

Diversität

von Christina Ifrim, Thomas Kirchhoff, Klaus-Dieter Hupke, Wolfgang Kahl, Alexander Sigmund, Olaf Bubenzer und Michael Wink

Dieser Text ist die unlektorierte und ungesetzte Fassung eines Kapitels, das im Band

Umwelt interdisziplinär

Grundlagen – Konzepte – Handlungsfelder

herausgegeben von Thomas Meier, Frank Keppler, Ute Mager,
Ulrich Platt und Friederike Reents

bei Heidelberg University Publishing in Open Access und gedruckter Form erscheinen wird.

Text © die Autoren 2024



Dieser Text ist unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY-SA 4.0 veröffentlicht.

DOI: <https://doi.org/10.11588/heidok.00032133>

Diversität

Christina Ifrim¹, Thomas Kirchhoff^{2,3,4}, Klaus-Dieter Hupke⁵, Wolfgang Kahl^{4,6}, Alexander Siegmund^{4,5,7}, Olaf Bubbenzer^{4,7,9} und Michael Wink^{4,8}

¹ Jura-Museum Eichstätt, Staatliche Naturwissenschaftliche Sammlungen Bayerns

² Forschungsstätte der Evangelischen Studiengemeinschaft e.V. (FEST), Heidelberg

³ TUM School of Life Sciences, Technische Universität München (TUM)

⁴ Heidelberg Center for the Environment (HCE), Universität Heidelberg

⁵ Abteilung Geographie – Research Group for Earth Observation ('geo), Pädagogische Hochschule Heidelberg

⁶ Institut für deutsches und europäisches Verwaltungsrecht, Universität Heidelberg

⁷ Geographisches Institut Heidelberg, Universität Heidelberg

⁸ Institut für Pharmazie und Molekulare Biotechnologie, Universität Heidelberg

⁹ Thematic Research Network „Umwelten – Umdenken - Umbrüche“, Universität Heidelberg

Zusammenfassung: „Diversität“ ist zu einem zentralen Konzept geworden, um gesellschaftliche und natürliche Zustände und Entwicklungen zu beschreiben und zu bewerten – das gilt nicht zuletzt für umweltwissenschaftliche Disziplinen. Was jedoch Diversität ist, wie sie zu definieren, zu untergliedern, zu erfassen und zu bewerten ist, das ist Gegenstand komplexer Debatten. In diesem Beitrag wird zunächst der Begriff der Diversität analysiert, wobei zwischen Diversität als Vielfalt und Diversität als Vielzahl unterschieden wird. Sodann wird – aus natur- und kulturwissenschaftlicher Perspektive – die Pluralität gesellschaftlicher Konzeptualisierungen, Erfassungs- und Messmethoden sowie Bewertungen von Diversität exemplarisch dargestellt anhand von Diversitätskonzepten, die in den Umweltwissenschaften von zentraler Bedeutung sind: (1.) abiotische Diversität am Beispiel von Geodiversität; (2.) ethnisch-kulturelle Diversität; (3.) biotische Diversität am Beispiel von Artendiversität sowie (4.) komplexe Diversität am Beispiel von Pedodiversität, ökologisch-funktionaler ökosystemarer Diversität sowie ästhetisch-symbolischer landschaftlicher Diversität. Schließlich wird biologische Diversität als Gegenstand der Rechtsprechung behandelt.

Schlüsselwörter: abiotische/biotische/ethnisch-kulturelle Diversität, Geodiversität, Landschaft, Ökosystem, Pedodiversität, Ästhetik, Funktion, Recht

Was ist Diversität?

In den letzten Jahrzehnten ist „Diversität“ zu einem zentralen Konzept geworden, um gesellschaftliche und natürliche Zustände und Entwicklungen zu beschreiben und zu bewerten. Das gilt für politische, pädagogische, ökonomische, soziologische, kulturwissenschaftliche usw. Diskurse ebenso wie für umweltwissenschaftliche, v.a. biologische (Sarkar 2010; Salzbrunn 2014; Blum et al. 2016). Diese Diversitätsdiskurse führen zumeist Themen weiter, die früher – zuerst in der Philosophie, naturwissenschaftlich zuerst wohl in der Biologie – unter Begriffen wie „Vielheit“, „Vielfalt“, „Variation“,

„Diversifizierung“ und „Reichtum“ von Formen, Arten, Geschöpfen, Gruppen usw. behandelt worden sind (Kirchhoff und Köchy 2016b; Toepfer 2011, 351). Diversität wird dabei zumeist, aber nicht immer, positiv bewertet. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass Unterschiede zwischen Entitäten derselben Art nicht mehr als problematische Abweichung von einer Norm, sondern als begrüßenswerte oder sogar notwendige Erhöhung von Potenzialen begriffen werden. Als sozio-kulturellen Hintergrund dieser Sichtweise lassen sich das Bewusstsein und die Wertschätzung menschlicher Individualität ansehen. Das umweltwissenschaftlich prominenteste Beispiel für die gesellschaftliche Wertschätzung von Diversität ist der 1992 mit der *Convention on Biological Diversity* (CBD) der United Nations institutionalisierte Schutz biologischer Diversität.

Voraussetzungen der Rede von „Diversität“

Was aber ist überhaupt „Diversität“? Begriffsanalytisch lässt sich Folgendes festhalten:

- (1) Wenn von „Diversität“ – lateinisch *diversitas*: Verschiedenheit, Unterschied – die Rede ist, dann soll *betont* werden, dass sich etwas quantitativ und/oder qualitativ unterscheidet.
- (2) Diversität ist keine Eigenschaft einer einzelnen, homogenen Entität, sondern eine Eigenschaft einer *Vielheit von Entitäten* – ein Haufen Äpfel, nicht aber ein einzelner Apfel kann eine Diversität von Sorten, Größen, Herkunftsn usw. aufweisen – oder gelegentlich auch einer Vielheit von Phänomenen an einer einzigen, in sich heterogenen Entität – etwa von Zelltypen innerhalb eines Organismus.
- (3) Die Rede von Diversität setzt deshalb voraus, dass nicht nur Unterschiede, sondern auch Gemeinsamkeiten bestimmt worden sind, aufgrund derer die Entitäten bzw. Phänomene, deren Unterschiede thematisiert werden, als derselben Einheit zugehörig angesehen und insofern als gleich begriffen werden (Kirchhoff 2014a, 99) – z.B. dass die Entitäten, um deren Sortendiversität es gehen soll, alle derselben Art angehören, z.B. allesamt Äpfel sind, weil ein Sortenvergleich zwischen Entitäten verschiedener Art, z.B. Apfel und Weizen, keinen Sinn ergibt.
- (4) Es ist nicht möglich, bei der Thematisierung von Diversität alle empirischen Unterschiede zwischen Entitäten zu berücksichtigen (Kirchhoff 2014a, 99; vgl. Windelband 1910) – ein Elektronenmikroskop würde noch an zwei für das bloße Auge identischen Metallkugeln unendlich viele Unterschiede sichtbar machen. Der entscheidende Punkt ist jedoch, dass auch gar nicht versucht, alle Unterschiede zu berücksichtigen. Absichtlich und nicht nur notgedrungen werden immer nur *ausgewählte* Unterschiede betrachtet. Das heißt: Wenn von Diversität im Sinne einer empirisch bestimmbaren Größe die Rede ist, dann ist immer bereits, explizit oder häufig implizit, entschieden worden, welche Unterschiede und welche Gemeinsamkeiten zwischen Entitäten relevant *und* welche irrelevant sein *sollen*. Die empirisch gehaltvolle Rede von „Diversität“ setzt eine Struktur voraus (Müller-Wille 2016, 41). Sie setzt voraus, dass Prinzipien angewandt worden sind, durch die eine Vielheit von Entitäten zu einer

„geordnete[n] Mannigfaltigkeit“ (Rheinberger 2016, 14) *gemacht* worden ist. So legt z.B. das Linnésche System (Linné 1735) der botanischen Taxonomie fest, dass morphologische Unterschiede in den Fortpflanzungsorganen relevant, in vegetativen Merkmalen hingegen irrelevant sein sollen, wenn Arten definiert werden.

(5) Folglich gilt, weil es in allen Gesellschaftsbereichen und in allen umweltwissenschaftlichen Disziplinen eine irreduzible Pluralität von theoretischen Vorannahmen sowie theoretischen und praktischen Interessen gibt: Es kann weder ‚die‘ Diversität noch ‚die‘ richtige Erfassungs- oder Messmethode für Diversität geben, sondern es *muss* eine Pluralität von Diversitätskonzepten bzw. Erfassungs- oder Messmethoden für Diversität geben (Norton 1994, 25–29; Maclaurin und Sterelny 2008, insb. 7f.; Magurran und McGill 2011b, insb. 1f.; Sarkar 2010, insb. 129).

Aus diesen Überlegungen folgt:

(6) Diversität im Sinne einer empirisch bestimmbaren Eigenschaft ist *immer und unumgebar* eine Eigenschaft, die von theoretischen Vorannahmen, Interessen, Fragestellungen usw. abhängig ist, die bestimmen, welche Entitäten berücksichtigt und welche Unterschiede zwischen ihnen als relevant (und damit zur Diversität beitragend) oder aber als irrelevant (und damit nicht zur Diversität beitragend) angesehen werden *sollen* (Kirchhoff 2014a, 99). In diesem Sinne gilt z.B. für Biodiversität: „There is no theory-neutral characterization of the amount or kind of biodiversity in a biota at a time“ (Maclaurin und Sterelny 2008, 21; vgl. Norton 1994; Barry und Oelschlaeger 1996, siehe hierzu Abschnitt → Quantifizierung von Arten). Wenn, wie es häufig geschieht, ohne Spezifizierung von „der Biodiversität“ (die zu erhalten sei) gesprochen wird, so bleibt damit – sofern man nicht implizite Einschränkungen macht – vollkommen unbestimmt, welche Biodiversität gemeint ist; diese unspezifizierte Redeweise ermöglicht jedoch, die Kommunikation und Kooperation von Akteuren aus heterogenen Denktraditionen und mit unterschiedlichen Interessen (Kirchhoff und Köchy 2016a, 11f.).

(7) Insofern Diversität eine durch theoretische Vorannahmen und Interessen konstituierte Eigenschaft ist, kann sie kein Wert an sich sein (absoluter Selbstwert); vielmehr ist sie ein von menschlichen Perspektiven abhängiger Wert (instrumenteller Nutzwert oder nicht-instrumenteller Eigenwert), wobei es interessen-/kontextabhängig ist, welche Diversität von welchen Menschen wertgeschätzt wird (Barry und Oelschlaeger 1996; Sarkar 2005; 2010, 131; Kirchhoff 2014a; 2014b).

(8) Konzepte von Biodiversität und Methoden ihrer Erfassung haben zwar immer konventionellen Charakter. Das heißt aber keineswegs, dass sie beliebig wären; vielmehr müssen sie heuristisch nützlich bzw. angemessen und valide sein im Hinblick sowohl auf das jeweilige theoretische oder praktische Interesse als auch auf die Beschaffenheit ihres empirischen Gegenstandes (Norton 1994, 30f.; Magurran und McGill 2011a; Ette und Geburek 2021).

Diversität als Vielfalt oder als Vielzahl

Für die meisten Gegenstandsbereiche der Umweltwissenschaften kann Diversität – im Hinblick auf das Verhältnis der unterschiedenen Entitäten einer Gegenstandsmenge – auf zwei verschiedenartige Weisen begriffen werden: als Vielfalt oder als Vielzahl (Eisel 2006; Kirchhoff 2012a; 2012b).

Diversität als Vielfalt meint die Konzeption von Diversität als Charakteristikum einer beobachterunabhängigen, in sich differenzierten Ganzheit, die ein inneres, intrinsisches Einheitsprinzip besitzt und aus individuellen Teilen besteht, deren jeweilige Besonderheit sich daraus ergibt, dass und wie sie sich als individuelle tragende Teile in die Ganzheit einfügen. Das heißt, Ganzheit bzw. Einheit, Vielfalt und Individualität bedingen sich wechselseitig (Holismus bzw. holistischer Individualismus): als Einheit, die *sich* in Vieles entfaltet hat (vgl. Meier-Oeser 2001, 1041). In der Biologie sind individuelle Organismen, die als funktionale Einheiten verschiedener, sich wechselseitig konstituierender und erhaltender Organe begriffen werden, der Prototyp von Diversität als Vielfalt. *Diversität als Vielheit oder Pluralität* hingegen meint die Konzeption von Diversität als Charakteristikum einer vom Beobachter als Einheit betrachteten Menge unterschiedlicher Entitäten, die kein inneres, intrinsisches Einheitsprinzip besitzt und aus Elementen besteht, deren jeweilige Besonderheit sich *nicht* daraus ergibt, dass sie dieser Menge angehören bzw. zugeordnet sind (Elementarismus bzw. elementaristischer Individualismus). Deleuze (1968, 71) spricht von „un pluralisme des différences libres, sauvages ou non domptées“ – „einem Pluralismus freier, wilder oder nicht gezähmter Unterschiede“ (Übersetzung T.K.). In der Biologie ist eine Gattung – Gattung im Sinne einer Rangstufe innerhalb der Hierarchie der biologischen Systemetik –, die mehrere Arten umfasst, ein klassisches Beispiel für Diversität als Vielheit. Zwischen Diversität als holistische Vielfalt und elementaristische Vielheit vermitteln insbesondere Konzepte von funktionaler Äquivalenz. In vielen Fällen ist umstritten, welche dieser beiden Konzeptionen von Diversität – je nach Gegenstand und je nach Fragestellung – angemessen ist und wie Diversität deshalb jeweils zu erfassen und zu bewerten ist. (Zu diesen Charakterisierungen siehe Kirchhoff 2012b, 162f.; 2020c).

Die praktische Relevanz der Unterscheidung zwischen diesen beiden Diversitätskonzepten zeigt sich in den Umweltwissenschaften z.B. in Debatten um das Landschaftsbild (siehe Abschnitt → Landschaftliche Diversität) oder um Neobiota. Letztere werden einerseits als Bereicherung von Biodiversität angesehen, weil sie die Artenzahl (Vielzahl) steigern, andererseits als Beeinträchtigung von Biodiversität, weil sie nicht zur heimischen Biodiversität (Vielfalt) passen (vgl. Eser 1999; Kirchhoff und Haider 2009).

Formen von Diversität in den Umweltwissenschaften

Im Abschnitt → Diversität aus natur- und kulturwissenschaftlicher Perspektive dieses Kapitels wird die Pluralität gesellschaftlicher Konzeptualisierungen, Erfassungs- und Messmethoden sowie Bewertungen von Diversität exemplarisch dargestellt anhand von Diversitätskonzepten,

die in den Umweltwissenschaften von zentraler Bedeutung sind (siehe Tab. 1). Der Abschnitt → Biodiversität aus rechtswissenschaftlicher Perspektive behandelt biologische Diversität als Gegenstand der Rechtsprechung.

Diversitätsstyp	behandelte Diversitätsform	inhaltliche Beispiele & Problemfelder
1. abiotische Diversität	Geodiversität	Minerale, Gesteine, Rohstoffe
2. ethnisch-kulturelle Diversität	Diversität von Ethnien/ Kulturen	Ethnien; Inter-/ Multi-/Transkulturalität
3. biotische Diversität/ Biodiversität	Artendiversität	Artbegriffe; Quantifizierung; Alpha-/Beta-/Gamma-Diversität; Artensterben; Insekten, Neobiota
4. komplexe Diversität	Pedodiversität	Böden als Grundlage für terrestrische Ökosysteme und Nahrungsmittelproduk- tion
4.1 ökologisch- funktionale Diversität	ökosystemare Diversität; landschaftliche Diversität 1: Landschaftsökosysteme	Ökosystemkonzepte; Diversität & Stabilität; Diversität & Ökosystemfunktionen; taxonomische versus funktionale Diversität; Versicherungs-/ Komplementaritäts-/ Auswahl-Effekte; Ökosystemdienstleistungen
4.2 ästhetisch- symbolische Diversität	landschaftliche Diversität 2: Landschaftsbilder	Kulturlandschaften; Vielzahl versus Vielfalt; landschaftliche Eigenart

Tab. 1: Übersicht wichtiger Diversitätsformen in den Umweltwissenschaften

Es wird deutlich werden, dass Diversität in den Umweltwissenschaften nicht nur aus der Perspektive unterschiedlicher Disziplinen zu thematisieren und zu bestimmen ist, insbesondere aus der Perspektive mehrerer Naturwissenschaften und mehrerer Kulturwissenschaften (→ Umweltwissenschaften). Vielmehr müssen auch verschiedenartige Konzepte von Diversität verwendet werden, insbesondere von taxonomisch-klassifikatorischer oder aber funktional-kausaler Diversität, von naturwissenschaftlich-kausaler oder aber ästhetisch-symbolischer Diversität sowie von Diversität als Vielfalt oder aber als Vielzahl. Und diese verschiedenartigen Konzepte müssen auf verschiedenartige Gegenstandsbereiche angewandt werden, die sich unterscheiden lassen, aber sich auch zu komplexer Diversität durchdringen: nämlich abiotische, biotische und ethnisch-kulturelle Diversität.

Diversität aus natur- und kulturwissenschaftlicher Perspektive

Abiotische Diversität: Beispiel Geodiversität

Als Beispiel für abiotische Diversität wird hier Geodiversität behandelt, wobei dieser Begriff im deutschen Sprachgebrauch bisher noch weniger verbreitet ist als im angelsächsischen Sprachraum, wo er seit den 1990er Jahren – gelegentlich als geologisches oder geomorphologisches Pendant zu „Biodiversität“ – verwendet wird (Gray 2004, 6). „Geodiversität“ steht dabei abkürzend für geologische und geomorphologische Diversität (Gray 2008, 287). Der Geological Survey of Norway definiert geologische Diversität als die

Variation von Gesteinen, Mineralen, Ablagerungen, Landformen und von Prozessen, die sie bilden (Dahl 2017), also so, dass sie mit den Landformen ebenfalls die geomorphologische Diversität umfasst. Einige Autoren fassen nur natürlich entstandene Phänomene unter den Begriff „Geodiversität“ (siehe z.B. Gray 2004, 8; 2013, 12), andere fordern hingegen „that the concept should take into account all abiotic elements, processes and relations to the natural system and human activity“ (Serrano und Ruiz-Flaño 2007, 140). Geodiversität umfasst, darin besteht die Abgrenzung zu Biodiversität, nur unbelebte Phänomene und nur Prozesse, die nicht von Lebewesen verursacht werden, also abiotisch und nicht biotisch sind – worunter eigentlich auch heutige Fossilien fallen, weil inzwischen in diese nur ehemals Biotisches eingegangen ist, obwohl sie als Indikator für Biodiversität zu ihren Lebzeiten dienen. (Für eine Übersicht unterschiedlicher Definitionen siehe Serrano und Ruiz-Flaño 2007, 140–2 und v.a. Gray 2013, 7–12).

Im sogenannten „Kreislauf der Gesteine“ sind viele übergeordnete Prozesse enthalten, die Geodiversität erzeugen (Abb. 1).

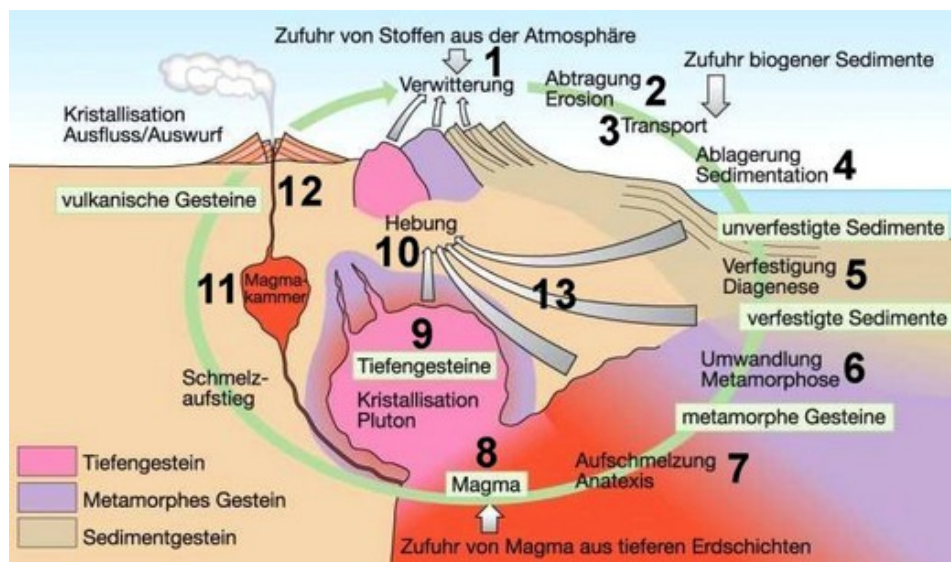


Abb. 1: Schema des Gesteinskreislaufs

Für bestimmte Teilbereiche von Geodiversität gibt es anerkannte Klassifikationen, z.B. für Mineralarten die Liste mit über 5.500 Mineralienarten der *Commission on New Minerals, Nomenclature and Classification* (CNMNC 2020). Dass eine allgemein anerkannte Klassifikation gerade für Minerale existiert, liegt insbesondere daran, dass hier eine natürliche Klassifikation möglich ist – also eine Klassifikation, die sich auf ein in der Natur vorgefundenes Ordnungsprinzip berufen kann. Ein Mineral (bis auf Ausnahmen) hat eine einheitliche chemische Zusammensetzung und Struktur, wobei aufgrund der Bildungsprinzipien von Mineralen keine kontinuierlichen Übergänge zwischen verschiedenen Zusammensetzungen und Strukturen bestehen (Nickel 1995).

Ähnliches ist für die Klassifikation von Gesteinen gültig. Die gängigen Klassifikationen orientieren sich an der quantitativen mineralogischen, also geochemischen, Zusammensetzung und dem Gesteinsgefüge mit dem Ziel, durch die Bestimmung Rückschlüsse auf die Genese

der Gesteine ziehen zu können. Sedimentgesteine können aus unterschiedlichen Ablagerungen entstehen. Wenn die Prozesse rein physikalisch sind, entstehen klastische Sedimente, die v.a. durch ihre Korngröße, untergeordnet aber auch durch ihre mineralogische Zusammensetzung unterschieden werden (Pettijohn 1948). Alle Kalksteine dagegen sind durch biogene Prozesse von den unterschiedlichsten Organismen gefällt und eventuell physikalisch umgelagert oder durch weitere Kalkfällung beeinflusst. Das berücksichtigen die Klassifikationen von Dunham (1962) und Folk (1974). Magmatische Gesteine werden v.a. durch ihre Zusammensetzung bestimmt (Folk 1974), während bei der Klassifikation der metamorphen Gesteine (Stöffler und Grieve 1994) wiederum das Gefüge eine Rolle spielt, da es Rückschlüsse auf die Bildungsbedingungen zulässt.

Daneben existieren andere Klassifikationen, die z.B. ausschließlich physikalische Eigenschaften heranziehen. Die geometrische Beschaffenheit von Wegsamkeiten definiert z.B. Poren-, Kluft- oder Karstgrundwasserleiter, wohingegen die Grundwasserleitfähigkeit, die von der Größe der Permeabilität determiniert wird, die Einteilung in Grundwasserleiter, Grundwasserhemmer und Grundwassernichtleiter bestimmt (Hölting und Coldewey 2013), wobei die Grenzen zwischen letzteren allerdings konventionell und nicht naturgegeben sind.

Diese Klassifikationen basieren direkt auf messbaren Größen wie Chemismus oder Korngrößen. Das ist nicht bei jeder Klassifikation möglich, z.B. nicht mehr, sobald es um geomorphologische Phänomene geht. So kann die Klassifikation von Talformen zwar natürlich-genetisch beginnen (fluvial, glazial usw.), muss dann aber mittels künstlicher Abgrenzungen erfolgen, wobei konventionell zumeist nach der Gestalt des Talquerprofils Klamm, Schlucht, Kerbtal, Kerbsohlental, Sohlental, Kastental und Muldental unterschieden werden.

Geologische Diversität liefert immer eine wesentliche Grundlage für Biodiversität, da die Lebensräume, deren Topographie, Bodenbildung, Bewuchs und Landschaft durch die Eigenschaften der unterliegenden Gesteine – auch durch deren geochemische Zusammensetzung und Leitfähigkeiten – gesteuert werden. Diese Zusammenhänge werden zunehmend erforscht (z.B. Anderson und Ferree 2010). Böden zum Beispiel entstehen über die Zeit und durch Einwirkung des Bewuchses aus dem unterliegenden Gestein, das u.a. deren Chemismus bestimmt (siehe Abschnitt → Pedodiversität).

Die Erforschung der Geodiversität ist von hoher ökonomischer Bedeutung, z.B. im Hinblick auf Grundwasserexploration, Umweltschutz (z.B. Schadstoffausbreitung im Untergrund) oder Rohstoffexploration. Als Beispiel sei hier die große Bandbreite an Metallen genannt, die nötig ist, um ein technisch differenziertes Objekt wie ein Smartphone herzustellen. Sie stammen aus über 100 Erzen, die in allen Teilen der Welt gefördert werden, teilweise als Nebenprodukt. Bauxit z.B. wird zur Aluminiumgewinnung abgebaut, bei der Aluminiumverhüttung wird aber auch Gallium gewonnen (Jeness et al. 2016). Diese Vielzahl an Rohstoffen wird auch in anderen Industriezweigen immer mehr benötigt werden. Da diese sich zunehmen differenzieren, wird nicht nur die hohe Diversität geologischer Ressourcen, sondern auch deren Verfügbarkeit zunehmend wichtiger. Dabei ist auch die Vielzahl an explorierten Lagerstätten sowie von Ländern und politischen Systemen, in denen sie gefördert werden, von

Interesse, denn deren Vielzahl erhöht die Versorgungssicherheit, wobei auch ethische Fragen der Gewinnung zunehmend eine Rolle spielen (BGR 2018). Die Exploration von Geodiversität führt hier also zu einer besseren Planbarkeit und zu einem ökonomischen Vorteil, denn sie ermöglicht die Sicherung der Versorgung mit Rohstoffen, die Steuerung der Produktion von Rohstoffen und die Erschließung neuer Quellen.

Die Erfassung von Geodiversität hat es, anders als die von Biodiversität, wohl nur mit Diversität als Vielheit zu tun, weil es kein heterogenes geo(morpho)logisches Phänomen gibt, dem – wie einem Organismus – ein intrinsisches Einheitsprinzip zugeschrieben wird.

Geodiversität verlässt teilweise die Kategorie „abiotisch“, sobald es um Fossilagerstätten geht, also um Gesteine mit besonders detailliert erhaltenen Fossilien, die Einblicke in die Flora und Fauna und damit auch Ökosysteme vergangener Zeiten und deren Diversität erlauben. Die gesamte Abschätzung des Ausmaßes an erdgeschichtlicher Biodiversität basiert auf Fossilfunden. Einige Fossilagerstätten sind in ihrem Informationsgehalt und meist auch in der Ästhetik ihrer Fossilien so herausstechend, dass sie wissenschaftlich und gesellschaftlich hohen Stellenwert genießen. Sie werden daher besonders geschützt als Bodendenkmäler oder, wie die Grube Messel, als UNESCO-Weltnaturerbe. Ihnen wird dadurch zusätzlich ein kultureller und auch ästhetisch-symbolischer Wert verliehen.

Die Bedeutung von Geodiversität und deren Erforschung liegt insbesondere darin, dass sie

- (1) geologische Ressourcen wie Erze zur Metallgewinnung, Gesteine, Sande, Kiese als Baumaterialien, Minerale, Phosphate als Dünger, aber auch Wasser, Kohlenwasserstoffe etc. umfasst,
- (2) eine wesentliche Basis für Bio- (siehe Abschnitte → Biotische Diversität/Biodiversität und → Ökosystemare Biodiversität), Boden- (siehe Abschnitt → Pedodiversität), Landnutzungs- und Landschaftsdiversität (siehe Abschnitt → Landschaftliche Diversität) ist,
- (3) ästhetisch faszinierende und kulturell sowie wissenschaftlich bedeutsame singuläre geo(morpho)logische Erscheinungen umfasst (geologisches Erbe, *geoheritage*, oder Geotope), die oftmals Ziele von Geotourismus sind (wie Matterhorn, Uluru/Ayers Rock, Monument Valley, Saarschleife usw.), und
- (4) die Erforschung der Diversität von Fossilien wesentliche Erkenntnisse für die Erdgeschichte und die Evolution des Lebens auf der Erde liefert.

Im bisherigen Sprachgebrauch ist „Geodiversität“ v.a. in nomenklaturellem Sinn verwendet worden als Bezeichnung für Mineral- und Gesteinsarten sowie Landschaftsformen. Die funktionale Diversität der Gesteine wie z.B. Porosität, Klüftung, Schichtung, Störung, Deformation, Chemismus o.ä., die meist entscheidender für deren Einfluss auf die überliegende Landschaftsbildung oder die Exploration ist, ist dabei außer Acht gelassen. Eine bessere Definition wäre daher: Geodiversität bezeichnet die Variation an Gesteinen, Mineralen und Ablagerungen sowie deren Eigenschaften sowie die Prozesse, durch die sie sich bilden. Landschaften wurden hier bewusst ausgelassen, da sie zusätzlich durch biotische und kulturelle Prozesse gebildet werden und daher oft andere Ansätze zur

Diversitätserfassung erfordern (siehe Abschnitt → Ökosystemare Biodiversität und → Landschaftliche Diversität).

Ethnisch-kulturelle Diversität

Was ist „Kultur“? Was ist ethnisch-kulturelle Diversität?

Eine einfache Definition von Kultur scheint es nicht zu geben. Am besten nähert man sich dem Begriff *ex negativo* an. Da als Gegensatzbegriff zumindest in der europäischen Denktradition immer wieder die Natur aufscheint, handelt es sich bei Kultur um gerade die Nicht-Natur, d.h. alles vom Menschen her Gewordene (vgl. Hubig 2011). Dies schließt sowohl individuelle Entwicklungen als auch Gruppenverhalten ein, wie es etwa in Religionen, Sprachen oder in anderen kollektiven Denkmustern erkennbar wird. Kultur ist zunächst etwas Geistiges, schlägt sich aber auch materiell nieder: etwa in Kunst- oder Gebrauchsgegenständen einschließlich der Architektur sowie der umgebenden (Kultur)Landschaft, daneben aber auch in sprachlich-formelhaftem Kulturgut wie Liedern, Gebeten, in Verwaltungs- und Rechtstexten. Es gibt schlicht so gut wie nichts in unserer Alltagswelt, das nicht zumindest aspektgebunden dem Bereich des Kulturellen zugerechnet werden kann (zu konkurrierenden Begriffen von Kultur siehe Reckwitz 2000).

Da Wissenschaft ganz allgemein bedeutet, Komplexität zu erfassen, zu gliedern und ggf. zu erklären, ist die Diversität des Kulturellen eine wirkliche Herausforderung. So werden immer wieder „Kulturen“ ausgewiesen, besonders seit Herder ([1784–1791] 1995), deren Charakterisierung sich an Sprache, Religion, landschaftlicher Eigenart usw. orientiert (Kirchhoff 2005). Hier scheint es leichter, den Kern einer Kultur zu bestimmen, da in Form einer Grammatik bzw. grundlegender Bekenntnistexte (z.B. Bibel, Koran) ein festes analysierbares Gerüst vorliegt. Kommt noch ein ausgeprägtes Zusammengehörigkeitsgefühl innerhalb der betreffenden Gruppe hinzu sowie andere Identifikationsmuster wie gemeinsame historische Erfahrungen oder die Fiktion einer gemeinsamen Abstammung, spricht man im Allgemeinen von einer Ethnie. Die Annahme von Ethnizität reduziert aber bereits die in Realität unendlich vielfältigen Muster des Kulturellen (→ Umweltethnologie).

Der Einfluss öffentlich-medialer Debatten

Die öffentlichen Diskurse gegenüber ethnisch-kultureller Diversität sind geprägt durch den Gegensatz zwischen „Chancen der Vielfalt“ und „Gefahren von Multi-Kulti“ (letzterer Ausdruck an dieser Stelle bewusst abwertend). Oft begegnet im Rahmen einer Schein-Objektivierung der Hinweis auf den besonderen Wert des Historisch-Gewachsenen. Dies lässt sich gut aufzeigen an der frequenten Behauptung, der Islam gehöre historisch nicht zu Deutschland. Um dies zu rechtfertigen, muss man allerdings die Geschichte Deutschlands bereits vor mindestens 50 Jahren enden lassen; denn einen größeren Prozentsatz muslimischer Bevölkerung gibt es bereits seit den 1960er Jahren, bedingt v.a. durch Einwanderung aus der Türkei. Geschichte als Rechtfertigung anzunehmen würde aber auch bedeuten, den

gegenwärtigen Zustand quasi „einzufrieren“. Jede Änderung gesellschaftlicher Zustände verwies auf einen „Bruch mit der Geschichte“. Dieser Ansatz ignoriert völlig, dass „Geschichte“ und „Kulturen“ schon immer veränderlich waren. Es zeigen sich aber hier auch Gefahren einer semantischen Verkürzung und politischen Instrumentalisierung von Kultur.

In diesen Zusammenhang gehören auch die „Kulturerdteile“ nach Kolb (1962) und Newig (1986) oder die „Civilizations“ eines Huntington (1996). Entscheidend ist bei allen genannten Vorstellungen, dass Kultur verräumlicht wird, damit auch auf Karten darstellbar, aber eben auch ein weiteres Mal stark vereinfacht wird. Insbesondere wird die Tatsache weitgehend ignoriert, dass in denselben Räumen unterschiedliche „Kulturen“, hier insbesondere ausgerichtet an Ethnien, koexistieren, oftmals gerade in unmittelbarer Wohnnachbarschaft zueinander. Zudem wird die Verräumlichung des Ethnisch-Kulturellen durch zunehmende internationale Migration immer unglaubwürdiger.

Kulturelle Diversität heute

Insbesondere sind es die städtischen Metropolen, die einer globalen Wanderung unterliegen. Sind diese großen und internationalen Städte damit in ethnisch-kultureller Hinsicht homogener oder sind sie diverser geworden? Die Antwort auf diese Frage kann sowohl in die eine als auch in die andere Richtung gehen. Heutige Metropolen sind in der Tat Orte geworden, wo man fast jede weltweit existierende nennenswerte Ethnie auch in mehr oder weniger zahlreichen Individuen kennenlernen kann. In dieser Hinsicht sind sie äußerst „divers“. In anderem Blickwinkel ähneln sich gerade in dieser Eigenschaft die vielen ethnisch-kulturellen „Schmelztiegel“ aber auch weltweit immer mehr, sodass global gesehen Diversität abnimmt. Wenn es also um die Frage nach Diversität geht, muss man immer auch von den verschiedenen Dimensionen dieses Begriffs und den Maßstabsebenen, auf denen er angewandt wird, sprechen.

In den die internationale Migration erforschenden Sozial- und Kulturwissenschaften ist die Diskussion in den vergangenen Jahrzehnten zunehmend von „Interkulturalität“ (Yousefi und Braun-Yousefi 2011) über „Multikulturalität“ zu einer „Transkulturalität“ (Welsch 2017) vorangeschritten. In den Blick gerät dabei zunehmend neben Großaggregaten wie Religions- und Sprachgemeinschaften, die man sich lange als in sich relativ homogen vorgestellt hat, die Vielfalt von Individuen. Diese wählen aus unterschiedlichen Angeboten (sprachlich, religiös, Lebensgewohnheiten, Berufs- und Freizeitstile) ihr jeweiliges gedankliches und praktisches ‚Portfolio‘ aus. Ethnisch-kulturelle Diversität findet damit zunehmend in den Köpfen und Praktiken des jeweils Einzelnen statt. Die moderne Erfahrung kultureller Diversität vollzieht sich in der Kommunikation und den Handlungen von Individuen, weniger in derjenigen von Staaten, Religionsgemeinschaften, Sprachgruppen oder anderen Aggregaten.

Biotische Diversität/Biodiversität: Beispiel Artendiversität

Der Begriff „biologische Diversität“ bzw., abkürzend, „Biodiversität“ wird in den Umweltwissenschaften zumeist im Sinne der Definition der UN Konvention zur biologischen Vielfalt verwendet:

„'Biologische Diversität' bezeichnet die Variabilität in lebenden Organismen aller Herkunft, inklusive, unter anderem, terrestrischen, marinen und anderen aquatischen Ökosystemen und die ökologischen Komplexe deren Teil sie sind: dies schließt Diversität innerhalb von Arten, zwischen Arten und von Ökosystemen mit ein.“ (United Nations 1992)

In diesem Abschnitt wird die Biodiversitätsebene der Artendiversität behandelt, die Ebene der ökosystemaren Diversität in Abschnitt → Ökosystemare Biodiversität. Für die Ebene der genetischen Diversität, das ist der genetische Differenzierungsgrad des Genpools innerhalb der Populationen einer Art, sei verwiesen auf Hughes et al. (2008) für unterschiedliche Definitionen sowie auf Futuyama (1986) für ihre evolutionäre, Hughes et al. (2008) für ihre ökologische, sowie Zhu et al. (2000), Groeneveld et al. (2010) und van de Wouw et al. (2010) für ihre landwirtschaftliche Bedeutung.

Quantifizierung von Artendiversität

Jede Quantifizierung und Messung von Biodiversität setzt zwingend voraus, dass spezifiziert worden ist, welcher Aspekt von Biodiversität erfasst werden soll. Es gibt nicht das eine ‚natürliche‘ Maß für Biodiversität, sondern viele verschiedene Biodiversitätsmaße, die jeweils (nur) für spezifische Fragestellungen geeignet sind und nur für diese Validität beanspruchen können (siehe Abschnitt → Was ist Diversität).

Für jede Messung müssen die Gegenstände (Entitäten) und Einheiten definiert werden, die erfasst und gezählt werden sollen (Schlaudt 2020). In Fall von Artendiversität muss definiert werden, was eine taxonomische Einheit, was *eine* Art (ein Arttaxon) und was ein *anderes* Arttaxon ist. Es existieren jedoch dutzende unterschiedliche Artbegriffe und damit auch unterschiedliche Abgrenzungskriterien für Arttaxa, z.B. das auf den Körperbau referierende morphologische Artkonzept, das auf der Fähigkeit zur gemeinsamen Reproduktion basierende biologische Artkonzept und das auf phylogenetischer Abstammung bzw. Verwandtschaft beruhende phylogenetische bzw. evolutionäre Artkonzept (Wheeler und Meier 2000; → Evolution). Je nach Artkonzept können sich sehr unterschiedliche Artzahlen ergeben, z.B. umfasst eine einzige Biospezies der Brombeere hunderte von Morphospezies (Weber 2005). Biospezies stellen sog. natürliche Einheiten (*natural kinds*) dar, insofern es ein naturgegebener Mechanismus (Fortpflanzungsfähigkeit) ist, der die verschiedenen Biospezies voneinander trennt, wohingegen Morphospezies sog. künstliche Einheiten (*artificial kinds*) darstellen, weil der Mensch entscheiden muss, welche morphologischen Differenzen ausschlaggebend sein sollen und welche nicht (vgl. Bird und Tobin 2018).

Abbildung 2 gibt einen Überblick darüber, wie viele Arten es in Europa in grundlegenden taxonomischen Gruppen gibt.

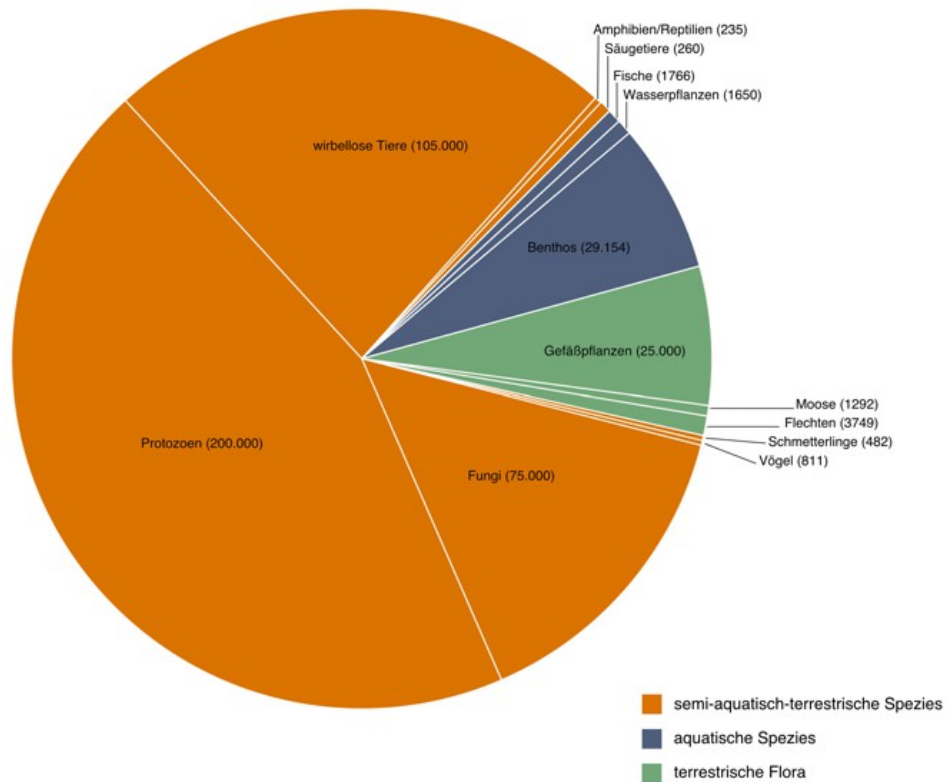


Abb. 2: Artenreichtum in Europa nach taxonomischen Gruppen

Bei der Ermittlung von Artenzahlen (*species richness*) ist es wichtig, welche Ebene betrachtet wird. Man unterscheidet mit Whittaker (1972) häufig Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität (Abb. 3): Alpha-Diversität ist die Artenzahl innerhalb *eines* bestimmten Habitats, in der Paläontologie meist *eines* Aufschlusses. Beta-Diversität vergleicht den Artbestand zwischen Habitaten bzw. Aufschlüssen innerhalb einer Region, ist also ein Maß für die Diversitätsunterschiede zwischen diesen. Gamma-Diversität schließlich umfasst die taxonomischen Differenzen zwischen Regionen oder Landschaften.

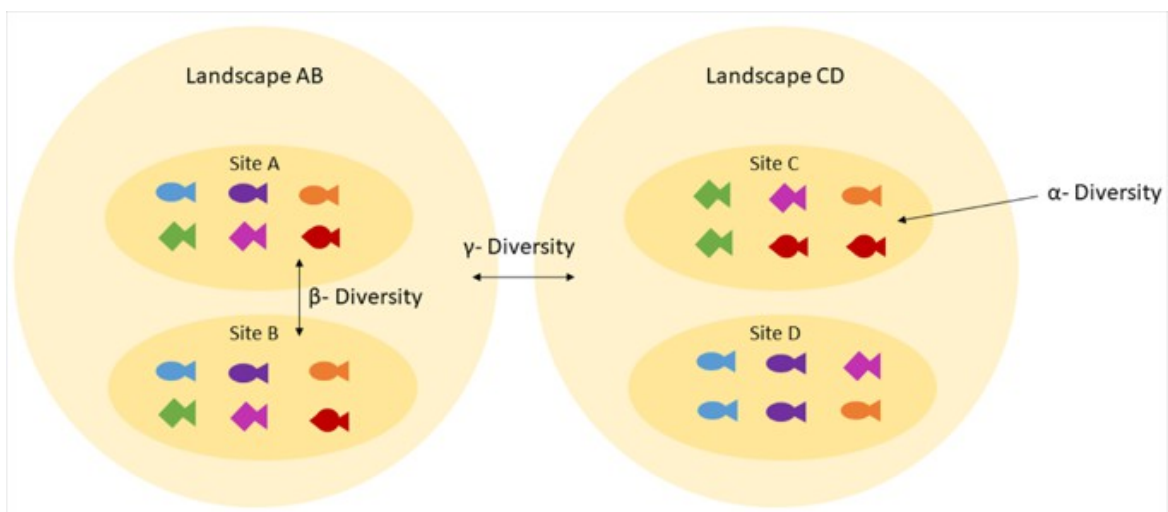


Abb. 3: Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität in Anlehnung an Whittaker

Analysiert man in einem Areal ausschließlich die Artenzahl, so kann die ermittelte nominelle Biodiversität gleich bleiben, obwohl die Populationsbestände vieler Arten im Laufe der Zeit rückläufig und diese somit vom Aussterben bedroht sind (Schrauth und Wink 2018). Auf dieses Problem reagieren eine Reihe von Diversitätsindices, die neben der Artenzahl (*species richness*) auch die Häufigkeit der Individuen einer Art (Abundanz) berücksichtigen (*species diversity*). Häufig verwendet werden der Simpson-Index, der die Wahrscheinlichkeit ausdrückt, dass zwei zufällig aus allen Individuen einer Artenaufnahme ausgewählte Individuen der gleichen Art angehören, und der Shannon-Index, der bei gegebener Artenzahl dann sein Maximum erreicht, wenn alle Spezies dieselbe Abundanz haben, also von jeder Art gleich viele Individuen vorkommen (Mouillot und Leprêtre 1999). Keiner dieser Indices ist universell korrekt (Hammer und Harper 2008).

Dynamik von Artendiversität in langen Zeiträumen

Biodiversität hat über die Erdgeschichte immer stark geschwankt. Diversität in der Tiefe der Zeit zu studieren beinhaltet aber eine Reihe von Einschränkungen, weshalb Aussagen über die erdgeschichtliche Biodiversität nicht unmittelbar mit der über die heutige (siehe Abschnitt → Dynamik von Artendiversität heute) vergleichbar sind. Zum Beispiel können meist nur Organismen mit Hartschalen erhalten werden, Tiere ohne Hartschalen sind im Fossilbericht nur unter außergewöhnlichen Bedingungen und deshalb selten überliefert, gehen also in paläontologische Diversitätsabschätzungen nur in Ausnahmefällen ein.

Die Paleobiology Database ist die größte Datenbank zur erdgeschichtlichen Erfassung biologischer Taxa – das sind nicht nur Arten, sondern auch die übergeordneten Gattungen, Familien und Ordnungen. Das unterschiedliche Erhaltungspotenzial spiegelt sich in der Verteilung der Einträge wider. So sind für das Tierreich 1.108.190, für Pflanzen jedoch nur 78.716 und für Protozoen sogar nur 522 Einträge zu finden. Bakterien, Archaeen und Pilze erreichen zusammen weniger als 300 Einträge (Paleobiology Database Executive Committee 2018), obwohl deren vermutete Artenzahl in die Millionen ging und geht. Nicht enthalten in Paleobiology Database ist ein Maß für die intraspezifische Diversität. Auch kann die Datenbank nur auf bekannten Arten aufbauen, wobei längst nicht alle erfasst sind.

Solche Einschränkungen muss man im Hinterkopf haben, wenn man aus der Paleobiology Database eine Diversitätskurve über das Phanerozoikum erstellt (siehe Abb. 4). Diese Kurve zeigt deutlich, dass Biodiversität starken Schwankungen unterliegt. Es gibt beispielsweise mehrere starke Einbrüche in der Biodiversität, die nicht etwa auf Lücken in der Datenbank oder im Fossilbericht zurückzuführen sind, sondern Ausdruck von Phasen globaler Krisen auf der Erde. Vor allem fünf große Krisen, in denen jeweils mehr als 75% aller Arten ausstarben, werden diskutiert, und es gibt noch eine ganze Reihe kleinerer Krisen. Injektionen großer Volumina klimarelevanter Gase in die Atmosphäre durch intensiven Vulkanismus, Ozeanversauerung, Ausbreitung von Anoxia in den Ozeanen, Phasen von starker Vereisung, starke Schwankungen im Klima oder eine Kombination solcher Faktoren in kurzen geologischen Zeiträumen haben diese Biodiversitätsverluste herbeigeführt. Im Detail liegt

jedoch jeder dieser Krisen ein anderer Mechanismus zugrunde. In Phasen von klimatischer Stabilität oder sehr langsamer klimatischer Veränderung erhöhte sich die Biodiversität durch evolutionäre Differenzierung (→ Evolution), und so folgte auf jede kleinere und größere Krise ein Diversitätsanstieg.

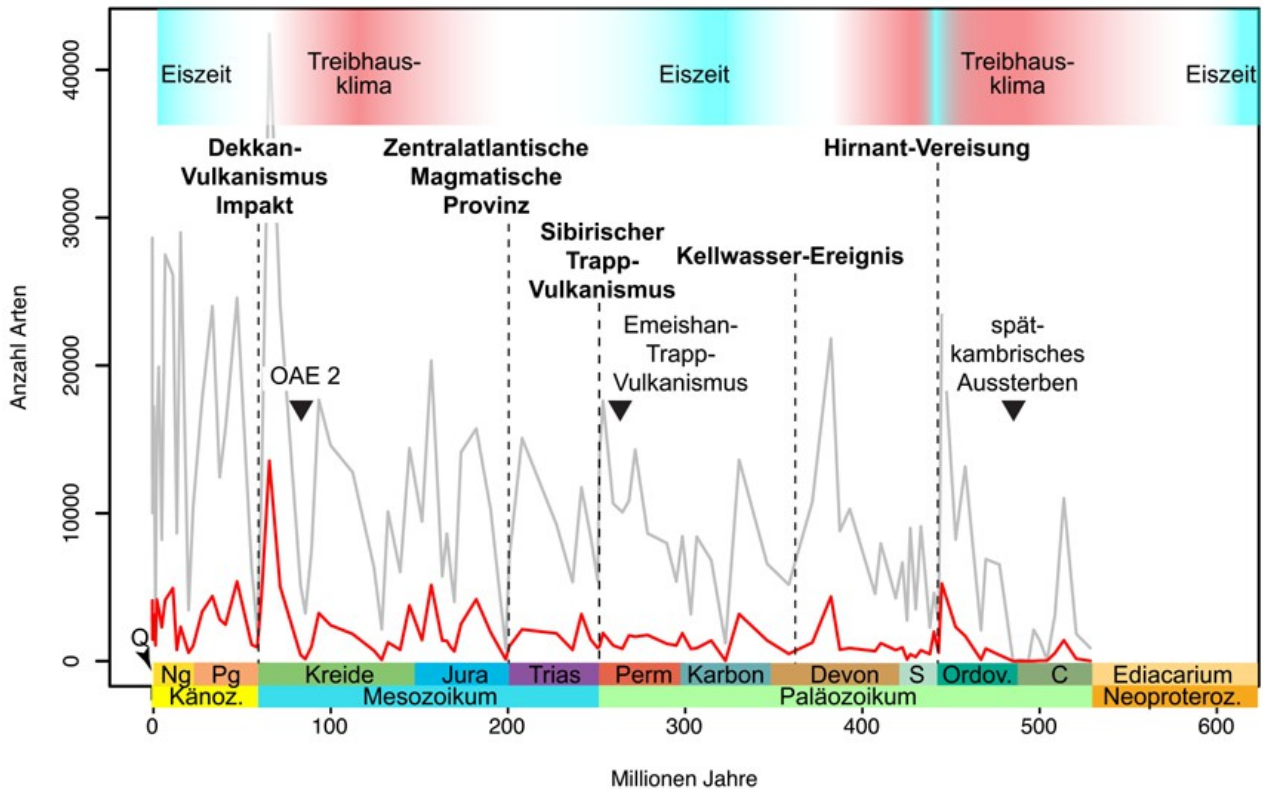


Abb. 4: Artenreichtum über die Erdgeschichte. Grau: alle Einträge, rot: nur Arten mit Mehrfacherwähnung. Abkürzungen: C: Kambrium, Känoz.: Känozoikum, Ng: Neogen, Neoproteroz.: Neoproterozoikum, Ordov.: Ordovizium, Pg: Paläogen, Q: Quartär, S: Silur

Es gab in der Erdgeschichte Phasen von Treibhausklima, also wesentlich wärmeres Klima als heute bis hin zu hyperthermalen Bedingungen (Hay 2009), aber auch Eiszeiten, in denen große Teile der Oberfläche eisbedeckt und sehr eingeschränkt durch Lebewesen bewohnbar waren (Frakes, Francis und Syktus 2005). Treibhausphasen führten zu relativ hoher Artenanzahl, u.a. bedingt durch starken Endemismus, während Eiszeiten durch geringere Artenzahlen charakterisiert waren, da die Lebensräume geographisch eingeschränkter waren und eine Artenausbreitung über Klimagürtel hinweg leicht möglich war, sodass die bereits existierenden Arten die vorhandenen ökologischen Nischen überall auf der Erde besetzen konnten. Die maximal registrierte Biodiversität liegt in der späten Kreidezeit (Abb. 4). Zwar waren die Faunen lokal wenig artenreich (geringe Alpha- und Beta-Diversität), sie wiesen jedoch ein hohes Maß an Endemismus auf (große Gamma-Diversität), woraus sich global eine

sehr hohe Artenzahl ergab (z.B. Ifrim, Stinnesbeck und Ventura 2013; Ifrim, Lehmann und Ward 2015).

Dynamik von Artendiversität heute

Heutige Schwankungen in der globalen Biodiversität können in erdgeschichtlichen Darstellungen (siehe Abb. 4) nicht abgebildet werden, da sie in geologisch zu kurzen Zeiträumen stattfinden. Aber aus dieser und anderen Quellen lässt sich ablesen, dass die heutigen Veränderungen in der globalen Biodiversität zu den schnellsten gehören, die diese Erde je gesehen hat (McCann 2000). Zuweilen wir von einem sechsten Massensterben gesprochen, das, anders als die vorherigen, menschliche Ursachen hat (Ceballos et al. 2015).

Der Mensch hat schon lange, v.a. seit seiner Sesshaftwerdung in der Jungsteinzeit, starken Einfluss auf die Tier- und Pflanzenwelt der Erde genommen, die Biodiversität und Artabundanzen erheblich verändert (Denevan 2011; Ellis et al. 2021). Insbesondere zu nennen sind die Bejagung der Megafauna, durch die viele größere Säugetierarten ausgerottet wurden, und die Brandrodung zur Umwandlung der ausgedehnten natürlichen Waldgebiete in Kulturland, wodurch Waldarten ihren Lebensraum verloren und zurückgedrängt, Offenlandarten jedoch stark gefördert wurden (Ellis et al. 2021). Eine Beschleunigung des anthropogenen Artensterbens trat mit dem Zeitalter der Entdeckungsreisen ab circa 1500 ein, als Europäer andere Kontinente besiedelten, dort vermeintliche Schädlinge ausrotteten und absichtlich oder auch unbeabsichtigt gebietsfremde Arten, sog. Neobiota, dorthin einführten (Ratten, Füchse, Schweine, Hauskatzen usw.), denen die einheimische Fauna, v.a. flugunfähige Säugetiere, oftmals wehrlos ausgeliefert waren.

In den letzten Jahrhunderten der industriellen Zeit haben sich die menschlichen Eingriffe in die Natur stark intensiviert und den anthropogenen Rückgang von Biodiversität beschleunigt.

Als Hauptursachen des anthropogenen Biodiversitätsverlustes gelten (i) Habitatveränderungen durch Landnutzungsänderungen (Entwässern von Feuchtgebieten, Umwandlung von tropischen Urwäldern in Kulturland, Städtebau, Intensivierung der Landwirtschaft (Monokulturen, Pestizideinsatz, Überdüngung, Abholzung von Hecken und Feldgehölzen), Straßenbau, Tagebau, Industrieanlagen), morphologische und hydrologische Veränderungen von Flüssen, Zerstörung von Korallenriffen usw., (ii) anthropogener Klimawandel, (iii) anthropogene Einführungen gebietsfremder Arten, sog. Neobiota, durch globale Wirtschaftsströme (z.B. im Ballastwasser von Schiffen), (iv) Übernutzung, z.B. von Fischbeständen und (v) anthropogene Nährstoff- und Schadstoffeinträge, insbesondere von Stickstoff- und Phosphorverbindungen sowie Pflanzenschutzmittel (MEA 2005a: 8f.). Laut den sog. Roten Listen der IUCN sind zwischen 12% und 52% aller Arten innerhalb der gut untersuchten höheren Taxa vom Aussterben bedroht (MEA 2005a: 44). Abbildung 5 stellt das aktuelle globale Aussterberisiko ausgewählter Artengruppen dar.

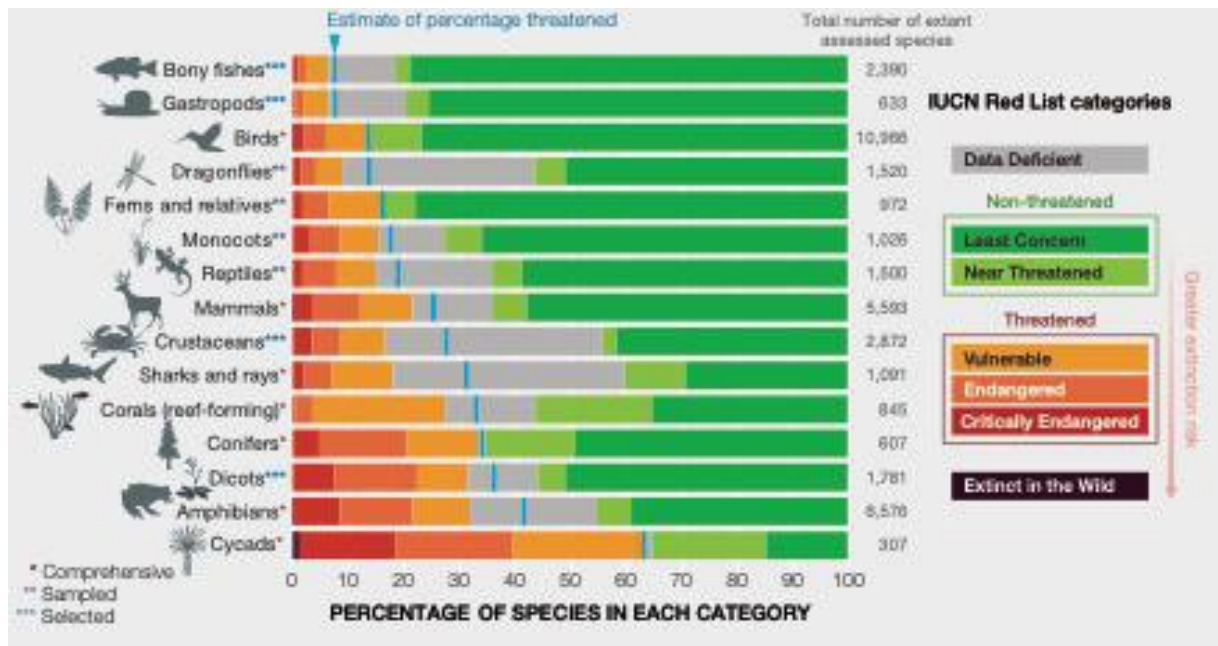


Abb. 5: Aktuelles globales Aussterberisiko verschiedener Artengruppen

Die Intensivierung der Landwirtschaft betrifft nicht nur die westlichen Länder, sondern ist inzwischen ein weltweites Phänomen (Wink 2014). In allen Ländern mit industrieller Landwirtschaft beobachten Ökologen zwar (noch) kein Artensterben, wohl aber einen dramatischen Rückgang der Populationsgrößen, d.h. der Individuenzahl an Arthropoden und Pflanzen, der langfristig auch zum Aussterben von diesen Arten führen könnte (IPBES 2019). Als Folge nimmt auch die Populationsgröße von Tierarten ab, die sich von Arthropoden und Säugetieren ernähren, also Vögel, Fledermäuse, Igel, Amphibien und Reptilien (Wink 2014).

Unter dem Konzept der biotischen Homogenisierung werden Prozesse einer globalen Angleichung von Floren und Faunen diskutiert, bei denen die lokale Artenzahl (*species richness*) zwar im Wesentlichen unverändert bleibt, aber die Diversität (*species diversity*) zwischen den lokalen Gebieten abnimmt, weil endemische Arten und Spezialisten durch überall vorkommende ‚Allerweltsarten‘ ersetzt werden (Olden und Rooney 2006). ‚Globalisierung‘ führt (oft) zur Zunahme der lokalen Artendiversität, aber insgesamt zur Abnahme von globaler Artendiversität und zur Abnahme von qualitativen Unterschieden (inklusive Endemismus) zwischen der Biodiversität verschiedener Orte, also zu einer Homogenisierung der globalen Biodiversität.

Komplexe Diversität

Exemplarisch werden drei Formen komplexer Diversität, die abiotische und biotische Diversität integrieren, behandelt: Pedodiversität, ökosystemare Diversität und landschaftliche Diversität.

Pedodiversität

Als „Boden“ wird in den Umweltwissenschaften, speziell der Bodenkunde (Pedologie), der belebte Teil der obersten Erdkruste bezeichnet, als „Bodendecke“ oder „Pedosphäre“ die Gesamtheit der Böden, die sich im Überschneidungsbereich von Lithosphäre, Atmosphäre und Hydrosphäre gemeinsam mit der Biosphäre entwickelt hat (Amelung et al. 2018, 2, 4). Böden sind Naturkörper, die sich im Laufe der Zeit verändern und damit ein vierdimensionales System darstellen, das von den abiotischen und biotischen Faktoren Ausgangsgestein, Relief, Klima, Bodenwasser, Tiere und Pflanzen sowie, in den letzten Jahrtausenden zunehmend, auch durch Menschen gebildet und verändert wird.

Wir leben auf, mit, v.a. aber von Böden. Landwirtschaftlich nutzbare Böden benötigen Jahrtausende für ihre Genese und stellen daher für den Menschen eine nicht-erneuerbare Ressource dar. Als Dreiphasen-System mit festen, flüssigen und gasförmigen Bestandteilen erfüllt die Pedosphäre zugleich Aufbau-, Puffer- und Transformatorfunktionen (Amelung et al. 2018). Die Erhaltung der Diversität lokal- und regionalspezifischer Böden ist eine wesentliche Grundlage für die Erhaltung lokal- und regionalspezifischer Biodiversität und Ökosysteme. Zudem sind Böden ein „Archiv“ für die Landschafts- und Kulturgeschichte. (Abb. 6).

Seit Ende des 19. Jahrhunderts sind viele nationale Klassifikationssysteme für Böden entstanden, die jedoch alle nicht universell, nicht auf alle Böden der Erde anwendbar und zudem untereinander oftmals inkommensurabel oder sogar inkompatibel waren und sind. (Zur heute in Deutschland gültigen „Bodenkundlichen Kartieranleitung“ siehe Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden und Eckelmann 2005.) Ergänzend wurde deshalb ein internationales Bodenklassifikationssystem entwickelt, die *World Reference Base for Soil Resources* (IUSS Working Group WRB 2015). Diese Klassifikation enthält aktuell 32 taxonomische Referenzbodengruppen und 185 Qualifier, das sind Merkmale in der nächstfolgenden Ordnungskategorie. Grundlage dieser Klassifikation sind:

- (1) diagnostische Horizonte, das sind Schichten innerhalb eines Bodens, die jeweils (über eine bestimmte Mindestmächtigkeit hinweg) relativ einheitliche Eigenschaften besitzen, sich von darüberliegenden oder darunterfolgenden Bereichen signifikant unterscheiden und typische Ergebnisse bodenbildender Prozesse sind, wobei unterschieden wird zwischen H-, L-, O-Horizonten (organische Auflagen) wie Torf, Streu und nicht-torfige organische Feinsubstanz, A-Horizonten (mineralischen Oberböden) mit Anreicherung von Humus und Auswaschung anderer Stoffen, B-Horizonten (mineralischen Unterböden) mit Mineralumwandlung und Einwaschung von Stoffen sowie C-Horizonten (mineralischen Untergründen) aus wenig oder nur durch physikalische Verwitterung verändertem Ausgangsgestein,
- (2) diagnostische Eigenschaften, das sind typische Ergebnisse von bodenbildenden Prozessen oder spezielle Bedingungen der Bodenbildung, und

(3) diagnostische Materialien, das sind aus dem Ausgangsgestein ererbte oder durch bodenbildende Prozesse entstandene spezifische Stoffe, die (weitere) bodenbildende Prozesse maßgeblich beeinflussen.

In Ergänzung zu den klassischen (qualitativen) Bodenklassifikationssystemen werden seit den 1990er Jahren – v.a. im Zuge besserer Datenverfügbarkeit und Datenverarbeitungsmöglichkeiten – in der sog. „Pedometric“ zunehmend auch quantitative Ansätze entwickelt und angewendet (Ibáñez und Bockheim 2013, Rossiter 2018, McBratney, de Gruijter und Bryce 2019). In diesem Rahmen wird unter der Bezeichnung „Pedodiversität“ ein integrativer Ansatz zur quantitativen Erfassung der Diversität von Bodentypen, deren Eigenschaften sowie deren räumlicher Verbreitung verfolgt (McBratney 1992, Petersen 2008, Fajardo und McBratney 2018). Obwohl Böden – anders als rein biotische Systeme – in ihrer Entwicklung nicht Teil einer Evolution sind, lassen sich Konzepte und Methoden der Biodiversitätsforschung zur Beschreibung und Untersuchung von Pedodiversität anwenden, etwa Indizes der Arten-(Bodentypen)Anzahl sowie statistische Distanz/Ähnlichkeitsmaße zwischen verschiedenen Böden (Petersen 2008; Fajardo und McBratney 2018). Anders als in der Biodiversitätsforschung kann dabei jedoch nicht auf natürliche Einheiten wie z.B. Bio-Spezies im Sinne von Ernst Mayr zurückgegriffen werden; es muss durchweg mit künstlichen Einheiten und Klassifikationen gearbeitet werden, die interessengeleitet und insofern keineswegs beliebig auf ein Kontinuum pedologischer Phänomene angewandt werden.

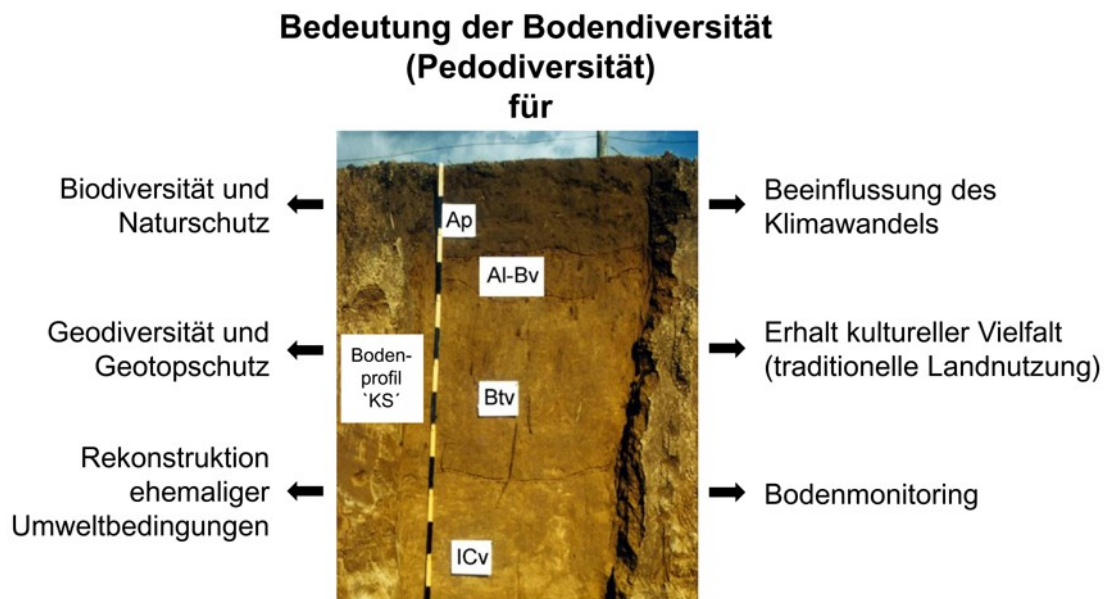


Abb. 6: Bedeutung von Pedodiversität

Obwohl immer noch unterschiedliche Ansätze zur Bestimmung von Pedodiversität diskutiert werden, zeichnen sich – in Kombination neuartiger quantitativer mit klassischen qualitativen Ansätzen – bereits verschiedene Anwendungsmöglichkeiten ab, etwa für ein verbessertes Bodenmanagement, für den Bodenschutz oder zur integrativen Bestimmung von Ökosystemdienstleistungen (→ folgender Abschnitt). Zukünftige interdisziplinäre

Forschungen sollten stärker die Rolle des Menschen für die Entstehung, Erhaltung und Gefährdung von Pedodiversität ins Auge fassen.

Ökosystemare Biodiversität

Unter dem Begriff der ökosystemaren Diversität wird thematisiert, wie sich Ökosysteme voneinander unterscheiden und wie viele unterschiedliche Ökosysteme es in einem Gebiet oder in der gesamten Biosphäre gibt. Die Definition und Abgrenzung der Einheiten ökosystemarer Biodiversität, also von einzelnen Ökosystemen, ist ähnlich umstritten wie die der Einheiten von Biodiversität auf der Ebene biologischer Arten (siehe Abschnitt → Biotische Diversität/Biodiversität).

Einigkeit besteht darin, Ökosysteme als komplexe Einheiten aus abiotischen und biotischen Komponenten zu definieren: aus einer ökologischen Gesellschaft oder Lebensgemeinschaft aus Populationen mehrerer Arten (Biozönose) und deren Habitat oder Lebensort (Biotop). Keine Einigkeit besteht aber darin, wie diese Einheiten zu definieren sind und welchen ontologischen Status sie haben.

Zumeist werden Ökosysteme als kausale Wechselwirkungsgefüge bzw. als funktionale Einheit definiert, so z.B. in dem von den Vereinten Nationen initiierten, durch hunderte Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler erarbeiteten Millennium Ecosystem Assessment: „An ecosystem is a dynamic complex of plant, animal, and microorganism communities and the nonliving environment interacting as a functional unit“ (MEA 2005b, V). Nur selten werden Ökosysteme als physiognomische Einheiten durch die Wuchsform der Vegetation oder als taxonomische Einheiten durch ihre Artenzusammensetzung definiert. (Siehe hierzu Jax 2006; 2010, insb. 118; Kirchhoff 2018, 23–25).

Bis in die 1980er Jahre dominierte die Ansicht, Ökosysteme seien beobachterunabhängige Einheiten der Biosphäre, deren Einheit und Abgrenzung sich durch ein intrinsisches Prinzip, nämlich die funktionalen Beziehungen zwischen ihren Komponenten, ergibt. Angenommen wurde damit, dass die Biosphäre aus Ökosystemen besteht, die ähnlich wie individuelle Organismen organisiert sind. Diese ökosystemaren Superorganismen müssten vom Forscher nur richtig identifiziert werden. Mittlerweile jedoch werden Ökosysteme in der Naturwissenschaft Ökologie zumeist als beobachterabhängige Einheiten begriffen (nicht aber unbedingt in der Ökologiebewegung und im Naturschutz, siehe Kirchhoff 2020d). Das heißt, der Forscher legt in Abhängigkeit von seinem Forschungsinteresse fest, welche Wechselwirkungen und damit Komponenten zu einem bestimmten Ökosystem gehören sollen und welche nicht. Und er muss dies tun, weil sich gezeigt hat, dass es in der Biosphäre keine organismenähnlich organisierten Ökosysteme gibt, sondern sich in Raum und Zeit mehr oder weniger kontinuierlich verändernde Wechselwirkungen zwischen immer anderen biotischen und abiotischen Komponenten. Damit werden Ökosysteme zwar weiterhin als funktionale Einheiten begriffen, aber nicht mehr in Analogie zu Organismen, sondern zu Maschinen. (→ Umweltwissenschaften sowie Botkin 1990, insb. 9; Jax 2006, insb. 243f.; Kirchhoff und Voigt 2010; Kirchhoff 2018, 81–83; 2020b).

Dem widerspricht nicht, dass bestimmte Abgrenzungen von Ökosystemen weit verbreitet sind und wie selbstverständlich *erscheinen*. Abbildung 7 gibt eine Übersicht solcher grundlegender Ökosystemtypen.

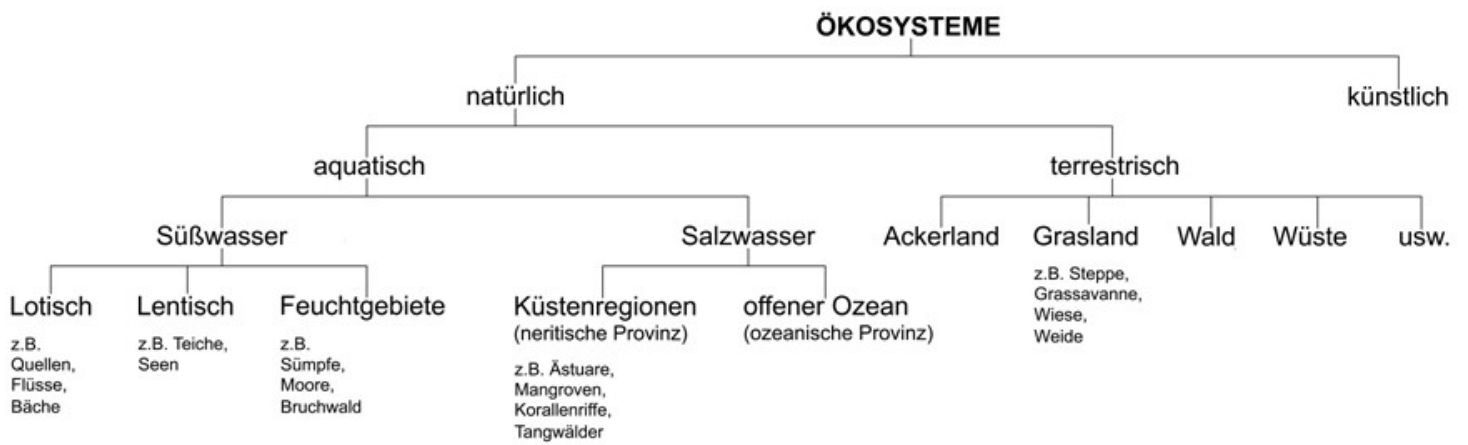


Abb. 7: Übersicht der grundlegenden Ökosystemtypen

Die Grenzen zwischen diesen Typen sind alles andere als eindeutig. Erkennbar ist dies z.B. daran, dass sich in einer Kulturlandschaft zwar vielleicht eine visuelle Grenze zwischen einem Wald und einer Wiese bestimmen lässt, über diese visuelle Grenze hinweg jedoch zahlreiche ökologische Beziehungen bestehen, und noch deutlicher daran, dass in Naturlandschaften Wälder sukzessive in Grasland übergehen (Abb. 8).

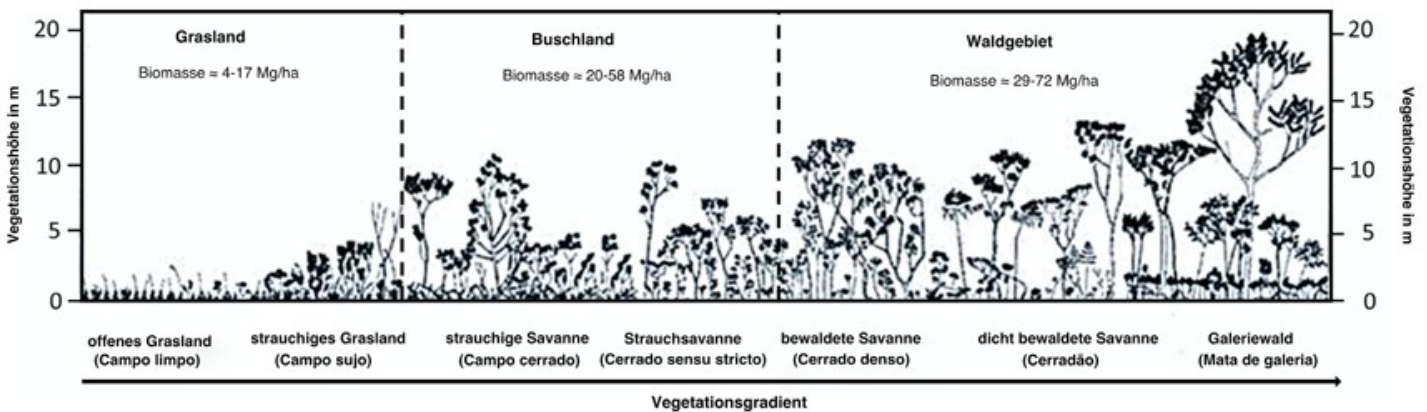


Abb. 8: Vegetationsgradient Grasland – Buschland – Wald in Brasilien

Seit den 1950er Jahren wird kontrovers diskutiert, wie sich eine abnehmende Artendiversität auf die Prozesse und Eigenschaften von Ökosystemen auswirkt. Thematisiert wurde zunächst v.a. der Zusammenhang zwischen Diversität und Stabilität (Treppl 1995; McCann 2000; Kirchhoff und Treppl 2001; Loreau und de Mazancourt 2013). Dabei wurde zunächst wie selbstverständlich angenommen, dass Diversität positiv mit Stabilität korreliert ist – wofür weniger empirische Belege als vielmehr kulturgeschichtlich fest etablierte positive

Konnotationen von Diversität der Grund waren (Kirchhoff und Trepl 2001, 27f.; Kirchhoff und Köchy 2016a). Diese Überzeugung wurde in den 1970er Jahren durch Modellrechnungen erschüttert, denen zufolge Systeme umso instabiler sind, je komplexer sie sind, und komplexe Ökosysteme allenfalls unter sehr konstanten Umweltbedingungen zu existieren vermögen.

Der Diskussionsstand in den 1990er Jahren ist durch sechs konkurrierende Hypothesen über den Zusammenhang zwischen (Arten)Biodiversität und ökosystemaren Prozessen gekennzeichnet, die in Abbildung 9 idealtypisch visualisiert sind (Naeem, Loreau und Inchausti 2002, 5f.):

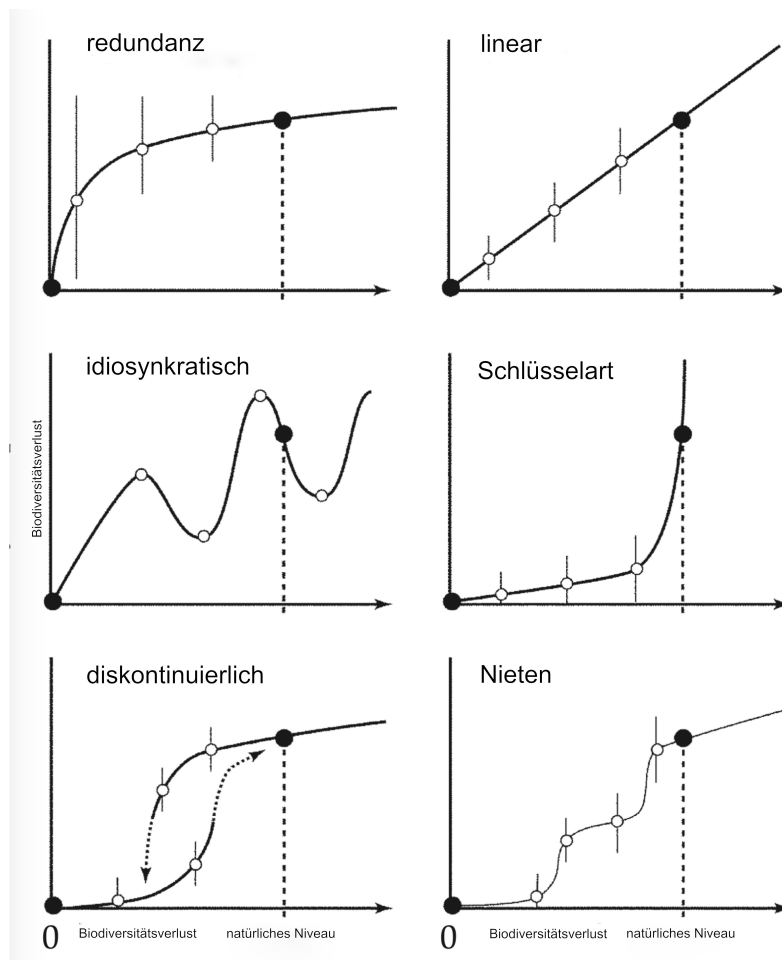


Abb. 9: Hypothesen der 1990er Jahre über den Zusammenhang zwischen (Arten)Biodiversität und Ökosystemprozessen

Gemäß der *Redundanz-Hypothese* (o.l.) wirkt sich eine Diversitätsabnahme zunächst kaum aus. Denn Ökosysteme zeichnen sich durch hohe funktionale Redundanz („Mehrfachvorhandenheit“) aus, weil sie viele Arten enthalten, die dieselben Teilprozesse bewirken bzw. Teilfunktionen erfüllen. Solange die Artenzahl nicht sehr gering ist, ist es wahrscheinlich, dass zumindest noch eine dieser funktional äquivalenten Arten vorkommt und den Verlust der anderen mehr oder weniger vollständig kompensiert. Eine Variante dieser Ansicht ist die *Nieten-Hypothese* (u.r.): Sobald nicht mehr genügend redundante Arten vorhanden sind, kommt es zu einer diskontinuierlichen Abnahme eines ökosystemaren Teilprozesses (so, wie die Tragflächen eines Flugzeugs auch bei Verlust einzelner Nieten zunächst halten, bis sie plötzlich auseinanderbrechen). Gemäß der *Singularitätshypothese*

hingegen tragen die meisten Arten auf besondere, singuläre Weise zum Funktionieren von Ökosystemen bei, sodass es keine Redundanz gibt. Deshalb führt der Verlust jeder einzelnen Art unmittelbar zu einem Funktionsverlust. Gemäß der *Linearitäts-Hypothese* (o.r.) leisten alle Arten einen ähnlich großen spezifischen funktionalen Beitrag, sodass eine lineare Korrelation zwischen Diversität und Ökosystemprozessen besteht, während gemäß der *Keystone- oder Schlüsselart-Hypothese* (m.r.) manche Arten einen weit überdurchschnittlichen Einfluss. Gemäß der *Idiosynkrasie-Hypothese* (m.l.) besteht kein universeller, gesetzmäßiger Zusammenhang zwischen Diversität und Ökosystemprozessen; der Verlust einer Art hat situationsabhängige, nicht prognostizierbare Konsequenzen. Die *Diskontinuitäts-Hypothese* (u.l.) besagt, dass Zu- und Abnahme von Diversität unterschiedliche Auswirkungen haben, insbesondere, dass die Wiederherstellung eines Ökosystemprozesses eine höhere Artenzahl erfordert als seine Aufrechterhaltung.

In den letzten Jahrzehnten hat sich die Einsicht durchgesetzt, dass die Frage nach „dem einen“ universellen Zusammenhang zwischen „der“ Diversität und „der einen“ universellen Ökosystemfunktion ersetzt werden muss durch differenzierte Fragen: In welchem Zusammenhang steht eine bestimmte Diversität unter bestimmten Umweltbedingungen mit einer bestimmten Ökosystemfunktion wie z.B. Produktivität, Nährstoffkreisläufen, Resistenz, Resilienz usw. (Naeem et al. 1994; Loreau 2000; Loreau et al. 2001; Loreau und Hector 2001; Loreau, Naeem und Inchausti 2002; Naeem, Loreau und Inchausti 2002; Scherer-Lorenzen 2005). Deutlich wurde zudem, dass nicht die Artendiversität an sich der kausale Faktor im Zusammenhang von Diversität und Ökosystemfunktionen ist, sondern die Diversität sog. funktioneller Typen von Arten; die Mechanismen beruhen auf funktionaler Diversität, nicht auf taxonomische Diversität, aber letztere ist in der Regel ein guter Indikator für erstere. Funktionale Diversität umfasst dabei zweierlei: (i) den funktionalen Effekt von Arten, d.h. zu welchem Ökosystemprozess sie unter bestimmten Bedingungen welchen Beitrag leisten (Wirkungstypen, *functional effect traits/types*) und (ii) die Reaktionsweise von Arten auf Veränderungen der Umweltbedingungen, d.h. insbesondere, ob sie weiterhin vorkommen können oder nicht (Reaktionstypen, *functional response types*) (Catovsky 1998, 126). Auf dieser Basis gelten mittlerweile folgende Zusammenhänge zwischen Diversität und Ökosystemprozessen als gesichert:

- (1) **Versicherungs-Effekte:** Auch wenn hohe Diversität nicht notwendig ist, um Ökosystemprozesse unter konstanten Umweltbedingungen aufrechtzuerhalten, wird sie oftmals eine notwendige Voraussetzung dafür, sobald sich Umweltbedingungen verändern. Weil zuvor redundante Arten unterschiedlich auf Umweltveränderungen reagieren, hat redundante Diversität einen ‚Versicherungseffekt‘ (*insurance effect*), weil mehr Reaktionstypen vorhanden sind. Angesichts des anthropogenen Klimawandels werden diese an Bedeutung zunehmen. Die geringe Resilienz land- und forstwirtschaftlicher Monokulturen beruht u.a. darauf, dass hier Versicherungseffekte fehlen, aber auch darauf, dass sie Massenentwicklungen von Pathogenen und anderen Schadorganismen fördern.
- (2) **Komplementaritäts-Effekte:** Je höher die Diversität, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass mehr unterschiedliche, sich komplementäre ergänzend

Effektypen vorhanden sind, sodass die vorhandenen Ressourcen vollständiger genutzt werden (*complementarity effect by niche differentiation*). Hierzu können auch ein- und wechselseitige Erleichterungen/Zuträglichkeiten der Effektypen beitragen, z.B. wenn Leguminosen, die atmosphärischen Stickstoff binden können, auch für anderen Arten die Stickstoffverfügbarkeit erhöhen (*complementarity effect by ecological facilitation*).

(3) Auswahl-Effekte: Je höher die Diversität des Artenpools, aus verschiedenen Arten in ein Ökosystem einwandern, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich diejenigen Arten etablieren und im Prozess interspezifischer Konkurrenz dominant werden, die die vorhandenen Ressourcen am effizientesten nutzen (*sampling or selection effect*).

Dass wir Menschen auf der Erde ein gutes Leben führen können, wird wesentlich dadurch ermöglicht, dass Ökosysteme für uns nützliche Funktionen erfüllen. Diese Funktionen, die schon lange unter Begriffen wie „Naturhaushaltsfunktionen“ thematisiert werden, werden heutzutage zunehmend als „Ökosystemdienstleistungen“ (ÖSD, *ecosystem services*) thematisiert, wobei zumeist unterschieden wird in versorgende oder bereitstellende OSD, d.h. Ressourcen, die von Ökosystemen produziert werden (Bau- und Brennholz, Nahrungsmittel etc.), in regulierende OSD, d.h. Regulationen von Umweltmedien, die sich aus Ökosystemprozessen ergeben (z.B. von Niederschlagswasser und Luftschadstoffen) und in kulturelle OSD, worunter Beiträge zum nicht-materiellen Wohlergehen gefasst werden, etwa die Ermöglichung von ästhetischem Genuss und Gefühlen kultureller Identität (Kirchhoff 2019a). Populär geworden ist dieser Ansatz v.a. durch das 2001 von den Vereinten Nationen beauftragte Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005b), dann durch Studie *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB 2010). Seit 2012 wird die Thematik im ‚Weltbiodiversitätsrat‘ – so der informelle Titel der von den Vereinten Nationen initiierten Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), die 136 Mitgliedsstaaten hat und in der hunderte von Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern zusammenarbeiten – sehr umfangreich untersucht (siehe Díaz et al. 2015; IPBES 2019). Die Kernaufgabe des Weltbiodiversitätsrates ist die Erstellung von Berichten über den aktuellen Zustand und Wissensstand zu Biodiversität und Ökosystemleistungen, wozu weltweit regionale und subregionale wissenschaftliche Daten gesammelt und analysiert werden, um auf dieser Basis politische Handlungsoptionen zum Schutz der biologischen Vielfalt zu formulieren. Die aktuelle Studie (IPBES 2019) quantifiziert erstmals global den Zustand der Ökosysteme mit wissenschaftlichen Methoden (Abb. 10).

Der Weltbiodiversitätsrat dokumentiert auch die ökonomische Wichtigkeit, Biodiversität zu erhalten, z.B. die von Bestäubern. So wurde geschätzt, dass 5 bis 8% der derzeitigen weltweiten Pflanzenproduktion mit einem jährlichen Marktwert von 235 bis 577 Milliarden US-Dollar (im Jahr 2015) direkt auf tierische Bestäubung zurückzuführen sind (IPBES 2016, 8, 18; vgl. IPBES 2019, 11).

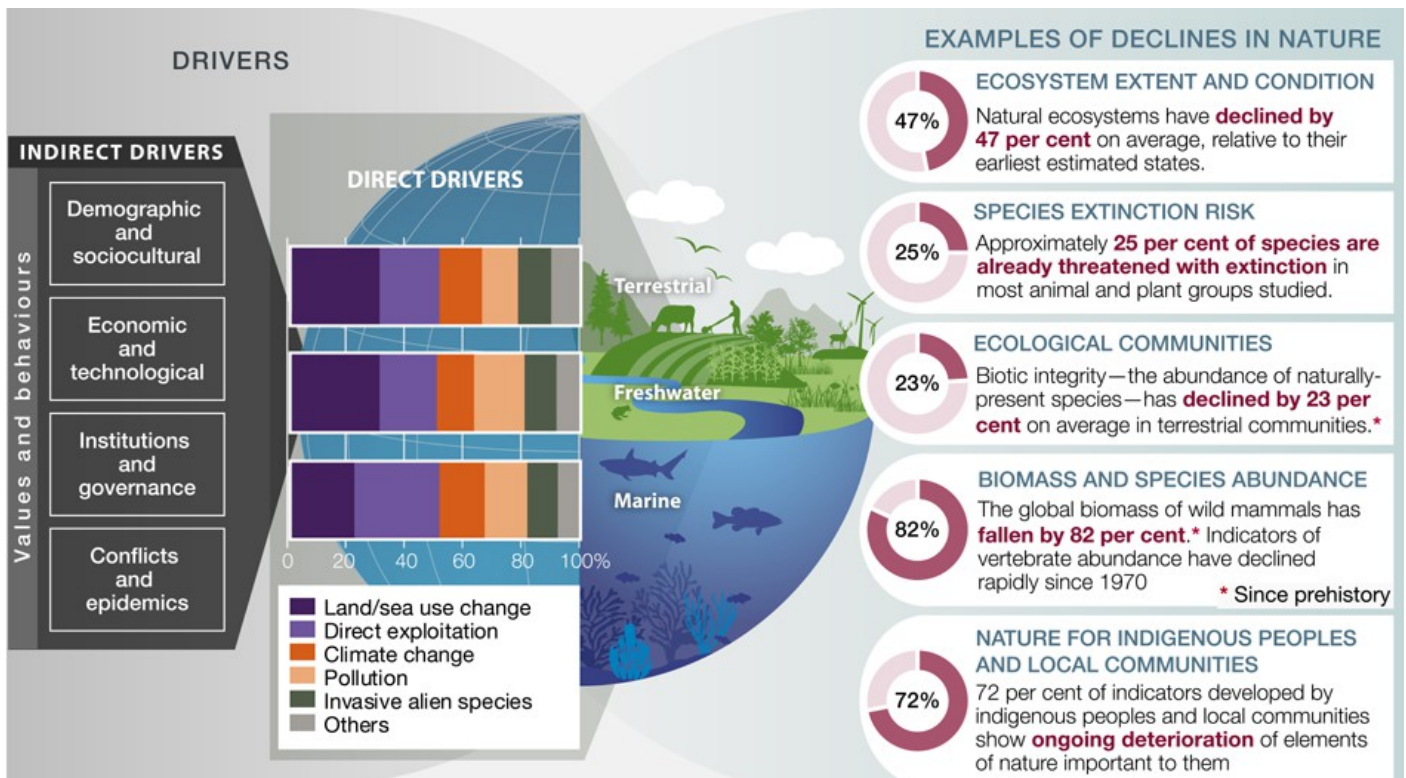


Abb. 10: Globale anthropogene Verluste von Natur, insbesondere Biodiversität

Landschaftliche Diversität: Landschaftsökosysteme versus Landschaftsbilder

Der Landschaftsbegriff wird in den Umweltwissenschaften in zwei kategorial verschiedenen Bedeutungen verwendet (Kirchhoff 2018, 54–58; 2019b; vgl. Meinig 1979; Wylie 2007, 1–11; Kirchhoff 2011, 71–80): Zum einen bezeichnet er einen naturwissenschaftlichen Gegenstand, ein Kausalsystem aus mehreren Ökosystemen; dieses wird genauer bestimmt entweder als räumliches Cluster – „[a] landscape is kilometerswide area where a cluster of interacting stands or ecosystems is repeated in similar form“ (Forman und Godron 1981, 733; vgl. Forman und Godron 1986, 11) – oder als übergeordnetes funktionales Ökosystem – als „Landschaftsökosystem“, das ist „ein hochkomplexes Wirkungsgefüge von physiogenen, biogenen und anthropogenen Faktoren, die mit direkten und indirekten Beziehungen untereinander einen übergeordneten Funktionszusammenhang bilden“ (Leser 1991, 187f.). Zum anderen bezeichnet „Landschaft“ – näher an der alltagssprachlichen Wortbedeutung – einen ästhetisch-symbolischen Gegenstand. Genauer bestimmt wird dieser z.B. als „a cultural image, a pictorial way of representing, structuring or symbolizing surroundings“ (Daniels und Cosgrove 1988, 1), als „symbolic environments created by human acts of conferring meaning to nature and the environment, of giving the environment definition and form from a particular angle of vision and through a special filter of values and beliefs“ (Greider und Garkovich 1994, 1) oder als eine von der Natur allein oder von Natur und Menschenhand geformte Gegend, die ein empfindender Betrachter ästhetisch wahrnimmt als harmonische,

individuelle, konkrete Ganzheit, die ihn umgibt – und der er symbolische Bedeutungen zu weist (Kirchhoff und Trepl 2009, 21).

Hier kann nicht geklärt werden, welcher dieser beiden Landschaftsbegriff der 'richtige' ist (siehe hierzu Kirchhoff, Trepl und Vicenzotti 2013; Kirchhoff 2020a und die dort zitierte Literatur). Es soll nur deutlich gemacht werden, dass diese beiden, kategorial verschiedenen Landschaftsbegriffe mit kategorial verschiedenen Konzepten von Diversität verbunden sind, die hier als „ökologische Diversität“ und „ästhetisch-symbolische Diversität“ begrifflich unterschieden werden sollen. Erstere ist eine mit naturwissenschaftlichen Begriffen beschreibbare und mit naturwissenschaftlichen Methoden erfassbare Diversität (vgl. Abschnitte → Pedodiversität und → Ökosystemare Biodiversität), letztere ist eine *nicht* mit naturwissenschaftlichen, sondern nur mit Begriffen und Methoden der Ästhetik, Raumgestaltanalyse, Ikonografie und Hermeneutik beschreib- und erfassbare Diversität (siehe hierzu Cosgrove und Daniels 1988; Seel 1991; LCA 2002; Brady 2003; Hoelscher 2009; Kirchhoff, Trepl und Vicenzotti 2013; Trepl 2012; Clingerman et al. 2014; Kirchhoff 2018; 2019b). Wo z.B. eine landschaftsökologische Kartierung den (wegen seiner Seltenheit) nahezu funktionslosen und insofern ökologisch weitgehend irrelevanten Korbblütler *Leontopodium nivale ssp. alpinum* (Alpen-Edelweiß) auf die Artenliste schreibt, diagnostiziert eine Landschaftsbildanalyse einen bildprägenden Weiß-Grün-Kontrast und v.a. das Vorkommen eines wichtigen Symbols für die Alpen, das auch für heile Welt und kühnen Wagemut steht. Wo erstere ein ausgedehntes Waldgebiet kartiert, vermerkt jene die Möglichkeit eines romantischen Blicks zum Horizont, an dem Himmel und Erde verschmelzen, über einen Wald hinweg, der Ewigkeit, Schutz und Verwandlung symbolisiert.

Für die Bewertung der ästhetisch-symbolischen Qualitäten von Landschaften (Landschaftsbildbewertung) existiert bis heute keine allgemein anerkannte Methode, sondern eine unübersehbare Anzahl konkurrierender Methoden (Roth und Bruns 2016). Das eine Extrem sind numerisch quantifizierende Methoden, in denen die Anzahl und das Ausmaß der Verschiedenheit *aller* Landschaftskomponenten ermittelt wird, die für *sich allein betrachtet* – also unabhängig davon, welche Komponenten sonst noch vorkommen – als ästhetisch oder symbolisch positiv (oder negativ) gelten und so zur ästhetisch-symbolischen Qualität einer Landschaft beitragen (oder sie beeinträchtigen). Landschaftliche Diversität wird hier als Vielheit (siehe Abschnitt → Diversität als Vielfalt oder als Vielzahl) konzeptualisiert. Das andere Extrem sind leitbildorientierte Methoden, die die Erhaltung landschaftlicher Eigenart – also des historisch gewachsenen individuellen Charakters einer Landschaft (Eisel 1992; Kirchhoff 2005; 2012b; Trepl 2012, 139–84) – als wesentlich bestimmen und ermitteln, in welchem Ausmaß einerseits die für die zu untersuchende Landschaft charakteristischen Landschaftsbestandteile und deren charakteristische räumliche Anordnung, die zur Eigenart beitragen, erhalten sind und andererseits untypische Landschaftsbestandteile und Anordnungen vorkommen, die die Eigenart beeinträchtigen (Eisel 2006; Kirchhoff 2012a; 2014c). Landschaftliche Diversität wird hier als Vielfalt (siehe Abschnitt → Diversität als Vielfalt oder als Vielzahl) konzeptualisiert.

Der Unterschied zwischen diesen beiden Diversitätskonzepten sei erläutert an einem Beispiel, das in der Fachliteratur zur Landschaftsbildbewertung häufiger diskutiert worden ist: Wenn in

einer Streuobstwiesenlandschaft eine Weihnachtsbaumplantage angelegt wird, so nimmt die „Diversität als Vielzahl“ zu, weil ein ästhetisch-symbolisch wirksamer Landschaftsbestandteil hinzukommt, wohingegen die „Diversität als Vielfalt“ abnimmt, weil die Weihnachtsbaumplantage nicht zur Eigenart der Streuobstwiesenlandschaft passt und somit der Anteil untypischer Landschaftselemente zunimmt bzw. der typischer Elemente abnimmt (siehe hierzu, auch aus juristischer Perspektive, Fischer-Hüftle 1997).

Biodiversität aus rechtswissenschaftlicher Perspektive

Die Umweltrechtswissenschaft geht von der Annahme aus, dass der seit Jahren zu beobachtende erhebliche Verlust an Biodiversität galoppierend voranschreitet und tausende von Tier- und Pflanzenarten bereits ausgestorben oder in ihrem Bestand gefährdet sind und in den nächsten Jahren aussterben werden oder könnten. Dieser Biodiversitätsverlust betrifft alle politischen Ebenen von Gemeinden, Bundesländern und der Bundesrepublik Deutschland über die Europäische Union bis zur internationalen Staatengemeinschaft. Er stellt politisch und rechtlich eine der größten, zusammen mit dem Klimaschutz wohl die größte Herausforderung des 21. Jahrhunderts dar.

Biodiversität als Rechts(wissenschaft)begriff

Biodiversität als Rechtsbegriff wird in Deutschland v.a. bestimmt durch die Definition von Biodiversität in der Convention on Biological Diversity (CBD) und durch die ähnliche Definition im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), das „biologische Vielfalt“ definiert als „die Vielfalt der Tier- und Pflanzenarten einschließlich der innerartlichen Vielfalt sowie die Vielfalt an Formen von Lebensgemeinschaften und Biotopen“ (§7 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG). Biodiversität als Rechts- bzw. Gesetzesbegriff bestimmt sich somit durch drei Ebenen: genetische Diversität innerhalb der Arten, Artendiversität (Abschnitt → Biotische Diversität/Biodiversität) und Diversität der Ökosysteme (Abschnitt → Ökosystemare Biodiversität), wobei über die Ökosysteme z.B. auch die Pedodiversität (Abschnitt → Pedodiversität) berücksichtigt wird.

Rechtsebenen und -quellen

Über die Jahre hat sich ein komplexer Rechtsrahmen auf völkerrechtlicher, europarechtlicher und nationaler Ebene entwickelt, mit dem die Staaten versuchen, dem Biodiversitätsverlust mit juristischen Mitteln entgegenzuwirken.

Völkerrecht

Das Völkerrecht ist angesichts der globalen Bedeutung der Biodiversität von besonderer Wichtigkeit. Nur ein effektives, rechtsverbindliches Handeln der internationalen Staatengemeinschaft kann einen gravierenden Biodiversitätsverlust abwenden. Verschiedene

internationale Abkommen schaffen grenzüberschreitende Regelungsregime und setzen einen Rahmen für die Erhaltung und Nutzung natürlicher Ressourcen, sind allerdings noch immer evident unzureichend, da viele Staaten sich im Interesse einer nicht-nachhaltigen Politik der kurzsichtigen Befriedigung ökonomisch-agrarischer Interessen noch immer unter Berufung auf das Souveränitätsprinzip gegen eine zu starke internationalrechtliche „Einmischung“ wehren.

Die für die Biodiversität wichtigste internationale Rechtsquelle stellt die CBD dar, die im Rahmen der UN-Konferenz in Rio de Janeiro (1992) unterzeichnet wurde und am 29.12.1993 in Kraft trat. Die Konvention bestätigt die eigenständige Bedeutung der Biodiversität für die Evolution und für die Bewahrung der lebenserhaltenden Systeme der Biosphäre und macht die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu einem gemeinsamen Anliegen der Menschheit. Die 196 Vertragsstaaten haben sich u.a. zum Schutz gefährdeter Tier- und Pflanzenarten und Biotope sowie zur Berücksichtigung des Nachhaltigkeitsprinzips verpflichtet (Kloepfer 2016, 997). Das Abkommen wird weiterentwickelt, in regelmäßigen Abständen werden in Vertragsstaatenkonferenzen neue Ziele für den Schutz der biologischen Vielfalt gesetzt, zuletzt fand im Dezember 2022 in Montreal die 15. UN-Biodiversitätskonferenz, auch Weltnaturgipfel genannt, statt. Das dort angestrebte Abkommen soll den Rahmen für globale Biodiversitätsbestrebungen setzen. Besonders bedeutsam wäre eine Einigung auf dem Gebiet der drei Hauptziele, nämlich die Unterschutzstellung von 30 Prozent der Erd- und Meeresoberfläche bis 2030 („30x30 Ziel“), die Reduktion des Einsatzes von Pestiziden um zwei Drittel und der Abbau von naturschädigenden Subventionen. Verschiedene völkerrechtliche Verträge konkretisieren die CBD, wie das Cartagena-Protokoll zur biologischen Sicherheit vom 29.01.2000, das Nagoya-Protokoll zur Nutzung genetischer Ressourcen vom 29.10.2010 und die Cancún-Erklärung zum Schutz der Biodiversität vom 03.12.2016.

Eine erhebliche Bedeutung hat das Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen vom 03.03.1973, die Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES), auch Washingtoner Artenschutzübereinkommen genannt. Daneben existieren weitere biodiversitätsrelevante völkerrechtliche Verträge wie die Ramsar-Konvention vom 02.02.1971 zum Schutz von Feuchtgebieten, das Bonner Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten vom 23.06.1979, das Berner Übereinkommen zur Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume vom 19.09.1979, das Antarktis-Abkommen über die Erhaltung der lebenden Meeresschätze der Antarktis vom 20.05.1980 und die am 07.11.1991 unterzeichnete Alpenkonvention.

EU-Recht

Die Verträge der Europäischen Union (EU, früher: Europäische Gemeinschaft, EG) kennen seit 1986 ausdrückliche Regelungen über die Umweltpolitik (heute: Art. 3 Abs. 3 Unterabs. 1 Satz 2 EUV, Art. 11, 191–193 AEUV). Art. 37 der am 01.12.2009 in Kraft getretenen Grundrechte-Charta (GRCh) der EU nennt Umweltschutz, Nachhaltigkeits- und

Integrationsgrundsatz (sog. Querschnittsklausel) unter den Prinzipien der EU, ohne ein einklagbares subjektives Recht, also ein Grundrecht auf Umweltschutz zu verleihen. Naturschutz, Artenschutz und Schutz der Biodiversität stellen explizit einen wichtigen Teilaspekt des EU-Umweltschutzes dar.

Konkretisiert werden diese unionsverfassungsrechtlichen Vorgaben durch zahlreiche Richtlinien und Verordnungen der EU, darunter die Artenschutz-Verordnung (EG) Nr. 338/97 des Rates über den Schutz von Exemplaren wildlebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels vom 09.12.1996, die die Geltung des Washingtoner Artenschutzübereinkommens innerhalb der EU sicherstellen soll. Zudem ist die EU regelmäßig Mitglied aller obengenannten internationalen Abkommen. Hohe Relevanz haben auch zwei europäische Naturschutzrichtlinien: die Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 02.04.1979 (jetzt: Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30.11.2009) über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (Vogelschutzrichtlinie, VRL), und die Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, FFH-RL).

Aus dem Bereich des juristisch zwar unverbindlichen, aber politisch bedeutenden sog. Soft Law ist die Biodiversitätsstrategie der EU bis 2030 vom 20.05.2020 zu nennen, die im Rahmen des europäischen Grünen Deals erging. Sie folgt auf die im Jahr 2011 veröffentlichte Biodiversitätsstrategie für 2020, die ihr Ziel, den Verlust an biologischer Vielfalt und die Verschlechterung der Ökosystemdienstleistungen der EU aufzuhalten, verfehlte. Die neue Strategie soll die biologische Vielfalt in Europa bis 2030 „auf den Weg der Erholung“ bringen (Europäische Union 2021, 7).

Deutsches Recht

Nach Art. 20a Grundgesetz (GG) ist der Umwelt- und damit auch der Natur- und Artenschutz einschließlich der Biodiversität Kernaufgabe des Staates auf allen Ebenen (Bund, Länder, Landkreise, Gemeinden) und bezogen auf alle Staatsgewalt (Legislative, Exekutive, Judikative). Entsprechende Staatszielbestimmungen finden sich in den Verfassungen der einzelnen Bundesländer.

Auf Ebene der *Bundesgesetze* ist die zentrale Rechtsquelle das Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz, BNatSchG) vom 29.07.2009. Es geht durch die Normierung integrativer und dynamischer Elemente über rein konservierenden Naturschutz hinaus. Die Handlungsebenen „Schützen, Pflegen, Entwickeln und Wiederherstellen“ sehen darin proaktive und restitutive Maßnahmen vor. In §1 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG wird der Schutz der biologischen Vielfalt ausdrücklich als Ziel festgeschrieben. Weitergehende, bereichsübergreifende Regelungen des Bundes finden sich vor allem im Raumordnungsgesetz (ROG), Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UVPG), Baugesetzbuch (BauGB), Wasserhaushaltsgesetz (WHG), Bundes-Jagdgesetz (JagdG), Tierschutzgesetz (TierschG), Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und Umweltschadensgesetz (USchadG). Die

deutsche Bundesregierung hat zudem zur Umsetzung der CBD am 07.11.2007 eine Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) beschlossen.

Aufgrund ihrer Abweichungsgesetzgebungskompetenz (Art. 72 Abs. 3 GG) können die *Länder* eigenständige Naturschutzregelungen erlassen, die *Landesnaturchutzgesetze*. Ausgenommen sind aber u.a. Vorschriften betreffend die Erhaltung der biologischen Vielfalt, soweit diese zu den allgemeinen Grundsätzen des Naturschutzes oder zum Artenschutzrecht gehören. Im Übrigen können die Länder Regelungen erlassen, die der Sicherung der biologischen Vielfalt praktisch erheblich dienen (können), namentlich Vorschriften zum Aufbau des Netzes „Natura 2000“ (§32 Abs. 1 und 4 BNatSchG) oder zur Schutzgebietsausweisung (§22 Abs. 2 BNatSchG).

Einzelziele

Um das Biodiversitätsziel zu erreichen, wurden in den in Abschnitt „Rechtsebenen und Quellen“ genannten Rechtsquellen konkrete Einzelziele festgelegt. Die CBD verfolgt gemäß ihrem Art. 1 drei Hauptziele: die Erhaltung der biologischen Vielfalt, die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile und die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile.

Die Biodiversitätsstrategie 2030 der EU formuliert weitere Einzelziele, die sich auf die vier Säulen „Schutz der Natur“, „Wiederherstellung der Natur“, „transformativer Wandel“ und „globale Maßnahmen“ aufteilen. Ziel der Nationalen Biodiversitätsstrategie ist es, „alle gesellschaftlichen Kräfte zu mobilisieren und zu bündeln, so dass sich die Gefährdung der biologischen Vielfalt in Deutschland deutlich verringert, schließlich ganz gestoppt wird und als Fernziel die typische biologische Vielfalt [...] wieder zunimmt“ (Deutscher Bundestag 2007, 4). Nach §1 Abs. 2 BNatSchG sind insbesondere lebensfähige Populationen wild lebender Tiere und Pflanzen einschließlich ihrer Lebensstätten zu erhalten, der Austausch zwischen den Populationen zu ermöglichen und Gefährdungen von natürlich vorkommenden Ökosystemen, Biotopen und Arten entgegenzuwirken.

Aktionsfelder

Individueller Ansatz

Im Rahmen des individuellen Ansatzes erfolgt die Erhaltung der biologischen Vielfalt über die Bewahrung von Populationen oder Arten in ihren natürlichen oder naturnahen Lebensformen (Marschall et al. 2008, 28), inklusive enumerative Auflistungen einzelner schützenswerter Arten und anderer Einheiten z.B. in den Anhängen der FFH-RL und VRL, in den Anhängen nationaler Artenschutzbestimmungen, in §30 Abs. 2 BNatSchG sowie in sog. Roten Listen.

Wichtig sind v.a. die Naturschutzrichtlinien der EU: Nach der VRL haben die EU-Mitgliedstaaten in ihrem Recht bestimmte Maßnahmen und Regelungen zum Schutz europäischer Vogelarten zu schaffen. In Art. 5 VRL sind die zu untersagenden Handlungen

wie Tötungs- und Fangverbot, Störungsverbot oder das Verbot der Zerstörung und Beschädigung von Eiern und Nestern näher definiert. Weiterhin sieht Art. 6 Abs. 1 VRL ein allgemeines Vermarktungsverbot für Exemplare europäischer Vogelarten vor. Ähnliche artenschutzrechtliche Regelungen finden sich in der FFH-RL.

Auf nationaler Ebene wurde zur Umsetzung der EU-Richtlinien das Artenschutzrecht in §§37ff. BNatSchG geregelt. Dieses beruht dabei auf zwei Säulen: Zum einen der Schutz der Arten *in situ*, also innerhalb der natürlichen Lebensräume wie Jagd-, Fang-, Tötungs- und Störungsverbote, zum anderen Schutz *ex situ* wie Besitz, Handel oder Transport schützenswerter Arten (Schlacke 2016, 634). Vorschriften zum Vertragsnaturschutz sichern die Kooperation gesellschaftlicher Akteure (z.B. Land- und Forstwirte) mit den Naturschutzbehörden (Marschall, Lipp und Schumacher 2008, 333).

Im allgemeinen Artenschutzrecht (§§39f. BNatSchG) gilt für alle wild lebenden Tiere und Pflanzen ein Mindestschutz, für besonders geschützte und streng geschützte Arten ergänzend der besondere Artenschutz (§§44–47 BNatSchG). §44 BNatSchG schreibt konkrete Verbotstatbestände fest und ist eine Schlüsselnorm für den besonderen Artenschutz. Die Verordnung über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten vom 22.10.2014 (VO [EU] 1143/2014) verstärkt die Bekämpfung invasiver Arten, wenn ihre „Einbringung oder Ausbreitung die Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen gefährdet oder nachteilig beeinflusst“ (§7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG iVm Art. 3 Nr. 2 VO [EU] 1143/2014).

Ökosystemarer Ansatz

Der ökosystemare Ansatz (Abschnitt → Ökosystemarer Ansatz) findet sich auch im Recht. Vor allem das Instrument des Flächenschutzes bedeutet zugleich einen Schutz von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen.

Das kohärente EU-weite Schutzgebietsnetz „Natura 2000“ hat das Ziel, einen günstigen Erhaltungszustand der natürlichen Lebensräume und wildlebenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse zu bewahren und wiederherzustellen. In einer *ersten Phase* erfolgte die Gebietsmeldung durch die Mitgliedstaaten, daraufhin erstellte die Kommission in einer *zweiten Phase* eine Liste der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung und in einer *dritten Phase* erfolgte schließlich die nationale Unterschutzstellung nach nationalen Schutzkategorien (Kahl und Gärditz 2019, 443f.). Infolge der Gebietsausweisung unterliegen die Natura-2000-Gebiete dem Schutzregime des nationalen Rechts (§§31ff. BNatSchG). Im Februar 2022 hat die Kommission die fünfzehnte aktualisierte Liste der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung für die alpine, kontinentale und atlantische biogeographische Region beschlossen (Durchführungsbeschlüsse [EU] 2022/223, 2022/231 und 2022/233 vom 16.02.2022). Deutschland hat 742 Vogelschutzgebiete (11,3% Landfläche) und 4.544 FFH-Gebiete (9,3% Landfläche) gemeldet. Da sich die Gebiete teils überschneiden, erfolgten in Deutschland 5.200 Schutzgebietsausweisungen auf 15,5% der Landesfläche und 45% der marinen Fläche (BfN 2022).

Ein weiteres Aktionsfeld ist die Schaffung eines Biotopverbunds (§§20ff. BNatSchG), der mindestens 10 % der Fläche eines jeden Landes umfassen soll (§20 Abs. 1 BNatSchG) und das Ziel verfolgt, dem andauernden Artensterben entgegenzutreten (Schuhmacher und Fischer-Hüftle 2021, 554). Biotope sind in §7 Abs.2 Nr.4 BNatSchG definiert als Lebensräume einer Lebensgemeinschaft wild lebender Tiere und Pflanzen. Ziel eines Biotopverbunds ist es, die Populationen wild lebender Tiere und Pflanzen einschließlich ihrer Lebensstätten, Biotope und Lebensgemeinschaften zu sichern sowie die funktionsfähigen ökologischen Wechselbeziehungen zu bewahren, wiederherzustellen und zu entwickeln (§21 Abs.1 BNatSchG), denn Tier- und Pflanzenpopulationen benötigen zum Überleben regelmäßig die Möglichkeit reger Austausch-, Ausbreitungs- und Wanderungsbewegungen und ein ausreichendes Angebots an Nahrungs-, Rückzugs- und Regenerationsbereichen (Frenz und Müggenborg 2020, 620). Dieser Austausch wird durch die Zerschneidung der Landschaft (z.B. Straßen, Bebauung, intensiv land- oder forstwirtschaftlich genutzte Flächen) verhindert, sodass ein für das Überleben der Arten elementarer genetischer Austausch unmöglich wird (Frenz und Müggenborg 2020, 612). Durch den Biotopverbund wird das europäische Netz „Natura 2000“ auf nationaler Ebene erweitert und die Kohärenz des Netzes unterstützt (Frenz und Müggenborg 2021, 619; Kloepfer und Durner 2020, 377-381). Allein die Ausweisung von Schutzflächen genügt allerdings nicht. Erforderlich ist auch ein effektives Gebietsmanagement, namentlich Schutz-, Pflege-, Wiederherstellungs-, Kontroll- und Monitoringmaßnahmen (Marschall, Lipp und Schumacher 2008, 332).

Bedeutsam ist weiterhin die Landschaftsplanung (§§8ff. BNatSchG), um die Ziele des Naturschutzes für einen bestimmten Planungsraum zu konkretisieren und Erfordernisse und Maßnahmen zur Verwirklichung dieser Ziele aufzuzeigen (§9 Abs.1 BNatSchG). Die Folge ist die Berücksichtigung u.a. der Erhaltung der Biodiversität als Ziel des §1 BNatSchG in allen Fachplanungen und Verwaltungsverfahren, die Auswirkungen auf Natur und Landschaft haben (Kahl und Gärditz 2021, 411; Kloepfer und Durner 2020, 361-364). Zudem erfolgt der Schutz der biologischen Vielfalt auch durch die sogenannte naturschutzrechtliche Eingriffsregelung (§§14ff. BNatSchG). Hiernach sind erhebliche Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft vom Verursacher vorrangig zu vermeiden, nicht vermeidbare erhebliche Beeinträchtigungen sind durch Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen bzw. nachrangig durch Geld zu kompensieren (Kloepfer und Durner 2020, 365-371; Schlacke 2021, 271-275). Schließlich leisten auch Prüfverfahren wie die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), die Strategische Umweltprüfung (SUP) oder die FFH-Verträglichkeitsprüfung einen wesentlichen Beitrag zur Vermeidung von negativen Auswirkungen auf die Umwelt, deren Verminderung oder mögliche Kompensation und dienen so der Erhaltung der Biodiversität (Kahl und Gärditz 2021, 127-140, 445-451).

Access and Benefit Sharing

Als sonstige Erhaltungsmaßnahmen sind die Regelungen zum Zugang und gerechten Vorteilsausgleich (sog. Access and Benefit Sharing, ABS) im Nagoya-Protokoll zu nennen. Dieses regelt den Zugang zu genetischen Ressourcen, dem darauf bezogenen traditionellen Wissen sowie die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus deren Nutzung

ergebenden Vorteile und soll so v.a. der Biopiraterie entgegenwirken. Biodiversität wird dabei ein ökonomischer Wert zugeschrieben, um ökonomische Anreize für die Bewahrung und nachhaltige Nutzung der Natur zu schaffen (Schlacke 2016, 52). Hier erfolgt eine Vernetzung der biodiversitätsrelevanten Aspekte mit anderen politischen und wirtschaftlichen Prozessen.

Effektivität

Das gesamte rechtliche Instrumentarium zur Sicherung der Biodiversität leidet aus sehr vielen Gründen bislang unter erheblichen Effektivitätsdefiziten. Die bisherigen Steuerungsdefizite des Mehrebenenrechtsregimes zur Sicherung von Biodiversität werden zunächst durch die allgemeine Wirkungsschwäche des Völkerrechts verursacht, namentlich die ubiquitäre Berufung der Staaten auf ihre nationale Souveränität einschließlich des Rechts zur Ausbeutung der natürlichen Ressourcen zum Zwecke der Gewinnmaximierung und des Wirtschaftswachstums, einhergehend mit der Rechtsnatur des internationalen Rechts als Kooperationsrechts ohne hinreichende Durchsetzungsmechanismen. Ein weiterer Grund ist die zu große Offenheit und Vagheit der genannten Abkommen, denen es an präzisen, klaren und rechtsverbindlichen Zielen in sachlicher und zeitlicher Hinsicht mit entsprechendem Monitoring (Überwachung, Compliance-Mechanismen) und ggf. Nachbesserungsmechanismen mangelt. Ferner dazu gehört ein Wildwuchs an unzureichend aufeinander abgestimmten Einzelregelungen und -instrumenten mit der Folge von Intransparenz und Hyperkomplexität des anzuwendenden Rechts, durch die Vollzugsdefizite vorprogrammiert sind. Diesen Vollzugsdefiziten konnte bislang auch mit dem Einsatz indirekter, ökonomischer Instrumente wie Abgaben, Kompensationen, Haftung, Absprachen oder Subventionen (im Überblick: Schlacke 2021, 119-137) nur begrenzt entgegengewirkt werden, obwohl sie auch Chancen enthalten (Ekardt und Hennig 2015, 31-78, 125-213). Auch der Mangel an politischem Willen zahlreicher Staaten und der Mehrheit der Bürgerinnen und Bürger (Zivilgesellschaft), an der ernsthaften ökologischen Transformation der Gesellschaft, insbesondere der Wirtschaftsform („Sustainability Governance“, dazu Ekardt 2020, 61-67, 225-230) mitzuwirken, und das Nichtbewusstsein über die auch ökonomische und soziale Notwendigkeit dieses Ziels verhindern, dass Klima und Biodiversität effektiv geschützt werden.

Gerade das ABS verdeutlicht, dass eine nur auf der naturschutzfachlichen Ebene angreifende Politik und Rechtsetzung zu kurz greift und das erforderliche Schutzniveau nicht gewährleisten kann. Zudem handelt es sich bei den verschiedenen Schutzmaßnahmen um kostspielige Instrumente, die eigener Finanzierungsmechanismen bedürfen. Daher müssen national neue Finanzierungswege gefunden werden, wobei sowohl die öffentlichen als auch die privaten Mittel deutlich erhöht werden müssen.

Das Bewusstsein der Dringlichkeit des Handlungsbedarfs muss auf vielen Ebenen geschärft werden, denn die Erhaltung von Biodiversität steht in enger Interdependenz mit anderen Mega-Zielen wie Klimaschutz, Gesundheitsschutz (siehe Corona-Pandemie), Welternährung und Landwirtschaft (dazu Ekardt et al. 2018, 316-331). In diesem Sinne hat der Deutsche Bundestag herausgestellt: „Biologische Vielfalt ist eine existenzielle Grundlage für das

menschliche Leben: Pflanzen, Tiere, Pilze und Mikroorganismen [...] sorgen für fruchtbare Böden und angenehmes Klima, sie dienen der menschlichen Ernährung und Gesundheit und sind Basis und Impulsgeber für zukunftsweisende Innovationen“ (Deutscher Bundestag 2007, 6). „Unsere Lebensqualität, Gesundheit und gesellschaftliche Entwicklung hängen von ihr ab“ (Deutscher Bundestag 2017, 6). Biodiversität bildet damit eine entscheidende Grundlage nicht nur für unser Überleben, sondern auch für ein gutes menschliches Leben, zu dem auch die Ästhetik und Symbolik von Pflanzen, Tieren und Ökosystemen wesentlich hinzugehören.

Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden und Wolf Eckelmann. 2005. *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Hannover: 5. Auflage. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten.
- Amelung, Wulf, Hans-Peter Blume, Heiner Fleige, Rainer Horn, Ellen Kandeler, Ingrid Köbel- Knabner, Ruben Kretschmar, Karl Stahr, Berndt-Michael Wilke, Thomas Gaiser, Jürgen Gauer, Nina Stoppe, Sören Thiele-Bruhn, Gehrhard Welp, Fritz Scheffer und Paul Schachtschabel. 2018. *Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde*. 17., überarbeitete und ergänzte Auflage. Berlin: Springer Spektrum.
- Anderson, Mark G., und Charles E. Ferree. 2010. „Conserving the Stage: Climate Change and the Geophysical Underpinnings of Species Diversity.” *PLoS ONE* 5(7): e11554.
- Barry, Dwight, und Max Oelschlaeger. 1996. „A Science for Survival: Values and Conservation Biology.” *Conservation Biology* 10(3): 905–11. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10030904-2.x>.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN). 2022. *Das Schutzgebietsnetz Natura 2000 in Deutschland*. Zugriff am 12. Dezember 2022. <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/natura-2000-gebiete.html>.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) 2018. *Rohstoffverfügbarkeit*. Zugriff am 28. Juni 2022. https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Rohstoffverfuegbarkeit/rohstoffverfuegbarkeit_node.html.
- Bird, Alexander, und Emma Tobin. 2018. „Natural Kinds.” *The Stanford Encyclopedia of Philosophy Archive*, Spring 2018, herausgegeben von Edward N. Zalta. Zugriff am 28. Juni 2022. <https://plato.stanford.edu/archives/spr2018/entries/natural-kinds/>.
- Blum, André L., Nina Zschocke, Vincent Barras und Hans-Jörg Rheinberger. 2016. *Diversität: Geschichte und Aktualität eines Konzepts*. Würzburg: Königshausen und Neumann.
- Botkin, Daniel B. 1990. *Discordant Harmonies: A New Ecology for the Twenty-First Century*. Oxford: Oxford University Press.
- Brady, Emily. 2003. *Aesthetics of the Natural Environment*. Edinburgh: Edinburgh University Press.

- Catovsky, Sebastian. 1998. „Functional groups: clarifying our use of the term.” *Bulletin of the Ecological Society of America* 79(1): 126–7.
- Ceballos, Gerardo, Paul R. Ehrlich, Anthony D. Barnosky, Andrés García, Robert M. Pringle und Todd M. Palmer. 2015. „Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction.” *Science Advances* 1(5): e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>.
- Clingerman, Forrest, Brian Treanor, Martin Drenthen und David Utsler. 2014. *Interpreting Nature: The Emerging Field of Environmental Hermeneutics*. New York: Fordham University Press.
- Commission on New Minerals, Nomenclature and Classification (CNMNC). 2020. „The New IMA List of Minerals – A Work in Progress.” Zugriff am 28. Juni 2022. http://cnmnc.main.jp/IMA_Master_List_%282020-03%29.pdf.
- Cosgrove, Denis E., und Stephen Daniels. 1988. *The Iconography of Landscape. Essays on the Symbolic Representation, Design, and Use of Past Environments*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Dahl, Rolv M. 2017. „Geological Diversity.“ *Geological Survey of Norway (NGU)*. Zugriff am 28. Juni 2022. <https://www.ngu.no/en/topic/geological-diversity-0>.
- Daniels, Stephen, und Denis E. Cosgrove. 1988. „Introduction: iconography and landscape.” In *The Iconography of Landscape: Essays on the Symbolic Representation, Design, and Use of Past Environments*, herausgegeben von Denis E. Cosgrove und Stephen Daniels, 1–10. Cambridge: Cambridge University Press.
- Deleuze, Gilles. 1968. *Différence et répétition*. Paris: Presses Universitaires de France.
- Denevan, William M. 2011. „The ‚Pristine Myth‘ revisited.” *The Geographical Review* 101(4): 576–91.
- Deutscher Bundestag. 2007. *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Drucksache 16/7082*. 16. Wahlperiode. Zugriff am 12. Dezember 2022. <https://dserver.bundestag.de/btd/16/070/1607082.pdf>.
- Deutscher Bundestag. 2017. *Rechenschaftsbericht 2017 der Bundesregierung zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Drucksache 18/13280*. 18. Wahlperiode. Zugriff am 12. Dezember 2022. <https://dip21.bundestag.de/dip21/btd/18/132/1813280.pdf>.
- Díaz, Sandra, Sebsebe Demissew, Julia Carabias, Carlos Joly, Mark Lonsdale, Neville Ash, Anne Larigauderie, Jay R. Adhikari, Salvatore Arico, Andrés Báldi, Ann Bartuska, Ivar

A. Baste, Adem Bilgin, Eduardo Brondizio, Kai MA Chan, Viviana E. Figueroa, Anantha Duraiappah, Markus Fischer, Rosemary Hill, Thomas Koetz, Paul Leadley, Philip Lyver, Georgina M. Mace, Berta Martin-Lopez, Michiko Okumura, Sharma, Heather Tallis, Randolph Thaman, Robert Watson, Tetsukazu Yahara, Zakri A. Hamid, Callistus Akosim, Yousef Al-Hafed, Rashad Allahverdiyef, Edward Amankwah, Stanley T. Asah, Zemedede Asfaw, Gabor Bartus, L Anatheia Brooks, Jorge Caillaux, Gemedo Dalle, Dedy Darnaedi, Amanda Driver, Gunay Erpul, Pablo Escobar-Eyzaguirre, Pierre Failler, Ali M. M. Fouda, Bojie Fu, Haripriya Gundimeda, Shizuka Hashimoto, Floyd Homer, Sandra Lavorel, Gabriela Lichtenstein, William A. Mala, Wadzanayi Mandivenyi, Piotr Matczak, Carmel Mbizvo, Mehrasa Mehrdadi, Jean P. Metzger, Jean B. Mikissa, Henrik Moller, Harold A. Mooney, Peter Mumby, Harini Nagendra, Carsten Nesshover, Alfred A. Oteng-Yeboah, György Pataki, Marie Roué, Jennifer Rubis, Maria Schultz, Peggy Smith, Rashid Sumaila, Kazuhiko Takeuchi, Spencer Thomas, Madhu Verma, Youn Yeo-Chang und Diana Zlatanova. 2015. „The IPBES Conceptual Framework – Connecting Nature and People.“ *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14 (Supplement C): 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>.

Dunham, Robert J. 1962. „Classification of carbonate rocks according to depositional texture.” In *Classification of Carbonate Rocks: A Symposium*, herausgegeben von William E. Ham, 108–21. Tulsa: American Association of Petroleum Geologists.

Eisel, Ulrich. 1992. „Individualität als Einheit der konkreten Natur: Das Kulturkonzept der Geographie.“ In *Humanökologie und Kulturökologie: Grundlagen, Ansätze, Praxis*, herausgegeben von Bernhard Glaeser und Parto Teherani-Krönner, 107–51. Opladen: Westdeutscher Verlag.

Eisel, Ulrich. 2006. „Landschaftliche Vielfalt mit und ohne Sinn: Über den Nutzen einer Methode in der Landschaftsplanung und im Naturschutz.“ In *Landschaft in einer Kultur der Nachhaltigkeit: Band I: Die Verwissenschaftlichung kultureller Qualität*, herausgegeben von Ulrich Eisel und Stefan Körner, 92–119. Kassel: Universität Kassel.

Ekardt, Felix. 2020. *Sustainability: Transformation, Governance, Ethics, Law*. Heidelberg: Springer International.

Ekardt, Felix, und Bettina Hennig. 2015. *Ökonomische Instrumente und Bewertungen der Biodiversität: Lehren für den Naturschutz aus dem Klimaschutz?* Marburg: Metropolis.

Ekardt, Felix, Jutta Wieding, Beatrice Garske und Jessica Stubenrauch. 2018. „Agriculture-Related Climate Policies – Law and Governance Issues on the European and Global

- Level.” *Carbon & Climate Law Review* 12(4): 316–31. <https://doi.org/10.21552/cclr/2018/4/7>.
- Ellis, Erle C., Nicolas Gauthier, Kees Klein Goldewijk, Rebecca Bliege Bird, Nicole Boivin, Sandra Díaz, Dorian Q. Fuller, Jacquelin L. Gill, Jed O. Kaplan, Naomi Kingston, Harvey Locke, Crystal N. H. McMichael, Darren Ranco, Torben C. Rick, M. Rebecca Shaw, Lucas Stephens, Jens-Christian Svenning und James E. Watson. 2021. „People Have Shaped Most of Terrestrial Nature for at Least 12,000 Years.” *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(17): e2023483118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023483118>.
- Eser, Uta. 1999. *Der Naturschutz und das Fremde: Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik*. Frankfurt am Main: Campus.
- Ette, Jana-Sophie, und Thomas Geburek. 2021. „Why European biodiversity reporting is not reliable.” *Ambio* 50(4): 929–41. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01415-8>.
- Europäische Union, Generaldirektion Umwelt. 2021. „EU Biodiversity Strategy for 2030: Bringing nature back into our lives.” Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union. Zugriff am 12. Dezember 2022. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/677548>.
- Fajardo, Mario, und Alex B. McBratney. 2018. „Pedodiversity.” In *Pedometrics*, herausgegeben von Alex B. McBratney, Budiman Minasny und Uta Stuckmann, 491–519. Cham: Springer.
- Fischer-Hüftle, Peter. 1997. „Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft aus der Sicht eines Juristen.“ *Natur und Landschaft* 72(5): 239–44.
- Folk, Robert L. 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Austin, TX: Hemphil Pub. Co.
- Forman, Richard T., und Michel Godron. 1981. „Patches and structural components for a landscape ecology.” *BioScience* 31(10): 733–40.
- Forman, Richard T., und Michel Godron. 1986. *Landscape Ecology*. New York: Wiley.
- Frakes, Lawrence A., Jane E. Francis und Jozef I. Syktus. 2005. *Climate Modes of the Phanerozoic*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Frenz, Walter, und Hans-Jürgen Muggenborg. 2020. *BNatSchG: Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar*. 3., völlig neu bearbeitete und wesentlich erweiterte Auflage. Berlin: Schmidt.
- Futuyma, Douglas J. 1986. *Evolutionary Biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- Gray, Murray. 2004. *Geodiversity: Valuing and Conserving Abiotic Nature*. Chichester: Wiley.

- Gray, Murray. 2008. „Geodiversity: Developing the Paradigm.” *Proceedings of the Geologists' Association* 119(3–4): 287–98. [https://doi.org/10.1016/S0016-7878\(08\)80307-0](https://doi.org/10.1016/S0016-7878(08)80307-0).
- Gray, Murray. 2013. *Geodiversity: Valuing and Conserving Abiotic Nature*. 2. Auflage. Chichester: Wiley.
- Greider, Thomas, und Lorraine Garkovich. 1994. „Landscapes: The Social Construction of Nature and the Environment.” *Rural Sociology* 59(1): 1–24.
- Groeneveld, Linn F., Johannes A. Lenstra, Herwin Eding, Miguel A. Toro, Beate Scherf, Dafydd Pilling, Riccardo Negrini, Emma K. Finlay, Han Jianlin, Eildert Groeneveld, Steffen Weigend und The GLOBALDIV Consortium. 2010. „Genetic diversity in farm animals – a review.” *Animal Genetics* 41(s1): 6–31. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2052.2010.02038.x>.
- Hammer, Øyvind, und David A. T. Harper. 2008. *Paleontological Data Analysis*. New York: John Wiley & Sons.
- Hay, William W. 2009. „Cretaceous Oceans and Ocean Modeling.” In *Cretaceous Oceanic Red Beds: Stratigraphy, Composition, Origins, and Paleoceanographic and Paleoclimatic Significance*, herausgegeben von Xiumian Hu, Chengshan Wang, Robert W. Scott, Michael Wagreich und Luba Jansa, 243–71. Tulsa, OK: SEPM.
- Herder, Johann G. 1995. *Ideen zur Philosophie der Geschichte der Menschheit*. Bodenheim: Syndikat.
- Hoelscher, Steven D. 2009. „Landscape Iconography.“ In *International Encyclopedia of Human Geography*, herausgegeben von Rob Kitchin und Nigel Thrift, 132–9. Amsterdam: Elsevier.
- Hölting, Bernward und Wilhelm G. Coldewey. 2013. *Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie*. 8. Auflage. Heidelberg: Spektrum.
- Hubig, Christoph. 2011. „„Natur“ und „Kultur“. Von Inbegriffen zu Reflexionsbegriffen.“ *Zeitschrift für Kulturphilosophie* 5(1): 97–120.
- Hughes, A. Randall, Brian D. Inouye, Marc T. Johnson, Nora Underwood und Mark Vellend. 2008. „Ecological Consequences of genetic diversity.” *Ecology Letters* 11(6): 609–23. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01179.x>.
- Huntington, Samuel P. 1996. *The Clash of Civilizations and the Remaking of World Order*. New York: Simon & Schuster.
- Ibáñez, Juan J., und James G. Bockheim. 2013. *Pedodiversity*. Boca Raton: Taylor & Francis.

- Ifrim, Christina, Jens Lehmann, Peter D. Ward. 2015. „Paleobiogeography of the Late Cretaceous Ammonoidea.” In *Ammonoid Paleobiology. From Macroevolution to Paleogeography*, herausgegeben von Christian Klug, Dieter Korn, Kenneth De Baets, Isabelle Kruta und Royal H. Mapes, 259–74. Heidelberg: Springer.
- Ifrim, Christina, Wolfgang Stinnesbeck und José F. Ventura. 2013. „An Endemic Cephalopod Assemblage from the Lower Campanian (Late Cretaceous) Parras Shale, Western Coahuila, Mexico.” *Journal of Paleontology* 87(5): 881–901. <https://doi.org/10.1666/12-123>.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). 2016. *The Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production. Summary for Policymakers*. Zugriff am 28.06.2022. <https://digitallibrary.un.org/record/1664349>.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). 2019. *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Zugriff am 28.06.2022. <https://ipbes.net/global-assessment>.
- International Union of Soil Sciences (IUSS) Working Group World Reference Base for Soil Resources (WRB). 2015. „World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps.” *World Soil Resources Reports* 106: 1–192.
- Jax, Kurt. 2006. „Ecological units: definitions and application.” *The Quarterly Review of Biology* 81(3): 237–58. <https://doi.org/10.1086/506237>.
- Jax, Kurt. 2010. *Ecosystem Functioning*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jenness, Jane E., Joyce A. Ober, Aleeza M. Wilkins und Joseph Gambogi. 2016. *A World of Minerals in Your Mobile Device*. Reston, VA: Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- Kahl, Wolfgang, und Klaus F. Gärditz. 2021. *Umweltrecht*. 12., vollständig neu bearbeitete Auflage. München: Beck.
- Kirchhoff, Thomas. 2005. „Kultur als individuelles Mensch-Natur-Verhältnis: Herders Theorie kultureller Eigenart und Vielfalt.“ In *Strukturierung von Raum und Landschaft: Konzepte in Ökologie und der Theorie gesellschaftlicher Naturverhältnisse*, herausgegeben von Michael Weingarten, 63–106. Münster: Westfälisches Dampfboot.

- Kirchhoff, Thomas. 2011. „Natur‘ als kulturelles Konzept.“ *Zeitschrift für Kulturphilosophie* 5(1): 69–96. <https://doi.org/10.28937/1000107373>.
- Kirchhoff, Thomas. 2012a. „Diversität als Vielfalt oder als Pluralität: Über konkurrierende Diversitätskonzepte in christlicher Kosmologie, Ökologie und Biodiversitätsdiskursen.“ In *Gibt es eine Ordnung des Universums? Der Kosmos zwischen Messung, Anschauung und religiöser Deutung*, herausgegeben von Frank Vogelsang, Hubert Meisinger und Thorsten Moos, 147–68. Bonn: Evangelische Akademie im Rheinland.
- Kirchhoff, Thomas. 2012b. „Räumliche Eigenart: Sinn und Herkunft einer zentralen Denkfigur im Naturschutz, in Landschaftsarchitektur und Landschaftsplanung.“ *Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie* 103: 11–22.
- Kirchhoff, Thomas. 2014a. „Community-Level Biodiversity: An Inquiry Into the Ecological and Cultural Background and Practical Consequences of Opposing Concepts.” In *Concepts and Values in Biodiversity*, herausgegeben von Dirk Lanzerath und Minou B. Friele, 99–119. London: Routledge.
- Kirchhoff, Thomas. 2014b. „Müssen wir die historisch entstandenen Ökosysteme erhalten? Antworten aus nutzwert- und eigenwertorientierter Perspektive.“ In *Welche Natur brauchen wir: Analyse einer Grundproblematik des 21. Jahrhunderts*, herausgegeben von Gerald Hartung und Thomas Kirchhoff, 223–47. Freiburg: Alber.
- Kirchhoff, Thomas. 2014c. „Energiewende und Landschaftsästhetik: Versachlichung ästhetischer Bewertungen von Energieanlagen durch Bezugnahme auf drei intersubjektive Landschaftsideale.“ *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46(1): 10–16. Zugriff am 28. Juni 2022. https://www.nul-online.de/artikel.dll/NuL01-14-Inhalt-10-16-1_NDE2MDg3Mw.PDF?UID=7E817A5C6AD94EE51C242647E477953CD2FAE3EBF43B10.
- Kirchhoff, Thomas. 2018. *„Kulturelle Ökosystemdienstleistungen“: Eine begriffliche und methodische Kritik*. Freiburg: Alber.
- Kirchhoff, Thomas. 2019a. „Ökosystemdienstleistungen.“ In *Handbuch Landschaft*, herausgegeben von Olaf Kühne, Florian Weber, Karsten Berr und Corinna Jenal, 807–22. Wiesbaden: Springer VS.
- Kirchhoff, Thomas. 2019b. „Abandoning the Concept of Cultural Ecosystem Services, or Against Natural–Scientific Imperialism.” *BioScience* 69(3): 220–7. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz007>.

- Kirchhoff, Thomas. 2020a. „Landschaft.“ In *Naturphilosophie: Ein Lehr- und Studienbuch*, herausgegeben von Thomas Kirchhoff, Nicole C. Karafyllis, Dirk Evers, Brigitte Falkenburg, Myriam Gerhard, Gerald Hartung, Jürgen Hübner, Kristian Köchy, Ulrich Krohs, Thomas Potthast, Otto Schäfer, Gregor Schiemann, Magnus Schlette, Reinhard Schulz und Frank Vogelsang, 152–8. Tübingen: Mohr Siebeck.
- Kirchhoff, Thomas. 2020b. „‘Ökosystemintegrität’ – ein geeignetes umweltethisches Leitprinzip?“ *Zeitschrift für Praktische Philosophie* 7(2): 191–220. <https://doi.org/10.22613/zfpp/7.2.8>.
- Kirchhoff, Thomas. 2020c. „The Myth of Frederic Clements’s Mutualistic Organicism, or: On the Necessity to Distinguish Different Concepts of Organicism.” *History and Philosophy of the Life Sciences* 42(2): article 24. <https://doi.org/10.1007/s40656-020-00317-y>.
- Kirchhoff, Thomas. 2020d. „Einführung: von der Ökologie als Wissenschaft zur ökologischen Weltanschauung.“ *Natur und Landschaft* 95(9/10): 390–6. <https://doi.org/10.17433/9.2020.50153833.390-396>.
- Kirchhoff, Thomas, und Sylvia Haider. 2009. „Globale Vielzahl oder lokale Vielfalt: zur kulturellen Ambivalenz von ‘Biodiversität’.“ In *Vieldeutige Natur: Landschaft, Wildnis und Ökosystem als kulturgeschichtliche Phänomene*, herausgegeben von Thomas Kirchhoff und Ludwig Trepl, 315–30. Bielefeld: transcript.
- Kirchhoff, Thomas, und Kristian Köchy. 2016a. „Einleitung: Diversität als Kategorie, Befund und Norm. Begriffs- und ideengeschichtliche Grundlagen der aktuellen Biodiversitätsdebatte.“ In *Wünschenswerte Vielheit: Diversität als Kategorie, Befund und Norm*, herausgegeben von Thomas Kirchhoff und Kristian Köchy, 9–22. Freiburg: Karl Alber.
- Kirchhoff, Thomas, und Kristian Köchy. 2016b. *Wünschenswerte Vielheit: Diversität als Kategorie, Befund und Norm*. Freiburg: Karl Alber.
- Kirchhoff, Thomas, und Ludwig Trepl. 2001. „Vom Wert der Biodiversität: Über konkurrierende politische Theorien in der Diskussion um Biodiversität.“ *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* S13: 27–44.
- Kirchhoff, Thomas, und Ludwig Trepl. 2009. „Landschaft, Wildnis, Ökosystem: Zur kulturbedingten Vieldeutigkeit ästhetischer, moralischer und theoretischer Naturauffassungen. Einleitender Überblick.“ In *Vieldeutige Natur. Landschaft, Wildnis und Ökosystem als kulturgeschichtliche Phänomene*, herausgegeben von Thomas Kirchhoff und Ludwig Trepl, 13–66. Bielefeld: transcript.

- Kirchhoff, Thomas, Ludwig Trepl und Vera Vicenzotti. 2013. „What is Landscape Ecology? An Analysis and Evaluation of Six Different Conceptions.” *Landscape Research* 38(1): 33–51. <https://doi.org/10.1080/01426397.2011.640751>.
- Kirchhoff, Thomas, und Annette Voigt. 2010. „Rekonstruktion der Geschichte der Synökologie: Konkurrierende Paradigmen, Transformationen, kulturelle Hintergründe.“ In *Disziplinengese im 20. Jahrhundert*, herausgegeben von Michael Kaasch und Joachim Kaasch, 181–96. Berlin: Verlag für Wissenschaft und Bildung.
- Kloepfer, Michael. 2016. *Umweltrecht*. München: C.H. Beck.
- Kloepfer, Michael, und Wolfgang Durner. 2020. *Umweltschutzrecht*. 3., überarbeitete und ergänzte Auflage München: Beck.
- Kolb, Albert. 1962. „Die Geographie und die Kulturerdteile.“ In *Hermann von Wissmann-Festschrift*, herausgegeben von Adolf Leidlmair, 42–49. Tübingen: Geographisches Institut der Universität Tübingen.
- Landscape Character Assessment (LCA). 2002. *Landscape Character Assessment: Guidance for England and Scotland*. Prepared on behalf of The Countryside Agency and Scottish Natural Heritage by Carys Swanwick and Land Use Consultants. The Countryside Agency & Scottish Natural Heritage, Cheltenham & Edinburgh. Zugriff am 28. Juni 2022. https://www.nature.scot/sites/default/files/2018-02/Publication_2002_-_Landscape_Character_Assessment_guidance_for_England_and_Scotland.pdf.
- Leser, Hartmut. 1991. *Landschaftsökologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung*. Stuttgart: Ulmer.
- Linné, Carl von. 1735. *Systema naturae, sive regna tria naturae systematice proposita per classes, ordines, genera, & species*. Leiden: Haak.
- Loreau, Michel. 2000. „Biodiversity and Ecosystem Functioning: Recent Theoretical Advances.” *Oikos* 91(1): 3–17.
- Loreau, Michel, und Claire de Mazancourt. 2013. „Biodiversity and Ecosystem Stability: A Synthesis of Underlying Mechanisms.” *Ecology Letters* 16: 106–15. <https://doi.org/10.1111/ele.12073>.
- Loreau, Michel, und Andy Hector. 2001. „Partitioning Selection and Complementarity in Biodiversity Experiments.” *Nature* 412(6842): 72–76. <https://doi.org/10.1038/35083573>.
- Loreau, Michel, Shadid Naeem und Pablo Inchausti. 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford: Oxford University Press.

- Loreau, Michel, Shadid Naeem, Pablo Inchausti, Jan Bengtsson, John P. Grime, Andy Hector, David U. Hooper, Michael A. Huston, D. Raffaelli, Bernhard Schmid, D. Tilman und David A. Wardle. 2001. „Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges.” *Science* 294(5543): 804–8.
- Maclaurin, James, und Kim Sterelny. 2008. *What is Biodiversity?* Chicago: University of Chicago Press.
- Magurran, Anne E., und Brian J. McGill. 2011a. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford: Oxford University Press.
- Magurran, Anne E., und Brian J. McGill. 2011b. „Challenges and Opportunities in the Measurement and Assessment of Biological Diversity.” In *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*, herausgegeben von Anne E. Magurran und Brian J. McGill, 1–10. Oxford: Oxford University Press.
- Marschall, Ilke, Torsten Lipp und Jochen Schumacher. 2008. „Die Biodiversitätskonvention und die Landschaft. Strategien und Instrumente zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention ‚in situ‘.“ *Natur und Recht* 30(5): 327–33.
- McBratney, Alex B. 1992. „On Variation, Uncertainty and Informatics in Environmental Soil Management.” *Soil Research* 30(6): 913–35.
- McBratney, Alex B., Jaap de Gruijter und Alisa Bryce. 2019. „Pedometrics Timeline.“ *Geoderma* 338: 568–75. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.11.048>.
- McCann, Kevin S. 2000. „The Diversity–Stability Debate.” *Nature* 405(6783): 228–33.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA). 2005a. *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. Washington: World Resources Institute. Zugriff am 28. Juni 2022. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA). 2005b. *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, World Resources Institute. Zugriff am 28. Juni 2022. http://www.royalsocietyqld.org/wp-content/uploads/2017/11/MEA_Summary_Extract.pdf.
- Meier-Oeser, Stephan. 2001. „Vielheit: I. Antike bis 18. Jh.“ In *Historisches Wörterbuch der Philosophie: Band 11*, herausgegeben von Joachim Ritter, Karlfried Gründer und Gottfried Gabriel, 1041–50. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

- Meinig, Donald W. 1979. „The Beholding Eye: Ten Versions of the Same Scene.“ In *The Interpretation of Ordinary Landscapes: Geographical Essays*, herausgegeben von Donald W. Meinig und John B. Jackson, 32–48. Oxford: Oxford University Press.
- Mouillot, David, und Alain Leprêtre. 1999. „A Comparison of Species Diversity Estimators.“ *Researches on Population Ecology* 41(2): 203–15. <https://doi.org/10.1007/s101440050024>.
- Müller-Wille, Staffan. 2016. „Brüche in der Stufenleiter des Lebens: Diversität in der Naturgeschichte 1758–1859.“ In *Diversität: Geschichte und Aktualität eines Konzepts*, herausgegeben von André L. Blum, Nina Zschocke, Vincent Barras und Hans-Jörg Rheinberger, 41–59. Würzburg: Königshausen & Neumann.
- Naeem, Shadid, Michel Loreau und Pablo Inchausti. 2002. „Biodiversity and Ecosystem Functioning: The Emergence of a Synthetic Ecological Framework.“ In *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*, herausgegeben von Michel Loreau, Shadid Naeem und Pablo Inchausti, 3–11. Oxford: Oxford University Press.
- Naeem, Shadid, Lindsey J. Thompson, Sharon P. Lawler, John H. Lawton und Richard M. Woodfin. 1994. „Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems.“ *Nature* 368(6473): 734–7.
- Newig, Jürgen. 1986. „Drei Welten oder eine Welt: Die Kulturerdteile.“ *Geographische Rundschau* 38(5): 262–267.
- Nickel, Ernest H. 1995. „Definition of a Mineral.“ *Mineralogical Magazine* 59(397): 767–8. <https://doi.org/10.1180/minmag.1995.059.397.20>.
- Norton, Bryan G. 1994. „On What We Should Save: The Role of Culture in Determining Conservation Targets.“ In *Systematics and Conservation Evaluation*, herausgegeben von Peter L. Forey, Curtis J. Humphries und Richard I. Vane-Wright, 23–40. Oxford: Clarendon Press.
- Olden, Julian D., und Thomas P. Rooney. 2006. „On Defining and Quantifying Biotic Homogenization.“ *Global Ecology and Biogeography* 15(2): 113–20.
- Paleobiology Database Executive Committee. 2018. „The Paleobiology Database.“ *Paleobiology Database Executive Committee*. Zugriff am 11.10.2021. <https://paleobiodb.org/#/>.
- Petersen, Andreas. 2008. „Pedodiversity of southern African drylands.“ *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 61: 1–374.

- Pettijohn, Francis J. 1948. „A preface to the classification of the sedimentary rocks.” *The Journal of Geology* 56(2): 112–7.
- Reckwitz, Andreas. 2000. *Die Transformation der Kulturtheorien: Zur Entwicklung eines Theorieprogramms*. Weilerswist: Velbrück Wiss.
- Rheinberger, Hans-Jörg. 2016. „Einführung: Diversität und Wissenschaft.“ In *Diversität. Geschichte und Aktualität eines Konzepts*, herausgegeben von André L. Blum, Nina Zschocke, Vincent Barras und Hans-Jörg Rheinberger, 13–17. Würzburg: Königshausen & Neumann.
- Rossiter, David G. 2018. „Past, present & future of information technology in pedometrics.” *Geoderma* 324: 131–7.
- Roth, Michael, und Elke Bruns. 2016. „Landschaftsbildbewertung in Deutschland – Stand von Wissenschaft und Praxis.“ *Bundesamt für Naturschutz (BfN)*. Zugriff am 28. Juni 2022. <https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript439.pdf>.
- Salzbrunn, Monika. 2014. *Vielfalt / Diversität*. Bielefeld: transcript.
- Sarkar, Sahotra. 2005. „Biodiversity and Environmental Philosophy: An Introduction.” Cambridge: Cambridge University Press.
- Sarkar, Sahotra. 2010. „Diversity: A Philosophical Perspective.” *Diversity* 2(1): 127–41.
- Scherer-Lorenzen, Michael. 2005. „Biodiversity and Ecosystem Functioning: Basic Principles.” In *Biodiversity: Structure and Function: Volume I*, herausgegeben von Wilhelm Barthlott, K. Eduard Linsenmair und Stefan Porembski, 68–88. Oxford: EOLSS Publications.
- Schlacke, Sabine. 2016. *GK-BNatSchG – Gemeinschaftskommentar zum Bundesnaturschutzgesetz*. 2. Auflage. Köln: Carl Heymanns
- Schlacke, Sabine. 2021. *Umweltrecht*. 8. Auflage. Baden-Baden: Nomos.
- Schlaudt, Oliver. 2020. „Messung.“ *Online Encyclopedia Philosophy of Nature/Online Lexikon Naturphilosophie*, herausgegeben von Thomas Kirchhoff. Zugriff am 28. Juni 2022. <https://doi.org/10.11588/oepn.2020.0.76526>.
- Schrauth, Fabian E., und Michael Wink. 2018. „Changes in Species Composition of Birds and Declining Number of Breeding Territories over 40 Years in a Nature Conservation Area in Southwest Germany.” *Diversity* 10(3): 97. <https://doi.org/10.3390/d10030097>.
- Schumacher, Jochen, und Peter Fischer-Hüftle. 2021. *Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar*. 3. erweiterte und aktualisierte Auflage. Stuttgart: Kohlhammer.

- Schwieder, Marcel, Pedro J. Leitão, Mercedes M. da Cunha Bustamante, Laerte G. Ferreira, Andreas Rabe und Patrick Hostert. 2016. „Mapping Brazilian savanna vegetation gradients with Landsat time series.” *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 52: 361–70. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.06.019>.
- Seel, Martin. 1991. *Eine Ästhetik der Natur*. Frankfurt am Main: Suhrkamp.
- Serrano, Enrique, und Purificación Ruiz-Flaño. 2007. „Geodiversity: a theoretical and applied concept.” *Geographica Helvetica* 62(3): 140–7. <https://doi.org/10.5194/gh-62-140-2007>.
- Stöffler, Dieter, und Richard A. Grieve. 1994. „Classification and Nomenclature of Impact Metamorphic Rocks: A Proposal to the IUGS Subcommittee on the Systematics of Metamorphic Rocks.” *Lunar and Planetary Science XXV*: 1347–8.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). 2010. *The Ecological and Economic Foundations*, herausgegeben von Pushpam Kumar. London: Earthscan. Zugriff am 28. Juni 2022. <http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Ecological%20and%20Economic%20Foundations/TEEB%20Ecological%20and%20Economic%20Foundations%20report/TEEB%20Foundations.pdf>.
- Toepfer, Georg. 2011. „Diversität.” In *Historisches Wörterbuch der Biologie: Geschichte und Theorie der biologischen Grundbegriffe: Band 1: Analogie- Ganzheit*, herausgegeben von Georg Toepfer, 351–365. Stuttgart: Metzler.
- Trepl, Ludwig. 1995. „Die Diversitäts-Stabilitäts-Diskussion in der Ökologie.“ *Berichte der ANL Beiheft* 12: 35–49.
- Trepl, Ludwig. 2012. *Die Idee der Landschaft. Eine Kulturgeschichte von der Aufklärung bis zur Ökologiebewegung*. Bielefeld: transcript.
- United Nations. 1992. „Convention on Biological Diversity.” *Secretariat of the Convention on Biological Diversity*. Zugriff am 28. Juni 2022. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>.
- van de Wouw, Mark, Theo van Hintum, Chris Kik, Rob van Treuren und Bert Visser. 2010. „Genetic Diversity Trends in Twentieth Century Crop Cultivars: A Meta Analysis.” *Theoretical and Applied Genetics* 120(6): 1241–52. <https://doi.org/10.1007/s00122-009-1252-6>.
- Weber, Heinrich E. 2005. „Brombeeren.“ *Ökoporträt* 39(3): 1–4.

- Welsch, Wolfgang. 2017. *Transkulturalität. Realität – Geschichte – Aufgabe*. Wien: New Academic Press.
- Wheeler, Quentin D., und Rudolf Meier. 2000. *Species Concepts and Phylogenetic Theory. A Debate*. New York: Columbia University Press.
- Whittaker, Robert H. 1972. „Evolution and Measurement of Species Diversity.” *Taxon* 21(2/3): 213–51.
- Windelband, Wilhelm. 1910. *Über Identität und Gleichheit*. Heidelberg: Winter.
- Wink, Michael. 2014. *Ornithologie für Einsteiger*. Heidelberg: Springer Spektrum.
- Wylie, John. 2007. *Landscape*. New York: Routledge.
- Yousefi, Hamid R., und Ina Braun-Yousefi. 2011. *Interkulturalität: Eine interdisziplinäre Einführung*. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Zhu, Youyong, Hairu Chen, Jinghua Fan, Yunyue Wang, Yan Li, Jianbing Chen, JinXiang Fan, Shisheng Yang, Lingping Hu, Hei Leung, Tom W. Mew, Paul S. Teng, Zonghua Wang und Christopher C. Mundt. 2000. „Genetic Diversity and Disease Control in Rice.” *Nature* 406(6797): 718–22. <https://doi.org/10.1038/35021046>.

Bildnachweis:

Tab. 1: Eigene Zusammenstellung

Abb. 1: gemeinfrei (<https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Rockcycle.jpg>)

Abb. 2: verändert nach Ette und Geburek 2021, 936

Abb. 3: CC BY-SA 4.0 Anja Knaebel v2018
(<https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/a/a4/Biodiversity.png>)

Abb. 4: Eigene Darstellung, Artenanzahl aus Paleobiology Database Executive Committee 2018

Abb. 5: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services 2019, 26

Abb. 6: Eigene Darstellung

Abb. 7: Eigene Darstellung

Abb. 8: verändert nach Schwieder et al. 2016, 362

Abb. 9: verändert nach Naeem, Loreau und Inchausti 2002, 5

Abb. 10: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services 2019, 25