensis 273
Posidonia 136
Potam(og)etonetea 164, 165
Potentilla anserina 54, 99
Potorous platyops 283
Primula veris 221
Pringlea antiscorbutica 83, 240
Procavia capensis 77, 114
Procyon lotor 59
Prolagus sardus 287
Prosobonia leucoptera 274
Proteaceae 78, 80, 83, 107
Proteus anguinus 144, 392
Prunus laurocerasus 59, 342, 343, 361
Prunus serotina 59
Psephotus pulcherrimus 276
Pseuacris triseriata 347
Pseudemydura umbrina 18, 479
Pseudomys glaucus 285
Pseudomys gouldii 285
Pseudotsuga menziesii 59, 104
Psittacula eupatria 60
Psittacula exsul 276
Psittacula krameri 60
Psittacula wardi 276
Pterodroma phaeopygia 319
Pterodroma rupinarum 274
Pteromys volans 392
Pteropus brunneus 285
Pteropus pilosus 284
Pteropus subniger 284
Pteropus tokudae 285
Ptilinopus mercierii 275
Puccinellia distans 54, 57, 168, 557
Puccinellia maritima 168
Pulsatilla 100, 178, 389
Pyrgus malvae 420
Pyrola 99, 557

Q

Quercetea ilicis 104, 107
Quercion pubescenti-petraeae 154
Quercion robori-petraeae 154
Querco-Fagetea 156
Quercus 73, 87, 162, 245, 357
Quercus agrifolia 107
Quercus engelmannii 107
Quercus frainetto 349
Quercus ilex 107, 349, 350
Quercus petraea 12
Quercus pubescens 349
Quercus robur 12, 159, 170, 349
Quercus rubra 59
Quiscalus palustris 281

R

Rallus dieffenbachii 273
Rallus muelleri 273
Rallus wakensis/Gallirallus wakensis 273
Rana arvalis 498
Rana catesbeiana 60, 314
Rana luteiventris 347
Rana temporaria 347
Ranunculus acris 438
Ranunculus hololeucos 430
Raphus cucullatus 275
Rattus macleari 285
Rattus nativitatis 285
Rattus rattus 313, 319
Redunca redunca 114
Restionaceae 78, 80, 107
Rhea americana 60
Rheobatrachus 243
Rheotanytarsus 143
Rhinoceros sondaicus inermis 289
Rhipidura fuliginosa cervina 279
Rhipidura rufifrons uraniae 279
Rhizophora 118, 119
Rhodacanthis flaviceps 280
Rhodacanthis palmeri 280
Rhododendron ferrugineum 37, 39, 172
Rhododendron hirsutum 37, 39
Rhododendron ponticum 39, 195, 314
Rhynchospora fusca 163
Robinia pseudacacia 59, 315, 422
Rodolia cardinalis 319
Romanogobio belingi 417
Rosa rugosa 314
Rubus 12, 18, 59, 151, 184, 466
Rubus armeniacus 59, 184
Rucervus schomburgki/Cervus schomburgki 290
Ruppia 168
Ruppietea maritimae 165, 168
Rutilus meidleri 417

S

Sagina maritima 168
Saiga tatarica 427, 428
Salamandra salamandra 320
Salicetea arenariae 168
Salicetea purpureae 154, 156
Salicornia 167, 168
Salix 98, 130, 241, 245, 557
Salix alba 12, 159
Salix arenaria 168, 557
Salix caprea 151, 159
Salix fragilis 12
Salix triandra 159
Salix viminalis 159
Salmo trutta fario 430
Salpinctes obsoletus exsul 282
Salvelinus evasus 417
Salvelinus monostichus 417
Salvelinus profundus 417
Salvinia 140
Sambucus 151, 170, 185
Sanguisorba 19, 99
Sarmienta scandens 105
Saussurea 220
Saxifraga tridactylites 54, 557
Scaphopoda 137
Sceloglaux albifacies 277, 317
Sceloglaux albifacies albaifacies 277
Sceloglaux albifacies rufifacies 277
Scheuchzerio-Caricetea 164, 165
Scleranthus annuus 304
Secale cereale 62
Sedum 54, 171, 178, 179
Sedum acre 54, 557
Sedum album 54, 557
Sedum telephium 54, 557
Sempervivum 171, 466
Senecio inaequidens 317, 557
Senecio viscosus 54, 55, 57, 171
Senecio vulgaris 57, 169
Sequoia sempervirens 104
Sesleria 178
Silene linicola 304, 557
Silene otites 469
Sitophilus granarius 57
Sitta europaea 358
Skiffia francesae 478
Solenodon cubanus 427, 428
Solenodon marcanoi 284

Solenopsis geminate 319
Solidago canadensis 13, 14, 59
Solidago gigantea 59
Somateria molissima
Sonchus arvensis 54, 557
Sophora toromiro 468
Sorbus aucuparia 98, 151, 159, 170
Sorex ornatus juncencis 284
Spartina 167, 168
Spartinocytisus supranubius 192, 195
Speotyto cunicularia amaura/Athene cunicularia amaura 277
Speotyto cunicularia guadeloupensis/Athene cunicularia guadeloupensis 277
Spergula arvensis 304
Spergula morisonii 178
Spergularia salina 54, 57, 168
Sphagnum 99, 177, 557
Sphenodon punctatus 318
Stapelia gariepensis 111
Stegomygia albopicta 315
Stellaria media 57, 83
Stellarietea mediae 183
Stellario nemorum-Alnetum 470
Stellera chamaejasme 225
Stenodus leucichthys 478
Stephoidea 246, 248
Stratiotes aloides 430
Struthio camelus syriacus 273
Sus cebifrons cebifrons 289
Swietenia macrophylla 293, 381, 382
Syncerus caffer 114
Syringa vulgaris 39

T

Talitrus 136
Taraxacum alpinum 340
Taraxacum officinale 30, 211
Taurotragus oryx 114
Teesdalia nudicaulis 178. 304, 557
Terminalia 111
Tetrao urogallus 390, 429
Thaumatopoea pityocampa 341
Thecla betulae 420
Thermosphaeroma thermophilum 478
Thero-Salicornetea strictae 168
Thlaspi alpestre 171
Thlaspietea rotundifolii 171
Thryomanes bewickii breviauda 282
Thryomanes bewickii leucophrys 282
Thuja plicata 104
Thylacinus cynocephalus 44, 272, 284
Thymelicus lineola 420
Thymus 178
Tilio-Acerion 154, 156, 157, 404
Tillandsia eizii 117
Todiramphus gambieri gambieri 278
Todiramphus miyakoensis 278
Tortula muralis 54, 558
Trachemys scripta 60, 348
Tragelaphus imberbis 114
Trapa natans 389
Traversia lyalli 278
Trichomonas gallinae 319
Trichopilia marginata 117
Trichoptera 143
Trichosurus vulpecula 313, 317, 318
Trientalis europaea 99, 558
Trifolium pratense 438
Trifolium repens 61, 168
Triops 142
Tripleurospermum 54, 168, 169, 558
Triticum 62
Triturus cristatus 393
Troglodytes musculus martinicensis 282
Tsuga heterophylla 104
Turdus philomelos 318
Turdus poliocephalus mareensis 281, 282
Turdus poliocephalus poliocephalus 281
Turdus poliocephalus pritzbueri 282
Turdus poliocephalus vinitinctus 281, 282
Turdus ravidus 282
Turdus ulietensis 282
Turnagra tanagra 278
Turtur brehmeri 448
Tussilago farfara 54, 558
Tympanuchus cupido cupido 278
Tyto alba 420

U

Ulex europaeus 318
Ulva 136
Unio 142
Urocyon cineroargentatus 223
Ursus arctos 172, 287, 288, 389, 392, 392
Ursus arctos californicus 287
Ursus arctos crowtheri 287
Ursus arctos horriaeus 287
Ursus arctos nelsoni 288
Ursus arctos pervagor 288
Urtica dioica 54, 159, 220, 249
Urtico-Malvetum (neglectae) 184
Utricularia minor 163
Utricularietea minoris 164

V

Vaccaria hispanica 304, 558
Vaccinio-Piceetea 99
Vaccinium 98
Vaccinium myrtillus 99, 155, 174, 177
Vaccinium vitis-idaea 99, 177
Verbascum 54, 184
Vicia angustifolia 43
Viola biflora 39
Viola calaminaria 13, 14, 171, 209, 221
Viola guestphalica 208, 209
Viola lutea 209, 220
Viola reichenbachiana 468
Viola riviniana 469
Violetea calaminariae 171
Vipera berus 164, 177
Vitellaria paradoxa 307
Vulpes macrotis macrotis 288
Vulpes velox hebes 288

W

Wasmannia 319
Welwitschia mirabilis 108, 110

X

Xenicus longipes 278, 317
Xenopus 77, 320
Xerobromion 154

Y

Yucca brevifolia 109
Yssichromis „argens“ 478

Z

Zalophus japonicus 287
Zannichellia 165
Zebrina detrita 180
Zenaida galapagoensis 319
Zenaida graysoni 479
Zerynthia cerisyi 359
Zoothera terrestris 282
Zootoca vivipara 164, 177, 347
Zostera 136, 167, 168
Zosteretea marinae 165, 168
Zosterops conspicillatus conspicillatus 279
Zosterops mayottensis semiflavus 279
Zosterops strenuus 279
Zygaena 180

Sachregister (inklusive deutscher Namen)

A

Aal 136, 145, 170, 329, 381
Aas(fresser) 431
Abgrabung 211, 300, 303, 432, 433
Abgrabungsgewässer 433
Abholzen, Abholzung 154, 305, 449, 515, 522–524
Ablenkfutterplätze 424
Abplaggen 437
Abwasserbelastung 143, 441
Abyssal 130, 132, 133
Access and Benefit-Sharing 388
Acetylsalicylsäure 241
Äcker 49, 50, 58, 150, 173, 181, 182, 185, 201, 300, 301, 437, 438, 448, 449, 520, 530, 539
Ackerbau 40, 48, 49, 52, 53, 57, 58, 60, 174, 300, 301, 307, 308
Ackerbeikräuter, -unkräuter 57, 60, 66, 304, 466
Ackerland 99, 103, 155, 163, 181, 297, 301, 302, 306, 308, 309, 432, 448, 551
Ackerrandstreifen 183, 438
Ackerrandstreifen-Programm 183, 437, 447
Ackerunkrautgesellschaften 183
Ackerwildkräuter 182, 183, 295, 437
Adria 59, 127, 128, 136, 137
Adventive, Adventiv- 58
AFLP 10, 11
Afrika 35, 36, 43, 48, 58, 60, 73, 77, 78, 80, 110, 113, 115, 126, 131, 196, 197, 198, 204, 292, 293, 304, 306, 307, 323, 338, 381, 382, 387, 429, 436, 479, 504, 524, 526, 527, 531
Agame 12, 114, 379
Agenda 21, 541
Agrarlandschaft 201, 254, 296, 321, 344, 438, 442, 447, 448, 449, 552, 553
Agrarpolitik 6, 255, 294, 374, 438, 550
Agrobiodiversität 62
Ähnlichkeitskoeffizient 15
Akelei 315
Akzeptanz 253, 409, 425, 427, 443, 446, 509
Albatros 86, 131, 247, 291
Aldabra 320
Alexandersittich 60
Alkohol 243
Allel 9, 221, 222
Allmende 53, 173, 175
Alm 301, 342
Alpen 36, 37, 53, 75, 119, 120, 151, 170, 171, 172, 177, 192, 199, 201, 251, 301, 340, 342, 343, 352, 355, 377, 394, 395, 396, 425, 426, 479, 522
Alpenbock 502, 512
Alpenflora 340
Alpengarten 467
Alpenkonferenz 394, 395
Alpenkonvention 394, 395, 396
Alpen-Löwenzahn 340
Alpenmurmeltier 44
Alpenrose 39, 172, 173, 511
Alpenschutzkommission 396
Alpenstaaten 394, 396
Alpensteinbock 172, 425, 426
Alpentälchen 39
Alpenveilchen 379, 383
Alpenverein 422
Alpenvorland 201, 431
Alpenzoo 474
Alpenzustandsbericht 395
alpin 37, 39, 48, 75, 94, 97, 98, 99, 120, 151, 152, 170, 171, 172, 177, 303, 337, 340, 343, 344, 355, 394, 401, 420, 465, 499
Altersklassenwald 159
Altholz 403, 407
Altsteinzeit 40
Ameisenbären 78
Ameisenjungfer 179
Ameisenlöwe 179
Ammonit 34, 42
Amphibian Survival Alliance 482
Amphibien 34, 70, 110, 116, 141, 142, 161, 170 ,199, 255, 265, 304, 314, 335, 340, 342, 343, 346, 347, 348, 379, 380, 391, 393, 415, 423, 430, 433, 446, 478, 480, 482, 498
Amphibiensterben 319, 320
Amphibienzäune 424
amplified fragment length polymorphism DNA sequencing 10
Amurgrundel 312
Amurleopard 480
Anden 50, 53, 79, 196, 197, 247, 293
Anemochorie 39
Angelsport 60
Angler 143, 235, 321, 324
Anglerfisch 132
Anökophyt 57, 58
Antarktis 19, 35, 36, 71, 83, 85, 86, 97, 127, 194, 288, 356, 378
antarktisch 19, 83, 84, 85, 97
Antibabypille 241
Antillen 285–287
Antilope 112, 114, 290, 377, 423, 427, 429, 479, 526
Aperzeit 172
Apfel 49, 62
Apollofalter 180, 379, 389, 427
Apomixis, Apomikt 12, 29, 30, 69, 70, 242
Apophyten 54
Aquakultur 310, 340
Aquarienfisch 60, 361
Aralkum 103
Aralsee 139
Araukarie 104
Arbeitslosigkeit 323
Archäobiota 53, 57, 58, 60, 186
Archäobotanik 4
Archäozoen 57, 58
Area of Zero Extinction 193
Areal 12, 14, 30, 37, 40, 41, 43, 118, 126, 135, 143, 158, 192, 193, 195, 205, 209, 267, 335, 340, 344, 345, 346, 347, 352, 356, 358, 359, 360, 361, 413, 414, 507
Arealveränderung (-verschiebung) 340, 341, 345, 355, 425, 443
Argentinien 77, 85, 86, 104, 240, 309, 310, 316, 416, 535
Arktis 37, 39, 71, 73, 74, 75, 83, 97, 98, 99, 120, 121, 127, 135, 300, 337, 339, 354, 356, 499
Arktisfische 87
arktisch 37, 39, 41, 73, 74, 75, 83, 97, 98, 99, 120, 121, 135, 300, 337, 339, 354, 356, 378, 499
arktisch-alpin 37, 39
Armenische Brombeere 59, 184
Armut 323, 425, 496
Armutsbekämpfung 443, 448, 504
Arnika 379, 393
Aronstab 153, 157
Artbegriff 11, 12, 66, 70
Artbenennung 18
Artbeschreibung 482
Arten, kryptische 18, 69, 132, 195, 270, 358
Artendiversität 4, 11, 16, 41, 103, 227, 551
Artenhilfsmaßnahmen 409, 420–424
Artenreichtum 15, 126, 132, 133, 137, 161, 198, 208, 211, 219, 222, 226, 412, 437, 497, 513

Artenrückgang, -schwund, -verarmung, -verlust 43, 237, 243, 315, 321, 351, 352, 355, 447
Artenschutz 252, 321, 376–380, 382, 384, 385, 387–389, 399, 400, 402, 409, 420, 422, 423, 425, 427, 446, 450, 471, 480, 481, 492–495, 503, 504, 508, 511, 513, 519, 525, 542
Artenschutzabkommen, Washingtoner 292, 378–380, 385, 389, 422, 425
Artenschutzmaßnahmen 409, 420, 481
Artenschutzspürhund 384, 385
Artenzahl 13, 14, 15, 16, 30, 41, 61, 69, 70, 73, 103, 110, 132, 151, 157, 166, 182, 186, 194, 199, 207, 210, 223, 227, 232, 241, 242, 321, 340, 341, 342, 344, 352, 441, 484
Asien 29, 36, 37, 58, 60, 73, 77, 98, 103, 113, 289, 293, 305, 504, 521, 526
Aspirin 241
Asseln 133, 157, 345
Astschneitelung 160
Atacama 103, 107, 126
Atemwurzeln 118, 119
Atlantik 74, 126, 127, 128, 131, 133, 134, 136, 137, 352
Atrazin 248
Aue 54, 158, 296, 402, 411, 432, 433, 442, 447, 448, 450, 500, 502
Auenbiotope 433
Auenwaldarten 311, 433
Auenwälder 152, 154, 157, 158, 159, 175, 297, 399, 401, 402, 403, 404, 432, 470, 502, 503, 517
Auerhuhn 390, 429
Auerochse 61
Aufforstung 53, 343, 349, 440, 499, 504, 513
Ausbreitungsbiologie 344
ausgerottet 102, 172, 207, 249, 254, 269, 272,-291, 301, 316, 317, 323, 422, 424,-426, 450, 518
Ausgleichszahlung 437
Ausrottung 48, 207, 272–293, 313, 317, 319, 320, 321, 383, 420, 424, 426, 531
Aussterben 37, 40, 41, 42, 45, 102, 116, 175, 254, 268, 269, 270, 272, 296, 297, 304, 354, 386, 401, 402, 450, 468, 477, 478, 479, 482, 485, 498, 504, 505, 516
Auster 340, 353, 422
Austernfischer 274, 435
Australien 14, 35, 36, 45, 48, 80–83, 104, 107, 108, 117–119, 126, 127, 131, 133, 166, 196, 197, 202, 207, 208, 211, 243, 272, 276, 282–285, 292, 317–319, 326, 378, 436, 465, 552
Australis 65, 71, 76, 78, 80, 83, 113, 194
Auswilderung 76, 102, 423, 424, 450
Avifauna 80, 114, 265, 320, 471
Axiom 41, 320
Ayers Rock 208
Azonal 158
Azoren 74, 104
Azurjungfer 494

B

Bachauenwald 470
Bachforelle 430
Bachplanarie 430
Badebetrieb 432
Bahngelände 185
Baikalrobbe 504
Baikalsee 208
Bakterien 9, 18, 34, 66, 68, 69, 132, 137, 139, 150, 151, 225, 226, 232, 315
Bali 289
Balkan 39, 48, 120, 359, 360, 486, 525
Ballasterde 58
Ballastwasser 58
Baltimore 211
Bambus 247
Bandkeramiker 56
Bannwald 423, 431
Baobab 111
Bären 73, 99, 383, 481
Bärentraube 379
Bärlapp 155, 156
Bartgeier 375, 425, 426, 479, 480
Bathyal 130, 131
Bauholz 52, 160, 237, 243
Baumbedeckung 308, 356, 357
Baumfalke 434
Baumhöhle 88, 117, 423
Baumhummer 479, 480
Baumsavanne 111 , 112
Baumscheibe 211
Baumwolle 520
Bechsteinfledermaus 161
Begradigung 296, 432
Beifuß 99
Bejagung 45, 207, 272, 292, 293, 319, 377, 423, 425, 426
Bekassine 297, 434, 435
Beleg(material) 40, 267, 465–468, 482–487, 541
Benguelastrom 126, 128, 241, 242, 243, 244, 309, 381, 530, 531, 532
Benthos 133, 137, 139, 354
Bergbau 110, 204, 301, 310, 311, 411, 433
Bergbaufolgelandschaft 522
Bergmolch 347
Bergsenkungsgewässer 433
Berg-Steinkraut 468
Bergwald 394, 426
Bergwiese 54, 301, 343
Bermudainseln 118
Berner Konvention 388, 389
Besenheide 174, 177, 437
Bestandsaufnahme 15, 86, 264, 270, 271, 440, 441, 446, 447, 471, 482, 485, 486, 518
Bestäuben 232
Bestäuber 115, 226
Besucherlenkung 534
Beuteltiere 44, 45, 80, 81, 270, 283
Beutelwolf 12, 44, 272, 284
Bevölkerungsdichte 49, 205, 206, 210, 308, 309, 323, 539
Bevölkerungsdruck 112, 208, 309, 531
Bevölkerungszunahme, -wachstum 308, 309, 323, 356, 551
Bewachung 421, 422, 443
Bewässerung 52, 294, 310, 358
Beweidung 43, 51, 53, 104, 112, 161, 164, 172, 174, 175, 179, 180, 181, 204, 225, 299, 300, 310, 313, 314, 317, 320, 424, 434, 435, 436, 437, 499, 531, 551
Beweidungsdruck 43, 111, 307
Bewertungskriterien 410
Bewusstseinsbildung 511- 513
Bialowieża 431
Biber 99, 315, 316, 507, 511, 518
Bienenfutter 245
Bienenweide 59
Bildung 236, 251, 375, 397, 401, 409, 462, 472, 496, 505, 507, 509, 514, 515, 523–525, 539, 541, 543, 544
Bildung für nachhaltige Entwicklung 505, 541, 543
Bildungsbedarf 543
Bildungsprogramme 504, 505, 507, 543
Bildungsstand 462, 544, 551
Binnengewässer 54, 121, 125, 126, 137, 141, 151, 303, 335, 350, 351, 398, 550
Binnensalzstellen 57, 168, 170, 208
Bioakkumulation 249
Biodiversität und Klima Forschungszentrum Frankfurt 349, 483
Biodiversitätsforschung 485
Biodiversitätskampagne 545
Biodiversitätsmaß 16
Biodiversitätsregion Frankfurt/Rhein-Main (Kampagne) 544, 545
Biodiversitätsstrategie 202, 407, 410, 411, 517, 551
Biogeografie 4
Bioindikation 449
Biokraftstoffe 515
Biom 6, 93, 94, 95, 99, 104, 109, 113, 118
Biomasse 48, 119, 136, 170, 178, 226, 227, 236, 354
Biomechanik 246

Biomonitoring 449
Bionik 244, 245, 246, 247
Biopiraterie 244
Bioregion 36, 75, 94, 205
Bioreiche 36, 71
Bioremediation 231, 232, 247, 249
Bioremediation 247
Biospezies 12, 69
Biosphärenreservat 114, 158, 307, 398, 421, 442, 445, 494, 507, 509, 515, 543
Biotop 14, 17, 53, 65, 66, 87, 88, 98, 120, 151, 173, 192, 208, 209, 211, 263, 267, 268, 270, 271, 272, 296, 298, 299, 301, 303, 324, 346, 398, 399, 400, 401, 402, 404, 410, 420, 434, 435, 439, 441, 505, 518, 530
Biotop, gesetzlich geschützt 398
Biotope nationaler Bedeutung 402
Biotopkartierung 87, 88, 271
Biotopkomplex 88, 134, 151, 159, 163, 166, 172, 185
Biotoppflege 424, 430, 435, 436, 498, 507, 511
Biotopschutz 378, 409, 421, 427, 446, 507
Biotoptypen 87, 88, 164, 167, 169, 172, 272, 301, 303, 352, 374, 430, 497, 499
Biotopverbund 430, 442, 497–499
Biotopvernetzung 395, 409, 441, 442
Bioturbation 226
Biozönose 7
Birdlife International 193, 205, 507
Birken-Eichenwälder 98
Birken-Kiefernwälder 40
Birkhuhn 11, 177
Bisamratte 59
Bison 72, 101, 290, 389, 479
Blankenrode 209
Blasenfarn 55
Blattsukkulente 110
Blaualgen 34, 139
Blaukappenhäherling 480
Blaukehlchen 418, 434
Bläuling 180
Blindenstock 247
Blumenwiese 300, 404, 424
Blütenbesucher 57, 184
Blutströpfchen 180
Bockkäfer 415
Bodden 201, 391, 399, 522
Boden 50, 54, 66, 94, 98, 100, 103, 110, 112, 113, 118, 120, 130, 150, 151, 152, 154, 155, 157, 158, 159, 160, 168, 172, 173, 174, 175, 177, 180, 201, 208, 209, 225, 226, 233, 234, 236, 240, 249, 300, 309, 319, 323, 344, 350, 399, 432, 436, 448, 486, 518, 520, 530, 537, 538, 550
Bodenbearbeitung 182, 304, 538
Bodenbildung 101, 234
Bodenbiologie 484
Bodendegradation 53
Bodenerosion 225, 237, 316, 317
Bodenfeuchte 174, 271, 351
Bodenflora 99
Bodenfruchtbarkeit 62, 232, 255
Bodennutzung 376, 410
Bodenorganismen 151
Bodenschichten 157, 437
Bodenparameter 297
Bodenpreise 199
Bodenproben 69
Bodenregeneration 233
Bodenschutz 395, 397
Bodensee 144, 391, 417, 503, 506
Bodensee-Stiftung 503
Bodentypen 165
Bodenverbesserung 59
Bodenverdichtung 54, 180, 530, 534
Bodenversauerung 538
Bodenverwundungen 300
Bodenwasser 172, 314 ,350
Bodenzerstörung 273–290
Bohlenwege 535
Bonner Konvention 386, 389
Bonobo 115
Bootsexkursionen 535
Bootsverkehr 306, 432
boreal 37, 39, 73, 74, 75, 97, 98, 99, 135, 164, 203, 204, 300, 356, 392, 431, 499
Borkener Paradies 51, 140, 175
Borstgrasrasen 88, 177, 178, 182, 399, 404
Botanic Gardens Education Network 542
Botanische Gärten 409, 422, 425, 462, 463, 464, 465, 466, 467, 468, 469, 470, 471, 483, 486, 487, 541, 542
Botanischer Garten Papatia 531, 532, 534
Brache 48, 49, 51, 185, 186, 210, 211, 498
Brachfallen 300, 301, 440
Brackwasser 88, 118, 139, 143, 165, 168
Brackwasserröhricht 88, 168, 296
Brandgans 434
Brandrodung 113, 515
Brasilien 118, 202, 204, 211, 252, 287, 444
Braunbär 72, 172, 287, 288, 389, 392, 393
Braundünen 170
Braune Nachtbaumnatter 319
Brauner Bär 177
Braunes Langohr 161
Braunes Schnabelried 163
Braunkehlchen 434, 497
Braunkohle 296, 352, 432, 433, 485
Braunkohlenabbau 351, 432
Brennholz 51, 244, 293
Brennmaterial 234, 244, 272, 298, 436, 532
Brennnessel 54, 184, 220, 249, 297
Bronzezeit 40, 49
Bruchwälder 54, 149, 165, 158, 159, 162, 297, 352
Bruchwasserläufer 434, 435
Brückenechse 318
Brundtland-Kommission 535
Bruttoumsatz 252, 253
Brutvögel 295, 340, 358, 412, 415
Bryozoen 133, 137, 143, 165
Buche 39, 40, 73, 152, 154, 155, 157, 158, 160, 162, 175, 502
Buchenwald 14, 40, 52, 103, 149, 153, 154, 155, 156, 157, 158, 159, 174, 206, 225, 226, 349, 377, 404, 470, 502, 522
Buchenzeit 40
Buchfink 318
Büffel 112, 114
Bukhara-Rothirsch 387
Bulgarien 242
Bult 163, 431
Bult-Schlenkenmosaik 163
BUND (B.U.N.D) 254, 399, 492, 495–500
Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland s. BUND
Bundesamt für Naturschutz 199, 268, 383, 392, 397, 497
Bundesamt für Umwelt 268, 402
Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz 401, 518
Bundesnaturschutzgesetz 392, 393, 397, 398, 438, 437, 493, 498
Buntbarsch 30, 141, 142, 208
Burkina Faso 51, 112, 141, 237, 242, 307, 309, 388
Busch-Windröschen 41, 42, 153, 320, 469

C

Cañadas 192
Capacity Building 522
Capensis 65, 71, 76, 78, 80, 107
Cauliflorie 115
CBD 4, 211, 244, 386, 387, 388, 397, 411, 445, 446, 508, 509
CeDAMar 132, 486
Centre of Plant Endemism 193
Chamaephyt 99
Chaparral 107
Chemische Evolution 32, 33
Chile 77, 78, 104, 105, 106, 126, 196, 198, 240, 416
Chilopoden 161
China 50, 59, 60, 62, 73, 74, 128, 202, 220, 241, 242, 252, 287, 293, 312, 380, 505, 519

Chironomiden 143
Chytridiomykose 243
Ciliaten 68, 139
CIPRA 394–396
CITES 378–385, 396, 493
CMS 386, 397
CO_2-Emission 361, 362, 448
CO_2-Konzentration 221, 343, 355
CO_2-Speicherung 232, 255
common garden experiments 469
Conservancies 416
Conservation Breeding Specialist Group 481, 482
Conservation International 193, 194, 205, 464, 492, 542
Conservation International 492
Convention on Biological Diversity 4, 387
COP (*Conference of the Parties*) 380, 508, 509
Costa Rica 103, 207, 381, 467
Crustaceen 132
Culling 381

D

Dachböden 57, 423
Dahomey gap 128
Damwild 59
Dänemark 151, 343
Datenbank 264, 410
Davall-Segge 164
DDT 422
Degradationsstadien 104
Delfine 137, 519
Desertifikationsschutz 232, 233
Desoxyribonukleinsaure 9
Detrivoren 132
Deutsche Umwelthilfe: s. DUH
Deutscher Enzian 221
Diabetes 243
Diasporen 39, 345, 432, 436, 468
Diasporenbank 432
Diatomeen 354
Dickdarmentzündung 241
Dinoflagellaten 139, 354
Dinosaurier 42
Disteln 184
Diversität, genetische 6, 7, 9, 10, 11
Diversität, innerartliche 8, 11
Diversität, interspezifische 11
Diversität, α- 14, 15, 73, 132, 181, 182, 219, 222, 225, 227
Diversität, β- 15, 16, 132
Diversität, γ- 15
Diversitäts-Stabilitäts-Hypothese 222, 223, 225, 227
DNA-Labor 482
DNA-Sequenzierung 10
DNS 9, 10
DNS-Analyse 10
Dodo 192, 275, 291
Dohle 56, 389
Donau 58, 137, 144, 201, 520
Dörfer 51, 183, 184, 186, 211, 303, 441, 515, 523, 531, 532, 553
Dornsavanne 111
Dornschwanzagamen 379
Dorsch 136, 170, 246
Douglasie 59, 14
Dreikantmuscheln 142
Drogen 243
Dronte s. Dodo
DUH 492
Dünentaler 168
Dünenwälder 168, 170
Dünger 48, 51, 232, 236, 300, 538
Düngung 52, 175, 180, 181, 210, 294, 300, 431, 436–438
Dünnschnabelbrachvogel 387
Durchschnittsalter (Bevölkerung) 308, 309
Dynamik (Unterbindung, Ausbleiben) 299, 300, 310, 433
dystroph 164, 165

E

EAZA 472, 478, 479, 480, 481
Ecosystem Functioning and Biodiversity 226
Ecosystem services 4, 232, 234, 237
Ecuador 61, 202, 306, 322, 326, 416, 444
Efeu 342
Effizienz 410, 412, 418, 446, 447
Effizienzkontrolle 409, 410, 446
Egel 143
Eiablage 250, 341, 502
Eichelhäher 389
Eichen-Mischwaldzeit 40
Eichhörnchen 99, 314, 320, 422
Eiderente 354
Eier 116, 142, 166, 237, 240, 243, 273–291, 314, 320, 358, 380, 385, 390, 422, 498
Eiersammler 422
Eifel 120, 181, 182, 324
Einblütiges Hornkraut 340
Einbürgerung 58, 69, 361, 421
Eindeichung 134, 139, 296, 432, 500
Einfuhrverbot 317, 424
Eingriffsregelung 399
Einkommenssteigerung 296
Einparkhilfe 247
Eintagsfliegen 143
Eisbär 73, 98, 235, 247, 427, 428, 519
Eisenzeit 40, 48, 49
Eisvogel 278, 297, 434, 435, 479
Eiszeitalter 36
Eiszeitrelikt 143
Elch 72, 99
Elektrosensoren 250
Elfenbein(-handel) 292, 381, 382, 385, 396, 493, 519
El-Niño 128
Emissionen 236, 323, 340, 356, 368, 361
Emissionsminderung 236, 521
Emmer 62
Enchytraen 157
Endemic Bird Area 193
Endemiten, endemisch 14, 39, 54, 55, 77, 78, 80, 82, 109, 110, 120, 138, 141, 142, 192, 193, 195, 196, 199, 207, 208, 270, 355, 416
enemy release hypothesis 311
Energiepolitik 347, 501, 521, 539, 540
Energieverbrauch 521
Entdifferenzierung 294
Entwaldung 236 53, 57, 161, 236, 303, 304, 305, 431, 448, 515
Entwaldungsrate 304, 305
Entwässerung 52, 273–290, 294, 296, 298, 300, 310, 343, 433, 521, 530
Entwicklungshilfe 443, 445
Entwicklungsländer 240, 244, 293, 294, 303, 304, 323, 387, 388, 443, 445, 504, 521, 539
Entwicklungsmaßnahmen 410, 432
Enzian 39, 221, 379, 393
Epiphyten 104, 105, 113, 115, 117
Erbanlage 7
Erdferkel 114
Erdkröte 325, 347
Erdölindustrie 444
Eremit 389
Erhaltungskultur 464, 468, 469
Erhaltungszucht 425, 468, 472
Erhaltungszuchtprogramm 479, 480
Erholung 141, 162, 232, 233, 234, 235, 236, 249, 251, 252, 321, 322, 394, 397, 398, 401, 410, 418, 438, 439, 472, 503, 539, 553
Erholungswert 252, 321, 438
Ericaceen 104, 107, 173, 177, 437, 467
Erkundungsroboter 247
Erlenbruch 159, 297, 432, 437
Erlöschen 70, 224, 264, 269, 272, 295, 300, 313, 314, 344, 345, 351, 355, 424, 425, 441, 468, 469
Ernährungslebensraum 136

Erosion 50, 53, 133, 225, 237, 271, 316, 317, 323, 351, 534, 538
Erosionsschutz 232, 162, 233
Ersatzlebensräume 433
Erwachsenenbildung 540
Erzgebirge 119, 170
Eschen-Ahorn 59
Eschenahorn-Robinienwald 223
Ethik 4, 5, 535
Ethnobiologie 252
Ethnologie 252
Euklidische Distanz 15, 16
Eulen 277, 379, 383
Eureka Valley 108
Europäischer Mufflon 59
Europaischer Stör 379, 392
Europäisches Büro für Fledermausschutz 506
Europäisches Gleithörnchen 392
European Association of Zoos and Aquaria: s. EAZA
eutroph 15, 139, 143, 164, 165, 166, 438
Eutrophierung 15, 165, 186, 223, 237, 299, 300, 301, 303, 315, 316, 323, 340, 343, 354, 356, 423, 436, 530
Evaluierungen 446, 447, 450
Evapotranspiration 350
Evolution 12, 25, 26, 31, 32, 33, 34, 44, 207, 220, 245, 349, 376, 485
evolutionary significant units 416
Evolutionsbiologie 4
Evolutionseinheiten, eigenständige 416
Evolutionspotenzial 219, 220
Existenzwert 235
Extensivlandschaft 53

F

Falklandinseln 98, 288
Falknerei 422
Fallschirm 246
Faltblätter 178, 422
FAO 292, 293, 305, 384, 520
Farne 34, 113, 115, 155, 467, 486, 487
Fasan 57, 60
Faunengefälle 71
Faunenkontrast 71
Faunenreiche 71, 72, 77, 80
Federgras 99, 100, 225
Federgrassteppe 99, 100
Federn 244
Felchen 139, 166, 417
Feldgehölze 300, 401, 443
Feld-Grille 180
Feldhamster 57, 393, 512
Feldlerche 57, 303
Feld-Rittersporn 438
Feldwechselwirtschaft 49, 51, 204
Fell 244
Felsboden 98
Felsen 54, 57, 95, 114, 136, 149, 171, 177, 207, 209, 468
Felsentaube 7, 319
Felshänge 48
Felswatt 167, 169
Fetthenne 171
Feuchtbiotop 227, 352, 404, 433
Feuchtgebiet 296, 299, 378, 401, 431, 435, 449, 497, 504, 505, 520, 525
Feuchtsavanne 112
Feuchtstandort 296, 300, 433
Feuchtwiese 43, 52, 99297, 300, 343, 430, 433, 436, 553
Feuer (Biotoppflege) 436, 437
Feuerameisen 319
Feuerholz 237, 243
Feuerkorallen 133
Feuerland 86, 98, 252, 309, 316, 535
Feuersalamander 18, 161, 320, 502
FFH-Art 346, 411
FFH-Gebiet 300, 390–393, 431
FFH-Lebensraum 119, 392, 411
FFH-Listen 411
FFH-Richtlinie 166, 298, 388, 389, 390, 391, 393
Fichtelgebirge 352
Fichtenwälder 99
Fiji-Inseln 320
Fingerprints des (Klimawandels) 343
FIPS 540
Fischadler 434
Fischereiertrag 137, 323
Fischereipolitik 293, 501
Fischfang 134, 136, 170, 238, 243, 244, 323, 401
Fischfauna 143, 145, 321, 323, 351, 352
Fischotter 389, 393, 498, 510, 522
Fischregionen 143, 144
Fischtreppen 424
Fischzucht 141
Fitness 219, 220, 221, 347
Flächenintensität pro Serviceeinheit 540
Flächenverbrauch 539, 540
Flächenverlust 296, 325
Flachmeerzone 42, 130, 131
Flachwasserzonen 392
Flaggschiffarten 421, 427, 428, 430, 519, 522
flagship species 98, 427
Flamingo 379, 383, 385, 390
Fledermäuse 16, 115, 161, 246, 247, 284, 317, 326, 467
Fledermaussteine, -ziegel 423
Fließgeschwindigkeit 167, 325, 351, 498
Fließgewässer 54, 137, 141, 142, 143, 158, 209, 297, 298, 316, 350, 351, 403, 404, 431, 442
Floh-Knöterich 166
Flohkrebse 136, 143
Flora-Europaea-Kartierung 265
Florengefälle 71
Florenkontrast 71
Florenreiche 71
Florenverfälschung 424
Flugperiode 342
Flugzeug 245
Flunder 136, 145, 170
Flurbereinigung 294
Flussmuscheln 142
Flussperlmuschel 513
Flusspferd 77, 124, 428
Flussplankton 143
Flussregenpfeifer 434, 435
Flussregulierung 143, 145
Food and Agriculture Organisation: s. FAO
Forest Stewarsdship Council 193
Forschung 397, 401, 462, 466, 469, 472, 482, 483, 485, 535, 539
Forschungsprojekt 438, 468, 486
Forst 14, 62, 103, 149, 150, 151, 155, 159, 162, 222, 431, 530
Forstbaum 59, 349
Forstwirtschaft 103, 160, 162, 204, 222, 251, 385, 387, 398, 399, 402, 404, 411, 521, 522, 530, 534, 535, 538, 543
Fossilien 33, 34, 40, 41, 42, 484, 485
Fossiliensammlung 462
Fragmentierung 297, 348, 442
Frankfurt (am Main) 27, 52, 56, 81, 82, 145, 185, 210, 211, 256, 298, 349, 384, 385, 418, 425, 427, 465, 466, 468, 469, 470, 472, 474, 477, 483, 486, 487, 492, 524, 525, 526, 540, 541, 542, 543, 544, 545
Frankfurt Zoological Society (FZS): s. ZGF
Fränkischer Jura 251
Frankreich 134, 242, 341, 394, 426
Fransenfledermaus 161
Frauenschuh 389
Freilichtmuseen 441, 462, 552, 553
Freizeit 232, 235, 249, 264, 310, 303, 321 510, 539, 551
Friends of the Earth 496, 516
Frischwiese 52, 56, 99, 179, 180, 184
Frösche, magenbrütende 243
Froschschenkel 60, 383
Frühlingsankunft 341
Frühlings-Platterbse 153
Frühlings-Schlüsselblume 221

Fuchs 45, 98, 99, 223, 273, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 285, 286, 287, 288, 289, 290, 313, 317, 318, 392
Fuchskusu 317, 318
Fundraising 497, 525
Fungizid 182
Fußabdruck, menschlicher 205, 206
Fußabdruck, ökologischer 520
Futterhäuschen 423
Futterwiese 180

G

Galapagos 27, 207, 286, 311, 318, 319, 532
Galapagostaube 319
Galapagossturmvogel 319
Galeriewälder 112, 114, 307
Galizien 104
Gänse-Fingerkraut 54, 99
Gänsesäger 435
GAP (Gemeinsame Agrarpolitik) 255
Garigue 53, 107
Garnelen 130, 134
Gartenkunstwerke 440
Gartenteich 60, 314
GBIF 264
Gebirgsregenwälder 97
Geburtenrate 308, 323, 357, 513
Geburtshelferkröte 142
Gebüsch 15, 53, 104, 160, 170, 171, 173, 174, 175, 179, 180, 184, 294, 303, 399, 403, 431, 439, 498
Gebüsche, ruderale 159, 183, 184, 437
Gebüschgesellschaften 159
Geckos 246, 247 248 379
Gefährdung 409, 411, 412, 415, 421, 422, 439
Gefährdungsgrad 196, 264, 267, 382
Gefährdungskategorie 268, 269, 270, 271
Gefährdungsursachen 269, 298, 299, 300, 301, 303, 311
Gefäßpflanzen 14, 61, 69, 70, 98, 113, 139, 140, 171, 175, 183, 192, 193, 194, 195, 196, 197, 198, 199, 202, 207, 208, 210, 242, 265, 315, 415, 416, 441
Gelbbauchunke 142, 256, 298
Gelber Enzian 221
Gelbfieber 237
Gelbhalsmaus 324
Gen 4, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 17
Gendrift 26
Genetik 4
Genetische Drift 7
Genfluss 412, 413, 414, 415
Genotyp 9, 30
gentechnisch 62
Geobotanik 4, 76, 162, 531
Geodiversität 192
Geophyt 99, 152, 153, 155, 157, 159, 178, 304
Gerbstoff 244
Gerechtigkeitsfragen 446
Gerfalken 422
Geröllboden 137
Geröllfluren 171, 184
Geschützte Meeresgebiete 493
Gesellschaftliches Bewusstsein 411
Gesteinsboden 95, 167
Getreide 43, 49, 183, 209, 236, 237, 243, 296, 304.310, 318, 551
Gewässer 48, 88, 94, 114, 126, 131, 132, 137, 139, 140, 141, 142, 143, 144, 146, 151, 155, 164, 165, 166, 168, 170, 177, 204, 298, 299, 300, 301, 316, 324, 325, 344, 346, 348, 350, 351, 352, 361, 378, 401, 403, 404, 423, 429, 430, 433, 434, 450, 498, 518, 530, 536
Gewässerboden 139, 140, 166
Gewässervegetation 162
Gewässerverschmutzung 53, 300, 423
Geweihfarn 113, 117
Gezeiten 117, 118, 121, 130, 135, 136, 166, 167, 170
Gila-Krustenechse 243
Gilbweiderich 59
Gilde 226, 320, 349
Ginster 174, 177, 399
Ginsterkatze 114
GIZ (früher GTZ) 445
Glatthafer, -wiese 54, 180, 181, 436, 470
Glazial 36
Glazialrelikte 39, 195, 416
Gletscher 143, 155, 339, 355, 361, 377, 401, 403
Global 2000 *Ecoregion* 193
Global Forest Resources Assessment 305
Global Nature Fund: s. GNF
Global Species Management Plans 480
Global-200-Ökoregionen 202, 203
Glockenblume 361, 392
Glockenblume, Pfirsichblättrige 361
Glockenheide 174, 177, 437
GMO 62
GNF 503–505
Gnu 112, 114, 325, 526, 527
Gobi 101, 102, 108
Goldammer 318, 434
Goldhaferwiese 180, 181
Gondwana 29, 35, 45, 104
Gorgonien 136
Gorilla 115, 253, 386, 427, 429, 480, 492, 524, 532, 534
Gorilla-Tourismus 253
Götterbaum 59, 185, 223
Gottesanbeterin 180, 211
Granatbarsch 292
Gran-Chaco 112
Grasfrosch 347
Grashüpfer 179
Graskarpfen 60, 312
Graudünen 169, 170
Grauhörnchen 313, 314, 320, 422
Greenpeace 194, 492, 496
Greifvögel 277, 317, 383, 390, 420, 422
Greiskraut 55, 171, 557
Grenzertragsstandorte 299
Griechenland 103, 107, 486
Groppen 143
Großbritannien 242, 314, 340–342
Großklima 60, 94, 126, 128, 177, 227
Großsäuger 76, 112, 114, 116, 325
Großschutzgebiete 235, 252, 253, 446
Großtrappe 303
Grottenolm 144, 392
Grünalgen 136, 139, 167
Gründereffekt 27
Grundwasser 126, 144, 146, 158, 159, 162, 170, 294, 315, 348, 350, 351, 352, 433, 530
Grundwasserabsenkung 237, 296, 297, 352
Grüne Schule 540
Grünes Band 497, 499
Grünflächen 210, 439
Grünfrösche 314
Grünland 49, 50, 54, 88, 155, 173, 180, 181, 182, 254, 300, 301, 433, 434, 436, 437, 447, 448, 449, 497, 498, 507, 552, 553
Grünschenkel 434, 435
Grünspecht 161
Grzimek 114, 472, 524–526
Guadeloupe 275, 277, 278, 281, 828
Guanako 78, 101
Guatemala 251, 515
Guter Heinrich 303
GVO 62
Gyttia 165

H

Habicht 420
Habitat 6, 127, 192, 193, 195, 203, 210, 211, 320, 347, 348, 389, 390, 418, 421
Habitatverlust 196
Habitatverschiebungen 499
Hadaikum 32
Hadal 131
Hafer 54, 62, 100, 169, 180, 181
Haie 131, 137, 247

Halbsträuchern 99
Halbtrockenrasen 57, 88, 177, 179, 180, 182
Halbwüsten 48, 95, 97, 101, 102, 103, 108, 109, 110, 112, 356, 519
Halden 54, 168, 171, 179, 433, 499
Hallstattkultur 48
Halophyten 108, 168
Halsbandschnäpper 358
Halsbandsittich 60, 379, 383
Handelsverbot 383, 389, 424
Händelwurz 164
Hartlaubgehölze 95
Hartlaubvegetation 97, 104, 107
Harz 119, 151, 170, 201, 245
Haselhuhn 390, 502
Haselmaus 502
Hasen 99, 223
Hauberge 53
Hausen 137
Hauskatze 7, 45, 313, 319
Hausmaus 57, 313
Hausratte 313, 319
Hausrotschwanz 56
Hausschwein 7, 313
Haussperling 56, 318
Hausspinne 57
Haustiere 7, 11, 58, 60, 61, 314, 317, 318, 421, 423, 442, 462 (-rassen), 492
Hauswurz 171
Hausziege 313
Hautfarne 104, 105
Hawaii 127, 273, 279, 280, 281, 282, 283, 291, 317, 319, 320, 479
Heart of Borneo 522
Hecke 17, 56, 173, 237, 294, 300, 343, 401, 403, 404, 442
Heckrinder 507
Heide (inkl. Berg-, Zwergstrauch) 49, 52, 53, 54, 150, 164, 173, 174, 177, 178, 179, 201, 298, 399, 404, 435, 436, 437, 447, 465, 470, 530
Heideboden 174
Heidelerche 177, 318
Heide-Lochkäfer 177
Heiler, traditionelle 531
Heilpflanzen 531
Heizmaterial 233, 298
Helokrenen 143
Hemerobie 430
Herbar 18, 462, 469, 483, 484, 486, 487
Herbivorie 312, 357
Herbizide 62, 182, 323, 348
Herbstzug 341
Hering 131, 134, 136, 137, 170
Hermelin 313
Herpetofauna 265, 348
Herzgefäß (Diagnostik) 250
Heterozygotie 9, 11
Heuschrecken 16, 247, 341, 346
Hierro-Rieseneidechse 392
High Conservation Value Area 193
Hirsche 11, 99, 317
Hirschkäfer 379, 502
Hispaniola 284
Hitzeperioden 225, 338, 339
Hoatzine 322
Hochgebirge 26, 36, 48, 69, 97, 98, 119, 120, 149, 151, 171, 202, 208, 358, 465
Hochmoor 151, 162, 163, 165, 174, 177, 196, 197, 198, 431, 448, 508
Hochmoorbultgesellschaft 163
Hochmoorvernichtung 298
Hochwald 160
Hochwasserdämpfung 233
Höhenstufe 94, 97, 103, 119, 120, 121, 171
Höhenverschiebung 355
Höhlenbrüter 423
Holantarktis 65, 71, 78, 83
Holarktis 65, 36, 71, 72, 73, 74, 77, 83, 99, 194
Holotypus 18
Holozän 36, 40
Holytypus 482
Holzentnahme 51
Holzgewinnung 310, 311
Holzkohle 51
Homogenisierung 211, 424, 441
Hornvögel 481
Horstschutz 422
Hortobagy 102
Hotspot 110, 120, 192, 193, 194, 95, 196, 197, 198, 199, 200, 201, 202, 208, 356, 443, 444, 505
Hotspot-Konzept 195, 196
Hudelandschaft 51, 173
Hudewald 49, 172, 173, 174, 434
Huia 272
human dimensions 4
Humboldtstrom 126, 128
Humus 151, 157, 169, 174, 232, 350, 437
Humusproduktion 232
Hundertfüßer 161
Hunger 249, 551, 553
Husarenaffe 114
Hustai-Nationalpark 102
Hybride, Hybridisierung 12, 273, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 285, 286, 287, 288, 289, 290, 313, 314, 315, 468, 469
Hybridisierungsgefahr 312, 469
Hydrodynamikrezeptoren 250
Hydrothermalquellen 133, 208
Hyperakkumulation 249
hypertroph 164, 165

I

Ibis 118
Ijsselmeer 134
Imkerei 174
Immissionsbelastung 551
Important Bird Area 193, 205
Important Plant Area 193, 205
Indianerbehörde 445
Indien 35, 36, 59, 60, 113, 202, 242, 249, 306, 416, 508, 509, 539
Indikatorart 430
Indisches Springkraut 59
Industriebrache 185, 210
Industrieländer 240, 244, 294, 298, 340, 382, 387, 388, 514, 515, 521, 539, 540, 551
Industriezeitalter 48
Infrarotsensoren 247, 250
Insekten 34, 40, 42, 57, 62, 69, 101, 107, 110, 115, 142, 143, 151, 165, 178, 180, 184, 223, 225, 226, 227, 233, 240, 250, 314, 315, 318, 325, 345, 352, 423, 424, 439, 440, 468, 478, 483
Insektenfresser 184, 284
Insektenhotel 423
Insektensammlung 484
Inselberg 120, 207, 208
Inseln 37, 69, 71, 74, 83, 85, 97, 98, 104, 109, 118, 133, 170, 192, 196, 197, 198, 199, 206, 207, 208, 237, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 286, 291, 311, 313, 317, 318, 319, 230, 231, 336, 340, 377, 442, 466
Intact Forest Landscape 194, 203, 204
Intakte Waldlandschaften 203, 204
Intensivgrünland 173, 181, 301, 433
Intensivierung (von Nutzung) 180, 181, 295, 300, 301, 323, 499, 530, 550, 551
Intensivlandwirtschaft 237, 294
Intensivnutzung 49, 181, 301, 303
Interglazial 36
intermediate disturbance hypothesis 442
International Fund for Animal Welfare 493
International Species Information System 481
Internationaler Tag der Artenvielfalt 513, 542
Interstitialraum 126
Intradomalfauna 60, 185
Intramuralfauna 185
Invasion, invasiv 57, 264, 300, 311–316, 318, 319, 323, 343, 411, 422, 424, 466
Inzuchtdepression 221, 222, 310, 425
Isolation 26, 27, 29, 30, 31, 41, 192, 195, 206, 208, 352, 416

Italien 51, 69, 70, 103, 265, 340, 347, 377, 394, 426, 505
ITTA 384, 385
IUCN 193, 194, 196, 197, 198, 205, 267, 268, 269, 270, 271, 273, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 285, 286, 287, 288, 289, 290, 313, 319, 375, 396, 397, 398, 417, 418, 421, 427, 478, 479, 481, 482, 494, 516, 540

J

Jaccard-Koeffizient 16
Jagd 59, 60, 102
Jagdbanngebiete 402
Jagdschutzgebiet 114
Jaguar 18, 383, 442, 515, 516, 532
Jamaica 273, 275, 286
Japan 73, 86, 127, 128, 196, 198, 211, 287, 288, 377, 378, 382, 422, 551
Japan-Staudenknöterich 59
Java 289
Javanashorn 304
Jordanien 242
Juan Fernandez Inseln 104, 207
Judasziegen 319
Jungsteinzeit 40, 48
Jura 31, 34, 35, 144

K

Kabeljau 134, 135, 170, 292, 354
Kahlschlag 162, 225, 431
Kaiserbarsch 292
Kalifornien 104, 107, 108, 109, 128, 139, 197, 199
Kalkäcker 438
Kalkalpen 172, 510
Kalk-Buchenwald 404, 470
Kalkflachmoore 164, 299
Kalkschlammteiche 433
Kältesteppe 37, 40, 98
Kältewüste 94, 97, 98, 103, 107
Kaltzeiten 31, 36, 37, 136, 344
Kamberkrebs 60
Kambrium 31, 34, 40
Kamille 438
Kammgras 55, 180
Kammgras-Weidelgras-Gesellschaft 180
Kammmolch 161, 393
Kampfläufer 434
Kanada 43, 127, 204, 505, 539
Kanadagans 60
Kanadische Goldrute 59
Kanaren, Kanarische Inseln 27, 74, 104, 105, 274, 466
Kaninchen 7, 45, 207, 273, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 285, 286, 287, 288, 289, 290, 313, 317
Kaninchenplage 318
Kapotter 114
Karibik 127
Karibische Inseln 196, 197, 207
Karolingerzeit 49
Karoo 80, 109, 110, 111, 196, 197, 356
Karpaten 158, 172, 209
Karpfen 60, 142, 145, 312
Karst 144, 351
Kartierungsprojekt 265, 267
Kartoffel 62, 78, 243, 296, 318, 442
Kartoffel-Rose 314
Kaspisches Meer 39
Katzenpfoten 247
Katzenwels 60, 145, 312
Kaukasus 196, 198, 290, 479, 519
Kaviar 385
Kegelrobbe 134, 135, 136, 522
Kellerassel 57
Kellerschnecke 57
Kenia 114, 382, 504, 534
Kerguelenkohl 83, 240
Keulenschrecke 179
Key Biodiversity Area 194, 204, 205
keystone species 427, 428
Kiebitz 434, 513
Kiefernprachtkäfer 250
Kiesboden 43, 48, 49
Kieselalgen 139
Killeralge 137
Kinderspielplätze 439
Kiwi 18, 318
Klatsch-Mohn 438
Klebeband 247
Klebverbreitung 58
Kleiber 358
Kleinart 30, 270, 414, 559, 560
Kleiner Fuchs 360
Kleines Springkraut 59
Kleingewässer 297, 299, 403, 442
Kleinspecht 161
Kletterroboter 247
Klettersport 325, 422
Klettverbreitung 58
Klettverschluss 246, 247, 248
Klima 94
Klimaänderung 336, 350, 351, 354
Klimaschutzpolitik 521
Klimasignal 336
Klimastabilisierung, -regulierung 233, 235, 236
Klimawandel 6, 37, 42, 152, 220, 227, 261, 264, 298, 305, 307, 308, 310, 311, 320, 321, 335, 336, 338, 340, 342, 343, 344, 346, 347, 348, 349, 350, 351, 354, 355, 356, 358, 359, 360, 361, 395, 410, 411, 425, 427, 443, 469, 472, 496, 499, 506, 521, 526, 239, 544
Klimazone 34, 35, 94, 103, 118, 154, 195
Klippenassel 136
Klippspringer 114
Knäckente 434
Knoblauchkröte 20
Koalabär 428
Kohl 9, 169, 240, 318
Kohlekraftwerke 500, 501
Kohlenmeiler 52
Kohlenstoffspeicherung 233
Köhler 52, 134, 160, 272
Köhlerei 52
Kohlmeise 41, 358
Kohlweißling 357
Kojote 223
kollin 94, 97
Kompensation (Ausgleichszahlung) 255, 421, 443
Kompensationsflug 143
Kondor 247, 478, 479
Konferenz von Rio 530
Königskerzen 184
Konkurrenz 39, 39, 54, 109, 167, 174, 210, 211, 270, 313, 314, 323, 340, 345, 357, 520
Konsummuster 550
Konsumverhalten 521
Kontinentaldrift 31, 35, 41, 43
kontrahierte Vegetation 101, 108, 146
Konvergenz 12, 43
Kopepoden 130
Kopfbäume 160
Kopfschneitelung 160
Korallen 131, 133, 137, 355
Korallenfische 134
Korallenriff 118, 126, 131, 133, 134, 305, 355, 361, 519
Korb-Weide 159
Korea 128, 242
Kormorane 118
Kornblume 183
Kornkäfer 57
Kornrade 182
Kornweihe 434
Korridor 419, 420, 424, , 425, 442, 443, 447, 449
Korsika 59, 120, 207
Kosmetik 243
kosmopolitisch 132, 195
Kosteneinsparung 412
Krabben 131, 134, 341
Krabbenfarm 118
Kraftstoffverbrauch 501
Kragenbär 385
Krähenbeere 170, 174

Krallenfrosch 77, 315, 320
Kraniche 379, 383, 424, 498
Krautschicht 14, 113, 118, 151, 152, 155, 157, 439
Krebse, Krebstier 73, 132, 133, 134, 137, 142, 314, 315, 320, 428, 478, 483
Krebsschere 430
Kreditanstalt für Wiederaufbau 445
Kreidezeit 34, 35, 42
Kreta 120
Kreuzkröte 170
Kreuzotter 164, 177, 502
Kreuzungsbarriere 12
Krickente 434
Kriebelmücken 143
Krokodile 114, 118, 347, 379, 383, 425
Krokodilfarm 382
Krokodilleder 383
Krumm-Segge 355
kryptische Arten 69, 132, 195, 270, 358
Kryptozoikum 33, 34
Kuba 207, 275, 284, 286, 427
Küchenschabe 57
Kuckuck 278, 358
Kudu 114
Kühlezeiger 343, 344
Kultur (menschliche) 249, 251, 252, 376, 378, 390, 394, 398, 445, 504, 512, 522, 536, 537, 540, 541, 543
Kulturbiotope 550, 552
Kulturdenkmäler 440
Kulturfolger 56
Kulturlandschaft 6, 52, 54, 57, 114, 149, 151, 161, 172, 206, 209, 210, 237, 251, 294, 295, 299, 372, 377, 395, 403, 407, 409, 433, 435, 437, 438, 439, 441, 442, 450, 470, 504, 522, 549, 550, 551, 552
Kulturpflanzen 48, 49, 62, 78, 350, 395, 443, 462, 466
Kultursteppe 57, 101, 294, 295, 395, 301
Küstenvegetation 167, 168

L

Lachs 130, 136, 145, 170, 375
Laichzeit 341
Lake Mono 139
Lämmergeier s. Bartgeier
Landesbund für Vogelschutz 297
Landnutzungsplanung 442, 521
Landschaft 178, 199, 200, 206, 210, 211, 237, 251, 268, 294, 321, 325, 376, 394, 395, 397, 398, 400, 402, 403, 410, 438, 442, 449, 493, 494, 498, 499, 508, 809, 516, 517, 518, 530, 531, 551, 552
Landschaftsbestandteil, geschützt 398, 400, 418
Landschaftspflege 394, 493, 498, 552
Landschaftsplanung 325, 395, 399, 430
Landschaftsschutzgebiet 158, 398, 400, 403
Landschaftsveränderung 7, 299
Landtransformation 206
Landwechselwirtschaft 48
Landwirte 296, 300, 424, 437, 499, 523, 530, 550, 552
Landwirtschaft 48, 49, 50, 52, 101, 110, 173, 175, 180, 201, 136, 245, 294, 295, 296, 299, 301, 307, 310, 311, 317, 323, 340, 374, 395, 411, 421, 438, 496, 498, 499, 505, 513, 514, 515, 518, 523, 530, 531, 532, 550, 551
Landwirtschaft, bäuerliche 48, 552
Langschwanzmakak 313
Langzeitforschung 448
Lanzettfischchen 137
Lärmschutz 233
Last of the Wild 194, 205, 206
Lateinamerika 128, 204, 374, 381, 387, 505
Laube 160
Laubfrosch 161, 247, 347, 379, 430
Laubheu 52, 160
Laubwälder 97, 103, 151, 157, 158, 177
Laubwaldgesellschaften 154
Laufkäfer 160, 161, 175, 199, 211, 355, 392, 415
Laurasia 35
laurophyll 104, 105, 166, 342, 344
Laurophyllisierung 344
Lawinenschutz 232, 233
Lebende Steine 110
Lebendsammlungen 462
Lebenserwartung 308
Lebensgemeinschaft 4, 13, 17, 54, 57, 62, 66, 88, 94, 132, 136, 139, 140, 167, 199, 203, 315, 321, 348, 349, 351, 388, 401, 410, 427, 428, 429, 430, 432, 449, 550, 559
Lebensmittel 237, 384, 496, 514, 520, 530, 550, 553
Lebensmittelproduktion 520
Lebensmittelverschwendung 520
Lebensqualität 253, 445, 505, 513
Lebensraumverlust 45, 347, 348
Lebensraumvernichtung 264, 421
Lebensstandard 539, 551
Lebensstil 521
Lederindustrie 383
Leguane 12, 319, 379
Lehmboden 98, 424
Leitart 430
lenitisch 142
Lerchensporn 153
Letzte Wildnisgebiete 205, 206
Leuchtorgane 129
Leukämiebekämpfung 241
Lianen 104, 105, 113
Libellen 165, 211, 341, 342, 343, 346, 391, 498
Lichtverschmutzung 264, 325, 326
Liechtenstein 70, 373, 394, 396, 403, 426
Lieschgras 55
Limnokrenen 143
Litoral 130, 139, 140, 165
Littorelletea 164, 165
Living Lakes 504, 505
Llanos 112
Löffelente 434, 435
Lorbeer-Kirsche 59, 342
Lorbeerwälder 74, 95, 9, 104, 105
Lord-Howe-Insel 276, 277, 279, 281, 282, 283
Lößsteppe 225, 226
lotisch 142
Lotuseffekt 246, 249
Low Carbon Economies 517
Luchs 17, 99, 223, 289, 321, 389, 423, 442, 498, 499, 511, 522
Luxemburg 403, 542

M

Macchie 53, 104, 107
Madagaskar 29, 77, 78, 196, 197, 199, 202, 241, 278, 416, 465
Madagaskar-Immergrün 241
Madeira 74, 207
Magerrasen 52, 171, 173, 175, 177, 178, 180, 181, 211, 300, 435, 436
Magie 243
Mahagoni 293, 379, 381
Mahd 49, 52, 178, 179, 180, 424, 435, 436, 437, 498
Mähgutübertragung 437
Mahonia 59, 343, 361
Maidtaube 448
Maiglöckchen 153
Main-Donau-Kanal 58
Mainzer Sand 101
Mais 62, 249, 251, 424, 442, 449, 499
Maisacker 223, 449
Makrele 134, 137, 246
Malaysia 202, 242, 522
Mallorca 107
Managementpläne 410, 416
Mandarinente 60
Mandel-Weide 159
Manguste 114
Mantelaffe 114
MAP 240
Marder 44, 72, 317

Marienkäfer, australischer 319
Marine Stewardship Council 520
Marine-Census-of-Life 127, 128
Markenteilung 53
Marmorkarpfen 60
Marmorkrebs 58
Martinique 282, 285
Maskarenen 77, 274, 275, 284
mass extinction 40
Massenaussterben 40, 41, 42, 485
Material-Intensität pro Serviceeinheit 539
Materialverbrauch 539, 551
Mauer 55, 56, 57, 136, 171, 184, 300, 404, 439
Mauerassel 56, 57
Mauerbiene 56
Mauereidechse 19, 56, 57, 211
Mauerfugenvegetation 184
Mauerraute 55
Mauersegler 56, 57, 423
Mauritius 207, 273, 274, 276, 277, 291, 320
Mäusebussard 420
Mäusegerste 184
Mechanorezeptoren 250
mediterran 36, 60, 74, 97, 104, 107, 154, 177, 198, 203, 349, 499, 552
Mediterranvegetation 95
Medizin 236
Medizinalpflanze 59, 242, 531
Meere 26, 42, 83, 121, 126, 127, 130, 131, 132, 137, 233, 248, 303, 374, 391, 550
Meereis 337, 339
Meerenge 137
Meeresablagerungen 41
Meeresanrainerstaaten 374
Meeresarme 392
Meeresbewohner 145
Meeresboden 33, 127, 128, 131, 132, 135, 167, 170
Meeresdünen 48
Meeresfarbe 129
Meeresfische 145, 292
Meeresforschung 292
Meeresgrund 374
Meereshöhe 115, 140, 171
Meeresinseln 355
Meeresküsten 54, 113, 143, 151, 166, 168, 169, 170, 171, 255, 296
Meeresnähe 104, 169
Meeresnutzung 376
Meeresoberfläche 130, 133
Meeresökosysteme 374, 376
Meeresorganismen 131, 355
Meeresregionen 126, 127, 128, 374, 399, 519
Meeressäuger 85, 134, 135, 136, 374
Meeresschichten 40
Meeresschildkröten 326, 379, 387, 393, 427, 519
Meeresschutz 520
Meeressedimente 485
Meeresspiegel 37, 42, 94, 133, 305, 337, 354, 355
Meeresspülsäume 168, 169
Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 374
Meeresströmungen 126, 128, 129, 352
Meeresteile 136
Meeresufer 54
Meeresumwelt 374
Meerkatze 114
Meerschweinchen 100
Megabiodiversity Country 194
Megadiversitätsländer 202
Mekongdelta 141, 238, 239
Melioration 300
Mensch-Wildtier-Konflikte 443
Merowingerzeit 49
Mesolithikum 40
mesotroph 136, 165, 170, 404
Messel 376, 377, 483
Metapopulation 12, 481
Meteoriteneinschlag 42
Miesmuschel 167, 354, 428
Mikrofossilien 26
Mikroklima 177, 324
Mikronesien 196, 197, 207
Milch 296, 477
Millennium Ecosystem Assessment 234, 305
Mineralisierer 226
Mink 59
MIPS 539
Miskito-Indianer 445
Mittelamerika 36, 48, 77, 78, 196, 197, 241, 274, 281, 288
Mitteleuropa 15, 36, 37, 40, 43, 48, 49, 50, 52, 53, 54, 55, 59, 60, 61, 74, 75, 86, 87, 91, 95, 99, 119, 139, 142, 149, 151, 154, 155, 156, 157, 158, 162, 163, 168, 171, 172, 173, 177, 179, 180, 181, 183, 184, 185, 186, 195, 199, 202, 220, 232, 236, 237, 251, 255, 263, 264, 267, 268, 271, 293, 294, 297, 299, 301, 304, 307, 317, 320, 321, 325, 326, 336, 342, 348, 349, 352, 356, 358, 420, 422, 431, 438, 439, 445, 446, 467, 498, 502, 526, 530, 550
Mittelgebirge 17, 39, 53, 75, 119, 120, 171, 172, 173, 177, 181, 210, 220, 301, 352, 355, 358, 431
Mittelgebirgsbäche 352, 355
Mittelmeer 53, 126, 127, 128, 130, 132, 134, 136, 137, 138, 202, 313, 387, 499
Mittelmeergebiet, -raum 39, 53, 104, 137
Mittelspecht 161
Mittelwald 160, 502
Mittlerer Sonnentau 163
Mitwirkungsrecht 399, 493
Modellierung 410
Moder-Buchenwälder 155, 157
Mohnkapsel 246
Mojave-Wüste 109
Mollusken 132, 165, 314, 415, 483, 484
Mönchsrobbe 287, 392
Mongolei 101, 102, 228, 242, 504
Monitoring 17, 264, 393, 409, 410, 411, 414, 445–449, 496, 509
Monokultur 151
montan 37, 73, 94, 97, 103, 155, 171, 174, 202, 203, 220, 306, 355
Moorauge 163
Moorbläuling 164, 429
Moorböden 508
Moore 48, 98, 120, 149, 151, 157, 162, 163, 164, 208, 255, 296, 297, 298, 299, 309, 310, 316, 399, 401, 402, 403, 431, 448, 449, 508, 511, 517, 518, 521, 522
Mooreidechse 164, 177
Moorfrosch 498
Moorkultivierung 299
Morphospezies 12
Moschusochse 98
Möwen 131
Mungo, Kleiner 313
Münster (Westfalen) 39, 43, 161, 210, 248, 249, 291, 295, 297, 434, 435, 438, 465, 475, 484, 542, 544
Murmeltier 44, 72, 389
Muscheln 130, 133, 137, 143, 244, 255, 354
Museum 18, 27, 265, 267, 270, 293, 297, 298, 409, 462, 464, 465, 465, 477, 482–487, 541, 542, 552
Museumsbauernhöfe 552
Mutation 12, 26, 27

N

NABU 297, 399, 422, 430, 434, 435, 492, 494, 505–510
Nacheiszeit 36, 39, 40
Nachhaltige Nutzung 293, 374, 378, 386, 388, 410, 411, 505, 512, 530, 534, 535
Nachhaltigkeit 357, 409, 496, 503, 514, 521, 530–539
Nachhaltigkeit, Ei des Wohlbefindens 536
Nachhaltigkeit, Mehrsäulenmodell 537
Nachhaltigkeit, starke 541
Nachhaltigkeitsforschung 535
Nachhaltigkeitspreis 539

Nachhaltigkeitswissenschaften 535
Nachtkerze 58, 59, 184
Nadelforst 14, 305, 538
Nadelwald 95, 97, 98, 99, 104, 152, 163, 420
Nadelwaldzone 120
Nagetiere 223, 285, 317
Nagoya-Protokoll 244
Nährstoff 136, 163, 170, 174, 180, 226, 234, 314, 350, 351, 538
Nährstoffeintrag 136, 170, 294, 299, 300, 499
Nahrungsmittel 232
Nahrungskette 143, 349, 353, 358
Nahrungsnetz 85, 132, 324, 354, 358
Nahrungsproduktion 539
Nama-Karoo 109
Namib 43, 103, 107, 108, 109, 110, 208
Namibia 43, 108, 109, 110, 112, 128, 130, 381, 382, 531
Nandu 60, 101
Nashornvögel 522
Nashornwilderei 293
Nasswiese 352, 399, 437
Nationalpark 76, 101, 102, 114, 154, 158, 166, 228, 238, 252, 253, 265, 316, 325, 346, 376, 377, 397, 398, 400, 418, 421, 445, 447, 494, 504, 509, 510, 512, 513, 514
Natronsee 139
Natternkopf 184
Natur- und Heimatschutzgesetz 518
Natura 2000 166, 348, 390–393, 494, 497
Natura-2000-Gebiet 166, 391, 392
Naturdenkmal 398, 400, 403, 404, 518
Naturerfahrung 397
Naturerlebnis 234, 518
Naturgenussführer 543
Naturheilkunde 241
Naturlandschaft 53, 57, 209, 210, 431, 509, 526
Naturmonumente 398, 494
Naturpark 158, 235, 252, 398, 400, 404, 518, 543
Naturreservat 417, 434
Naturschönheit 376
Naturschutz im besiedelten Bereich 439
Naturschutzbiologie 4
Naturschutzbund Deutschland: s. NABU
Naturschutzbund Österreich 510–513
Naturschutzgebiet 114, 163, 175, 178, 179, 323, 397, 398, 400, 401, 403, 434, 446, 447, 494, 497, 509, 513, 516–518
Naturschutzgesetz 321, 392, 393 ,396–398, 401, 415, 438
Naturschutzgroßprojekte, -vorhaben 252, 446, 447, 508
Naturschutzmaßnahmen 181, 268, 299, 445, 450, 499, 506
Naturschutzprojekte 447, 501, 508, 522, 524
Naturschutzverbände 267, 393, 396, 399, 427, 492, 493, 498
Naturtourismus 234, 321, 526, 532, 534
Naturwaldreservat 431
Naturwaldzelle 423, 432, 449
Nearktis 72
Nebelstufe 115
Negev 103
Nekton 130, 131, 139, 140
Nematoden 132, 151, 225
nemoral 95, 103, 104, 121, 177
Neobiota 47, 53, 54, 57, 58, 59, 60, 62, 137, 138, 185, 186, 195, 207, 210, 264, 311, 312, 313, 314, 315, 316, 317, 320, 321, 349, 422
Neoendemit 270
Neolithikum 40, 48, 52, 58
Neophyt 58, 83, 100, 155, 300, 311, 312, 315, 316, 317, 321, 343
Neophyten, invasive 100, 155, 300, 311, 312, 315, 316, 317, 321, 343, 349
Neotropis 65, 71, 77, 78, 113, 141, 194
Nepal 53, 76, 242
Nesträuber 318
Netzflügler 165
Neunaugen 389
Neuntöter 295, 497
Neuschaffung (v. Biotopen) 400, 430, 432, 448, 502
Neuseeland 60, 104, 118, 128, 196, 197, 274, 277, 278, 292, 311, 317, 318, 378
Neusiedler See 139, 199, 201
NGO 450, 492, 494, 500, 501, 511
Nichtregierungsorganisation: s. NRO
Niedermoor 162, 163, 448
Niederschlagsänderung 339
Niederwaldwirtschaft 157, 160
Nigeria 118, 309
Nilbarsch 315, 322, 323
Nilgans 60
Niltilapie 323
Nische 6
Nistkästen, -röhren
Nistplätze 423
nival 48, 94, 97, 120
Nomadismus 308
Nomenklatur 18, 417, 485
Non Governmental Organisation: s. NGO
Nordamerika 14, 35, 36, 37, 41, 43, 60, 73, 86, 98, 99, 100, 101, 103, 118, 120, 167, 204, 264, 278, 284, 285, 286, 288, 290, 348, 380
Nordsee 6, 126, 131, 134, 135, 136, 137 166, 202, 292, 340, 341, 342, 352, 353, 354, 522
Norfolk-Insel 274, 275, 276, 282, 282
NRO 193, 244, 255, 396, 397, 409, 492–495, 497, 504, 512, 552
Nunataker 37
Nutria 59, 313
Nutzbäume 307
Nutztiere 237
Nutzungsänderung 7, 305, 340, 343, 416, 421
Nutzungsaufgabe 210, 299, 301, 303, 342, 343, 432

O

Oase 101, 133, 207
Oberursel 210, 395
Ochsenfrosch 60, 314
Ödlandschrecke 179
Offenland 57, 204, 294, 302, 355, 497–499
Okapi 116
Ökobetriebe 552
Ökoeffizienz 539
Ökologie 4, 103, 252, 349, 387, 409, 410, 436, 530, 535, 536, 538, 541, 551
Ökonomie 4, 253, 313, 317, 535, 536, 537, 541
Ökopädagogik 540
Ökoregion 94, 202, 203, 519
Ökosystem 4, 6, 13, 15, 17, 62, 66, 73, 87, 88, 94, 95, 98, 114, 115, 118, 127, 133, 166, 180, 199, 203, 220, 222, 223, 254, 264, 294, 299, 313, 315, 335, 348, 352, 355, 356, 374, 376, 378, 384, 386, 395, 397, 400, 418, 427, 435, 441, 442, 505, 515, 518, 519, 520, 521, 522, 524, 525, 526, 536, 537, 538, 544, 551
Ökosystemdienstleistungen 175, 198, 203, 232, 235, 236, 251, 253, 254, 255, 306
Ökosystemdienstleistungen, Kritik 198, 235, 251, 253, 254, 255
Ökosystemdienstleistungen, monetärer Wert 235
Ökosystemfunktionen 222, 226, 227, 232, 313, 357
Ökotourismus 321, 522–524, 534
oligotraphent 351
oligotroph 136, 163, 164, 165, 170, 299, 343, 404
Ölpalmplantagen 303, 304, 523
Orinoko 112, 113
Orobiom 94, 97, 99, 103, 118, 119, 120

OroVerde 504, 513–516
Oryxantilope 423
Ostasien 37, 41, 48, 60, 73, 103, 113, 290, 465
Osterinsel 468
Osterluzeifalter 359, 513
Österreich 5, 18, 69, 70 ,99, 101, 152, 155, 160, 162, 179, 181, 199, 201, 265, 268, 272, 297, 298, 313, 349, 355, 361, 373, 377, 391, 394, 397, 400, 410, 411, 415, 426, 462, 463, 467, 472, 491, 503, 510, 511, 512, 513, 542, 543
Ostsee 6, 126, 127, 128, 130, 134, 135, 136, 137, 149, 167, 168, 170, 202, 251, 354, 387, 522, 550
Otter 99, 114, 389, 393, 498, 510, 522
Ozean 69, 72, 97, 125, 126, 130, 131, 133, 136, 196, 197, 354, 387
Ozeanien 71, 76
Ozelot 383, 515
Ozon 337

P

Paarungsverhalten 11, 12, 357
Pakistan 242
Paläarktis 72
Paläobiologie 4, 5
Paläotropis 65, 71, 73
Palmöl 449, 515, 519, 520, 522
Pampa 99, 100
Pampasgras 100
Pampashase 101
Pampashirsch 101
Panama 78, 117, 207
Panda(bär) 73, 380, 382, 427, 428, 492, 519
Pangäa 35
Panspermie 33
Papagei 275, 276, 293, 379, 380, 383
Papatia 531, 532, 534
Papua Neuguinea 202, 255, 256
Parasitismus 7, 313, 357
Parasitoide 313
Parkanlagen 361, 402, 439, 440
Parkbaum 59
Parkrasen 181
Parksavanne 112
Partizipation 396, 409, 443–445, 494, 509, 536, 541
Pathogen 312–314, 319, 320, 347, 351
Pazifik 104, 126, 128, 131
Pech-Indianer 445
Pedobiom 94, 95, 118, 120
Pelagial 130, 133, 137, 139, 165
Pelikane 131
Pelztier 59, 316, 383
Pestizide 173, 236, 350, 351, 530, 538
Pfeilgift(frösche) 243
Pferdeaktinie 136
Pferdeweide 301
Pflegemaßnahmen 410, 430, 436, 437, 446, 447
Pfütze 142, 166, 184, 298, 441
Phanerozoikum 33
Phänologie 100, 343, 344, 348
Phänotyp 9, 221, 222
Pharaoameise 60
Pharmaka 232, 233, 234, 237, 239, 240
Philippinen 29, 196, 197, 202, 242
Phosphor 136, 165
Phylogenese 66
Phytopharmaka 233, 240, 242
Phytoremediation 249
Pilze 9, 18, 66, 70, 113, 151, 152, 226, 232, 233, 245, 314, 315, 319, 320, 347, 402, 429, 486, 487
Pinguin 19, 85, 86, 98, 131, 481
Pinien-Prozessionsspinner 341
Pioniergesellschaften 154, 159
Pioniersträucher, -bäume 151
Pionierwälder, ruderale 184, 185, 441
Plaggenhieb 174
planar 94, 97
Planfeststellungsverfahren 493, 494
Plankton 85, 130, 131, 139, 352
Platane 440
Pleistozän 36, 40, 136
Plenterwirtschaft 162
Podsol 174
poikilohydre 108
Polarfuchs 98, 392
Polarwolf 98
Polen 15, 95, 151, 198, 340, 347
Politik 4, 232, 253, 492, 496, 500, 503, 508, 512, 515, 520, 530, 535, 541
Polychaeten 131, 132, 133
Polynesien 76, 196, 197, 207, 317
Polynesier 317
Population 6, 7
Populationsbiologie 4, 20, 539
Populationsstützung 425
Posen 210
Possum 313, 317, 318
Postglazial 40
Prädation 7, 312, 313, 314, 320, 345, 357, 358, 561
Prädator 114, 178, 223, 298, 323, 324, 324, 325, 421, 423
Präkambrium 31, 40
Prärie 99, 101, 465
Prioritäten(setzung) 272, 409, 411, 414, 469, 492, 522
Pro Natura (Schweiz) 516–518
Produktionsmethoden 550
Produktionssteigerung 296
Produktivität 128, 133, 221, 227, 354, 356
Profundal 140
Prokaryoten 69, 131, 133, 139
Prostaglandin E2 243
Proteaceen 78, 80, 83, 107
Przewalski-Pferd 101, 102, 424, 479
Pufferzone 204, 420, 421, 445, 446
Puma 99, 515
Pyrenäen 39, 75, 120, 290

Q

Quadrant 201, 266, 267 414
Quallen 130, 137
Quastenflosser 379
Quelle 17, 33, 75, 101, 133, 142, 143, 144, 146, 165, 209, 232, 296, 350, 392, 403, 404
Queller 167, 168

R

Rädertierchen 139
Radiation 7, 27, 29, 30, 45, 202, 206, 207
Radiolarien 246, 248
Ramiflorie 115
Randalpen 172
Randmeer 126, 134, 139
random amplification of polymorphic DNA 10
RAPD 10
Rasterkartierung 183, 266
Ratten 207, 273–291, 314, 317–320
Rattenbekämpfung 319
Raubmöwen 86, 247
Raubwürger 497
Rauchschwalbe 57
Raupen 177, 357, 358
Rauschmittel 243
Rebhuhn 57, 303, 390
Recht 4, 235, 244, 382, 388, 396, 397, 399, 445, 501, 507, 513, 521, 524, 526
Recyclingpapier 514
Regenbogenforelle 60, 312
Regenwald, halbimmergrün 97, 356
Regenwald, temperat 95, 97, 104, 105, 106
Regenwald, tropisch 48, 93, 94, 95, 97, 103, 104, 105, 106, 113, 115, 116, 117, 118, 121, 151, 199, 203, 225, 226
Regenwürmer 151, 157, 226
Reiher 118
Reiherente 434, 435
Reinweißer Hahnenfuß 430

Reis 249, 442, 524
Reliktendemit 195, 270
Renaturierung 298, 300, 430–433, 436, 437, 447–450, 503–505, 508
Renaturierungsökologie 430
Rentier 72, 98, 522
Reproduktionserfolg 325, 348, 354
Reptilien 34, 70, 80, 101, 107, 110, 114, 178, 199, 208, 223, 265, 314, 319, 340, 346, 347, 348, 374, 379, 380, 391, 415, 423, 427, 478, 480, 481
Reptilleder 382, 425
Ressourcenproduktivität 539
Ressourcenschutz 418
Ressourcenverbrauch 442, 521
Restaurationsökologie 4
Restaurierung 409, 430, 431, 432, 436, 438, 449
Restionaceen 78, 80, 107
Restoration Ecology 430
restriction fragment length polymorphism 10
Réunion 275, 276, 277, 279, 282, 291
RFLP 10
Rhein 58, 144, 159, 160, 251, 265, 352, 375, 447
Rheokrenen 143
Rhön 201, 352, 447
Richtersveld 111
Riedbock 114
Rieselfelder 433, 434, 435
Riesenalk 272, 274
Riesen-Bärenklau 59
Riesen-Goldrute 59
Riesensalamander 379
Riesenschildkröten 207
Riesenschlangen 379, 383, 532
Riesenwels 379
Riffentstehung 133
Rippenquallen 130, 342
Robben 85, 98, 128, 130, 291, 427, 493
Robbenschlägerei 291
Robinie 59, 184, 223, 315, 422
Rockpool 130, 142
Rodung 52, 118, 515
Roggen 62
Rohboden 437
Rohrammer 434
Rohrdommel 434
Röhrenwürmer 137
Röhricht 17, 48, 52, 88, 139, 140, 162, 165, 166, 168, 223, 234, 399, 403, 434, 435, 437
Rohrkolben 165
Rohrweihe 434, 435
Rohstoffe 232, 234, 237, 244, 506, 537, 538, 550
Rohstoffverbrauch 550
Rollblätter 178
Rosmarinheide 163
Rosskastanie 39
Rotalgen 133, 136
Rotaugenlaubfrösche 379
Rotbauchunke 142
Rote Liste 5, 267, 268, 321, 411, 412
Rot-Eiche 59
Rote-Liste 182, 268, 414, 440, 466
Rötelmaus 324
Rotes Meer 126, 132, 137
Rotfuchs 313, 317
Rothaargebirge 120, 152, 156, 181, 352
Rothirsch 277, 313, 317, 379, 383, 387, 390, 420, 422
Rothwald bei Lunz 431, 439
Rotmilan 434
Rotschenkel 434, 435
Rübsen 249
Rückenschmerzen 531
Rucksack, ökologischer 539
Ruderalvegetation 171, 184, 185, 210, 440, 441, 462
Ruderfußkrebse 139, 352
Rumänien 50, 52

S

Saatgutreinigung 182
Saatkrähe 389
Sachalin-Staudenknöterich 59
Safaripark 471
Sägerochen 379
Sahel 221, 307–309, 361
Saigaantilope 427, 428
Salomonen 275, 320
Salweiden-Birkenwald 223
Salzbelastung 324
Salzgehalt 101, 135, 354
Salzkonzentration 126, 134, 137, 139
Salzrasen 166, 168, 184
Salzseen 139, 134
Salzstreuer 246
Salzwiesen 54, 56, 57, 121, 167, 168, 170, 296, 399, 447
Salzwüste 101
Samenbank 438, 437, 467, 469
Sammelart 30, 43
Sammlungen 462, 464–468, 482–487, 541
Sammlungen, historische 486
Samoa 273, 320
Sandboden 53, 173
Sandlaufkäfer 179
Sandregenpfeifer 435
Sandtrockenrasen 88, 169, 177
Sandwatt 167
Sanger-sequencing 10
Sansibar 289
Sapropel 165
Saprophage 232
Sardellen 137
Sardinen 131, 137
Sauerstoffgehalt 42, 143, 164, 351
Säugetiere 34, 44, 45, 66, 80, 81, 85, 112, 114, 118, 141, 180, 199, 221, 225, 240, 283, 314, 317, 318, 346, 380, 389, 391, 393, 415, 424, 431, 446, 479, 498
Saumgesellschaften 159
Savanne 51
Scaphopoden 137
Schabe 60
Schädlingsbefall 222, 223, 240, 350
Schädlingskontrolle 233, 236
Schadstoffabbau 247
Schadstoffbelastung 301, 303
Schafe 45, 53, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 285, 286, 287, 288, 289, 290
Schafstelze 434
Schafzucht 317
Schede 486
Scheibenzüngler 347
Schelfmeere 126
Schellente 435
Schellfisch 134
Scherrasen 61, 181, 184, 439
Schierlings-Wasserfenchel 388
Schildkrötensuppe 383
Schilf 165, 225, 404
Schilfröhricht 88, 223
Schilfsterben 223
Schlafstörung 326
Schlammspringer 118
Schlangengift 243
Schlangenleder 383
Schleiereule 420
Schlenke 163, 164
Schlenkengesellschaft 163
Schlickgras 167, 168
Schlickwatt 167
Schlingnatter 179, 180
Schlitzrüssler 284, 427, 428
Schluchtwälder 154
Schlüsselart 427, 428, 430
Schlüsselgebiete der Biodiversität 204, 205
Schmalblättrige Wicke 43
Schmelzen (Gletscher, Polareis) 337
Schmerzmittel 241
Schmetterlinge 107, 341, 342, 343, 346, 379, 391
Schmetterlingsflieder 59, 184
Schmuck 244
Schmuckschildkröte 60, 348

Schnatterente 277, 435
Schnecken 132, 134, 136, 137, 157, 161, 244, 314, 345
Schneedecke 36, 172, 336
Schneehase 98
Schneekranich 387
Schnegel 161
Scholle 134, 136, 137, 170
Schutzgebiet 116, 158, 172, 173, 196, 252, 253, 268, 307–309, 325, 348, 390–404, 410, 411, 416–421, 429, 436, 442–447, 450, 485, 493, 495, 506, 507, 509, 510, 518, 519, 526, 527, 532, 534
Schutzgebiete, dörfliche 531
Schutzgebiete, Flächengröße 412, 418, 420, 420, 442
Schutzgebiete, Form 412, 418, 419
Schutzgebietsbetreuer 509, 510
Schutzgebietskategorie 199, 400, 412, 416
Schutzgebietsplanung 521
Schutzstatus 166, 206, 267
schwachelektrisch 247, 250
Schwalbenschwanz 180, 420
Schwämme 133, 136, 137, 143, 165
Schwarze Liste 312–315
Schwarzes Meer 39, 134, 137, 202, 312, 387
Schwarzkehlchen 434
Schwarzmundgrundel 312
Schwarzspecht 161
Schwarzstorch 498, 502
Schwarzwald 119
Schweinswal 134, 135, 136, 522
Schweiz 5, 6, 59, 69, 70, 152, 155, 162, 181, 202, 221, 244, 251, 265, 268, 272, 294, 295, 296, 297, 298, 299, 301, 313, 314, 315, 341, 342, 361, 377, 384, 394, 397, 401, 402, 410, 411, 414, 415, 426, 450, 462, 464, 491, 495, 503, 516, 517, 518, 524, 539, 542, 543
Schweizer Jura 221
Schweizer Voralpen 296
Schwemmwatt 126, 167
Schwermetall 110, 170, 209, 248, 249
Schwermetallboden 14, 95, 170, 208, 209
Schwermetallrasen 88, 170, 399
Schwermetallvegetation 170, 184
Schwertfische 137
Schwingrasen 177
Seeadler 420, 498
Seealpen 171
Seeanemonen 137
Seebären 130, 535
Seefahrer 83, 272, 291
Seefedern 137
Seeforellen 139
Seefrosch 347
Seegras 136, 169
Seegraswiese 136, 392, 399
Seegurken 132
Seehund 134, 135
Seeigel 131, 134
Seekuh, Stellersche 272, 287, 483, 484
Seepocken 131, 136, 167
Seerechtsübereinkommen 374
Seestern 167, 428
Seevögel 85, 86, 128, 131, 205, 374
Seezunge 134
Segetal 60
Segetalvegetation 60, 166, 210, 296
Seggenried 399, 437
Seggenrohrsänger 387
Seitenlinienorgan 247, 250
Sekundärbiotope 433
Selektion 27, 29, 30, 31, 171, 245
Selektionsdruck 29
Selektionszucht 472
Seltenheit 411, 412
Senegal 112, 309, 388
Serengeti 112, 114, 115, 116, 271, 524, 525, 526, 527
Seychellen 29, 77, 276, 278, 279, 311
Shannon-Weaver-Index 16
Shifting cultivation 49, 112
Shrimps(farmen) 305, 306
Siebenschläfer 43, 358, 502
Siedlungen 49, 56, 57, 58, 136, 150, 151, 183, 184, 192, 204, 208, 296, 297, 298, 300, 401, 410, 439, 441
Siedlungsflora 439
Siedlungsvegetation 184, 439
Sierra-Nevada-Narzisse 392
Signalart 430
Silberkarpfen
Silber-Weide 159
Silikatböden 355
Simbabwe 382, 525
simple sequence repeat polymorphism 10
Singvögel 16, 318, 358
Skorpione 110, 379
Slowakische Republik 158
Smaragd-Eidechse 179, 180
Smaragdgebiete 402
Sodabarsche 139
Sodasee 139
Soja 62, 303, 515
Sojafelder 303
Solling 155
Sommer-Adonisröschen 182
Sommerregen 97, 100, 109, 152
Sonderstandort 39, 75, 94, 98, 99, 112, 151, 152, 165, 170, 177, 227, 348, 412, 498, 522
Sonnenbarsch 60, 145
Sonnentau, Rundblättriger 512, 556
Sørensen-Koeffizient 16
Soziologie 4, 252, 535
Sozioökologie 4
Spanien 103, 342, 357, 424, 504
Späte Trauben-Kirsche 59
Spätglazial 40
Spechtarten 161
Species Survival Commission 267, 495
species turn-over 16
Speisefisch 60
Speisekrebs 60
Sperber 358, 431
Spießente 435
Spinnen 164, 178, 184
Spitz-Wegerich 211, 437
Sponsoring 553
Sport 60, 235, 249, 264, 272, 291, 301, 303, 316, 321, 322, 325, 422, 505
Sportbekleidung 247
Sprosssukkulenz 43
Sprotte 136, 170, 354
SSR 10
Staatsquallen 130
Stabheuschrecken 247
Stabilität 223, 224, 225, 225, 227, 537
Stacheldraht 246
Stachelhäuter 34, 133
Stachelschwein 114
Stadt 53, 58, 175, 183, 184, 185, 186, 192, 208, 209, 210, 211, 212, 244, 337, 358, 423, 439, 468, 501, 539
Stadtflora 210
Stadtgrün 439
Stadtvegetation 210, 440
Stahlbeton 246
stake holder 410, 443, 444
Stammbaum 66, 67, 68, 222, 485
Standortveränderung 264, 293, 315, 321
Staubfilterung 232, 233
Stausee 137, 141
Stechginster 318
Stechpalme 343, 404
Steinadler 72, 420
Steinbock 172, 290, 426
Steinbrüche 171, 179, 211, 432, 433
Steineichenwälder 104
Steinkauz 375
Steinklee 19, 184
Steinkohle 34, 485
Steinkohlenbergbau 433
Steinkorallen 133, 379, 380, 383, 389
Steinschuttwälder 154

Stelzwurzeln 113, 118, 119
Steppe 95, 97, 99, 100, 101, 102, 110, 121, 177, 179, 432, 436, 465, 532, 552
Steppenarten 57
Steppenböden 521
Steppenelefant 76
Steppenpflanzen 466
Steppenrasen 88
Steppenseen 139
Steppentiere 301
Steppenzebras 114
Stickstoff 33, 136, 151, 165, 294, 441
Stieglitz 318
Stiftung éducation 21, 543
Stillgewässer 137, 351, 431
Stinkkohl 311
Stockente 390
Stöcker 137
Stockschneitelung 160
Stör 137, 145, 291, 312, 379, 383, 385, 389, 392, 522
Störung 15, 53, 54, 133, 166, 181, 182, 185, 222, 226, 306, 321, 322, 325, 361, 400, 409, 420, 422, 432, 433, 440, 441, 544
Störungsarten 440
Störungsindikator 113
Störungsintensität 441
Stoßzähne 292, 380, 382
Straßenbäume 211, 439, 514
Strauchsavanne 111, 112
Straußenfarmindustrie 110
Straußenfarn 470
Streifenbarbe 340, 353
Streifenfarn 55
Streifenskunk 99
Streuabbau 232
Streunutzung 174
Streurechen 51
Streusalz 57, 168
Streuschicht 151
Streuwiesen 173, 180, 437
Strömungssensoren 247, 250
Strukturelemente, Veränderung von 300
Stubenvogel 60
subalpin 39, 94, 97, 99, 152, 171, 172
subantarktisch 19, 83, 85, 97, 240, 309
subarktisch 75, 97, 137
Sublitoral 130, 131, 136, 140, 399
submediterran 55, 74, 75, 157, 160, 172, 178, 349
Sudanzone 307, 309, 356
Sudeten-Mohrenfalter 517
Südostasien 48, 115, 116, 118, 304, 305, 387, 522, 525
Südsee 73, 76, 207
Südtirol 404
Sukhdev-Studie 253
Sukkulente, sukkulent 108, 44, 108, 109, 110, 111, 171, 178, 179, 356, 465, 466, 467
Sukkulenten-Karoo 109, 110, 111
Sukkulenz 178
Sukzession 7, 151, 159, 177, 186, 211, 223, 301, 433, 436, 437, 440, 441
Sumatranashorn 304
Sumatratiger 18, 480
Sumpfrohrsänger 434
Sumpfschildkröte 348, 479
Sumpf-Sitter 164
Supralitoral 130, 131, 136, 140
Süßgewässer 164, 165
Süßwasserfische 389, 416, 417
Sustainable development 538
Symbionten 133
Symbiose 7, 127, 129
Sympathieträger 316
sympatrisch 29, 30
Systematik 4, 66, 70, 466, 486

T

Tafelente 435
Tagebau 296
Tagfalter 69, 201, 202, 340, 342, 346, 415
Tag-Nacht-Rhythmus 326
Taiga 74, 95, 98, 99, 203
Taklamakan 101, 102, 108
Tankerunfälle 325
Tannenzapfen 247
Tapir 116, 515, 516, 532
target species 427
Tasmanien 80, 104, 272, 273, 284
Taubenfütterung 423
Taunus 183, 210, 301, 311
Tausendfüßer 161
Taxon Advisory Groups 481
Taxonomie 4, 18, 71, 486
TEEB 253, 254, 255
Teich 137, 141, 142, 166, 347, 424, 434, 435, 447
Teichfrosch 347
Teichrohrsänger 434
Temperaturanstieg, -erhöhung 336, 337, 340, 342, 343, 347, 349- 351, 354, 356, 361, 363
Teneriffa 102, 191, 192, 195, 207, 228, 476
Termitenhügel 112, 208
Termitensavanne 112
Terrarientiere 361
Tertiärrelikt 39, 195, 416
Teufelskralle 379, 530, 531
Thailand 242, 519
Thallophyten 198
The Nature Conservancy 492
Therophyt 99, 108, 178, 179, 181, 441
Thunfische 131, 137
Thüringerwald 352
Tidenhub 118, 134, 135, 166, 167, 170
Tiefsee 33, 126, 130, 131, 132, 133, 208, 292, 354
Tiefseeboden 126, 130, 131, 132
Tiefseefauna 132
Tiefseefisch 292
Tiefseeorganismen 129, 354
Tierarten, wandernde 443
Tiergarten 160, 166, 471, 473, 475, 477
Tiergeografie 4
Tierherden 112, 114, 115, 308
Tierschutz 382, 383, 492, 493
Tiger 18, 20, 77, 99, 289, 304, 427, 477, 480, 492, 519
Tigermücke 315
Tigersalamander 346
time lag 311
Tintenfische 85, 131, 137
Togo 128, 309, 381
Tomate 62, 78
Tonga 320
Torf 159, 162, 297, 298, 309, 381
Torfabbau 204, 310
Torfboden 162
Torfgewinnung 163, 296, 298
Torfmoos 162, 164, 177
Torfwiesenscheckenfalter 498
Totholz 152, 161, 226, 235, 299, 300, 431, 436, 502
Totsammlungen 462
Tourismus 5, 114, 232, 236, 252, 253, 301, 303, 305, 318, 322, 394, 395, 396, 398, 410, 416, 421, 444, 445, 504, 505, 532, 534
Touristenattraktion 85, 131, 137
TRAFFIC 396
Tragfähigkeit 530, 535
Transpiration 115, 177, 178
Trapezkrabbe 340
Träubelhyazinthe 361
Trauerseeschwalbe 435
Treibhauseffekt 336
Treibhausgas 336, 358, 448, 449, 519, 529, 530
Trinkwasser 232, 234, 504, 505, 514
Trittpflanzengesellschaften 183
Trittstandorte 177, 184
Trittsteinbiotop 419, 420, 443
Trockengehölze 95
Trockenheit 43, 101, 107, 108, 112, 171, 177, 179, 223, 225, 226, 249, 356
Trockenlegung 299, 300, 304, 310

Trockenrasen 57, 88, 173, 177, 178, 179, 182, 184, 299, 399, 401, 404, 436, 493, 497, 511, 517, 536, 552
Trockensavanne 111
Trockenstress 349, 356
Trockenwälder 111, 116, 306, 307, 356, 519
Tropenholz 113, 379, 384–386, 514
Tropenholzübereinkommen, Internationales: s. ITTA
Tropenwaldstiftung 504, 513–516
Truppenübungsplätze 142, 522, 526
Tümpel 17, 142, 402, 403, 404, 434, 502, 511
Tundra 40, 75, 93, 95, 97, 98, 99, 121, 202, 203
Tundrenzeit 39, 220
Tüpfelfarn 55
Turmfalke 56, 57
Typus 270, 483, 484, 485

U

Über(be)weidung 99, 110, 177, 225, 308
Überfischung 292, 324, 355, 421
Übernutzung 53, 264, 293, 305, 307, 383, 420, 518, 520, 530
Ubiquisten 210, 211, 212, 430, 440
Uferbefestigung 233, 432
Uganda 76, 112, 117, 253, 532
Uhu 17, 324, 324, 425, 422
Ukraine 102, 158, 525
Ulmen 159
Ulmen-Splintkäfer 159
Uluru 208
umbrella species 427
Umweltbildung 409, 540–545
Umweltbildungseinrichtungen 543
Umweltbundesamt 268, 400, 497
Umwelterziehung 540
Umweltmobile 543
Umweltpolitik 496, 500
Umweltschutz 387, 494–497, 499, 501, 504, 508, 509, 512, 513, 540
Umweltveränderung 10, 30, 449
Umweltverschmutzung 421
Umweltverträglichkeit(sprüfung) 268, 397, 399
Unersetzbarkeit 194, 205
Ungarn 99, 100, 242, 542
Unkrautbekämpfung 186, 440
Unternehmenskooperationen 508
Urgesteinsalpen 172
Urmittelmeer 136
Urwälder 158, 431
USA 127, 128, 132, 202, 211, 242, 276, 288, 289, 290, 377, 428, 436, 539, 552

V

VdZ 472–476, 543
Vegetationszone 94, 96, 97, 119, 120, 121, 171, 351, 355
Verantwortlichkeit 385, 409, 411–418
Verband Botanischer Gärten 454, 542
Verband deutschsprachiger Zoopädagogen 542
Verbandsklage 399
Verbraucheraufklärung 425, 550
Verbreitungskarte 264, 165, 415
Verdunstung 98, 126, 177, 351
Verein deutscher zoologischer Gärten: s. VdZ 472
Vergletscherung 37
Verkehrsbrache 185, 210
Verkehrsflächen 441, 539
Verkehrswege 264, 323, 323, 324, 399, 442, 468
Verlärmung 323
Vermoorungen 98, 99
Vernetzung 400, 403, 410, 443, 496, 511, 513, 517, 526
Vernetzungselemente 443
Versicherungshypothese 227
Verstädterung 211, 303, 343, 520
Vertragsnaturschutz 182, 447, 493
Vertragsstaatenkonferenz 244, 381–383, 396, 397, 445, 446, 493
Viehfutter 59
Viehhaltung 48, 186, 307, 416
Vielfaltleben (Kampagne) 512, 513
Vielsamiger Gänsefuß 166
Vietnam 141, 238, 239, 242, 293, 304, 306, 519
Vikariante, geografische 41
Vikarianz 41
Viktoriasee 137, 310, 321, 322, 323, 324, 524, 525
Vilmer Memorandum 414, 415
Vinblastin 241
Vincristin 241
Viviparie 118, 119
Vögel 16, 18, 34, 40, 60. 70, 82, 85, 86, 101, 104, 115, 118, 128, 131, 141, 164, 165, 178, 180, 184, 193, 196, 205, 211, 233, 240, 246, 255, 265, 272, 273, 275–290, 291, 295, 297, 298, 314, 315, 317, 318, 319, 326, 340, 341, 343, 346, 358, 361, 374, 375, 378, 379, 383, 387, 388, 389, 390, 400, 412, 415, 420, 422, 423, 430, 433, 434, 435, 439, 440, 448, 475, 476, 478, 479, 480, 483, 492, 498
Vogelfang 390
Vogelflug 245
Vogelknochen 247
Vogelschutz 297, 391, 402, 506, 508
Vogelschutzgebiet 390, 391
Vogelschutzrichtlinie 166, 388, 389, 390, 394, 397
Völkerwanderungszeit 49
Voralpenflüsse 522
Vorposten 415–417
Vorratsschädling 57
Vorwarnliste 268–270
Vulnerabilität 194, 205

W

Wachtel 278, 302, 303, 434
Wachtelkönig 434
Wadi 101
Waldboden 255
Waldbrand 151, 154, 227, 255
Waldbranddetektion 250
Walddefinition der FAO 305
Waldeidechse (= Moor-) 347
Wälder, halbimmergrüne 95, 97, 110, 356
Wälder, regengrüne 95, 110
Wälder, sommergrüne 95, 154
Waldgrenze 75, 209, 301, 342, 344, 355, 420, 426
Waldhude 51
Waldmantel 159, 180
Waldohreule 420
Waldrodung 523
Wald-Sauerklee 153
Waldsavanne 112, 114
Wald-Veilchen 468
Waldvernichtung 306, 309, 340
Waldwasserläufer 435
Waldweide 51, 160
Wale 85, 98, 131, 247, 287, 377, 378, 383, 387, 492, 493, 519
Walfang 207, 377, 378, 493, 551
Walfang-Kommission, Internationale 377
Wallhecken 294
Wandelröschen 314
Wanderfalke 211, 422
Wanderfeldbau 49
Wanderratte 45
Wanderschäferei 173
Wandertaube 272, 275, 291
Wanderungsgeschwindigkeit 344, 345, 346
Waran 114, 379, 383
Wärmefolie 247
Warmzeiten 36, 37
Warzenschwein 114, 289
Waschbär 59, 118
Wasserbock 114, 290
Wasserentnahme 170, 301, 303
Wasserfarne 140

Wasserfilterung 233
Wasserfledermaus 161
Wasserflöhe 139, 165
Wasserhyazinthe 140, 141, 323
Wasserlinsen 140, 223
Wasser-Lobelie 430
Wassernuss 389
Wasserpflanzen 60, 140, 144, 165, 249, 465, 466
Wasserpolitik 374
Wasserrahmenrichtlinie 374, 450
Wasserralle 434
Wasserretention 232, 233
Wasserschlauch 223
Wassersport 505
Wasserstraßen 325
Wässerwiesen 52
Water Stewardship 520
Watt 48, 126, 135, 149, 166, 167, 167, 169, 170, 354, 391
Wattvögel 354
WAZA 472, 480–482
WAZA *Database* 482
Wechselfeldbau 112
Wechselkröte 57, 513
Wegmalve 184
Wegschnecke 320
Weichholzaue 157, 158, 159
Weide (Vieh-) 49, 51, 53, 54, 99, 132, 134, 160, 172, 173, 174, 180, 181, 237, 301, 306, 307, 308, 402, 518, 539
Weiher 141, 142, 177
Weihnachtsinseln 285, 320
Weißdünen 168, 169
Weißes Schnabelried 163
Weißschnauzendelfin 134
Weißstorch 340, 430, 434, 435
Weizen 62, 318, 442
Welt(natur)erbe(stätte) 154, 166, 376
Weltbank 525
Welterbekomitee 158, 375
Welterbekonvention 375
Weltmarkt 425, 531
Weltmeer 131, 133, 134
Weltnaturschutzunion: s. IUCN 494
Werbung 402, 427, 497, 553
Weser 503, 522
Wespenbussard 161
Westaustralstrom 126
Westfälisches Veilchen 192
Wiederansiedlung 102, 402, 425, 426, 472, 478, 479, 494, 525
Wiederbesiedlung 422, 424, 425, 432
Wiedereinbürgerung 421, 423, 424, 426
Wiedervernässung 297, 432
Wiesenbocksbart 246
Wiesen-Fuchsschwanz 54
Wiesenknopf 19, 99
Wiesensteppe 99
Wiesenweihe 498
Wildbestand 307, 423, 4331, 531
Wilder Wein 59
Wilderei 114, 293, 382, 420, 427, 429, 443, 479, 519, 524, 525, 527, 551
Wilderer 425, 429, 524, 527
Wilderness Area 193, 417
Wildfütterung 423, 435
Wildkatze 17, 511
Wildlife Conservation Society 492
Wildnis 133, 251, 522, 525, 526
Wildnisgebiet 193, 205, 206, 251, 417, 431, 450, 525, 526, 542
Wildpferd 101, 102
Windgeschwindigkeit 177
Windschutz 232, 233
Windverbreitung 39, 58
Winkerkrabben 118
Winterfutter 52, 180, 185
Winterfütterung 185, 423
Wintermotte 357
Winterregen 80, 95, 97, 109, 196, 198
Winterreifen 247
Wirtschaft 48, 253, 315, 378, 390, 396, 492, 495, 500, 501, 503, 508, 511, 512, 513, 530, 532, 536, 537, 543
Wirtschaftsgrünland 54
Wisent 72, 290, 389, 477, 479, 522
Wohlfahrt 252, 550
Wolf 7, 9, 12, 44, 61, 72, 98, 99, 288, 389, 423, 479, 499, 522
Wolfsmilch 59
Wollgras 177
Wollschildlaus 319
World Association of Zoos and Aquariums 472
World Commission on Protected Areas 495
World Resources Institute 194, 304, 305
World Wide Fund for Nature: s. WWF
Wüste 43, 48, 72, 93, 95, 97, 99, 101, 102, 103, 107, 108, 109, 110, 121, 126, 130, 207
Wüstungszeit 50
WWF 94, 193, 202, 203, 396, 427, 492, 494, 496, 512, 518, 519, 520, 521, 522, 523, 524
WWF-Deutschland: 518–523

X

Xerophyt 108
Xerothermvegetation 180
Xylobiont 161

Y

Yamswurzeln 241
Yellowstone Nationalpark 346

Z

Zauneidechse 177
Zentralalpen 172
Zeremonien 244
Zerschneidung 298, 324, 324, 325, 411, 419, 425
Zersetzer 226, 232, 349
Zersiedelung 516
Zerstörung 114, 196, 272,-290, 298, 299, 300, 306, 310, 311, 321, 377, 499, 515, 522, 534, 551
ZGF 427, 472, 492, 524–527
Ziegen 53, 207, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 285, 286, 287, 288, 289, 290, 319, 517
Ziegengras 62
Zielart 384, 386, 427, 429, 430
Zierbaum 69
Zierpflanzen 58, 61, 62, 251
Zierrasen 181, 358
Zierstrauch 39, 59, 343, 361
Ziervögel 361
Zinktoleranz 220
Zivilgesellschaft 374, 396, 492, 494, 508
Zoll 384, 385
Zonobiom 94, 95, 97, 98, 120, 151, 199, 208, 306
Zoo (inkl. zoologischer Garten) 12, 58, 371, 380, 384, 409, 421, 423, 424, 425, 426, 427, 428, 461, 462, 468, 470, 471, 472, 473, 474, 475, 476, 477, 478, 479, 480, 481, 482, 483, 526, 541, 542, 543
Zoochorie 39
Zoologische Gesellschaft Frankfurt: s. ZGF
Zootier 58, 60
Zuchtbuch 102, 472, 478–480
Zuckerkrankheit 243
Zuckerrohr 520
Zuckerrübe 62, 296
Zugvögel 354, 358, 390, 402
Zugvogelreservat 402
Zuiderzee 134
Zukunftsfähigkeit 538
Zwergschnepfe 434, 435
Zwergsträucher 98, 174, 177, 178
Zwergstrauchzone 98
Zwergwal 134, 135
Zwergwels 60, 312
Zymbelkraut 59
Zypern-Schlanknatter 392