

Texte

29
08

ISSN
1862-4804

Der "gute ökologische Zustand" naturnaher terrestrischer Ökosysteme - ein Indikator für Biodiversität?

**Tagungsband zum Workshop in Dessau
19./20.9.2007**

**Umwelt
Bundes
Amt**



Für Mensch und Umwelt



**Der „gute ökologische Zustand“
naturnaher terrestrischer Ökosysteme
- ein Indikator für Biodiversität ?**

**Tagungsband zum Workshop in Dessau,
19./20.9.2007**

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 4.3
Sabine Augustin
Stefanie Hedtkamp
Gudrun Schütze

Dessau-Roßlau, August 2008

Texte-Band

Der "Gute ökologische Zustand" naturnaher terrestrischer Ökosysteme - ein Indikator für Biodiversität? Tagungsband zum Workshop in Dessau, 19./20.9.2007

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	3
1.1	Problemstellung und Ziel des Workshops	3
1.2	Organisation	4
1.3	Aufbau des Workshop-Berichts	5
1.4	Begriffe	5
2.	Ausgewählte Hintergrundinformationen – Diskussionsgrundlage zur Einführung	8
2.1	Einführung	8
2.2	Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern nach EG- Wasserrahmenrichtlinie: Qualitätskomponenten, Gewässertypen und typspezifische Referenzbedingungen	9
2.3	Charakterisierung eines „Guten ökologischen Zustandes“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme, insbesondere der Wälder	10
2.3.1	Typisierungsansätze für naturnahe terrestrische Ökosysteme	11
2.3.2	Grundlagen zur Bewertung von Ökosystemen und Landschaften	12
2.4	Monitoring des heutigen Zustandes von Wäldern und deren Böden	14
2.5	Fragen an den Workshop	15
2.6	Literatur	16
3	Referate	18
3.1	Welches sind die wichtigsten Eigenschaften von funktionstüchtigen terrestrischen Ökosystemen?	18
3.2	Gedankenmodell der Wasserrahmenrichtlinie: Gewässertypisierung, Referenzerstellung und Bewertung am Beispiel der Fließgewässer	33
3.3	Fluss- und Stromauen in Deutschland - Typologie und Leitbilder	46
3.4	Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Methoden, Ziele und Anwendungsmöglichkeiten der potenziell natürlichen Vegetation	51
3.5	Walddynamik und Prozess-Schutz	72
3.6	Die heutige potenzielle natürliche Vegetation– ein operationaler Ansatz zur Beschreibung der Naturnähe von Wäldern?	85
3.7	Die „gefühlte“ Naturnähe: Hemerobie österreichischer Waldökosysteme ...	95
3.8	Integrierende Ansätze zur Bewertung des Zustandes von Waldökosystemen	103
3.9	Potenziale der Artenvielfalt und Selbstorganisation	110

3.10	Die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung in Deutschland Methodik und Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur	127
3.11	Der „gute ökologische“ Zustand von Waldökosystemen – Beitrag des nationalen forstlichen Umweltmonitorings zur Bewertung	135
3.12	Böden als Lebensraum - was müssen wir wissen?	141
3.13	Ableitung von Indikatoren für die Ökosystemnachhaltigkeit auf der Grundlage von Monitoringdaten	148
4	Zusammenfassende Berichte aus den Arbeitsgruppen	164
4.1	Arbeitsgruppe Typisierung	164
4.2	Arbeitsgruppe „Indikatoren“	168
4.3	Arbeitsgruppe „Referenzzustände“	169
5	Synthese der Workshopergebnisse	171
5.1	Vorgehensweise	171
5.2	Grundsätze	171
5.3	Typisierung	172
5.4	Referenzzustand	174
5.5	Indikatoren	176
5.6	Gestuftes Bewertungssystem und Monitoring	179
5.7	Ausblick	180

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Ziel des Workshops

Die nachhaltige Sicherung der Ökosysteme mit ihrer natürlichen Vielfalt an Lebensräumen, Arten und genetischer Variation ist nicht nur eine ethische Verpflichtung, sondern Voraussetzung, um die Lebensgrundlagen der Menschheit zu erhalten. Aufgrund menschlicher Aktivitäten sind Ökosysteme zahlreichen Einwirkungen ausgesetzt, die ihre Stabilität, ihre biologische Vielfalt und damit auch die zahlreichen ökologischen Funktionen und die Dienstleistungen für den Menschen bedrohen. Zum Teil sind bereits irreversible Schäden eingetreten. Deutschland hat sich mit dem Beitritt zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt¹, gemeinsam mit 188 Staaten und der Europäischen Gemeinschaft, zum Schutz der biologischen Vielfalt verpflichtet.

Um einzuschätzen, ob ein Ökosystem in Struktur und Funktion ausreichend stabil oder anpassungsfähig ist, langfristig die biologische Vielfalt und die Ökosystemdienstleistungen zu gewährleisten, bedarf es eines objektiven und ganzheitlichen Bewertungsansatzes. Als wissenschaftliche Grundlage für umweltpolitische Entscheidungen soll ein solches Bewertungssystem Defizite im Umweltzustand aufdecken und helfen, geeignete Gegenmaßnahmen abzuleiten. Es kann gleichfalls zur Erfolgskontrolle der Maßnahmen dienen.

Für Oberflächengewässer wurde im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie² (WRRL) das Konzept des „Guten ökologischen Zustands“ bereits bis zur umweltpolitischen Anwendung entwickelt. Dieses Bewertungskonzept erfüllt die zuvor genannten Anforderungen.

Für terrestrische Ökosysteme gibt es dagegen bisher zahlreiche, allerdings sehr unterschiedliche Bewertungsmethoden, die oft entweder nur die ökosystemare Wirkung einzelner Stressoren (z.B. Stoffeinträge, klimatische Faktoren) betrachten, einzelne Kompartimente (z. B. den Kronenzustand der Wälder oder die chemischen oder biologischen Eigenschaften von Böden) oder aber einzelne Ökosystemfunktionen (z. B. die Biomasseproduktion, die Grundwasserneubildung oder die Lebensraumfunktion). Die isolierte Bewertung ausgewählter Kriterien gibt aber keinen Aufschluss über den Gesamtzustand des Ökosystems. Auch wenn einzelne Kriterien scheinbar einen guten Zustand ausweisen, können Defizite in nicht untersuchten Eigenschaften und Funktionen unentdeckt bleiben.

¹ Convention on Biological Diversity, CBD, beschlossen auf der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED)) 1992, in Rio de Janeiro.

² Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Der Workshop *Der „Gute ökologische Zustand“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme – ein Indikator für Biodiversität?* hat sich die Frage gestellt, wie ein ganzheitliches System der Typisierung und Bewertung des ökologischen Zustandes naturnaher terrestrischer Ökosysteme gestaltet sein sollte. Gesucht wird ein überschaubarer Satz von Indikatoren, aus denen ein Bewertungssystem für den Zustand dieser Ökosysteme aufgebaut werden kann. Ein solches Bewertungssystem sollte integrativ sein - d.h. mehrere Aspekte in ihrer Verknüpfung umfassen - und es sollte in Analogie zur WRRL eine Einteilung in Zustandsklassen ermöglichen.

Bei der Entwicklung des Bewertungssystems sollen zunächst nicht alle terrestrischen Ökosysteme, sondern nur die „naturnahen“ im Blickpunkt stehen. Dabei kommt den Wäldern wegen ihres großen Flächenanteils an den naturnahen Systemen in Deutschland, aber auch wegen ihrer Empfindlichkeit gegen bestimmte Umwelteinflüsse eine besondere Bedeutung zu.

Vertreter der Ökosystemforschung, der Umweltbeobachtung, des Naturschutzes und der Forstverwaltungen haben zu dieser Fragestellung z. T. sehr unterschiedliche Sichtweisen und Ansätze. Deshalb konnte nicht erwartet werden, dass der Workshop als Ergebnis bereits ein konkretes Konzept für die ganzheitliche Bewertung des ökologischen Zustandes terrestrischer Ökosysteme liefert. Er hatte vielmehr zum Ziel, Experten aus den genannten Bereichen zusammenzuführen, den Status quo der Wissenschaft festzustellen und aus der Zusammenschau der Ansätze Richtungen für die zukünftige Arbeit zu identifizieren.

1.2 Organisation

Der vom Umweltbundesamt³ durchgeführte Workshop fand am 19. und 20. 09. 2007 in Dessau statt. 56 Experten von Landes- und Bundesbehörden, Landes- und Bundesforschungseinrichtungen sowie Universitäten nahmen teil. Als Referenten waren Experten aus Forschungsanstalten des Bundes und der Länder, von Universitäten und Planungsbüros eingeladen. Programm und Teilnehmerliste sind als Anhang beigelegt.

Der Workshop begann mit Plenarvorträgen und Diskussionen zu vier thematischen Schwerpunkten:

- I. *Bewertung von Gewässer-Ökosystemen,*
- II. *Typisierungsansätze für naturnahe terrestrische Ökosysteme,*
- III. *Definition eines Referenzzustandes für naturnahe terrestrische Ökosysteme*
- IV. *Der ökologische Zustand naturnaher terrestrischer Systeme.*

³ Fachgebiete II 4.3 *Wirkungen von Luftverunreinigungen auf terrestrische Ökosysteme* und II 2.4 *Binnengewässer*

Nach den Vorträgen fanden Diskussionen in drei Arbeitsgruppen zu den Themenkomplexen *Typisierung*, *Indikatoren* und *Referenzzustand* statt. Die Gruppen befassten sich mit im Vorfeld formulierten Fragen (siehe Kapitel 2.6), die den Teilnehmern vor dem Workshop zugegangen waren.

Der Workshop endete mit den Vorträgen zu den Ergebnissen aus den Arbeitsgruppen und einer Abschlussdiskussion.

1.3 Aufbau des Workshop-Berichts

Das nachfolgende Kapitel 1.4 erläutert Begriffe im Zusammenhang mit der Diskussion um den *Guten ökologischen Zustand* terrestrischer Ökosysteme.

Das Kapitel 2 enthält das zu Beginn des Workshops ausgelegte Hintergrundpapier in einer sprachlichen Überarbeitung und mit Ergänzungen. Das Hintergrundpapier sollte die Diskussion auf relevante Fragestellungen richten, ohne dabei einen Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben.

In Kapitel 3 sind die Textbeiträge der Referenten in der Reihenfolge der Plenarvorträge zusammengestellt. Kapitel 4 enthält die Berichte aus den drei Arbeitsgruppen.

Das Kapitel 5 fasst die Ergebnisse des Workshops zusammen. In Auswertung der Referate und der Arbeitsgruppenberichte stellt es dar, zu welchen Punkten Konsens besteht und zu welchen sich weiterer Forschungs- oder Diskussionsbedarf herauskristallisiert hat. Diese Auswertung orientiert sich an den übergreifenden Fragen im Kapitel 2.6. Im Sinne einer Synthese der Workshopergebnisse werden die im Workshop dargelegten Fakten, Zusammenhänge und Diskussionsergebnisse soweit möglich zu Antworten auf die Fragen gebündelt und dabei gleichzeitig bestehende Wissensdefizite aufgedeckt.

Aufbauend auf der Defizitanalyse im Kapitel 5 werden im Kapitel 6 Vorschläge für weiterführende Untersuchungen und Diskussionen abgeleitet und begründet.

1.4 Begriffe

Auf dem Workshop zeigte sich, dass verschiedene Experten einige relevante Begriffe unterschiedlich verstehen und definieren. Die nachfolgenden Definitionen geben das Verständnis der Herausgeber wieder und finden insbesondere in den Kapiteln 2, 5 und 6, Verwendung. Die Verwendung der Begriffe in den Einzelreferaten und den Zusammenfassungen der Arbeitsgruppenergebnisse kann davon abweichen.

„Sehr guter ökologischer Zustand“ = Referenzzustand nach WRRL:

Höchste Werteklasse der typspezifischen Bewertung in Anlehnung an Anhang V, Nr. 1.2 der WRRL: Bei dem jeweiligen Ökosystemtyp sind keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und strukturellen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Werte der biologischen Qualitätskomponenten entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen.

„Guter ökologischer Zustand“ = Zielzustand nach WRRL:

Zielzustand, der nach WRRL bis 2015 für alle europäischen Gewässer erreicht sein soll. Der „Gute ökologische Zustand“ lässt geringfügige anthropogene Abweichungen vom Referenzzustand zu.

Ökosystem:

Beziehungsgefüge der Lebewesen untereinander und mit ihrem Lebensraum. Ein Ökosystem ist durch Struktur und Funktion charakterisiert. Die Struktur ist physikalisch durch die Gliederung des Raumes bedingt, chemisch durch Menge und Verteilung der anorganischen und organischen Stoffe sowie biologisch durch das Spektrum der Lebensformen, das Verknüpfungsgefüge der Arten, die Ernährungsstufen der Produzenten, Konsumenten und Reduzenten (Fritz 2006).

Landschaft/Landschaftsebene:

Für den Begriff Landschaft gibt es keine einheitliche Definition und keine Festlegung zur räumlichen Ausdehnung. In jedem Fall handelt es sich um ein geografisches Gebiet, das sich in seiner Merkmalsausprägung von anderen Gebieten unterscheidet. Landschaften selbst bestehen aus einem Mosaik von Ökosystemtypen.

Potentiell natürliche Vegetation (PNV):

Die Vegetation, die unter den gegenwärtigen klimatischen, orographischen und pedologischen Randbedingungen unter Ausschluss menschlicher Einflüsse als Klimaxgesellschaft (s.u.) zu erwarten wäre.

Heutige potentiell natürliche Vegetation (hPNV):

Die Vegetation, die sich bei der *Einstellung menschlicher Einflüsse ab jetzt* langfristig einstellen würde. (Unterschied zur PNV: Berücksichtigung nachhaltiger/irreversibler anthropogener Veränderungen in der Vergangenheit.)

Hemerobie:

Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmaß der Wirkungen derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegen stehen (Kowarik 1988).

Klimax/Klimaxgesellschaft:

Verhältnismäßig stabiles Endstadium der Vegetationsentwicklung in einer Landschaft, das unter einem bestimmten Klima möglich ist (Schäfer 1992). Je nach edaphischen, topographischen oder ökoklimatischen Bedingungen können verschiedene Klimax-Gemeinschaften in einer Klimazone ausgebildet werden (Polyklimax-Konzept). Klimaxgesellschaft meint also die potentielle oder reale natürliche Vegetation der großflächig verbreiteten Standorte eines Gebietes (Sauermost und Freudig 2002).

Sukzession:

Ablösung einer Organismengesellschaft durch eine andere (zeitliche Abfolge), hervorgerufen durch Klima, Boden oder Lebenstätigkeit der Organismen selbst (Schäfer 1992, gekürzt). Die Neubesiedlung von ursprünglich freien Flächen (z. B. Gletschermoränen) bezeichnet man als primäre, die von gestörten Flächen (z. B. Kahlschlägen) als sekundäre Sukzession.

Elastische und plastische Reaktion eines Ökosystems:

Ökosysteme reagieren elastisch, wenn sie nach vorübergehenden Änderungen abiotischer und/oder biotischer Rahmenbedingungen in den Ausgangszustand zurückspringen (ohne dauerhafte Änderung der Systemeigenschaften). Von einer plastischen Reaktion spricht man, wenn sich Ökosysteme ohne Durchlaufen einer langen Sukzessionsphase an veränderte Standortbedingungen anpassen (d.h. mit einer dauerhaften Veränderung der Systemeigenschaften).

Ökotope:

Konkrete örtliche Manifestation des Ökosystems

2. Ausgewählte Hintergrundinformationen – Diskussionsgrundlage zur Einführung

Dr. Sabine Augustin und Dr. Stefanie Hedtkamp

2.1 Einführung

Die heute in Deutschland anzutreffenden terrestrischen Ökosysteme sind überwiegend durch Siedlung, Land- und Forstwirtschaft geprägt und deshalb i. d. R. nicht mehr als natürlich anzusehen. So ist z. B. der heutige Waldzustand das Ergebnis Jahrhunderte langer vom Menschen verursachter Veränderungen. Zu nennen sind hier insbesondere Übernutzung, waldbauliche Eingriffe, Landnutzungsänderungen und anthropogene Stoffeinträge.

Die Ursache von Veränderungen oder Schäden an Ökosystemen ist meistens „multifaktoriell“, d.h. verschiedene Einflüsse sind gleichzeitig dafür verantwortlich. Hinsichtlich stofflicher Belastungen naturnaher Ökosysteme trägt die wirkungsbasierte Luftreinhaltepolitik in Europa dieser Tatsache bereits Rechnung⁴. Die EU-Gewässerschutzpolitik betrachtet in der WRRL und der EG-Meeressstrategie Richtlinie Kombinationen von Stressoren noch umfassender, indem sie auch nicht-stoffliche Einflüsse berücksichtigt.

Bewerten heißt vergleichen. Die Bewertung des ökologischen Zustands setzt die Kenntnis des anthropogen unbeeinflussten „Normal-“ oder eines definierten „Referenz-zustandes“ für das Ökosystem voraus. Die meisten vorliegenden Bewertungssysteme zielen auf bestimmte räumliche oder zeitliche Ebenen und einzelne Einflussfaktoren ab und/oder betrachten einzelne Systemausschnitte. Dabei besteht die Gefahr, dass Probleme und Risiken übersehen werden; Rückkopplungen sind nicht berücksichtigt. Mit einem ganzheitlichen Bewertungssystem für naturnahe terrestrische Ökosysteme soll dieser Nachteil überwunden werden. Es soll plausibel, beschreib- und berechenbar sein, eine Einteilung in Zustandsklassen ermöglichen, und möglichst alle Aspekte der Ökosystemgesundheit und -funktionsfähigkeit berücksichtigen. Ein solches System könnte Defizite im Umweltzustand aufdecken und kommunizieren und zur Ableitung von Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes sowie zur Erfolgskontrolle dienen.

⁴ Die Emissionsminderungsverpflichtungen im Multikomponentenprotokoll (1999) der Genfer Luftreinhaltekonvention (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP) und in der EU-Richtlinie über Nationale Emissionsobergrenzen (NEC-Richtlinie) basieren auf der ökosystembezogenen Analyse der Wirkungen Versauerung, Eutrophierung und von Ozon.

2.2 Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern nach EG-Wasserrahmenrichtlinie: Qualitätskomponenten, Gewässertypen und typspezifische Referenzbedingungen

Der ökologische Zustand von Oberflächengewässern wird nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ökologisch integrativ bewertet. Die „Messlatte“ als Bewertungsgrundlage stellen die anthropogen unbeeinflussten, naturraumtypischen Lebensgemeinschaften dar. Dieses biologische Bewertungsverfahren ist geeignet, gleichzeitig sehr unterschiedliche Stressoren zu indizieren, die auf Gewässer wirken. Hydromorphologische und physikalisch-chemische Merkmale werden nur dann ergänzend herangezogen, wenn allein aufgrund der biologischen Kriterien eine sichere Zuordnung des Gewässers in eine ökologische Zustandsklasse nicht möglich ist. In Fließgewässern sind die biologischen Qualitätskomponenten die aquatische Flora, die Wirbellosen- und Fischfauna, deren Artzusammensetzungen und die Abundanzen sowie, bei der Fischfauna, zusätzlich die Altersstruktur.

Die Bewertung eines untersuchten Gewässers erfolgt durch Vergleich des aktuellen Zustandes mit dem typspezifischen Referenzzustand, dem potenziell natürlichen Zustand. Der Grad der Abweichung von diesen typspezifischen Referenzbedingungen bestimmt die ökologische Zustandsklasse. Man unterscheidet fünf Zustandsklassen: sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht.

Oberflächengewässer unterscheiden sich in ihren morphologischen, hydrologischen und geo-chemischen Ausprägungen, die ihrerseits wieder die daraus resultierenden naturraumtypischen Lebensgemeinschaften und ihre Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Einflüssen bestimmen. Um die unterschiedlichen Empfindlichkeiten gegenüber Schadstoffen und anderen Belastungen berücksichtigen zu können, werden die Gewässer grobskalig in Ökoregionen und feinskalig in Gewässertypen unterteilt. Typisierungskriterien z.B. für Fließgewässer sind die Ökoregion, die Höhenlage, die Gewässergröße und die Geologie bzw. Geomorphologie.

In Deutschland gibt es 25 biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen: vier für die Ökoregion der Alpen und des Alpenvorlandes, acht für Mittelgebirge, neun für das Norddeutsche Tiefland und vier von der Ökoregion unabhängige Typen. Für jeden dieser Fließgewässertypen wurden sogenannte „Typensteckbriefe“ entwickelt. (http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl_ftyp.htm).

Die Seentypen gliedern sich in vier Typen für die Ökoregion der Alpen und des Alpenvorlands, fünf für Mittelgebirge, fünf für das Norddeutsche Tiefland und zwei ökoregionunabhängige Typen. Für die Übergangsgewässer wurden ein Typ und neun Typen für die Küstengewässer der Nord- und Ostsee abgeleitet.

Die Gewässertypen mit ihrer unterschiedlichen Besiedlung und biotischen Empfindlichkeit stellen die Grundlage für die Klassifikation des ökologischen Zustandes dar.

Für jeden Gewässertyp gibt es jeweils eine zoologische und botanische Referenzliste der Arten, die im potenziell natürlichen Zustand vorkommen. Dieses Arteninventar ist der Maßstab für die Bewertung bei der Untersuchung und Einstufung der Gewässer in die fünf ökologischen Zustandsklassen.

2.3 Charakterisierung eines „Guten ökologischen Zustandes“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme, insbesondere der Wälder

Terrestrische Ökosysteme sind meist vielfältiger strukturiert als die aquatischen. Intakte Ökosysteme sind gekennzeichnet durch ungestörte Strukturen und Funktionsabläufe, eine hohe Anpassungsfähigkeit an wechselnde Umweltbedingungen, Widerstandsfähigkeit gegenüber biotischem und abiotischem Stress sowie eine gleichbleibende „Identität“ (d.h. Artenzusammensetzung), soweit die äußeren Bedingungen langfristig konstant bleiben. Unter natürlichen Bedingungen sind Schwankungen meist klimatisch oder durch biotische Einflüsse bedingt.

Chemische, physikalische und biologische Faktoren stehen in einem Ökosystem mit gutem ökologischen Zustand in einem standortangepasst optimalen Verhältnis zueinander. In einem solchen Zustand sind Ökosysteme u. a. gekennzeichnet durch:

- im dynamischen Fließgleichgewicht befindliche Stoff- und Energiekreisläufe;
- vollständige Nahrungsketten und -pyramiden;
- die Bereitstellung von Nährstoffen für die Pflanzen zur richtigen Zeit und am richtigen Ort, dem durchwurzelten Bodenraum;
- Stoffflüsse, die benachbarte Systeme, z.B. Gewässer oder die Atmosphäre, nicht belasten.

Zeichen für einen ungestörten Bodenzustand in Waldökosystemen sind z. B. eine intensive Tätigkeit der Bodenwühler (v. a. Regenwürmer), das Vorhandensein vollständiger Zersetzerketten und eine Bodenstruktur, die eine den Standortbedingungen entsprechend optimale Wasserversorgung (Wasserspeicherung überwiegend im Mineralboden) und Gasaustausch erlaubt. Die Bodenreaktion entspricht natürlichen Bedingungen und weist pH-Werte oberhalb 4 - 4,2 (je nach Messverfahren) auf, d.h. es besteht kein Säurestress und basische Kationen⁵ sind ausreichend vorhanden. Die im Boden gespeicherten Nährstoffe können zeitgerecht, je nach Bedarf der Biozönose, und in einem ausgewogenen Verhältnis freigesetzt werden.

In terrestrischen Ökosystemen sind sowohl die Primärproduktion von Biomasse als auch die biologische Vielfalt von den großklimatischen, aber auch den lokalen Bedingungen, abhängig. Sie sind angepasst an diese Bedingungen, d.h. angepasst an

⁵ Calcium, Magnesium, Kalium und mit Einschränkungen Natrium

die Nährstoffverfügbarkeit, Temperatur, Feuchte, Strahlung und Länge der Vegetationsperiode.

2.3.1 Typisierungsansätze für naturnahe terrestrische Ökosysteme

Terrestrische Ökosysteme sind in ihren Eigenschaften sehr variabel. Ihre Typisierung dient dazu, sinnvolle Vergleiche und Bewertungen zu ermöglichen. Dafür werden Ökosysteme mit gleichen Eigenschaften und zu erwartenden Prozessabläufen zusammengefasst. Die genaue Vorgehensweise wird durch die angestrebte Verwendung der Typisierung und die Verfügbarkeit von Daten über die Ökosysteme bestimmt. Die Typisierung umfasst erstens eine Klassifikation, die Zusammenhänge zwischen abiotischen und biotischen Faktoren berücksichtigt, und zweitens eine räumliche Zuordnung, d.h. eine Regionalisierung. Diese ermöglicht es auch, die geographische Verteilung der Ökosystemtypen in Karten darzustellen.

Als Unterscheidungsmerkmal für terrestrische Ökosysteme wird häufig die Pflanzendecke wegen ihrer klaren Charakterisierbarkeit verwendet. Sie kann, soweit sie spontan entsteht, als Indikator für abiotische Standortfaktoren herangezogen werden. Im Folgenden werden einige ausgewählte Typisierungsansätze vorgestellt, darunter auch solche, die sich allein auf den Boden als Ökosystembestandteil beziehen.

Naturräumliche Gliederungen

Die Eingangsgrößen zur Ausweisung von naturräumlichen Einheiten sind die langfristig wenig veränderlichen Faktoren Klima, Geologie und Wasserhaushalt eines Standortes, die das standörtliche Potenzial für das Pflanzenwachstum und das Vorkommen bestimmter Pflanzengesellschaften beschreiben.

Aus einer Kombination dieser Faktoren werden z.B. die waldökologischen Naturräume Deutschlands, die forstlichen Wuchsgebiete und -bezirke, bestimmt. Durch die Verknüpfung der Parameter Bodentextur und Klima mit Verfahren der multivariaten Statistik wurde eine Raumgliederung Deutschlands erstellt, die die Zielgröße „Potenzielle natürliche Vegetation“ (PNV) darstellt.

Daneben gibt es noch zahlreiche weitere naturräumliche Gliederungen, die für verschiedene Zwecke und mit unterschiedlichen Methoden aus den o.g. Faktoren abgeleitet wurden. Für die Typisierung von Wäldern und Landschaften ist z.B. auch die pflanzensoziologische Klassifizierung und Regionalisierung zu nennen.

Typisierung von Böden

Bodentypen: Die älteste Klassifizierung von Böden ist die Typisierung aufgrund morphologischer Merkmale. Die Bodentypen und ihr Entwicklungszustand sind das Ergebnis der am Standort wirkenden natürlichen Umweltfaktoren und der Dauer ihres Einwirkens. Sie geben Auskunft über die Eignung eines Bodens als Pflanzenstandort, in weiten Grenzen lassen sie Schlüsse über die Nährstoffverfügbarkeit zu.

Biologische Typisierung von Böden: Zwischen abiotischen Bodenfaktoren und der Zusammensetzung der Bodenlebensgemeinschaften bestehen komplexe Wechselwirkungen. Diese Zusammenhänge können für eine biologische Typisierung von Böden genutzt werden. Aufgrund von Informationen zu pH-Wert, Humusform, Bodennutzung und Bodenfeuchte werden Erwartungswerte der Zusammensetzung der Bodenlebensgemeinschaften empirisch abgeleitet. So ist z. B. der pH-Wert 4,2 die entscheidende Grenze für die Ausweisung von Bodenlebensgemeinschaften mit oder ohne Makroinvertebraten (tiefgrabende Regenwürmer). Auf dieser Grundlage wurden für Deutschland 14 Bodenlebensgemeinschaftstypen definiert (Beylich et al. 2005). Eine Klassifizierung von biologischen Bodengüteklassen erfolgte durch Römbke et al. (2002) mit dem Ziel, eine Bewertungsgrundlage für die Lebensraumfunktion von Böden für Bodenorganismen zu schaffen.

2.3.2 Grundlagen zur Bewertung von Ökosystemen und Landschaften

Eine den Ressourcen des Standortes angepasste natürliche Vegetation erhält sich langfristig selbst. Nennenswerte Nährstoffverluste treten nicht auf, da die Stoffkreisläufe sich in dynamischen Fließgleichgewichten befinden. Eine Definition des „Natürlichen Zustandes“ als Referenz für die Bewertung des realen Zustandes verlangt allerdings die Festlegung auf einen bestimmten Punkt in der historischen Entwicklung. Annahmen zur Ökosystementwicklung seit der letzten Eiszeit ohne Einflussnahme des Menschen haben einen sehr hypothetischen Charakter und sind von geringem Wert zur Beurteilung der Realität. Es existieren für die verschiedenen Zwecke unterschiedliche Ansätze, einen Referenzzustand für die Vegetation zu ermitteln. Geeignet erscheinen das Konzept der heutigen potentiell natürlichen Vegetation (hPNV) oder - entgegengesetzt - der Hemerobie, die irreversible anthropogene Veränderungen der Vergangenheit berücksichtigen.

Naturnähe: Auf der Grundlage von Angaben zu Nährstoffverfügbarkeit, Klima und Feuchte kann eine diesen Verhältnissen entsprechende Baumartenzusammensetzung definiert werden, die hPNV. Die „Natürlichkeit der Wälder“ kann auf dieser Grundlage als Differenz zwischen der hPNV und dem vorgefundenen Ist-Zustand bestimmt werden. Wichtigste Kriterien für die Klassifizierung des aktuellen Zustandes von „sehr naturnah“ bis „kulturbestimmt“ sind der Anteil der Baumarten der natürlichen Wald-

gesellschaft, ihre Vollständigkeit und der Anteil außereuropäischer Baumarten. Die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung lässt sich so nachvollziehbar vergleichen.

Jenssen und Hofmann (2003) schlagen ein ähnliches Verfahren vor: Da die Baumartenzusammensetzung maßgeblich die Fähigkeit einer selbstorganisierten Entwicklung eines Waldes bestimmt, ist sie die entscheidende Größe für den ökologischen Zustand eines Standortes. Als Naturnähe der Baumartenzusammensetzung wird die prozentuale Übereinstimmung des aktuellen Baumartenanteils mit ihrer natürlichen Obergrenze definiert. Kopp et al. (2002) beziehen in ihrem Verfahren zur Naturnähebestimmung von Wäldern zusätzlich noch die vorgefundene Disharmonie zwischen Bestockung und Oberbodenzustand mit ein. Bei diesem System wird eine Baumartenzusammensetzung, die zwar der potenziell natürlichen Vegetation entspricht, aber aufgrund (reversibler) anthropogener Veränderungen der Bodenbedingungen (z. B. Stoffkonzentrationen, Entwässerung) mit diesen nicht in Einklang steht, nicht als naturnah bezeichnet.

Die Naturnähe von räumlichen Einheiten wird auch bei der Biotopkartierung bestimmt. Hierbei hat fast jedes Bundesland sein eigenes System, das mit den anderen oft nicht kompatibel ist. In Brandenburg wird über einen Vergleich zwischen aktueller Baumartenzusammensetzung mit der natürlichen Waldgesellschaft die Naturnähe in 7 Stufen unterschieden (Steinmeyer 2003).

Hemerobiekonzept: Irreversible Standortveränderungen werden als Teil des Standortpotenzials akzeptiert, der Hemerobiegrad drückt damit die Wirkungen reversibler anthropogener Einflüsse aus, die der Selbstregulation des Ökosystems entgegenstehen (Kowarik 2006).

Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS): Ziel der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der EU ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt⁶. Hierfür soll ein günstiger Erhaltungszustand von Lebensraumtypen bewahrt oder wiederhergestellt werden. Im Rahmen der ÖFS wird hierfür ein flächenrepräsentatives Arten- und Waldstrukturen-Inventar erstellt, das mit entsprechenden Ergebnissen von Referenzflächen verglichen werden kann. Als Referenzflächen dienen z. B. Dauerbeobachtungsflächen in Naturwaldreservaten oder vergleichbare, aus der forstlichen Nutzung genommene Flächen (König & Bouvron 2005, Dröschmeister 2001). Sie sollen so gewählt werden, dass ein sinnvoller Vergleich möglich ist. Ziel dieses Naturschutzmonitorings auf Landschaftsebene ist die Dokumentation des Zustandes und der Veränderungen der Normallandschaft, die Erfolgskontrolle eingeleiteter Maßnahmen sowie das Aufzeigen von Handlungsnotwendigkeiten (Bürger & Dröschmeister 2001).

Ökosystemintegrität: Müller (2004, 2005) hat eine ökosystemtheoretisch fundierte, umfassende Bewertungsmethodik erarbeitet, welche die „Ökosystemintegrität“ als

⁶ Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.

Bewertungskriterium für eine nachhaltige Entwicklung heranzieht und hat dafür einen Satz von integrativen Indikatoren entwickelt.

Selbstorganisationsfähigkeit: Jenssen (2007) nutzt den Abstand der aktuellen Artenzusammensetzung von den Diversitätspotenzialen der Ökosystemtypen in Form einer informationstheoretischen Maßzahl, der Kullback-Information, um die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen unter den bisher langfristig wirksamen Umweltbedingungen zu indizieren.

Diversitäts- und Regenerierungspotenziale: Das BERN-Modell (Schlutow und Kraft 2004, 2006) baut darauf auf, dass sich quasi alle biologischen Ökosystem-Komponenten an standorttypische, über lange Zeiträume eingepegelte Nährstoffverhältnisse sowie Wasser- und Wärmedargebote evolutionär angepasst haben. Deshalb kann man die Vegetationsstruktur auf der Ebene der Pflanzengesellschaft als Indikator für Veränderungen dieser Faktoren nutzen. Mit dem BERN-Modell kann der Anwender u. a. die Abweichung des aktuellen Standortzustandes vom natürlichen Zustand bestimmen, für definierte Szenarien stofflicher Einträge oder Klimaänderungen die Ausschöpfung des Diversitätspotenzials der Arten prognostizieren, Regenerierungspotentiale und -ziele der Ökosysteme ermitteln. Das Modell ist regional bereits zur Anwendung gelangt, wird aber wie die meisten vorgenannten Ansätze noch weiter entwickelt.

2.4 Monitoring des heutigen Zustandes von Wäldern und deren Böden

Das Waldmonitoring in Deutschland umfasst Erhebungen biologischer, chemischer und physikalischer Daten in einem systematischen Stichprobennetz (Level I) und die intensive Beobachtung mit zusätzlichen Parametern auf ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen (Level II) ⁷. Die Aktivitäten sind Teil des internationalen Monitoringsystems (*International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, ICP Forests*) unter der Genfer Luftreinhaltekonvention.

Im Rahmen der ersten Bodenzustandserhebung im Wald wurden deutschlandweit an den Schnittpunkten eines 8 km x 8 km-Rasters Angaben zum Bodenzustand ermittelt (Wolff und Riek 1998). Die Ergebnisse bestätigen, was Wirkungsmodelle seit langem prognostizieren: Aufgrund langjähriger versauernder und eutrophierender Stoffeinträge in die Waldböden ist deren Nährstoffausstattung und/oder -verfügbarkeit nicht mehr aus den geologischen Gegebenheiten oder der Humusform ableitbar. Vielmehr ist eine

⁷ Seit 1984, in den neuen Bundesländern seit 1990, wird jährlich eine Waldzustandserhebung im 16 x 16 km-Raster durchgeführt, um Informationen über die Vitalität der Wälder zu erhalten. Die Ergebnisse des deutschen Monitorings (Level I und Level II) werden jeweils im Waldzustandsbericht des BMELV veröffentlicht.

Nivellierung der bodenchemischen Zustände eingetreten mit entsprechenden negativen Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung und –vielfalt der Bodenvegetation.

Im Rahmen der zweiten bundesweiten Waldinventur (BWI), 2001/2002, wurde neben der aktuellen Bestockung auch die hPNV für jeden Standort des 4 km x 4 km-Inventur-rasters bestimmt. Derzeit wird die dritte BWI geplant (Durchführung 2011/2012), in der auch Angaben zur Verbreitung und zum Erhaltungszustand von Waldlebensraumtypen im gesamten Bundesgebiet, d.h. nicht nur innerhalb der ausgewiesenen FFH-Gebiete, ermittelt werden sollen.

2.5 Fragen an den Workshop

Folgende Fragen sollten als Ausgangspunkt für die Diskussion in den Arbeitsgruppen dienen:

- Mit welchen Methoden und auf welcher Datengrundlage können terrestrische Ökosysteme typisiert werden? Hierbei sollen die verschiedenen Funktionen naturnaher terrestrischer Ökosysteme berücksichtigt werden
- Ist es möglich, einen „Guten ökologischen Zustand“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme zu definieren? Könnte dies mit einem ökosystemaren Ansatz verfolgt werden, d.h. unter gleichwertiger Berücksichtigung von Böden und Vegetation? Eignet sich ein solcher „Zustand großer Natürlichkeit“ als Referenzzustand für terrestrische Ökosysteme? Gibt es wissenschaftlich fundierte Ansätze in diesem Bereich? Abweichungen von einem „Guten Zustand“ sollten bewertbar/ skalierbar sein und somit eine Erfolgskontrolle von Schutzmaßnahmen erlauben.
- Ist es möglich, einen „Guten ökologischen Zustand“ terrestrischer Ökosysteme (im Sinne von standortangepasster Funktionsfähigkeit) mittels weniger, „einfacher“ und wissenschaftlich gut abgesicherter Indikatoren zu beschreiben, und dabei naturschutzfachliche Belange einzubeziehen?
- Welches gestufte Bewertungssystem wäre geeignet, um Defizite im Umweltzustand aufzudecken und zu kommunizieren? Können durch diese Einstufung geeignete Maßnahmen zur Verbesserung abgeleitet werden?

2.6 Literatur

- Beylich, A., Broll, G., Graefe, U., Höper, H., Römbke, J., Ruf, A. und Wilke, B.-M. 2005. Biologische Charakterisierung von Böden. Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. Bundesverband Boden. BVB-Materialien, Band 13.
- Bürger, K. und Dröschmeister, R. 2001. Naturschutzorientierte Umweltbeobachtung in Deutschland: ein Überblick. *Natur und Landschaft* 76, 49-57.
- Fritz, P. (Hrsg.) (2006) „Ökologischer Waldumbau“, oekom-Verlag 2006.
- Jenssen, M. und Hofmann, G. 2003: Die Quantifizierung ökologischer Potentiale der Phytodiversität und Selbstorganisation der Wälder. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 37, 18-27.
- Jenssen, M. (2007): Ecological potentials of biodiversity modelled from information entropies: Plant species diversity of North-Central European forests as an example. *Ecological Informatics*, 2, 328-336.
- König, H. und Bouvron, M. 2005. Die Ökologische Flächenstichprobe als Beitrag zur FFH-Berichtspflicht. *LÖBF-Mitteilungen* 3/2005, 20-25.
- Kopp, D., Jeschke, L., Baumgart, A., Linke, C. 2002. Bestimmung der Naturnähe von Waldnaturräumen im nordostdeutschen Tiefland auf der Grundlage der Standortserkundung und Forsteinrichtung. *Arch. für Nat.-Landsch.* 41, 187-241.
- Kowarik, I. 1998. Zum Einfluss des Menschen auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin(West). – *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 56.
- Kowarik, I. 2006. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. *Handbuch der Umweltwissenschaften – 16. Erg. Lfg.* 3/06.
- Müller, F. 2004: Ecosystem indicators for the integrated management of landscape health and integrity, In: Joergensen, S. E., Constanza, R., Fu-Liu, X. (eds): *Ecological indicators for assessment of ecosystem health*. Boca Raton. 277 - 303.
- Müller, F. 2005: Indicating ecosystem and landscape organisation. In: *Ecological Indicators* (5). 280 - 294).
- Reif, A., Wagner, U. und Bieling, U. 2005. Analyse und Diskussion der Erhebungsmethoden und Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur vor dem Hintergrund ihrer ökologischen und naturschutzfachlichen Interpretierbarkeit. *BfN-Skripten* 158.
- Römbke J., Beck L., Dreher P., Hund-Rinke K., Jänsch S., Kratz W., Piepers S., Ruf A., Spelda J., Woas S 2002: Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte, Forschungsbericht 299 74 294, UBA-FB 000268, Umweltbundesamt, Berlin.
- Sauermost R., Freudig, D. (Red.) 2002: *Lexikon der Biologie in fünfzehn Bänden*, Bd. 8, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.
- Schäfer M. 1992: *Ökologie, Wörterbücher der Biologie*, 3. Auflage, Gustav Fischer, Jena.

- Schlutow, A., Kraft, P. 2004: The BERN model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions. UBA-Texte 22/04, Umweltbundesamt, Berlin
- Schlutow, A., Kraft, P. 2006: Bioindication of ecosystems regeneration ability thresholds – a model for analysis current damage degree and recovery of harmonious balanced natural conditions. UNESCO Encyclopedia of living systems. www.EOLS/E4-20-01-08.
- Schmidt, S., Steinmeyer, A., Kopp, D. und Jenssen, M. 2006. Verfahren zur Bestimmung der Naturnähe im Praxisvergleich in einem Waldrevier Brandenburgs. Forstarchiv 77, 179-184.
- Steinmeyer, A. 2003. Verfahren der Naturnähebestimmung in Brandenburg. Allgem. Forstzeitschrift / Der Wald 58, 143-145.
- Wolff, B., Riek, W. 1997: Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE). BML (Hrsg.). Bonn, 141 S.

3 Referate

3.1 Welches sind die wichtigsten Eigenschaften von funktionstüchtigen terrestrischen Ökosystemen?

Prof. Dr. Felix Müller, Dr. Benjamin Burkhard und Franziska Kroll

In diesem Aufsatz werden einige theoretische Grundkonzepte für die Herleitung von Merkmalen eines „guten ökologischen Zustands“ für terrestrische Ökosysteme skizziert. Die Argumentation basiert auf einem systemorientierten Ansatz, bei dem die ungestörten Entwicklungslinien von terrestrischen Ökosystemen zur Quantifizierung des Leitbildes „Ökosystem-Integrität“ genutzt werden. Die resultierenden Faktoren stellen sowohl Grundlagen für eine langfristige Erhaltung der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen als auch Komponenten zur Bereitstellung ökosystemarer Güter und Dienstleistungen und somit wichtige Informationen für Umwelt- und Ressourcenmanagement dar. Sie werden anhand von zwei Fallstudien demonstriert und abschließend im Hinblick auf die „Intaktheit“ von Ökosystemen diskutiert.

Warum Ökosysteme als Bezugseinheiten?

Aus den Umweltproblemen der vergangenen Jahrzehnte - von den Waldschäden über Eutrophierungsketten bis hin zum globalen Klimawandel - konnten vielfältige Konsequenzen gezogen werden. Unter strategischen Gesichtspunkten konnten wir z.B. lernen, dass indirekte, chronische und delokalisierte Effekte in den meisten Fällen viel stärkere Auswirkungen haben als die direkten Effekte eines Inputs in die Umwelt. Umweltbelastungen betreffen grundsätzlich nicht nur die ökologischen Struktureinheiten, sondern wirken über die Interaktionen zwischen Strukturen und Prozessen. Daher müssen kausale Wirkungsanalysen diese Aspekte integrativ untersuchen, die Komplexität der Wirkungsgefüge realisieren und die Organisationsprinzipien der betroffenen Umwelteinheiten beleuchten. Sektorale Betrachtungen helfen daher oftmals nicht weiter; stattdessen wird eine Strategie benötigt, die sich ganzheitlich, langfristig und interdisziplinär der hohen Komplexität ökosystemarer Wirkungsgefüge auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalenebenen stellt und diese mit Hilfe eines systemorientierten Konzeptes handhabbar macht.

Wodurch können intakte Ökosysteme charakterisiert werden?

Im Rahmen der Zieldarstellung dieses Bandes werden „intakte Ökosysteme“ durch folgende Eigenschaften gekennzeichnet:

- *Ungestörte Funktionsabläufe:* Die vielfältigen Prozesse des Wasser-, Energie-, Stoff- und Informationshaushalts sind in einer komplexen Organisation miteinander verwoben und aufeinander abgestimmt. Sie funktionieren effizient, so dass das Ökosystem einen kontinuierlichen Ausgleich zwischen Inputs und Outputs herstellen kann.
- *Hohe Anpassungsfähigkeit an wechselnde natürliche Umweltbedingungen:* Im Rahmen der standortspezifischen Rahmenbedingungen können externe Einflüsse bis zu einem gewissen Grad elastisch abgepuffert werden. Sie führen innerhalb des Anpassungsbereichs nicht zu Veränderungen der Struktur oder der Output-Charakteristika.
- *Widerstandsfähigkeit gegen Stress:* Die „Resilienz“ des Ökosystems bewirkt eine Erhaltung des Fließgleichgewichts-Zustands innerhalb störungsspezifischer Grenzen.
- *Identität der Artenzusammensetzung:* Das System ändert seine Struktur innerhalb des Resilienzbereichs der jeweiligen Störungen nicht. Externe Einflüsse haben keine direkten Auswirkungen auf die Zusammensetzung, die räumliche Struktur und die zeitlichen Charakteristika der Biozönose.
- Biotische und abiotische Rahmenbedingungen gewährleisten einen „guten ökologischen Zustand“. Dieser lässt sich anhand der im Folgenden skizzierten Kriterien der „Ökosystem-Integrität“ charakterisieren.

In dieser Aufzählung sind Charakteristika auf verschiedenen Skalen und Integrations-ebenen miteinander verknüpft. Um die genannten Anforderungen an „intakte“ Ökosysteme abschließend bewerten zu können, erfolgt zunächst eine Fokussierung auf die Funktionsabläufe innerhalb einer angepassten biozönotischen Struktur. Die dynamischen Komponenten von Adaptabilität, Resilienz und Identität werden im vorletzten Abschnitt wieder aufgenommen.

Welche Aspekte umfasst der Begriff der „Funktionsfähigkeit“ von Ökosystemen?

Die „Funktionalität“ von Ökosystemen ist unter vielen verschiedenen Gesichtspunkten in der Literatur diskutiert worden (z.B. JAX 2000, 2005, JÖRGENSEN und MÜLLER 2000, MÜLLER und BURKHARD 2007). Dabei müssen zwei Ansätze grundsätzlich unterschieden werden, nämlich (i) die naturwissenschaftliche Kennzeichnung des ökosystemaren Prozessgefüges (vgl. MÜLLER und WINDHORST 2000) und (ii) die Nutzbarmachung von Umweltgütern und Dienstleistungen für menschliche Zwecke, z.B. im Sinne von DE GROOT (1992) oder BASTIAN und SCHREIBER (1994). Im Folgenden wird von der naturwissenschaftlichen Betrachtungsweise ausgegangen,

während der umwelt-ökonomische Aspekt mit dem Konzept der „Ecosystem Goods and Services“ (MILLENNIUM ASSESSMENT 2005) angesprochen wird.

Welche Anforderungen müssen zur Charakterisierung der ökosystemaren „Funktionsfähigkeit“ berücksichtigt werden?

Neben den wissenschaftlichen Konzepten der Ökosystemforschung (vgl. SCHÖNTHALER et al. 2003) bietet der „Ecosystem Approach“ der CBD⁸ eine gute, anwendungsorientierte Grundlage zur Implementierung ökosystemarer Konzepte. In den Leitlinien des Ansatzes werden u. a. die folgenden Forderungen für ein nachhaltiges Umweltmanagement aufgestellt:

- Fokussierung auf die Interaktionen und Prozesse in Ökosystemen (z. B. Speicher und Flüsse von Wasser, Energie und Stoffen),
- Optimierung des gegenseitigen Nutzens im Sinne einer Erhaltung von Ecosystem Goods and Services,
- Anwendung von Techniken des „Adaptive Management“,
- umfassende Auswahl der geeigneten (dezentralisierten) Untersuchungsskala,
- Vertiefung der interdisziplinären Zusammenarbeit.

Darüber hinaus bieten die 12 „Malawi“-Prinzipien der CBD interessante Leitlinien für das Umweltmanagement. Zusammenfassend wird hierin gefordert,

- Strukturen, Funktionen und Organisation von Ökosystemen integriert zu betrachten,
- verschiedene raumzeitliche Skalen-Ebenen zu integrieren und Skalendifferenzen stärker zu beachten,
- die Möglichkeit, destruktive Entwicklungen mit in Betracht zu ziehen und ggf. einen erzwungenen Wandel konstruktiv zu managen anstatt konservative, unangepasste Strukturen zu erhalten sowie
- anthropogene und ökologische Subsysteme zu integrieren.

Welches sind die Konsequenzen für das Leitbild „Ökosystem-Integrität“?

Diese Anforderungen können mit dem Konzept der „Ökosystem-Integrität“ weitgehend erfüllt werden, dessen Umsetzung im Jahr 1992 in der Rio-Deklaration von allen Unterzeichner-Staaten gefordert wurde. Der Begriff der „ökologischen Integrität“ wurde 1944 von LEOPOLD eingeführt, um Anforderungen an die Stabilität biotischer Gemeinschaften zu charakterisieren. In den vergangenen Jahrzehnten wurde das Integritäts-Konzept durch WOODLEY et al. (1993), WESTRA und LEMONS (1995),

⁸ Die Grundideen des „Ecosystem Approaches“ werden auf den folgenden Webseiten diskutiert:
<http://www.iucn.org/themes/cem/>, <http://www.biodiv.org/programmes/cross-cutting/ecosystem/default.shtml>, http://www.ecology.uni-kiel.de/salzau_workshop2006/,
http://www.biodiv-chm.de/konvention/F1052472515/HTML_Page1053441544

CRABBÉ et al. (2000) und BARKMANN (2002) weiterentwickelt. Während Integrität in einigen dieser Interpretationen in erster Linie mit der ungestörten Naturlandschaft verknüpft wird, stellen andere Autoren die ökologische Vernetzung mit sozialen Normen und Werten in den Mittelpunkt der Betrachtungen. Hier existieren teilweise unscharfe Übergänge zum Konzept der „Ecosystem Health“, bei dem ein Schwerpunkt auf die Einbindung sozialer, ökonomischer und kultureller Komponenten in ökologische Bewertungen gelegt wird. Eine weitere Auslegung verbindet Integrität mit einer ökosystemaren Herangehensweise, die auf Variablen des Energie- und Stoffhaushaltes in Verbindung mit den strukturellen Eigenschaften ganzer Ökosysteme zurückgreift (BARKMANN et al. 2001).

Die hier angewendete Interpretation von Integrität basiert auf dem Prinzip der Nachhaltigkeit, dessen Grundansatz, die Versorgung nachfolgender Generationen nicht zu gefährden, für die ökologischen Komponenten als eine langfristige, generationenübergreifende und großmaßstäbige Erhaltung der „Ökosystem-Dienstleistungen“ (Ecosystem Services) verstanden wird. Bei eingehender Betrachtung der einzelnen Kategorien dieser anthropozentrischen Ökosystem-Funktionen wird deutlich, dass ein starker Zusammenhang zwischen ihnen und dem Grad der Selbstorganisation der betroffenen Ökosysteme besteht (MÜLLER 2004). Zum Erhalt der Ecosystem Services muss demzufolge die Fähigkeit zukünftiger Selbstorganisationspotentiale in den entsprechenden Systemen erhalten werden (KAY 1993). BARKMANN et al. (2001) haben „ökologische Integrität“ unter diesem Aspekt definiert als „eine politische Leitlinie zur Vorsorge vor unspezifischen ökologischen Gefährdungen im Rahmen nachhaltiger Entwicklung. Sie zielt darauf, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts als natürliche Lebensgrundlage des Menschen langfristig zu erhalten, indem jene ökosystemaren Prozesse und Strukturen geschützt werden, die als Voraussetzungen für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen wirken.“

Welches sind die zentralen Faktoren der „Ökosystem-Integrität“?

Selbstorganisierte, energiedurchflossene Systeme besitzen die Fähigkeit, Strukturen und Gradienten aus scheinbarer Unordnung auf der Grundlage spontan ablaufender Prozesse zu schaffen (BOSSEL 1998, 2000, MÜLLER und LEUPELT 1998). Die hierfür benötigte Energie, die als „Exergie“ (nutzbare Energie-Fraktion mit der Fähigkeit, mechanische Arbeit zu verrichten, JOERGENSEN 2000) in das System gelangt, wird durch verschiedene metabolische Reaktionen in nicht-konvertierbare Energiefraktionen umgewandelt („Entropie-Produktion“) und letztendlich aus dem System in dessen Umwelt exportiert. Infolge dieser Energieumwandlungsprozesse werden Strukturen und Gradienten aufgebaut und erhalten. Dies führt einerseits zu geordneten Strukturen und Exergie-Speichern in Form von Biomasse, Detritus und Information, andererseits zum Abbau der eingangs zugeführten Gradienten, um den energetischen Unterhalt des Systems zu gewährleisten (SCHNEIDER und KAY 1994). Infolgedessen kann eine weitere Entwicklung des Ökosystems, beispielsweise in Form von komplexer werdenden Nahrungsnetzen, zunehmender Heterogenität, gesteigerter Artenvielfalt und

höheren Verknüpfungsdichten stattfinden (Orientoren, vgl. MÜLLER und LEUPELT 1998). Im vorliegenden Parametersatz werden die für die Selbstorganisation wichtigsten Ökosystem-Strukturen (biotische und abiotische) und Ökosystem-Funktionen (Energiehaushalt, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt) im Sinne des Orientoren-Konzepts erfasst, modelliert und beschrieben (zur detaillierten Herleitung der Indikatoren siehe MÜLLER 2004 und 2005). Basierend auf diesen Komponenten wurde ein allgemeiner Indikatorensatz zur Beschreibung des Zustandes von terrestrischen Ökosystemen oder Landschaften abgeleitet (Tabelle 1).

Tabelle 1: Indikatoren zur Beschreibung der Ökosystem-Integrität

	<u>Indikator</u>	<u>potentielle Schlüsselvariable</u>
biotische Strukturen	Biodiversität	Anzahl ausgewählter Arten
abiotische Strukturen	Biotop-Heterogenität	Heterogenitätsindex
Energiehaushalt	Exergieaufnahme	Brutto- oder Nettoprimärproduktion
	Entropieproduktion	Entropiebilanz nach AOKI (1998)
		Entropieproduktion nach SVIREZHEV & STEINBORN (2001)
		Evapotranspiration pro Respiration
	metabolische Effizienz	Respiration pro Biomasse
Wasserhaushalt	biotischer Wasserfluß	Transpiration pro Evapotranspiration
Stoffhaushalt	Nährstoffverlust	Nitratauswaschung
	Speicherkapazität	intrabiotischer Stickstoff
		organischer Kohlenstoff im Boden

Für die modellbasierte Indikatoren-Quantifizierung wurde in den nachfolgenden Fallstudien das Modellpaket DILAMO (nach REICHE 1996 und REICHE et al. 2001) auf der Basis gemessener Daten aus der Ökosystemforschung genutzt (vgl. FRÄNZLE et al. 2008). Das Modellsystem kann eingesetzt werden, um die Indikatoren zur ökologischen Integrität auf verschiedenen Skalen und in Bezug auf unterschiedliche Problemstellungen zu quantifizieren. Hierfür stehen Teilmodelle zur gebietsbezogenen Beschreibung der Dynamik von Energie-, Wasser- und Stoffflüssen zur Verfügung. Insbesondere das Wasser- und Stoffsimulationsmodell WASMOD (REICHE 1996) fand bereits in zahlreichen Studien Anwendung und liefert Informationen zu verschiedenen Ökosystemfunktionen. Die Berechnungen in WASMOD basieren auf einer Vielzahl von Eingangsdaten, die in einer relationalen Datenbank verwaltet werden. Die Modellläufe erzeugen Wasser- und Stoffbilanzausgabedateien. Die Ergebnisse können als Quantitäten oder Raten einzelner Parameter in unterschiedlichen Zeitschritten (z.B. auf Stunden-, Tages- oder Jahresbasis) angezeigt werden. Im Folgenden werden zwei Fallstudien zur Nutzung des Indikatorensatzes in Kombination mit dem Modellsystem vorgestellt.

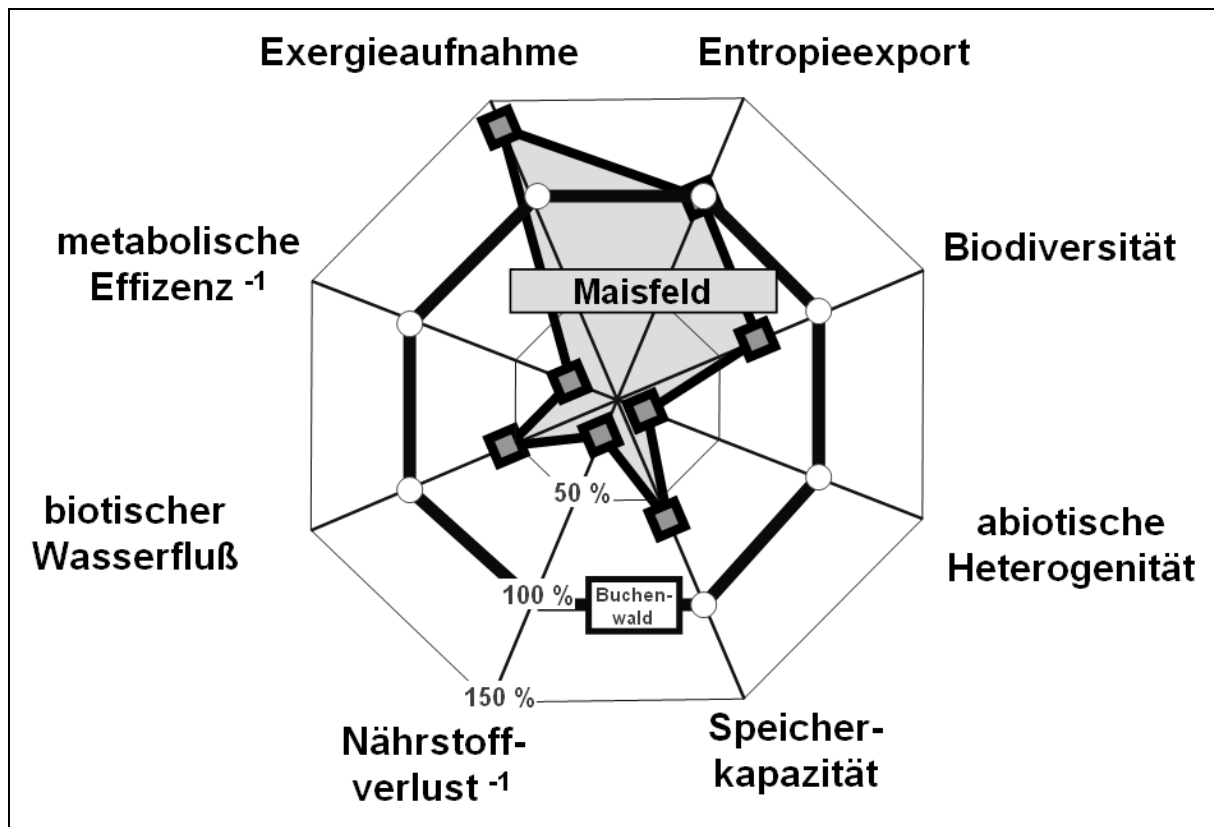


Abbildung 1: Vergleich der Indikatorenwerte für ein Acker- und ein Waldökosystem im Bereich der Bornhöveder Seenkette (nach Müller 2004).

Fallstudie Ökosystemvergleich: Wald vs. Ackerland

Die erste Fallstudie beruht auf Untersuchungen des vom BMBF im Zeitraum 1988-2001 geförderten Projektes „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“. Eine ausführliche Beschreibung der hier verwendeten Methoden zur Datengewinnung befinden sich u. a. in KUTSCH et al. (1998), BAUMANN (2001), BARKMANN et al. (2001) sowie unter: <http://www.ecology.uni-kiel.de>. Zusammenfassende Ergebnisse aus diesen Studien können u. a. in HÖRMANN et al. (1992), BRECKLING und ASSHOFF (1996) oder FRÄNZLE et al. (2008) gefunden werden. In der folgenden Fallstudie sollen die Charakteristika eines Buchenwaldes und eines direkt angrenzenden Ackerökosystems miteinander verglichen werden (siehe auch BAUMANN 2001, KUTSCH et al. 2001, KUTSCH et al. 1998, WINDHORST et al. 2004). Beide Systeme wurden identisch bewirtschaftet, bis vor 100 Jahren auf einer Teilfläche Wald gepflanzt wurde.

Abbildung 1 zeigt ein synoptisches Bild der Unterschiede zwischen den Systemen: Im Hinblick auf die biozönotischen Strukturen zeigen alle untersuchten Organismengruppen eine höhere *Artenanzahl* im Waldökosystem. Die *abiotische Heterogenität* wurde mittels einer GIS-basierten Nachbarschaftsanalyse berechnet. Im Waldökosystem ergab sich hierbei ein Index von 0,56, das Maisfeld hatte einen Wert von nur 0,08. Ein ähnliches Bild zeigte sich bei den bodenchemischen Bestandteilen H^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Phosphat, welche im Wald eine höhere Heterogenität aufwiesen als im

Acker. Zur Beschreibung der *Speicherkapazität* wurden in beiden Ökosystemen die Biomasse und die intrabiotisch gespeicherten Nährstoffe als Indikatoren genutzt. Die lebende Biomasse variierte von 131 t C/ha im Buchenwald bis zu 6,5 t C/ha im Maisfeld. Für den im Boden vorhandenen Kohlenstoff ergaben sich Mengen von 80 t C/ha (Wald) bzw. 56 t C/ha (Acker). Die intrabiotischen Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor) zeigten ebenfalls jeweils höhere Werte im Waldökosystem. Beim Blick auf die *Nährstoffverluste* werden Unterschiede zwischen den beiden Ökosystemen deutlich, die auf verschiedene Import- und Exportregimes sowie auf die Störung von Nahrungsnetzen und Kreisläufen zurückzuführen sind.

Ähnliche Ergebnisse zeigten sich bei den *biotischen Wasserflüssen*: Der Anteil der Transpiration am totalen Evapotranspirationsverlust betrug 63 % im Waldökosystem und 34 % im Maisfeld. Auch die *metabolische Effizienz* (Respiration pro Biomasse) des Waldes war wesentlich höher als die Effizienz des Ackerökosystems. Die *Entropieproduktion*, berechnet nach AOKI (1998) und anhand der Exergie-Strahlungsbilanz (STEINBORN 2001) ließ – insbesondere bei Anwendung der zweitgenannten Methode – deutliche Unterschiede beider Ökosysteme erkennen.

Bei der Gesamtbetrachtung fällt auf, dass alle Werte des Waldökosystems höher sind als die entsprechenden Werte des Ackerlandes, mit Ausnahme der Exergieaufnahme. Die Exergieaufnahme, indiziert durch die Bruttoprimärproduktion, weist deutlich höhere Werte beim Ackersystem auf, was wiederum die erfolgreiche Pflanzenproduktionssteigerung des hier arbeitenden Bauern widerspiegelt. Die mit dieser ökonomisch orientierten Arbeitsweise verbundenen Konsequenzen zeigen sich in den anderen Variablen, welche zusammengekommen eine wesentlich geringere Kapazität zur Selbstorganisation – und damit eine geringere ökologische Integrität – aufweisen.

Fallstudie retrogressive Ökosystementwicklung: Feuchtgebietsdegradation

Diese Fallstudie beschreibt die Konsequenzen degradierender Landnutzungsaktivitäten in einem Komplex von Feuchtgebietsökosystemen des Belauer See-Einzugsgebietes. Hierbei sollte das Verhalten des Indikatorensatzes in Bezug auf eine retrogressive Sukzession, bedingt durch zunehmende Drainage und Eutrophierung, getestet und die These, dass mit zunehmendem anthropogenem Nutzungsdruck der Grad der Selbstorganisation von Ökosystemen reduziert wird, überprüft werden.

Zunächst wurde eine regionale Ökosystemklassifizierung anhand der Boden- und Vegetationsstrukturen durchgeführt. Zur Einordnung der funktionalen Ökosystemaspekte wurden Daten von repräsentativen Standorten auf die Einzugsgebietsebene extrapoliert und im Geographischen Informationssystem mit entsprechenden strukturellen Attributen verknüpft. Innerhalb der so regionalisierten System-Typen erfolgte die Modellierung der Wasser-, Kohlenstoff- und Stickstoffflüsse mit Hilfe des Modells WASMOD (siehe REICHE 1996, BURKHARD 2004). Die Ergebnisse der modellierten 30-Jahresszenarien wurden durch Messungen im Hauptuntersuchungsgebiet Alte-koppel validiert (REICHE et al. 2001). Die genauen Methoden und weitere Ergebnisse

werden detailliert in SCHRAUTZER et al. (2007) und MÜLLER et al. (2006) beschrieben.

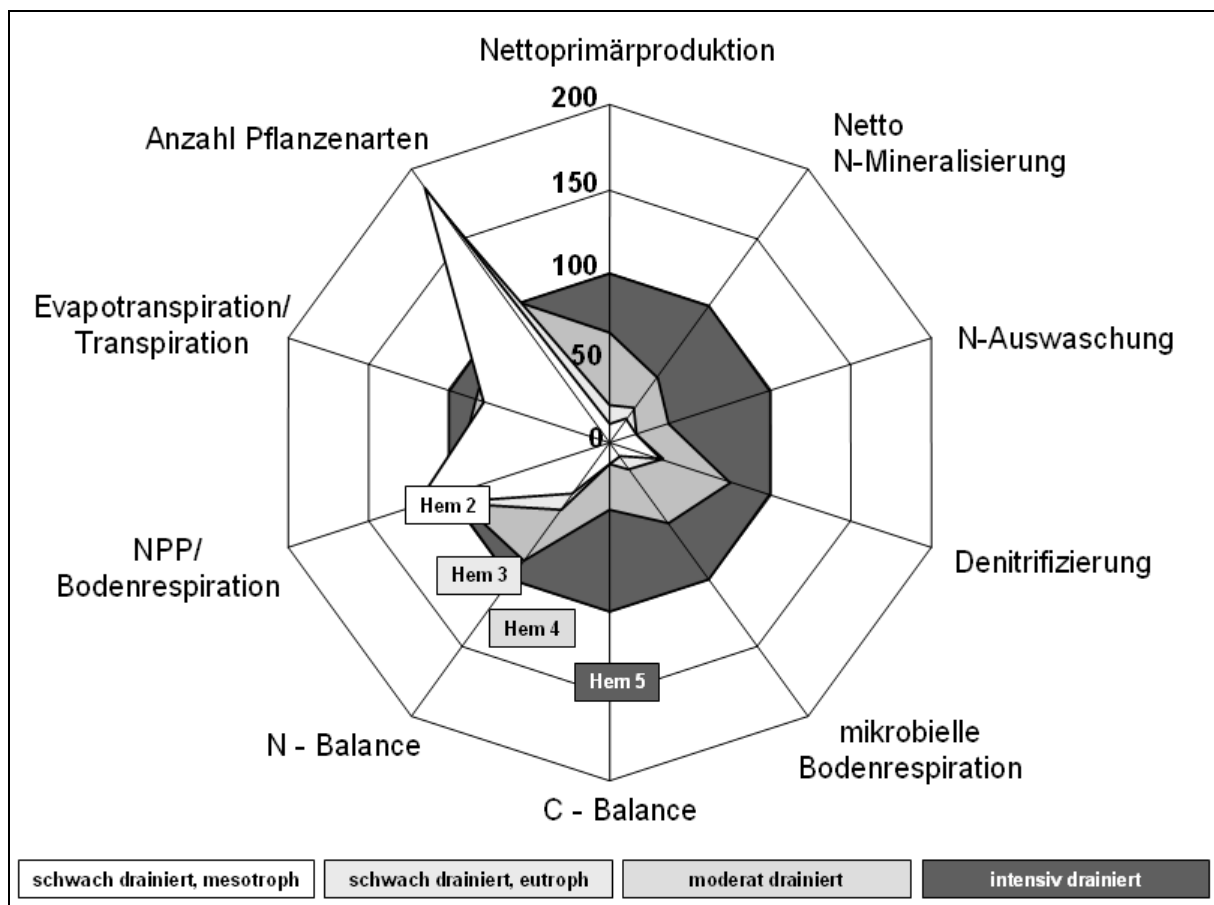


Abbildung 2: Darstellung retrogressiver Entwicklungsstadien von Feuchtgebiets-Ökosystemen aus der Bornhöveder Seenkette anhand der Integritäts-Indikatoren (nach MÜLLER et al. 2006).

Abbildung 2 zeigt die Untersuchungsergebnisse für Feuchtgrünländer. In der retrogressiven Sukzession nimmt die *Artenvielfalt* in allen untersuchten Feuchtgebiets-ökosystemen (Erlenbruchwälder, Feuchtgrünländer) ab. Auch verschiedene Entwicklungsstufen der *Nettoprimärproduktion* (NPP) können in der retrogressiven Abfolge entdeckt werden. Auf Histosolen ist die simulierte NPP in wenig intensiv genutzten Ökosystemen (Erlenbruchwälder) hoch. Eine Drainage dieser Systeme führt zu einer leichten Zunahme der NPP, wohingegen sie während des Übergangs von drainierten Erlenbruchwäldern zu schwach drainierten mesotrophen Feuchtgrünländern sehr stark abnimmt. An stark drainierten und gedüngten Standorten steigt die NPP aufgrund externer (Düngung, Nährstoffzufuhr über Grund- oder Oberflächenwasser) und interner (beschleunigte Mineralisierung nach Absinken des Grundwasserspiegels) Nährstoffanreicherungen. Die *mikrobielle Bodenrespiration* zeigt ähnliche Tendenzen wie die NPP. Die *Speicherkapazität* von Ökosystemen kann durch deren C-Bilanzen bewertet werden. So können wachsende Moore an Standorten mit hohem Grundwasserstand

durch Torfwachstum ganzjährig als C-Senken dienen (positive C-Bilanz). Im Gegensatz dazu besitzen sowohl drainierte Erlenbrüche als auch Feuchtgrünländer negative C-Bilanzen. Zusätzlich bewirken zunehmende Drainagen und Landnutzungsintensitäten, eine kontinuierliche Zunahme der Systemfunktion als C-Quelle.

Die *Stickstoff-Nettomineralisierung* (NNM) diene als Indikator für den Stickstoffüberschuss der Systeme. Hierbei wurden für die Ökosysteme auf Histosolen in feuchten Erlenbrüchen und schwach drainierten Feuchtgrünländern niedrige NNM-Werte simuliert und gemessen. Drainage verursacht eine kontinuierliche NNM-Zunahme sowohl in den Erlenbrüchen als auch in den Feuchtgrünländern. *N-Auswaschung* und *Denitrifizierung* indizieren die Nährstoffverluste des Systems. Die Ergebnisse zeigen, dass die N-Auswaschung bei zunehmender Landnutzungsintensität ansteigt.

Die simulierten *metabolischen Effizienzen* (Verhältnis NPP/Bodenrespiration) der Systeme nehmen bei zunehmender Landnutzungsintensität ab. Bei den Ökosystemen auf Histosolen basieren diese Entwicklungen im Wesentlichen auf den hohen C-Mineralisationsraten. Die Wasserhaushalts-Kenngrößen zeigen Tendenzen abnehmender biotischer Wassernutzungen (geringerer Anteil der Transpiration an der Evapotranspiration) mit zunehmender Landnutzungsintensität.

Insgesamt führen die landwirtschaftlichen Maßnahmen also zu einem Verlust von Strukturen, zu einer Reduzierung der stofflichen Kreislauflührung und der metabolischen Effizienzen, zu einer Abschwächung vorhandener Gradienten und zu einer Änderung der Landschaftsfunktionen als Energie- und Stoffsenke hin zu einer -quelle. Diese Abnahme der Selbstorganisationsfähigkeit hat weitere Konsequenzen auf der Landschaftsebene: Obwohl die Feuchtgebiete nur 14 % der Fläche des Untersuchungsgebietes ausmachen, beeinflussen die extremen Kohlenstoff- und Stickstoffausfuhrungen das gesamte Einzugsgebiet der Bornhöveder Seenkette und überführen es von einer Nährstoffsenke zu einer Kohlenstoff- und Stickstoffquelle.

Wie können die Integritäts-Faktoren Management-relevant optimiert werden?

Die beiden Fallstudien zeigen zum einen, dass der Einsatz des Methodenbestecks zur Ermittlung der Ökosystem-Integrität grundsätzlich interessante Ergebnisse befördert. Dies gilt auch für Fälle mit geringerer Datenbasis, da das Modellsystem genutzt werden kann, um erforderliche Variablen abzuleiten. Zum Zweiten wird deutlich, dass sich aus der Kopplung von Struktur- und Funktionsparametern neue Potenziale ergeben: Während bislang schwerpunktmäßig strukturelle Änderungen zur Wirkungsabschätzung genutzt wurden, ergibt sich mit den Größen der stofflichen, hydrologischen und energetischen Ökosystem-Bilanzen ein vertiefter Blick, der die Wirkungsketten von Veränderungen besser beleuchten kann. Daneben ist die zeitliche Auflösung des Funktionsansatzes wesentlich höher; somit können Veränderungen – die nach längerer Wirkungsdauer strukturelle Modifikationen auslösen können – frühzeitig erkannt werden. Darüber hinaus erfüllt der Ansatz viele der vom „Ecosystem Approach“ geforderten Kriterien: Er fokussiert auf die Interaktionen und Prozesse in Ökosystemen,

er kennzeichnet Speicher und Flüsse von Wasser, Energie und Stoffen, er kann mit der Versorgung von „Ecosystem Goods and Services“ verknüpft werden, er berücksichtigt bereits aufgrund der Modellstruktur verschiedene Untersuchungsskalen und deren Wechselwirkungen, und er basiert auf Kenntnissen der interdisziplinären Zusammenarbeit.

In Bezug auf die zentrale Frage dieses Bandes liefert der Integritäts-Ansatz Hinweise auf wichtige Ökosystem-Parameter. Die unter Integritäts-Gesichtspunkten zentralen Kenngrößen und Funktionen sind in der Tabelle 2 nochmals zusammengefasst.

Tabelle 2: Wichtige Eigenschaften und Potenziale von Ökosystemen und mögliche Indikatoren der Ökosystem-Integrität; Komponenten der „Ecosystem Services“ sind durch *Kursivschrift* von den Kriterien einer ökologischen Funktionsfähigkeit abgesetzt.

Wichtige ökosystemare Funktionskomponenten	Mögliche Indikatoren auf Ökosystem-Ebene
...die Fähigkeit, nutzbare Energie zu absorbieren und sie in das ökosystemare Netzwerk einzubringen	Exergie-Aufnahme z.B. Bruttoprimärproduktion
...die Fähigkeit, nicht mehr nutzbare Energie an die Umgebung abzugeben	Entropie-Produktion z.B. CO ₂ -Abgabe, Transpiration
...die Fähigkeit, Energie und Stoffe zu speichern und für zukünftige Bedürfnisse bereit zu halten	Speicherkapazität z.B. intrabiotische Nährstoffe, Organische Substanz
...die Fähigkeit, Nährstoffe in Kreislaufprozessen zu führen	Kreislaufführung z.B. N-Bilanzen, Nährstoff-Verluste
...die Fähigkeit, die Effizienz der Energie- und Stoffflüsse innerhalb des Nahrungsnetzes zu optimieren	Metabolische Effizienz z.B. P-B-Verhältnisse, Respiration pro Biomasse, Bodenatmung
...die Fähigkeit, die Wasserflüsse durch die Phytozönose zu optimieren (und zugleich die Kreislaufführung zu ermöglichen)	Biotische Wasserflüsse z.B. Verhältnis Transpiration / Evapotranspiration
...die Fähigkeit, abiotische Gradienten zu schaffen und zu erhalten	Heterogenität z.B. Heterogenitäts-Index
...die Fähigkeit, eine vielfältige Biozönose zu schaffen, zu versorgen und zu erhalten	Biodiversität z.B. Artenzahlen, Diversitäts-Indices
<i>...die Fähigkeit, gesellschaftlich nachgefragte Güter zu produzieren</i>	<i>Versorgungsleistungen</i> z.B. Nahrung, Holz, Rohstoffe
<i>...die Fähigkeit, gesellschaftlich nachgefragte Regulationsmechanismen zu realisieren</i>	<i>Regulationsleistungen</i> z.B. Hochwasserschutz, Erosionsschutz
<i>...die Fähigkeit, nachgefragte kulturelle Leistungen zu erbringen</i>	<i>Informationsleistungen</i> z.B. Ästhetik, Erholung

Damit stellt sich die Frage, welche Hinweise sich im Hinblick auf die einleitend dargestellten Kriterien für intakte Ökosysteme ergeben. Dazu sei zunächst nochmals darauf verwiesen, dass die genannten Funktions-Komponenten aufgrund der Charakteristika ungestörter Ökosystem-Entwicklungen abgeleitet wurden. Systeme mit einer hohen Integrität repräsentieren Stadien mit einer hohen Komplexität, einer hohen Strukturdichte, einem hohen Ausmaß an internen Interrelationen und einer hohen stofflichen und energetischen Effizienz. Diese Eigenschaften sind typisch für gereifte Ökosysteme, in denen die Verluste minimiert und die internen Kreislauflösungen optimiert werden. Diese Eigenschaften kommen zustande, weil in den murenen Stadien eine sehr hohe Konnektivität herrscht: Damit herrscht aber auch ein hoher Grad an gegenseitiger Abhängigkeit zwischen den einzelnen Systemelementen. Und hieraus ergeben sich Konsequenzen für die Dynamik der Systeme: Gereifte Ökosysteme werden anfällig gegenüber Störungen. Ihre hohe Komplexität geht einher mit einem hohen Risiko.

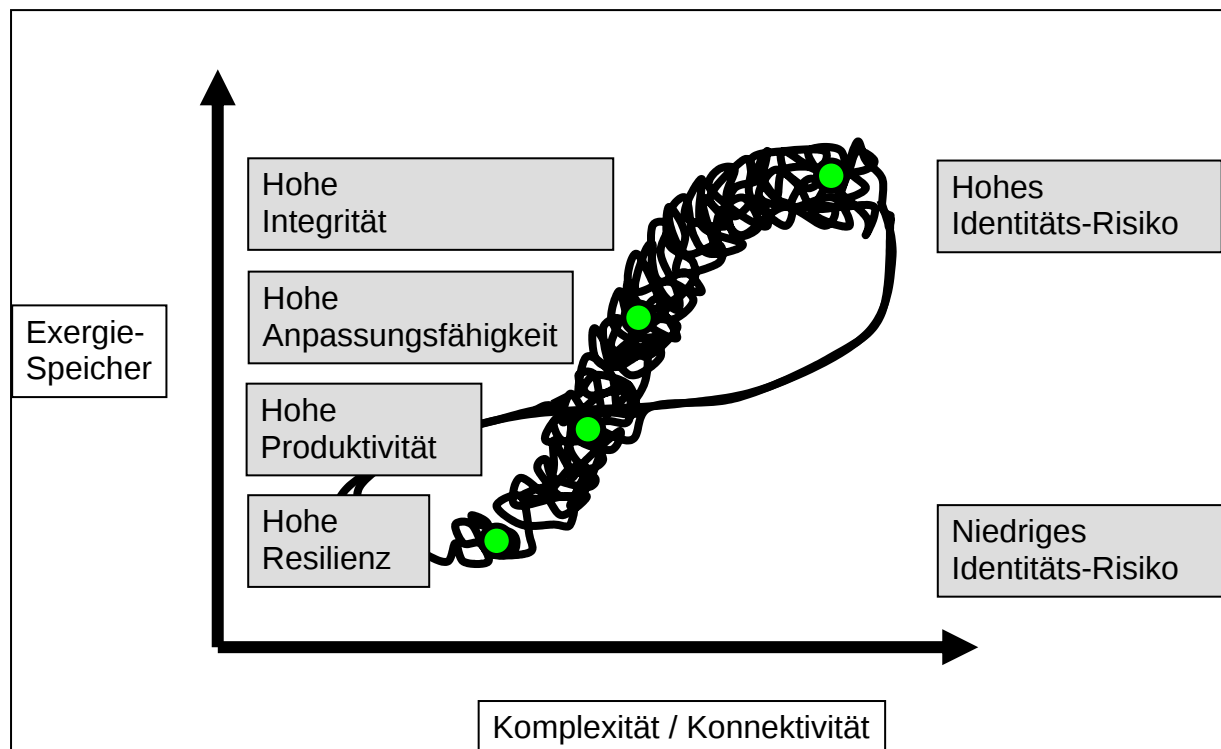


Abbildung 3: Langfristige Trajektorien von Ökosystemen nach HOLLING (1986) und JOERGENSEN et al. (2007) und Verortung von Optima verschiedener Ökosystem-Eigenschaften.

In der Abbildung 3 wird versucht, diese Zusammenhänge in Anlehnung an die Panarchy-Theorie von GUNDERSSON und HOLLING (2003) zu illustrieren: Eine Abfolge von Ökosystemzuständen wird hier als Funktion der Komplexität (x-Achse) und der gespeicherten Exergie (in Biomasse und Information, y-Achse) dargestellt. Die Entwicklung startet mit Pionier-Systemen, die in Bezug auf beide Kriterien geringe

Werte aufweisen. Daraufhin folgt ein lang anhaltendes Entwicklungs-Stadium, während dem sowohl die Komplexität als auch die Speicherkapazitäten des Systems kontinuierlich zunehmen. Schließlich, nach abflachender Speicherung, wird das Reifestadium des Systems erreicht. Hier wird die Integrität optimiert, aber auch die Anfälligkeit gegenüber Störungen ist hoch: Verändern sich wichtige externe Rahmenbedingungen über den traditionellen Rahmen hinaus, so wird das System zusammenbrechen, seine Strukturen werden aufgelöst, und nach einer Phase der Reorganisation kann das System einen neuen Durchlauf mit einem modifizierten Pionierstadium aufnehmen.

Diese Dynamik kann auf einer höheren (z.B. evolutionären) Skala durchaus als langfristiger Anpassungsmechanismus betrachtet werden; kurzfristig geht aber mit der HOLLINGSchen kreativen Destruktion die Identität des Systems verloren.

Wenn wir nun die o. a. Kennzeichen für intakte Ökosysteme unter diesem Aspekt betrachten, so wird deutlich, dass man keine Zustände erwarten kann, bei denen alle Komponenten gleichzeitig mit hohen Werten ausgestattet sind. Während Pionierstadien formell die höchste Resilienz aufweisen, liegen die Produktivitäts- und Adaptations-optima in anderen Entwicklungsstadien. Das heißt, dass ein „Intaktheits-Management“ ein *Optimierungsprozess* ist, dessen Ergebnisse je nach Zielvorgaben und Gewichtungen völlig anders aussehen können. Dadurch kommt der Setzung von konkreten (Umwelt-)Qualitätszielen eine besondere Bedeutung zu, oder – anders ausgedrückt – der „gute ökologische Zustand“ ist fallweise zu definieren, jeweils in Abhängigkeit von den erwarteten bzw. gesellschaftlich gewünschten „Ecosystem Services“ und/oder Umwelt-/Naturschutzzielvorgaben.

Wie kann das Konzept für Monitoring-Zwecke weiterentwickelt werden?

Im Zusammenhang mit der Anwendbarkeit des Theorie-geleiteten Integritäts-Konzepts wird sehr häufig die Frage diskutiert, „ob denn die notwendige Datenerfassung nicht viel zu aufwändig sei. Man könne nicht erwarten, dass die umfangreichen Erhebungen der Ökosystemforschung auch im Alltag des Umwelt-Monitoring betrieben werden könnten.“ An dieser Stelle unterliegen viele Diskutanten einer Fehleinschätzung, denn die einzelnen Messwerte, wie sie sich etwa aus Tabelle 2 ergeben, werden in vielen Messnetzen erfasst oder sind mit Hilfe von Modellen ableitbar. Eigene Analysen haben gezeigt, dass die sektoralen Messnetze prinzipiell alle Indikatoren mit verlässlichen, sogar regionalisierbaren Werten versorgen können. Allerdings unterliegen die Designs der sektoralen Netze jeweils sektoralen Zielgrößen, so dass es kaum Erdstellen gibt, an denen die Werte für alle Variablen gleichzeitig erfasst werden. Im Rahmen der Konzipierung einer ökosystemaren Umweltbeobachtung (vgl. SCHÖNTHALER et al. 2003) wurde zudem festgestellt, dass es mit einem relativ geringem Aufwand möglich wäre, eine solche räumliche Abstimmung zu erzielen. Es wurde in diesem Zusammenhang auch demonstriert, dass ein(e) jede(r) TeilnehmerIn in einem integrierten Messnetz einen großen Profit durch die zusätzlichen Daten der KollegInnen

gewinnen könnte. Aber trotz der zu erwartenden Vorteile finden solcherart koordinierte, interdisziplinäre Erfassungen kaum statt. Unter diesem Aspekt gilt es, das besondere Potenzial der integrierten Erfassung von Waldzuständen – z.B. im Rahmen des Level II-Programms - verstärkt zu nutzen, damit die Sinnhaftigkeit integrierter Ansätze auch mit Flächendaten demonstriert werden kann.

Literatur

- Aoki, I. (1998): Entropy and exergy in the development of living systems: A case study of lake ecosystems. In: Journal of the Physical Society of Japan (67), 2132-2139.
- Barkmann, J. (2002): Modellierung und Indikation nachhaltiger Landschaftsentwicklung – Beiträge zu den Grundlagen angewandter Ökosystemforschung. Diss. Universität Kiel.
- Barkmann, J., Baumann, R., Meyer, U., Müller, F. & Windhorst, W. (2001): Ökologische Integrität: Risikoversorge im Nachhaltigen Landschaftsmanagement. In: Gaia (10)2, 97-108.
- Bastian, O. & Schreiber, K-F. (Hrsg. 1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft - Ein Leitfaden für die Praxis. G. Fischer Verlag Jena
- Baumann, R. (2001): Konzept zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit terrestrischer Ökosysteme anhand von Daten des Ökosystemforschungsprojekts Bornhöveder Seenkette. Diss. Universität Kiel.
- Bossel, H. (1998): Ecological orientors: Emergence of basic orientors in evolutionary self-organization. In: Müller, F. & Leupelt, M.: Eco targets, goal functions and orientors. Berlin, Heidelberg, New York. 19-33.
- Bossel, H. (2000): Sustainability: Application of systems theoretical aspects to societal development. In: Jörgensen, S.E. & Müller, F. (eds): Handbook of ecosystem theories and management. Boca Raton/London/New York/Washington DC. 519-536.
- Breckling, B. & Asshoff, M. (1996): Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. Kiel. (EcoSys, Band5).
- Burkhard, B. (2004): Ecological assessment of the reindeer husbandry system in northern Finland. Kiel. (EcoSys Suppl. Band 43).
- Burkhard, B. & Müller, F. (2006): Systems Analysis of Finnish Reindeer Husbandry. In: Forbes, B.C., Bölter, M., Müller-Wille, L., Hukkinen, J., Müller, F., Gunsley, N. & Konstantinov, Y. (eds): Reindeer management in northernmost Europe. Heidelberg. Springer, Ecological Studies, Band 184, 341-364.
- Crabbe, P., HOLLAND, A., Ryszkowski, L. & Westra, L. (2000): Implementing ecological integrity. Dordrecht.
- De Groot, R.S. (1992): Functions of nature: Wolters-Noordhoff, Groningen
- Fränze, O., Kappen, L., Blume, H.P. & Diersen, K. (eds) (2008): Ecosystem organisation in a complex landscape. Heidelberg. (Springer Ecological Studies).
- Gundersson, L.H. & C.S. Holling (eds. 2003): Panarchy. Washington D.C.

- Holling, C.S., 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: Local surprise and global change. In: Clark, W.C. & Munn, R.E. (Eds), Sustainable Development of the Biosphere. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 292-317.
- Hörmann, G., Irmeler, U., Müller, F., Piotrowski J., Pöpperl, R., Reiche, E.W., Schernerwski, G., Schimming, C.G., Schrautzer, J. & Windhorst, W. (1992): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Arbeitsbericht 1988-1991. Kiel. (EcoSys Band 1).
- Jax, K. (Hrsg.) (2000): Funktionsbegriff und Unsicherheit in der Ökologie. 180 S. – Peter Lang Verlag, Frankfurt/Main
- Jax, K. (2005): Function and "functioning" in ecology: what does it mean? - *Oikos* 111, 641-648.
- Jørgensen, S.E. & F. Müller (eds.) (2000): Handbook of Ecosystem Theories and Management. CRC Publishers, New York
- Jørgensen, S.E. (2000): The tentative fourth law of thermodynamics. In: Jørgensen, S.E. & Müller, F. (eds.): Handbook of ecosystem theories and management. Boca Raton. 161-176.
- Jørgensen, S.E., Fath, B., Bastianoni, S., Marques, J., Müller, F., Nielsen, S.N., Patten, B., Tiezzi, E. & Ulanowicz, R. (2007): A new ecology – The systems perspective. Elsevier Publ., Amsterdam
- Karr, J.R. (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. In: *Fisheries* (6). 21- 27.
- Kay, J.J. (1993): On the nature of ecological integrity: Some closing comments. In: WOODLEY, S., KAY, J. & FRANCIS, G. (eds.): Ecological integrity and the management of ecosystems. Ottawa.
- Kutsch, W.L., Dilly, O., STEINBORN, W. & Müller, F. (1998): Quantifying ecosystem maturity – a case study. In: MÜLLER, F. & LEUPELT, M. (Hrsg.): Eco targets, goal functions and orientors. Berlin/Heidelberg/New York. 209-231.
- Kutsch, W.L., Steinborn, W., Herbst, M., Baumann, R., Barkmann, J. & Kappen, L. (2001): Environmental indication: A field test of an ecosystem approach to quantify biological self-organization. In: *Ecosystems* (4). 49-66.
- Leopold, A. (1944/1991): Conservation: In whole or in part? In: Flader, S. & Callikott, J.B. (eds.): The river of the mother of God and other essays by Aldo Leopold. Madison. 310-319.
- MILLENNIUM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being. A framework for assessment, Island Press, Washington.
- Müller, F. (2004): Ecosystem indicators for the integrated management of landscape health and integrity, In: Jørgensen, S.E., COSTANZA, R. & FU-LIU, X. (eds): Ecological indicators for assessment of ecosystem health. Boca Raton. 277-303.
- Müller, F. (2005): Indicating ecosystem and landscape organisation. In: *Ecological Indicators* (5). 280-294.
- Müller, F. & B. Burkhard (2007): An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services. In: Mander, Ü., H. Wiggering & K. Helming (Eds.): Multifunctional Land Use – Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services. Springer. S. 37-64.

- Müller, F. & Leupelt, M. (1998): Eco targets, goal functions and orientors. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.
- Müller, F., Schrautzer, J., Reiche, E.W. & Rinker, A. (2006): Ecosystem based indicators in retrogressive successions of an agricultural landscape. In: Ecological Indicators, 63-82.
- Müller, F. & W. Windhorst (2000): Ecosystems as functional entities. In: Jörgensen, S.E. & F. Müller (eds.): Handbook of ecosystem theories and management. CRC Publishers, New York, 33-50.
- Rapport, D.J. (1989): What constitutes ecosystem health? In: Perspectives in Biology and Medicine 33(1). 120-132.
- Reiche, E.W. (1996): WASMOD. Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen. In: EcoSys (4). 143-163.
- Reiche, E.W., Müller, F., Dibbern, I. & Kerrines, A. (2001): Spatial heterogeneity in forest soils and understory communities of the Bornhöved Lakes District. In: Tenhunen, J., Lenz, R. & Hantschel, R. (eds.): Ecosystem approaches to landscape management in Central Europe. Berlin, Heidelberg, New York. Springer Ecological Studies, Band 147, 49-72.
- Schimming, C.G. & VON Stamm, S. (1993): Arbeitsbericht des Projektzentrums Ökosystemforschung, Anhang I: Untersuchungsmethoden. Interne Mitteilungen aus dem FE-Vorhaben Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette Kiel.
- Schneider, E.D. & Kay, J.J. (1994): Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. In: Mathematical and computer modelling (19).6-8., 25-48.
- Schönthaler, K., Müller & Barkmann (2003): Synopsis of systems approaches to environmental research – German contribution to ecosystem management. Berlin. (UBA-Texte 85/03).
- Schrautzer J., Rinker A., Jensen K., Müller F., Schwartze P. & Dierßen K (2007): Succession and Restoration of Drained Fens: Perspectives from Northwestern Europe. In: Walker, L., R.J. Hobbs & J. Walker (ed.): Linking Restoration and Ecological Succession, Springer. Springer Series on Environmental Management
- Steinborn, W. (2001): Quantifizierung von Ökosystemeigenschaften als Grundlage für die Umweltbewertung. Diss. Universität Kiel.
- Svirezhev, Y.M. & Steinborn, W. (2001): Exergy of solar radiation: Thermodynamic approach. In: Ecological Modelling (145). 101-110.
- Westra, L. & Lemons, J. (eds.) (1995): Ecological integrity and the management of ecosystems. Ottawa.
- Windhorst, W., Müller, F. & Wiggering, H. (2004): Umweltziele und Indikatoren für den Ökosystemschutz. In: Wiggering, H. & Müller, F. (eds.): Umweltziele und Indikatoren. Berlin/Heidelberg/New York. 345-373.
- Woodley, S., Kay, J.J. & Francis, G. (1993): Ecological integrity and the management of ecosystems. Ottawa.

3.2 Gedankenmodell der Wasserrahmenrichtlinie: Gewässertypisierung, Referenzerstellung und Bewertung am Beispiel der Fließgewässer

Tanja Pottgiesser und Dr. Mario Sommerhäuser

Einleitung: Das Gedankenmodell der Wasserrahmenrichtlinie

Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss.

(1), EG-WRRL

Mit diesem ersten Erwägungsgrund, gleichsam Leitsatz der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), die im Dezember 2000 in allen Mitgliedsstaaten in Kraft getreten ist, hat eine neue Ära in der Bewertung und Bewirtschaftung der Gewässer einschließlich des Grundwassers begonnen. Ziel dieser Richtlinie sind die Erhaltung und die Verbesserung der aquatischen Umwelt, wozu mit dem Grundwasser und den Oberflächengewässern - Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer – nahezu der gesamte Wasserkreislauf gehört.

Bis 2015 wird für alle Mitgliedsländer der gute ökologische und chemische Zustand der Oberflächengewässer angestrebt. Bei der Bewertung dieses Zustandes sind biologische Qualitätskomponenten in den Mittelpunkt gerückt, konkret sind dies die Zusammensetzung und Abundanz von Gewässerflora und benthischer wirbelloser Fauna sowie die Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna. Der aquatischen Lebenswelt und ihrer Reaktion auf die Beeinflussung der Gewässer kommt somit europaweit eine bisher nicht da gewesene Bedeutung zu. Diese, ökologisch begründete, immissionsseitige Betrachtung geht weit über bisher verwandte biologische Bewertungssysteme wie z. B. den in Deutschland und einigen weiteren Ländern probaten Saprobienindex der DIN 38 410 (DIN 2004) hinaus.

Grundlage der Bewertung und Bewirtschaftung der Oberflächengewässer und damit essenzielle Voraussetzung für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Annex II) ist das Verständnis der natürlichen Vielfalt und Ausprägung der Oberflächengewässer. Die flächendeckende Ausweisung von naturraumtypischen Gewässertypen für alle Gewässerkategorien ist damit erste Voraussetzung für die technische Umsetzung der EG-WRRL. Darauf aufbauend, ist die Definition des „sehr guten ökologischen Zustands“ als höchste Wertstufe, der dem objektiv, d.h. nach wissenschaftlichen Kriterien ermittelten Referenzzustand entspricht, Ausgangspunkt der Bewertung. In insgesamt fünf ökologischen Qualitätsklassen - sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht - wird diese Abweichung von der Referenz klassifiziert.

Die **Philosophie der EG-WRRL** lässt sich in fünf Grundprinzipien beschreiben:

- Einheitlichkeit – die EG-WRRL stellt den erstmaligen Versuch dar, die Gewässerbewirtschaftung europaweit auf eine einheitliche Stufe zu stellen.

- Nachhaltigkeit - Wasser wird als dauerhaft bedeutsamer Lebensraum und als Ressource für nachfolgende Generationen betrachtet.
- Öffentlichkeit – die Anhörung und Beteiligung der Bürger und Verbände ist Grundprinzip der EG-WRRL und spiegelt das Prinzip der Informationsfreiheit wider.
- Ganzheitlichkeit – die Bewertung der Oberflächengewässer ist holistisch angelegt. Flussgebietseinheiten und homogene Wasserkörper, nicht Verwaltungsgrenzen, bilden die Grundlage von Bewertung und Bewirtschaftungsplanung. Zudem kombiniert die EG-WRRL immissions- und emissionsbezogene Bewertungsansätze, d. h. die auf ein Gewässer einwirkenden „pressures“ (Einleitungen, Ausbauzustände u. a.) und die Reaktionen der aquatischen Lebensgemeinschaften, die „impacts“.

Die **wesentlichen gewässerökologischen Ziele der EG-WRRL** sind dabei Schutz und Verbesserung von Oberflächenwasserkörpern und des Grundwassers durch Erreichen und Sicherung guten ökologischen und chemischen Zustandes (Oberflächenwasserkörper) bzw. chemischen und mengenmäßigen Zustandes (Grundwasser) bis 2015. Die Einleitung gefährlicher Stoffe ist schrittweise zu verringern. Generell gilt bei der Umsetzung das Verschlechterungsverbot.

Die naturwissenschaftlich-technische Umsetzung der EG-WRRL ist anspruchsvoll und erfordert in der Regel in den Mitgliedsländern die Neuentwicklung von Untersuchungs- und Bewertungsmethoden, da vorhandene Systeme den Vorgaben nicht genügen können. Wesentliches Beurteilungskriterium ist die Gewässerbiologie, Beurteilungsmaß ist eine typspezifische Zusammensetzung und Abundanz der Arten oder Taxa der verschiedenen aquatischen Qualitätskomponenten, nicht etwa das Vorkommen seltener oder gefährdeter Arten. Letzteres muss natürlich spätestens bei der Bewirtschaftungsplanung Berücksichtigung finden. Hier weist die EG-WRRL auch Verbindungen zu bestehenden Richtlinien der EU im Bereich des Naturschutzes auf (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Vogelschutz-Richtlinie).

Gewässertypologie

Die Oberflächenwasserkörper innerhalb der Flussgebietseinheit werden in eine der folgenden Kategorien von Oberflächengewässern - Flüsse, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer - oder künstliche Oberflächenwasserkörper oder erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper eingeordnet. .

In jeder Kategorie von Oberflächengewässern sind die betreffenden Oberflächenwasserkörper innerhalb der Flussgebietseinheiten nach Typen zu unterscheiden. Diese Typen sind diejenigen, die entweder nach „System A“ oder System B“ [...] definiert werden.

(Anhang II, Nr. 1.1 i-vi: Beschreibung der Typen der Oberflächengewässer)

Die Zusammenstellung individueller Gewässer nach gemeinsamen Herkunftsmerkmalen oder sichtbaren Erscheinungsformen („Alpenflüsse“, „Kiesbäche“) versucht, natürliche Vielfalt überschaubar zu machen und dient einer pragmatischen Strukturierung, in dem sich wiederholende Grundmuster, d. h. „Typen“, abgeleitet und beschrieben werden. Die Gewässertypisierung stellt jedoch keineswegs eine Vereinheitlichung dar, sondern berücksichtigt mit den räumlichen Eigenarten auch die natürlichen Entstehungsformen in ihrer landschaftlichen Vielfalt – sie unterstützt damit eine nachhaltige, naturräumlich begründete Gewässerentwicklung.

In der DIN 38 410 („Saprobienindex“) (DIN 2004) findet sich eine kurze, moderne Definition. Danach ist ein Gewässertyp die „idealisierte Zusammenfassung individueller Fließgewässer nach definierten gemeinsamen (z. B. morphologischen, physikalischen, chemischen, hydrologischen, biozönotischen) Merkmalen.“

Die Verwendung von Gewässertypen bzw. Leitbildern in der Wasserwirtschaft fand bereits lange vor der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie statt, meist mit der Zielsetzung, eine Orientierungshilfe bei der ökologischen Verbesserung der Gewässer im Rahmen von Ausbau- oder Unterhaltungsmaßnahmen zu geben.

In der Wasserrahmenrichtlinie ist die typspezifische Bewertung des Ist-Zustandes der Oberflächengewässer ein Grundprinzip. Die Ausweisung der Wasserkörper, die Aufstellung des Monitoring-Netzwerkes, aber auch die Erstellung der Bewirtschaftungspläne benötigen als essenzielle Grundlage die Gewässertypen und die typspezifischen Referenzbedingungen. Schließlich soll ein „guter ökologischer Zustand“ für alle Oberflächengewässer erreicht werden, der sich in den verschiedenen Typen auch unterschiedlich abbildet.

Für die Differenzierung und damit die eigentliche Typenbildung sind gemäß EG-WRRL zwei verschiedene Systeme anwendbar: System A erlaubt eine grobe Charakterisierung, bei den Fließgewässern z. B. nach Ökoregion, Höhenlage, Einzugsgebietsgröße und Geologie (jeweils drei bis vier Kategorien) und eignet sich eher als grobes typologisches Gerüst für Länder ohne vorbereitende Arbeiten zur Gewässertypisierung. System B enthält neben denselben groben Klassifikationsparametern von System A eine Vielzahl „optionaler Parameter“, mit deren Hilfe die biologisch relevanten Referenzbedingungen beschrieben werden können (Tab. 1).

Bei der Vorgehensweise zur Erstellung der deutschen Fließgewässertypologie ist das System B nach EG-WRRL (Anhang II, 1.2.1) gewählt worden. Als Rahmenwerk wurde auf ausgewählte obligatorische Parameter in Anlehnung an System A zurückgegriffen: Ökoregion, Höhenlage, Einzugsgebietsgröße und Geologie. Herzstück der Typologie sind jedoch die Fließgewässerlandschaften nach BRIEM (2003), die ihrerseits eine Reihe von Einzelparametern integrieren, wie z. B. eine differenzierte Geologie, d. h. Gesteine, Gewässersubstrate bzw. Geschiebe, Talformen.

Tabelle 1: Vorgaben der EG-WRRL zur Erstellung einer Typologie für Oberflächengewässer (Fließgewässer).

System A	
Feststehende Typologie	Deskriptoren
Ökoregion	Ökoregion nach Karte A in Anhang XI
Typ	Höhenlage höhere Lage: >800 m mittlere Lage: 200 bis 800 m Tiefland: <200 m Größe (auf Grundlage des Einzugsgebietes) klein: 10 bis 100 km ² mittelgroß: >100 bis 1 000 km ² groß: >1 000 bis 10 000 km ² sehr groß: >10 000 km ² Geologie kalkig silikatisch organisch
System B	
Alternative Beschreibung	Physikalische und chemische Faktoren, die die Eigenschaften des Flusses oder Flussabschnitts und somit die Struktur und Zusammensetzung der Biozönosen bestimmen
Obligatorische Faktoren	Höhe geographische Breite geographische Länge Geologie Größe
Optionale Faktoren	Entfernung von der Quelle des Flusses Strömungsenergie (Funktion von Strömung und Gefälle) durchschnittliche Wasserbreite durchschnittliche Wassertiefe durchschnittliches Wassergefälle Form und Gestalt des Hauptflussbettes Flussabfluss-(Durchfluss-)klasse Talforn Feststofffracht Säurebindungsvermögen durchschnittliche Zusammensetzung des Substrats Chlorid Schwankungsbereich der Lufttemperatur durchschnittliche Lufttemperatur Niederschlag
(Anhang II, Nr. 1.2.1: Ökoregionen und Arten von Oberflächenwasserkörpern - Flüsse)	

Die Rahmenbedingungen, die bei der Ableitung einer flächendeckenden und einheitlichen Fließgewässertypologie Deutschlands berücksichtigt werden mussten, umfassten im Wesentlichen fünf Kriterien:

- Einheitlichkeit (eine Typologie für alle aquatischen Qualitätskomponenten und für alle Bundesländer),

- Konsensfähigkeit (Akzeptanz in allen Bundesländern bei den Anwendern),
- Überschaubarkeit („so viele Typen wie nötig, aber so wenig wie möglich“, d. h. Praktikabilität in der Anwendung, denn mit der Zahl der Typen steigt die Zahl der Wasserkörper und der notwendigen typspezifischen Bewertungsverfahren),
- Biologische Relevanz (Typen sollten für die biologische Bewertung biozönotisch bedeutsam sein) und
- Erfüllung der Anforderungen der EG-WRRL.

Entsprechend den Anforderungen der EG-WRRL und den o. g. bundesweiten Vorgaben sind mit dem Bearbeitungsstand November 2006 insgesamt 25 Fließgewässertypen ausgewiesen worden: vier für die Ökoregion der Alpen und des Alpenvorlandes, acht für das Mittelgebirge, neun für das Norddeutsche Tiefland sowie vier von der Ökoregion unabhängige Typen, die in verschiedenen Ökoregionen verbreitet sind.

Kartographisch dargestellt sind die Fließgewässertypen in der sogenannten „**Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen** [Stand Dezember 2003]“ (POTTGIESSER et al. 2004). Allen Wasserrahmenrichtlinien relevanten Fließgewässer mit einer Größe >10 km² oberirdisches Einzugsgebiet ist hier ein entsprechender Fließgewässertyp linienhaft zugewiesen worden. Von der linienhaften Ausweisung der Typen über die Abgrenzung der Wasserkörper bis hin zur Aufstellung der Bewirtschaftungspläne stellen die Typenkarten ein essenzielles Hilfsmittel bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie dar. Auch darüber hinaus bieten die Typenkarten weitere anwendungsorientierte Möglichkeiten: So lässt sich anhand solcher Karten beispielsweise die Seltenheit bestimmter Typen erkennen, um diese ggf. vorrangig zu schützen oder zu entwickeln.

Der Begriff Referenzbedingungen stammt aus der EG-WRRL und entspricht nach dem „Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer“ (REFCOND 2003) dem „sehr guten ökologischen Zustand“. Referenzbedingungen sind die höchste Wertstufe der typspezifischen Bewertung. Die Referenzbedingungen umfassen sowohl hydromorphologische und physikalisch-chemische als auch biozönotische Eigenschaften.

Zur Erstellung von Referenzbedingungen kann nicht für alle Fließgewässertypen auf aktuelle Daten naturnaher Gewässer(abschnitte) zurückgegriffen werden. V. a. große Flüsse und Ströme sind durch eine Vielzahl menschlicher Eingriffe verändert und zum größten Teil so nachhaltig beeinträchtigt worden, dass naturnahe Gewässerabschnitte als Vorbilder für einen Referenzzustand kaum noch zu finden sind. Für diese Gewässertypen können z. B. Daten und Beschreibungen der historischen Besiedlung oder historische Karten und (Ausbau-) Pläne hinzugezogen und hinsichtlich relevanter Informationen ausgewertet werden. Über die anthropogen nur wenig veränderten „abiotischen Rahmenbedingungen“, wie z. B. die Substratverhältnisse in der Aue, das Talbodengefälle und die Niederschlagsverhältnisse können in Verbindung mit den

inzwischen meist guten Kenntnissen zur Autökologie der Arten Lebensgemeinschaften modelliert werden.

Referenzbedingungen

*Für jeden [...] Oberflächenwasserkörper sind typspezifische hydromorphologische und physikalisch chemische Bedingungen festzulegen, die diejenigen hydromorphologischen und physikalisch chemischen Qualitätskomponenten entsprechen, die [...] für diesen Typ von Oberflächenwasserkörper für den **sehr guten ökologischen Zustand** [...] angegeben sind. Außerdem sind typspezifische biologische Referenzbedingungen festzulegen, die die biologischen Qualitätskomponenten abbilden, die [...] für diese Art von Oberflächenwasserkörper bei sehr gutem ökologischem Zustand [...] angegeben sind.*

Die typspezifischen Bedingungen [...] und die typspezifischen biologischen Referenzbedingungen können entweder raumbezogen oder modellbasiert sein oder sie können durch Kombination dieser Verfahren abgeleitet werden. Ist die Anwendung dieser Verfahren nicht möglich, können die Mitgliedsstaaten Sachverständige zu Rate ziehen, um diese Bedingungen festzulegen. [...]

Modellbasierte typspezifische biologische Referenzbedingungen können entweder aus Vorhersagemodellen oder durch Rückberechnungsverfahren abgeleitet werden. Für die Verfahren sind historische, paläologische oder andere verfügbare Daten zu verwenden. [...]

(Anhang II, Nr. 1.3 i-vi: Festlegung der typspezifischen Referenzbedingungen für Arten von Oberflächenwasserkörpern)

Sehr guter (ökologischer) Zustand: *Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen.*

Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur geringfügige Abweichungen an.

Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.

(Anhang V, Nr. 1.2: Normative Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands, Tabelle 1.2: Allgemeine Begriffbestimmung für den sehr guten ökologischen Zustand)

Ein Beitrag zur Beschreibung der Referenzbedingungen leisten die so genannten **Steckbriefe der Fließgewässertypen** (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004, 2006). Die Steckbriefe enthalten neben der morphologischen Beschreibung der Gewässertypen auch physiko-chemische Leitwerte sowie Kurzcharakteristika des Abflusses bzw. der Hydrologie. Die Charakterisierungen der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten und Phytobenthos sowie Phytoplankton umfassen Beschreibungen der Lebensgemeinschaften im Hinblick auf Artenzusammensetzungen und Abundanzen oder funktionale Gruppen sowie ausgewählte charakteristische Arten. Bei den Beschreibungen sind z. B. verschiedene längszönotische Ausprägungen der Fischgemeinschaften oder geochemisch bedingte Differenzierungen der floristischen Qualitätselemente berücksichtigt worden.

Bewertung

Auf ein Fließgewässer wirken eine Reihe von unterschiedlichen Einflüssen und Faktoren, die mit unterschiedlichen Verfahren erfasst und bewertet werden können:

Die Kartierung der Gewässerstruktur und ihre Bewertung im Abgleich mit naturnahen Verhältnissen zeigt im Wesentlichen strukturelle Defizite eines Fließgewässers auf. Chemische Analysen erlauben Aussagen zur Wasserqualität, die detailliert einzelne Stoffe oder Stoffgruppen betreffen, doch stellen diese Untersuchungen in der Regel eine Momentaufnahme dar. Die Untersuchungen der Biozönosen hingegen integrieren über einen längeren Zeitraum (zum Teil über Jahre hinweg) und über größere räumliche Distanzen. Dabei indizieren sie eine Reihe unterschiedlicher Stressoren, die auf ein Fließgewässer wirken. Aus diesen Gründen kommt den biologischen Untersuchungen eine besondere Bedeutung für die Bewertung von Fließgewässern zu.

Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands - Flüsse

Biologische Komponenten

Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora

Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna

Zusammensetzung, Abundanz und Alterstruktur der Fischfauna

(Anhang V, Nr. 1.1.1: Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands - Flüsse)

Für die Kategorien von Oberflächengewässern wird die Einstufung des ökologischen Zustands [...] durch die jeweils niedrigeren Wert für die Ergebnisse der biologischen und der physikalisch-chemischen Überwachung [...] dargestellt. [...]

(Anhang V, Nr. 1.4.2: Darstellung der Überwachungsergebnisse und Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials)

Makrozoobenthos-Organismen sind gute und bereits seit langem erprobte Bioindikatoren (z. B. im bewährten Saprobiensystem): das Vorhandensein oder Fehlen bestimmter Arten bzw. die funktionale Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft gibt Aufschluss über die Wasserqualität, den strukturellen Zustand oder versauerungsbedingten Stress der Gewässer. Das Makrozoobenthos ist in der Lage von den verschiedenen Belastungsfaktoren (= Stressoren), die auf ein Fließgewässer wirken, neben der organischen Belastung, v. a. die strukturellen Defizite und den Verlust von besiedelbaren Habitaten als Folge einer allgemeinen morphologischen Degradation zu indizieren.

Fische stellen durch ihre Mobilität und relative Langlebigkeit eine räumlich und zeitlich integrierende Bewertungskomponente dar. Von den verschiedenen anthropogen bedingten Einflüssen auf Fließgewässer indizieren sie v. a. strukturelle und hydrologische Veränderungen, aber auch Beeinträchtigungen der Wasserqualität. Strukturelle Veränderungen beziehen sich z. B. auf den Verlust von geeigneten Laich- oder Jungfischhabitaten sowie die Unterbrechung oder Beeinträchtigung der

Längsdurchgängigkeit z. B. durch Abstürze oder Wehre. Beeinträchtigungen der Wasserqualität wirken sich auf die Fischfauna über Veränderungen des Nahrungsnetzes aber auch über den Verlust von Habitaten aus, wenn z. B. Kieslaichplätze organisch belastet und dadurch in ihrer Funktionalität eingeschränkt sind. Hydrologische Beeinträchtigungen äußern sich beispielsweise in künstlich erhöhten Fließgeschwindigkeiten oder durch stark reduzierte Abflüsse mit stagnierenden Verhältnissen. Die Fischgemeinschaft reagiert auf diese anthropogenen Veränderungen ihres Lebensraums mit Änderung der Artenzahl, Artenzusammensetzung sowie der Abundanzverhältnisse von taxonomischen Gruppen und ökologischen Gilden.

Auf Grund des unterschiedlichen Forschungsstandes und der wasserwirtschaftlichen Tradition wird die biologische Qualitätskomponente **Makrophyten und Phytobenthos** in die drei Teilmodule Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen aufgeteilt: Makrophyten umfassen höhere Wasserpflanzen, Moose und Armleuchteralgen. Wesentliche Faktoren für das Vorkommen von Makrophyten in Fließgewässern sind die Fließgeschwindigkeit sowie Geschiebeführung, Substrate, Kalkgehalt, Trophie und Salinität. Das Phytobenthos (Aufwuchsalgen) im allgemeinen Sinn umfasst eine Lebensgemeinschaft von Algen, die an der Sohle des Gewässers angeheftet wachsen. Taxonomisch umfasst das Phytobenthos eine enorme Vielfalt unterschiedlicher Algenklassen, darunter die Kieselalgen (= Modul Diatomeen) sowie Blaualgen, Grünalgen, Zieralgen, Rotalgen, Braunalgen oder Goldalgen, die das Modul Phytobenthos ohne Diatomeen ausmachen.

Das **Phytoplankton** dient im Wesentlichen als Anzeiger von Eutrophierung, die durch ein übermäßiges Nährstoffangebot verursacht wird. Zusätzlich wirken auch morphologische Veränderungen der Fließgewässer, wie der Gewässerausbau, auf die Biozönose des Phytoplanktons ein. Starke Planktonentwicklungen in natürlicherweise nicht Plankton führenden Gewässern sind daher ein Zeichen von Eutrophierung verbunden mit hydromorphologischer Degradation.

Tabelle 2: Übersicht der qualitätskomponentenspezifischen Bewertungsverfahren der Kategorie Flüsse mit Verweis auf weiterführende Quellen.

Qualitätskomponente	Verfahren /Software	Homepage	Ausgewählte Literatur
Makrozoobenthos	PERLODES/ ASTERICS	www.flie%C3%9Fgewaesserbewertung.de	MEIER et al. (2006a, b, c)
Fische	FiBS	www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1116288_11/index1057583835130.html	DUBLING et al. (2006), DUBLING & BERG (2004)
Makrophyten & Phytobenthos	PHYLIB	www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/index.htm	SCHAUMBURG et al. (2006, 2005, 2004)
Phytoplankton	PhytoFluss	www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/index_e.shtml#Downloads	MISCHKE (2006), MISCHKE et al. (2005)

Die Entwicklung typspezifischer Bewertungsverfahren gemäß den Anforderungen der EG-WRRL ist für alle Qualitätskomponenten weitgehend abgeschlossen (Tab. 2), wobei es sich nicht nur ausschließlich um eine reine Bewertungsvorschrift handelt, sondern die neu entwickelten Verfahren beinhalten ebenso Verfahrensvorschriften zur Probenahme wie zur Aufbereitung und Bestimmung der Proben.

Den Bewertungen aller Qualitätskomponenten liegt ein multimetrisches Verfahren zugrunde, d.h. verschiedene Metrics (biozönotische Messgrößen, die in einem Index angegeben werden können, z. B. Artenanzahl, Anteil bestimmter Gruppen wie der Steinfliegen, Algenabweider) werden kombiniert. Durch die Kombination verschiedener Metrics wird das Bewertungsergebnis stabiler und die Aussagekraft in Bezug auf verschiedene Stressoren, erhöht. Bewertet wird die Abweichung von der Referenz in den schon erwähnten fünf ökologischen Qualitätsklassen sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht.

Für den bundesweit häufigsten Gewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche sind exemplarisch für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos die bewertungsrelevanten Metrics in der Tabelle 3. zusammengestellt (MEIER et al 2006a).

Tabelle 3: Module, Core-Metrics und Metric-Typen für den Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche.

Metric-Typ	Metric
Modul „Saprobie“	
Toleranz	Saprobienindex
Modul „Allgemeine Degradation“	
Toleranz	Fauna-Index Typ 5
Zusammensetzung/Abundanz	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera [%] (HK)
Variabilität/Diversität	Hyporhithral-Besiedler [%]
Funktionen	Rheoindex (HK)
Modul „Versauerung“	
Toleranz	Säureklasse

Die in der Regeln vollständig neuen biologischen Bewertungsverfahren zur Umsetzung der EG-WRRL wurden im Rahmen größerer Forschungsvorhaben über mehrere Jahre entwickelt und in wiederholten Durchgängen im Anwendungsbereich der wasserwirtschaftlichen Praxis erprobt, weiterentwickelt und auch gewässerpolitisch abgestimmt. Sie befinden sich gegenwärtig in ihrer ersten Einsatzphase im ersten Monitoring-Zyklus 2006/2007 der EG-WRRL. Es kann erwartet werden, dass sich nach dem Vorliegend aller Ergebnisse aus diesem Monitoring noch Änderungen der Systeme bzw. der Auslegung der Bewertungsstufen ergeben. Aber auch ein lange erprobtes und heute

sehr aussagesicheres biologisches Bewertungssystem wie das Saprobiensystem ist mehrfach revidiert bzw. verfeinert worden – und es verfügt inzwischen über eine jahrzehntelange Tradition. Eine genügende Erprobungszeit ist daher auch den neuen Verfahren zu gewähren.

Zusammenfassung

„Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss“, so ein Leitsatz der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), die im Dezember 2000 in Kraft getreten ist. Ziel dieser Richtlinie sind die Erhaltung und die Verbesserung der aquatischen Umwelt, wozu neben dem Grundwasser vor allem die Oberflächengewässer - Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer - zählen. Bis 2015 wird für alle Mitgliedsländer der „gute ökologische Zustand“ der Gewässer angestrebt. Die Einstufung dieses Zustandes basiert besonders auf den biologischen Qualitätskomponenten: Zusammensetzung und Abundanz von Gewässerflora und benthischer wirbelloser Fauna sowie Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna. Zur Erreichung des Ziels „guter ökologischer Zustand“ muss dieser zunächst definiert werden. Ausgangspunkt der Bewertung ist dabei die Definition des „sehr guten ökologischen Zustandes“ als höchste Wertstufe, der dem objektiv, d. h. nach wissenschaftlichen Kriterien ermittelten Referenzzustand entspricht. Dieser Referenzzustand wird für alle Typen von Oberflächengewässern ausgewiesen.

Für die Fließgewässer sind insgesamt 25 Typen anhand von abiotischen (Ökoregion, Höhe, Größenklasse, Gewässerlandschaften) und biotischen Kriterien („typische“ Lebensgemeinschaften) abgeleitet und beschrieben worden.

Die Ableitung der Referenzbedingungen für die Typen erfolgte primär auf der Erfassung weitgehend naturnaher Gewässer, daneben sind für bestimmte Gewässertypen, wie z. B. die großen Flüsse und Ströme, auch historische Daten herangezogen bzw. Lebensgemeinschaften auf Grundlage der abiotischen Rahmenkulisse modelliert worden. Die Beschreibungen der Referenzbedingungen umfassen dabei nicht nur Artenlisten sondern berücksichtigen auch die biologischen Funktionalitäten der Gewässertypen in Form so genannter Metrics (= Kenngrößen).

Die biologische Bewertung der Gewässer nach EG-WRRL verwendet in der Regel neu entwickelte Verfahren, die standardisierte Probenahmetechniken, Bestimmungsvorgaben und einen eigenen Bewertungsteil inkl. Software umfassen. Die Bewertungsverfahren berücksichtigen die genannten Anforderungen der EG-WRRL vollständig und werden europaweit interkalibriert.

Literatur

- Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht. Hennef: Mappe mit Textband, Steckbriefe, Kurzfassung, 4 Karten.
- DIN (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Teil 1: Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässeruntersuchungen (M 1). Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1) (DIN 38410-1). Berlin, 80 S.
- Dußling, U. & R. Berg (2004): Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. Allgemeiner Teil des Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. - Abschlussbericht, Bundesministerium für Bildung und Forschung (Förderkennzeichen: 0330042 - 0330044). www.lvvg-bw.de.
- Dußling, U., A. Bischoff, R. Haberbosch, A. Hoffmann, H. Klinger, C. Wolter, K. Wysujack & R. Berg (2006): Entwurf eines fischbasierten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer gemäß WRRL - Kurzbeschreibung. - www.lvvg-bw.de.
- EG-WRRL (Europäische Wasserrahmenrichtlinie) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22. Dezember 2000.
- Meier, C., J. Böhmer, P. Rolaufts & D. Hering (2006a): Kurzdarstellung „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. - www.fliesssgewaesserbewertung.de. [Stand Juni 2006].
- Meier, C., J. Böhmer, R. Biss, C. Feld, P. Haase, A. Lorenz, C. Rawer-Jost, P. Rolaufts, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann, A. Zenker & D. Hering (2006b): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. - Abschlussbericht, Umweltbundesamt (Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 24 223). www.fliesssgewaesserbewertung.de.
- Meier, C., P. Haase, P. Rolaufts, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann & D. Hering (2006c): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. - www.fliesssgewaesserbewertung.de [Stand Mai 2006].
- Mischke, U. (2006): Bericht zum Bundesweiten Praxistest eines Bewertungsverfahrens für Phytoplankton in Fließgewässern Deutschlands zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Verfahrensvereinfachung und -überprüfung mit Handbuchentwurf - LAWA-Projekt O 3.05. IGB. Berlin, Friedrichshagen. 68, 1-11-2006. www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke.
- Mischke, U., H. Behrendt, J. Köhler, & D. Opitz (2005): Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Vorhaben: Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. 20.05. 2005, Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), IGB. Berlin, Friedrichshagen. 1-99. www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke

- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., W. Calmano, R.-D. Wilken & H. Klapper (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2006): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen - Erste Überarbeitung Stand November 2006. www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl_ftyp.htm.
- Pottgiesser, T., J. Kail, S. Seuter & M. Halle (2004): Abschließende Arbeiten zur Typisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil II, Endbericht. Forschungsprojekt im Auftrag der LAWA: 1-16 + „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands [Stand Dezember 2003]. - www.wasserblick.net.
- Refcond (2003): Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen öko-logischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. - CIS-Arbeitsgruppe 2.3 - Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer (REFCOND).
- Schaumburg, J. Schranz, C. Stelzer, P. Hofmann, G. Gutowski, A. & Foerster, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. - Endbericht des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft im Auftrag der LAWA (O 2.04). www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliesssgewaesser_seen/pilot/am_g.htm.
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. - Bericht des Bayerischen Landesamts für Umwelt im Auftrag der LAWA (O 2.04). www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliesssgewaesser_seen/pilot/am_g.htm (Stand Januar 2006).
- Schaumburg, J., U. Schmedtje, C. Schranz, B. Köpf, S. Schneider, P. Meilinger, P. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski. & J. Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Schlussbericht des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft im Auftrag von Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033) und LAWA (O 11.03). www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliesssgewaesser_seen/pilot/pub_g.htm.

Ausgewählte weiterführende Literatur

A) Gewässertypologie und Bewertung

- Feld, C. S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell 11: 243 S.

B) Fließgewässer-Bewertung

LAWA-AO (2006a): RaKon Monitoring Teil B. Arbeitspapier I: Gewässertypen / Referenzbedingungen / Klassengrenzen. - www.wasserblick.net. Entwurf 2.1 [Stand 21.11.2006].

LAWA-AO (2006b): RaKon Monitoring Teil B. Arbeitspapier III: Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten. - www.wasserblick.net. Entwurf 2.1 [Stand 21.11.2006].

Bewertungssoftware

Makrozoobenthos

AQEM/STAR (2006a): Ecological River Classification System (ASTERICS) Version 3.01, Stand Mai 2006. Universität Duisburg-Essen, Abteilung Hydrobiologie. www.fliessgewaesser-bewertung.de [Stand Juli 2006].

AQEM/STAR (2006b): Ecological River Classification System (ASTERICS) Version 3.0, Stand Mai 2006. Software-Handbuch für die deutsche Version. Universität Duisburg-Essen, Abteilung Hydrobiologie. www.fliessgewaesserbewertung.de [Stand Juni 2006].

Fische

Diekmann, M., U. Dußling & R. Berg (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS) - Hinweise zur Anwendung - www.lvvg-bw.de.

Dußling, U. & S. Blank (2005): Software zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS) Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen. Version vom 22.12.2006 - www.lvvg-bw.de.

Makrophyten & Phytobenthos

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2006a): PHYLIB1.3-DV-Tool (Version 1.3) - Software zur Bewertung von Makrophyten & Phytobenthos in Fließgewässern. Bearbeiter: A. Maetze & W. Ballin. - Bericht des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft im Auftrag der LAWA. - www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/am_g.htm

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2006b): Erläuterungen zur Verwendung der Software PHYLIB1.3-DV-Tool (Version 1.3). Bearbeiter: A. MAETZE & W. BALLIN. - Bericht des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft im Auftrag der LAWA. - www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_see/pilot/am_g.htm.

Phytoplankton

Böhmer, J. & U. Mischke (2006): PhytoFluss - Programm zur automatischen Berechnung aller biologischen Kenngrößen (Metrics) des Bewertungsverfahrens von planktonführenden Fließgewässern mittels Phytoplankton [Stand Nov. 2006]. - www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke.

3.3 Fluss- und Stromauen in Deutschland - Typologie und Leitbilder

Dr. Uwe Koenzen

Auen – die überflutungsgeprägten Teile der Talböden und Niederungen – haben eine herausragende Bedeutung im Naturhaushalt und zählen nicht nur in Deutschland, sondern europaweit zu den am stärksten beeinträchtigten und gefährdeten Lebensräumen. Dabei erfüllen Fluss- und Stromauen zentrale Funktionen als naturraumübergreifende Verbundachsen. Naturnahe Auen stellen zudem neben den Hochgebirgslagen und Küstenräumen die dynamischsten Landschaftsräume Mitteleuropas mit vielfältigen Funktionen im Stoff- und Landschaftswasserhaushalt dar.

Der vorliegende Aufsatz setzt sich mit der Typisierung der deutschen Fluss- und Stromauen und deren Erscheinungsbild im potenziell natürlichen Zustand sowie Möglichkeiten und Grenzen von leitbildbasierten Bewertungsverfahren auseinander. Er fußt auf den Ergebnissen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Typologie und Leitbildentwicklung für Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland“ (FKZ: 803 82 100 des UFOPLANS 2003), welches in den Jahren 2003 bis 2005 bearbeitet und seitens des Bundesamtes für Naturschutz vergeben und betreut wurde.

Die grundlegenden Ziele des Vorhabens umfassen die folgenden Aspekte:

- einen bundesweit gültigen typologischen Ansatz zu erstellen und die Fluss- und Stromauen in Deutschland, insbesondere hinsichtlich ihrer Hydro- und Morphodynamik, zu charakterisieren;
- auf dieser typologischen Grundlage naturraumtypische Leitbilder bzw. Referenzen einschließlich der Vegetation für die Fluss- und Stromauen zu entwickeln und zu beschreiben, so dass sie Eingang in die Bewertungs- und Planungspraxis finden können;
- Ansätze für ein leitbildbasiertes Bewertungsverfahren für Auen aufzuzeigen.

Der Schwerpunkt der Arbeiten liegt hierbei auf der Erarbeitung der standörtlichen Verhältnisse der Auen im heutigen potenziell natürlichen Zustand sowie der Beschreibung der entsprechenden Vegetationsverhältnisse.

Ergänzend wird die Fauna der Auen unter dem Aspekt ihrer Indikatoreigenschaften für das oben genannte Bewertungsverfahren betrachtet.

Vorgehensweise

Methodisch greift das Vorhaben gewässertypologische Ansätze auf, um handhabbare Schnittstellen zu den bestehenden Fließgewässertypologien zu entwickeln.

Die Herleitung der Auentypen erfolgt in einem iterativen Prozess, der auf der GIS-gestützten Auswertung der bundesweiten Datenbasis aufsetzt und über ein eigens entwickeltes Parametergefüge die Beschreibung der Auentypen ermöglicht.

Besondere Bedeutung wird hierbei den morpho- und hydrodynamischen Parametern zugemessen, da diese wesentlich die standörtlichen Bedingungen in den Auen bestimmen.

Das Parametersystem umfasst dabei für die Definition der Auentypen die Parameter:

- Gewässergroßlandschaft
- Abflussregime
- Talbodengefälle

Für eine kleinräumigere Gliederung in Auenabschnittstypen beschreiben die folgenden Parameter die typologischen Ausprägungen:

- Deck- und Basissubstrat
- Lauftyp und Windungsgrad des auenbildenden Gewässers
- Abflussdynamik und Wasserdargebot
- Überflutungsdauer sowie Grundwasserstände und -schwankungen

Als subsummierender Parameter fungiert die Beschreibung der Hydromorphodynamik, die über Verlagerungsverhalten, den resultierenden Formenschatz sowie die hydrologisch-hydraulischen Verhältnisse integriert.

Derartige Parametersysteme sind grundsätzlich für alle Ökosysteme herleitbar, wobei hierbei die Verfügbarkeit von belastbaren Daten erheblichen Einfluss auf die Auswahl der Parameter besitzen sollte, um ein handhabbares System zu erzeugen.

Abbildung 1 zeigt den Aufbau der morphologischen und hydrologischen Parameter des hierarchischen Typensystems am Beispiel des Abschnittstyps der „Gefällereichen schottergeprägten Flussaue der Alpen/Voralpen mit Sommerhochwassern“.

Die Verschneidung und Auswertung der Daten, letztlich das Herausarbeiten von Ähnlichkeiten und Unterscheidungsmerkmalen, ergibt die folgenden Fluss- und Stromautentypen, deren räumliche Verortung auf einer bundesweiten Karte erfolgt:

Flussauen

- sehr gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwassern
- gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwassern
- gefällereiche Flussaue des Flach- und Hügellandes mit Winterhochwassern
- gefällearme Flussaue des Deckgebirges mit Winterhochwassern
- gefällereiche Flussaue des Deckgebirges mit Winterhochwassern
- gefällereiche Flussaue des Grundgebirges mit Winterhochwassern
- gefällereiche Flussaue der Alpen/Voralpen mit Sommerhochwassern

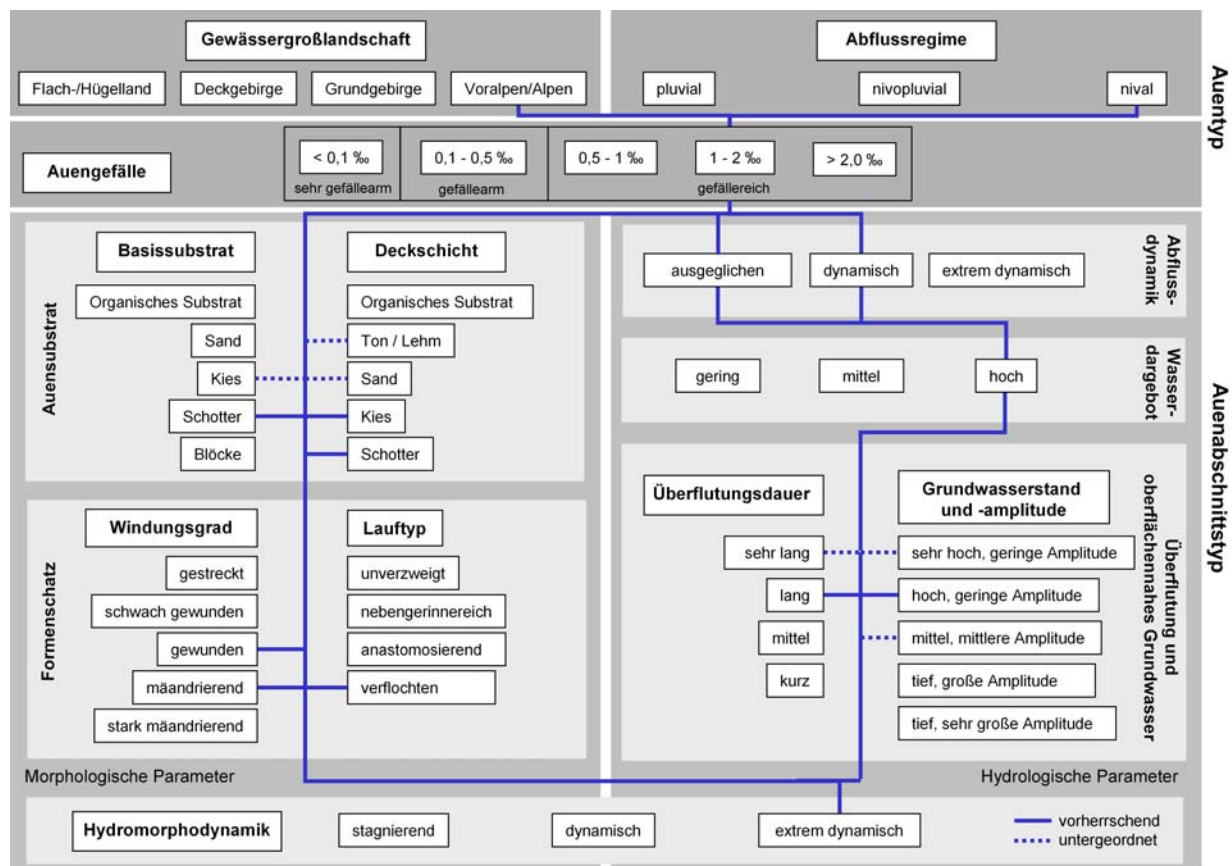


Abbildung 1: Typendiagramm der gefällereichen schottergeprägten Flussaue der Alpen/Voralpen mit Sommerhochwassern.

Stromauen

- gefällearme Stromaue mit Winterhochwassern
- gefällearme Stromaue mit Winter- und Sommerhochwassern
- gefällearme Stromaue mit Sommerhochwassern
- gefällereiche Stromaue mit Sommerhochwassern

Für diese Auentypen werden auf Grundlage umfassender Analysen in ausgewählten Auenabschnitten detaillierte Leitbilder bearbeitet, die den potenziell natürlichen Zustand der Auen auf Grundlage von digitalen Geländemodellen visualisieren (Abbildung 2).

Hinzu kommen Darstellungen der Überflutungsverhältnisse hinsichtlich ihrer jahreszeitlichen Verteilung und Strömungsverhältnisse sowie der Grundwasserstände und -schwankungen. Auf Grundlage dieser Beschreibungen der standörtlichen Verhältnisse erfolgen die Ausführungen zur Vegetation im Leitbildzustand.

Neben diesen Erkenntnissen zeichnet sich auf Grundlage der Ergebnisse zum Formenschatz und der Überflutungswahrscheinlichkeiten eine erweiterte Sichtweise hinsichtlich der Differenzierung von Fluss und Auen ab.

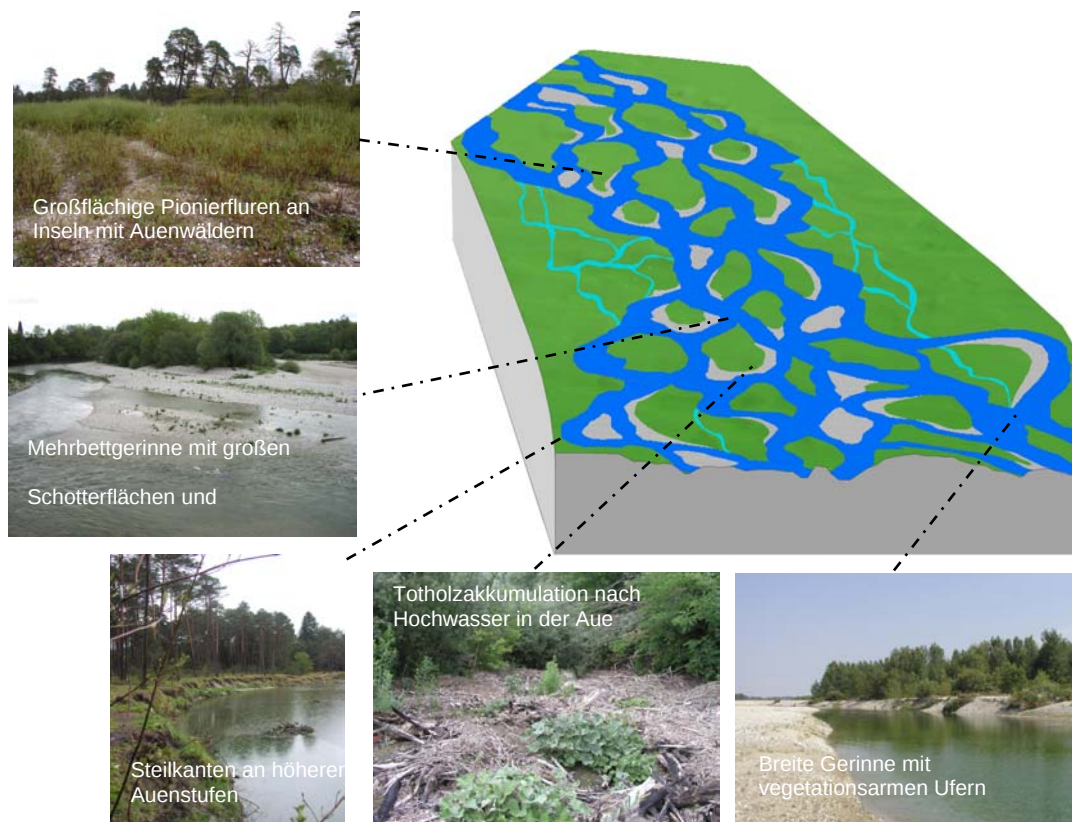


Abbildung 2: Beispielhafte Leitbildvisualisierung der gefällereichen schottergeprägten Flussaue der Alpen/Voralpen mit Sommerhochwassern (Datenbasis: Geobasisdaten © Bayerische Vermessungsverwaltung).

Das Bild der Auen wird aktuell von Gewässern bestimmt, deren Leistungsfähigkeit die ausuferungsfreie Abführung von Wassermengen oberhalb des HQ1, einem Hochwasser mit einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit von einem Jahr, erlaubt. Die im Rahmen des Vorhabens ermittelten Überflutungsdauern liegen auentypabhängig im Mittel der Jahre in den tiefliegenden Auenbereichen zwischen 140 und 180 Tagen im Jahr, so dass eine klare Trennung von Gewässer und Aue weder räumlich noch funktional eindeutig möglich bzw. zielführend ist. Hydromorphologisch definierbar bleiben letztlich die Niedrigwassergerinne der Fließgewässer, die in die Auen mit ihren Rinnensystemen eingelagert sind. Vor diesem Hintergrund ist auch die scharfe laterale Abgrenzung der linearen Wasserkörper der Fließgewässer, wie sie für die Bestandaufnahme der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zumeist erfolgt ist, kritisch zu hinterfragen, da mit dem Referenzzustand im Sinne der WRRL die oben beschriebenen Überflutungsdauern und morphologischen Verhältnisse einhergehen.

Mit den definierten Auentypen und -leitbildern ist nun bundesweit eine einheitliche Basis für eine naturräumlich determinierte Auenbewertung und -planung gelegt worden, die Eingang in die Planungspraxis von Naturschutz und Wasserwirtschaft finden kann.

Für die Anwendung „vor-Ort“ können die Typenbeschreibungen und Leitbilder herangezogen werden, zumeist ist jedoch eine Adaptierung an die örtlichen naturräumlichen Gegebenheiten vorzunehmen. Dies kann beispielsweise auf Länderebene oder im Rahmen regionaler Arbeiten erfolgen.

Als Ergänzung zu den erarbeiteten hydromorphologischen und vegetationskundlichen Leitbildern ist die Erarbeitung von faunistischen Leitbildern anzustreben. Mit Vorliegen dieser faunistischen Leitbilder ist dann eine holistische Bewertung der Auen möglich.

Typologie- und leitbildgestützte Bewertung

In der Fortführung der Arbeiten findet das für die Typisierung erarbeitete Parametersystem Eingang in die Erstellung eines leitbildgestützten Bewertungsverfahrens für Fluss- und Stromauen Deutschlands (Förderung durch das BfN, Projektlaufzeit 2006 – 2009).

Für dieses zukünftige Bewertungsverfahren wird eine Verfahrensbeschreibung und Kartieranleitung erstellt. Zielführend sind hierbei insbesondere Parametrisierungen, die Kausalanalysen für nachfolgende Maßnahmenplanungen erlauben und somit neben den leitbildgestützten Bewertungen auch Schadparameter berücksichtigen.

Grundsätzlich ist ein derartiges referenzbasiertes Bewertungsverfahren auch für rein terrestrische Systeme denkbar, wobei immer präsent sein muss, dass sich mit derartigen Bewertungssystemen ausschließlich der Grad der Naturnähe respektive der Grund der Naturferne ausdrücken lässt. Mit Sicherheit ließen sich auf Grundlage vorhandener Daten umfassende bundesweite Einschätzungen zum Grad der Naturnähe terrestrischer Ökosysteme anstellen, wenn die Spreizung der Bewertungsklassen von „naturnah“ bis „naturfern“ reicht und sich nicht auf vergleichsweise geringe Differenzierungen innerhalb naturnaher Systeme bezieht.

Andersartige Bewertungskriterien wie die Seltenheit, der natur- und artenschutzfachliche Wert, kulturlandschaftliche Aspekte und andere anthropogen beeinflusste Wertigkeiten lassen sich dagegen mit Referenzen im Sinne des potenziell natürlichen Zustands nicht beurteilen. Hierfür wären wiederum eigene Bezugsgrößen notwendig, wie sie beispielsweise in den Bewertungsverfahren im Rahmen der FFH-Umsetzung erarbeitet wurden.

3.4 Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Methoden, Ziele und Anwendungsmöglichkeiten der potenziell natürlichen Vegetation

Prof. Dr. Winfried Schröder

Hintergrund und Ziel

Die im Mittelpunkt des Dessauer Werkstattgespräches stehende „*Frage, ob ´der gute ökologische Zustand´ naturnaher terrestrischer Ökosysteme ein Indikator für Biodiversität*“ ist, berührt epistemologische, wissenschaftstheoretische und methodische Aspekte der Ökologie (Zitat aus der Veranstaltungsankündigung). Sie ist unweigerlich mit mindestens drei Anschlussfragen verknüpft: a) Welche Merkmalsausprägungen weist ein naturnahes Ökosystem auf? b) Welche Biodiversität ist gemeint – auf der Ebene von Individuen, Populationen, Ökosystemen oder Landschaften –, und ist Biodiversität ein konstitutives Merkmal für Naturnähe? c) Ist Naturnähe ein Kennzeichen für einen guten ökologischen Zustand? Während die Fragen a und b zunächst auf empirische Aussagen gerichtet sind, zielt Frage c) direkt auf eine axiologische Aussage (Werturteil, Bewertung). Doch auch die Fragen a und b führen nach der empirischen Feststellung von Naturnähe oder Biodiversität unweigerlich zu dem Versuch einer Bewertung: Wann ist ein Mehr oder Weniger an Naturnähe oder Biodiversität gut oder nicht gut? Diese Fragen spielten während des Werkstattgespräches allenfalls indirekt eine Rolle, obwohl geklärt werden sollte, ob terrestrische Ökosysteme wie Gewässer durch einen Vergleich empirisch festgestellter Ausprägungen hydromorphologischer, physikalisch-chemischer und biologischer Merkmale mit dem potenziell natürlichen Gewässerzustand, dem anzustrebenden - weil guten - ökologischen Zustand, bewertet werden können. Hierfür sollte diskutiert werden: „1. Mit welchen Methoden und auf welcher Datengrundlage können terrestrische Ökosysteme typisiert werden? 2. Ist es möglich, einen „Guten ökologischen Zustand“ von terrestrischen Ökosystemen zu definieren? Eignet sich ein solcher „Zustand großer Natürlichkeit“ als Referenzzustand für terrestrische Ökosysteme? 3. Welche operationalen Indikatoren aus bestehenden Monitoringsystemen sind geeignet, den „Guten ökologischen Zustand“ zu beschreiben? 4. Welches gestufte Bewertungssystem wäre geeignet, um Defizite im Umweltzustand aufzudecken und zu kommunizieren? Können durch diese Einstufung geeignete Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands abgeleitet werden?“ (Zitat aus der Veranstaltungsankündigung).

Das Werkstattgespräch zeigte wie viele andere Diskussionen ähnlichen Zuschnitts, dass die Bedeutungen der verwendeten Begriffe und infolgedessen ihre gegenseitige Abgrenzung unscharf blieben. Dies ist einer Verständigung abträglich, und die in empirischen Wissenschaften unabdingbare methodische Unterlegung der Begriffe, ihre Operationalisierung (Messbarmachung), kann dann nicht gelingen. Ziel dieses Beitrags ist es daher nicht nur, die Frage 1 am Beispiel naturräumlicher Gliederungen zu beantworten (nachfolgender Abschnitt). Vielmehr geht es zuvor darum, ausgehend von den Fragen a bis c einige wissenschaftstheoretische Aspekte empirischer und axiologischer

Aussagen zu erörtern (Abschnitt Typisierung terrestrischer Ökosysteme). Abschließend sollen Schlussfolgerungen aus den nachfolgenden Abschnitten gezogen und im Sinne einer Empfehlung für die Beantwortung der Fragen 2 bis 4 genutzt werden (letzter Abschnitt).

Aussagen über Umweltqualität: Logische Grundstrukturen und epistemologische Probleme

Umweltbewertungen sind Aussagen über die Umweltqualität, die auf dem Vergleich von Beobachtungen bzw. Messungen und daraus abgeleiteten empirischen Aussagen mit Vorstellungen darüber, welcher Umweltzustand gut ist (axiologische Aussagen, Werturteile) und daher sein soll (deontologische Aussagen, Sollens- / Verpflichtungsurteile), beruhen. Axiologische und der ontologische Aussagen werden zusammenfassend als normative Aussagen bezeichnet. Die Kenntnis der logischen Grundstruktur empirischer und normativer Aussagen kann Verständigungsschwierigkeiten mindern und zudem als ein Baustein für nachvollziehbare (EDV-gestützte) Umweltbewertungen genutzt werden und stehen deshalb zunächst im Mittelpunkt der in Anlehnung an SCHRÖDER (2003) geführten Erörterung.

Die Qualität empirischer und normativer Aussagen werden nicht an einer 'absoluten' oder ontologischen Wahrheit bzw. Richtigkeit gemessen, sondern an den Abläufen (Prozeduren) und Methoden (Operationen) der Aussagenerzeugung. Deren Ergebnisse sind also relativ auf die dabei verwendeten theoretischen und praktischen Prämissen sowie die Prozeduren und Methoden. Folglich ist eine Umweltbewertung ebenso wie ein Messergebnis in dem Maße subjektiv, in dem sie vom Erkenntnissubjekt abhängt, und sie ist in dem Maße objektiv, in dem ihre Herleitung transparent dokumentiert und damit nachvollziehbar sowie folglich unabhängiger vom jeweiligen Bearbeiter durchgeführt werden kann.

Empirische Aussagen bilden in Form prüffähiger Hypothesen die Grundlage für die *Erklärung* von Sachverhalten wie z.B. die Veränderung von Ökosystemen durch Stoffeinträge. Erklärungen sind die logische Voraussetzung für die *Prognose* von Ereignissen und die Entwicklung von *Technologien* (Maßnahmen) zur Erreichung bestimmter Ziele. Prognosen und Technologien haben dieselbe logische Struktur wie Erklärungen. Beide sind Anwendungen theoretischen Wissens und unterscheiden sich nur durch den nach praktischen Gesichtspunkten jeweils unterschiedlich gewählten Ausgangspunkt der Ableitungskette.

Erklärungen beruhen auf der logischen Deduktion des zu Erklärenden (Explanandum) aus dem Explanans. Das Explanandum besteht aus n singulären, deskriptiven Sätzen. Das Explanans enthält mindestens eine gültige (verifizierte) Hypothese und mindestens eine deskriptive Aussage. Diese gibt an, ob die in der Wenn-Komponente (Antecedenz) der Hypothese genannte Randbedingung im Falle des zu erklärenden Sachverhalts tatsächlich gegeben ist.

Die logische Ableitung normativer Aussagen aus einem normativen Obersatz und einem empirischen Untersatz entspricht der logischen Struktur einer empirischen Erklärung. Demnach übernimmt der normative Obersatz die Funktion der empirischen Hypothese im Explanans, denn in ihm wird einer Klasse von Objekten oder Sachverhalten x , die bestimmte Merkmalsausprägungen M_n aufweisen, ein bestimmter Wert (z.B. *ökologisch gut* in den Tafeln 1 bis 3 im Anhang) - und nicht eine empirische Eigenschaft – zugeordnet. Der empirische Untersatz ist der Randbedingung im Explanans funktional äquivalent, denn er enthält die Feststellung, dass ein spezielles Objekt bzw. ein spezieller Sachverhalt x die o.a. Merkmalsausprägung M_n besitzt und deswegen Element der mit dem Wertprädikat ausgezeichneten Objekt- bzw. Sachverhaltsklasse ist. Die Schlussfolgerung hieraus, den speziellen Gegenstand bzw. Sachverhalt wie die anderen Elemente der Klasse der mit dem Wertprädikat versehenen Wertträger zu bewerten, ist das logische Korrelat des Explanandums in empirischen Erklärungen. Der Wahrheitsgehalt des empirischen Untersatzes kann weder logisch erschlossen noch normativ begründet werden, sondern ist nur durch eine empirische Hypothesenprüfung näherungsweise feststellbar. Aufgabe der Ökologie bei der Umweltbewertung ist also die Analyse der Gewinnung und Begründung des deskriptiven und explikativen Anteils normativer Aussagen bzw. der empirischen Untersätze normativer Deduktionen.

Empirische Aussagen werden anhand des durch Untersuchungen oder Experimente gewonnenen Datenmaterials auf ihre Wahrheit, d.h. die Übereinstimmung mit der Realität, überprüft. Daten werden durch Messungen, d.h. durch die nach einer fachlich begründeten Messvorschrift durchgeführte Zuordnung von Zahlen zu Merkmalsausprägungen von Objekten und Sachverhalten unter Wahrung analoger Relationen, erhoben. Die Aussagekraft einer solchen Abbildung und ihre begründbare Verallgemeinerung hängt ab von der Wahl der für die Hypothesenprüfung relevanten Objektmerkmale und von den Methoden, mit deren Hilfe die Merkmalsausprägungen der Stichprobenelemente gemessen werden (Aussagemöglichkeit und Vergleichbarkeit der Untersuchungsverfahren). Bedeutsam sind ferner die Hauptgütekriterien für Messvorgänge: Objektivität, Reliabilität (Verlässlichkeit, Wiederholbarkeit, Präzision) und Validität (Gültigkeit der Beziehung zwischen dem Indikator und dem Indikandum.). Diese drei Kriterien sollen die Qualität der Abbildungstreue zwischen untersuchtem Stichprobenmerkmal und dem dazu erhobenen Messwert sowie die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse sichern. Schließlich sollte die Untersuchungsstichprobe für die Grundgesamtheit repräsentativ für die statistische Verteilung der Merkmale und für die räumliche und zeitliche Varianz ihrer Ausprägungen sein. Die Repräsentativität kennzeichnet die Abbildungstreue zwischen Stichprobe und Grundgesamtheit und erlangt bei der naturwissenschaftlichen Fundierung von Umweltbewertungen Bedeutung.

Bewertungen beruhen auf dem Vergleich eines beobachteten Systemzustands mit einem Referenzzustand, der als gut bewertet und deshalb angestrebt wird. Die Wahl eines solchen Referenzzustands kann z.B. toxikologisch - aber auch anders - begründet

werden. So wird das Merkmal 'Vielfalt' mal positiv, mal negativ eingestuft: Eine hohe Biodiversität wird in der Regel positiv bewertet, hingegen werden Ökosystemveränderungen im Zeitverlauf – also die Diversität der Abfolge von Ökosystemzuständen - häufig negativ bewertet. Strukturen (S) und Funktionen (F) von Ökosystemen ($SF_{\text{ö}}$) verändern sich ($S'F'_{\text{ö}}$), wenn der aktuelle (akt) Input (I) von Energie (E) und Stoffen (M) in Ökosysteme vom evolutiv (evol) adaptierten Input von Stoffen und Energie, auf den ihr stationäres Fließgleichgewicht (s.u.) eingestellt ist, abweicht ($\neq$ i.S.v. $>$, $<$): Wenn $I_{E,M}^{\text{akt}} \neq I_{E,M}^{\text{evol}}$, dann $SF_{\text{ö}} \rightarrow S'F'_{\text{ö}}$ (RIEDL 1973). In Mitteleuropa gestalteten die Menschen die von ihnen bei der Besiedelung vorgefundene, als bedrohlich empfundene und nur schwer nutzbare Naturlandschaft nach und nach zu einer Kulturlandschaft um (BOBECK 1956; HENNING 1977; ROSTOW 1960). Waldrodungen, die kleinteilige Parzellierung verschiedener Nutzungssysteme sowie ein Anstieg der Lufttemperaturen steigerten die Biodiversität, die in der vorindustriellen Kulturlandschaft Mitte des 18. Jahrhunderts ein Maximum erreichte (FUKAREK 1979; SCHUMACHER 1997). Doch danach nahm die Biodiversität durch die Industrialisierung der Landwirtschaft ab, und Mitte des 20. Jahrhunderts entsprach der Umweltzustand vielfach nicht mehr dem angestrebten Zustand – Naturnähe und Biodiversität wurde nun zunehmend zum Ziel des Naturschutzes (SOULÉ 1986). Für seine ökologische Begründung wurde auf Vorstellungen der Physik und der Medizin wie Gleichgewicht, Stabilität, Elastizität bzw. Resilienz, Emergenz und Ökosystemgesundheit / -integrität zurückgegriffen (BARKMANN 2001; COSTANZA et al. 1992; GIGON & GRIMM 1997; HUNTER 2000; KARR 1990; UBA 2000; WOODLEY et al. 1993), wobei das zuletzt genannte Konstrukt entgegen des in der jüngeren Literatur erweckten Eindrucks 'ein alter Hut' ist, eingeführt von HUTTEN (1789) und zwischenzeitlich wieder aufgegriffen von SEKERA (1951). Diese und andere in die Ökologie aus anderen Wissenschaften eingeführten Konstrukte bleiben vielfach sprachlich unscharf (WALLI 1995) und ohne methodische Untersetzung, bilden trotz dieses Operationalisierungsdefizits vielfach implizit oder explizit die Grundlage von Umweltqualitätsstandards (MACHADO 2004). Beispielhaft sei im Folgenden auf einen Zentralbegriff der Ökologie, die Stabilität eingegangen.

In der Ökologie gibt es viele Stabilitätsbegriffe, doch besteht über die zu ihrer quantitativen Fassung vorgeschlagenen Messgrößen keine hinreichende Klarheit besteht. Die somit eingeschränkte Begriffsoperationalisierung erschwert Anwendung der Stabilitätskonzepte in Forschung und Praxis. Stabilität ist ein gedankliches (theoretisches) Konstrukt, das wie Gesundheit nicht direkt messbar ist. Es müsste durch die Auswahl messbarer Teilsachverhalte (= Indikatoren) unter Berücksichtigung der Optimierungskriterien Objektivität, Reliabilität (Reproduzierbarkeit / Präzision), Validität, räumliche und zeitlich Repräsentativität operationalisiert werden.

Die Vorstellungen über Stabilität sind im Alltagsleben und in mehreren Wissenschaften eng mit denen über Gleichgewicht verknüpft. Bei Stabilität und Gleichgewicht denkt man an ein System, dessen Bestandteile in Bezug auf Zusammenstellung und Anordnungen oder Eigenschaften sich im zeitlichen Verlauf nicht verändern. Von einem

thermischen Gleichgewicht sprechen wir, wenn z.B. ein heißer Gegenstand in ein Gefäß mit kaltem Wasser gegeben wird und in der Folge Wasser und Gegenstand dieselbe Temperatur annehmen. Ein System ist genau dann im mechanischen Gleichgewicht, wenn sich alle auf das System einwirkenden Kräfte gegenseitig aufheben. Ein stabiles Gleichgewicht liegt vor, wenn ein Körper nach einer Lageveränderung in ursprüngliche Position zurückkehrt (Kugel in Hohlform, Pendel). Neutral (indifferent) ist das Gleichgewicht, wenn ein Körper nach Ortsveränderung in seiner neuen Position verharrt, wie z.B. eine Kugel auf einer waagrechten Ebene. Labil ist das Gleichgewicht einer Kugel auf einer Vollform (KUCHLING 1984). Diese drei Stabilitätsbegriffe lassen sich auch auf mechanische Prozesse in Umweltsystemen anwenden wie z.B. auf die Bewegung von Fest- und Lockergesteinen, Wasser und Luft. Die Beanspruchung des überströmten Materials führt zu Kompressionsstress, Scherstress oder Zugstress. Übersteigt diese Beanspruchung den materialspezifischen Widerstand (Belastbarkeit), dann wird dies als Belastung in Form von Verlagerung oder Deformation der beanspruchten Materie sichtbar und als (Volumen-)Anteil der ursprünglichen Masse, der deformiert / verlagert wurde, messbar (Wenn $\text{stress} > \text{resistance}$, dann strain): Nach Überschreiten des kritischen Grenzwertes der Belastbarkeit kann ohne vorher sichtbare Materialdeformation ein spröder Bruch auftreten. Solange der Stress kleiner ist als die für den Bruch erforderliche Kraft, kommt es zur elastischen Deformation, aus der das Material in Ausgangslage zurückschnellen kann. Im Gegensatz hierzu irreversibel sind plastische *Deformationen*, die zunächst bis zu *einem* Grenzwert sehr gering ausfallen, dann jedoch proportional mit der Belastung ansteigen (WHITE et al. 1984).

Selbst wenn makroskopische Eigenschaften eines Systems über die Zeit unverändert bleiben, sind mikroskopische Eigenschaften dieses Systems nicht unbedingt statisch (in Ruhe). Ein Beispiel hierfür sind umkehrbare chemische Reaktionen von Molekülen im geschlossenen System: Wenn die Häufigkeit der Reaktionen in beiden Richtungen gleich groß ist, liegt ein chemisches Gleichgewicht vor, bei dem zwar die makroskopischen Eigenschaften des Systems (Anzahl der Moleküle) in der Zeit unverändert sind. Doch mikroskopisch ist das System dynamisch, da die Reaktion und die Gegenreaktion ständig ablaufen und somit ein dynamisches Gleichgewicht im geschlossenen System vorliegt. Vergleichbares kennen wir auch bei lebenden Systemen, die mit ihrer Umgebung stofflich und energetisch verknüpft und insofern offen sind: Makromoleküle einer Zellorganelle werden beständig ausgetauscht, während Organelle bestehen bleibt. Organellen regenerieren sich, während Zelle bestehen bleibt. Zellen sterben ab und entstehen neu, während Organismus fortbesteht. Individuelle Organismen sterben und entstehen neu (Fortpflanzung), was die Population fortbestehen lässt. Populationen sterben ggf. aus, ihr Ersatz durch andere ermöglicht das Fortbestehen der Lebensgemeinschaft. Lebensgemeinschaften wandeln sich unter Optimierung der Stoff- und Energienutzung durch strukturelle und funktionale Ordnung (Negentropie) und ermöglichen das Fortbestehen des Ökosystems. Diese Beständigkeit übergeordneter Organisationsstufen des Lebendigen bei permanentem Wechsel untergeordneter Einheiten kennzeichnet ein stationäres Fließgleichgewicht. Nach

WHITE et al. (1984) ist diese Form der Stabilität offener Systeme groß, wenn die Schwingungsamplitude ausgewählter makroskopischer Systemeigenschaften um das Fließgleichgewicht klein ist. Der Stabilitätsbereich ist dann die Menge von Systemzuständen, in denen Störungen ohne permanente Veränderung von Funktionen und Strukturen kompensiert werden können. Damit markiert der Stabilitätsbereich die Belastbarkeit des Systems. Die Resilienz (auch: Elastizität, Pufferkapazität) lässt sich durch die Periodenlänge der Schwingungen quantifizieren und ist somit als ein Maß für die Qualität der Kompensation von Störungen komplementär zur Stabilität.

Für die Analyse der Stabilität offener Systeme ist also zum einen wichtig, auf welcher Organisationsstufe die Beobachtungen stattfinden. Zum andern sind die zeitlichen Stadien der Systementwicklung zu beachten. Dies zeigt ein aus Daten abgeleitetes evolutionsgenetisches Modell, das Ökosystemstabilität in Abhängigkeit von Phyto-diversität und Bodennährstoffen abbildet (FRÄNZLE 1994). Böden sind wegen ihrer zahlreichen Wechselwirkungen mit den zugehörigen Biozönosen für die Stabilität von Ökosystemen sehr wichtig: Je ausgeprägter die - durch die Stoffverteilung empirisch fassbare - Entropie der Böden ist, desto geringer muss die Entropieproduktion der auf ihnen stockenden Vegetation bzw. desto intensiver deren Entropieexport in die Umgebung sein, damit das Gesamtsystem 'Biotop und Biozönose' stationär bleibt. In der ersten Phase der Ökosystementwicklung (Dauer 10^3 bis 10^4 , maximal bis 10^5 Jahre), für welche die nacheiszeitliche Entwicklung in Europa und Nordamerika beispielhaft ist, sind die Versorgung mit Bodennährstoffen und die Phytodiversität positiv korreliert. Die Ökosystemstabilität ist gering, die Resilienz hoch. Diese erste Phase entspricht den im ersten biozönotischen Grundprinzip (JACCARD 1928; THIENEMANN 1918, 1939) beschriebenen Verhältnissen: Je heterogener der Biotop (standörtlichen Randbedingungen, „Umweltfaktoren“), umso artenreicher sind die Biozönosen. In einer anschließenden zweiten Phase, welche in den dem Modell zugrunde gelegten Daten durch die immerfeuchten tropischen Regenwälder repräsentiert wird, ist eine hohe Phytodiversität mit einer geringen Nährstoffversorgung verknüpft, solange diese oberhalb artspezifischer Grenzwerte liegt. Die Vegetationsbestände sind horizontal und vertikal komplex gegliedert und Schwankungen der Artenzusammensetzung gering. Die Systemstabilität ist hoch (maximale Negentropiebildung), die Resilienz gering. Bei ausgeprägter Konstanz der Biotopeigenschaften steigt die Diversität und Stabilität der Biozönosen (3. biozönotisches Grundprinzip, FRANZ 1952/53). Bei weiterer Entwicklung nimmt die Phytodiversität wieder ab, wenn die Nährstoffe im Boden ernährungsphysiologisch kritische Werte unterschreiten. Die Systemstabilität ist dann gering, die Resilienz hoch. Bei Entfernung der Biotopmerkmale von der evolutiv adaptierten Norm, sinkt die Artendiversität bei steigender Abundanz einzelner Arten (2. biozönotisches Grundprinzip, JACCARD 1928; THIENEMANN 1918, 1939).

GIGON & GRIMM (1997) haben ein Begriffssystem als Grundlage zur Erfassung der Stabilitäts- bzw. Instabilitätseigenschaften eines Ökosystems anhand von wenigen ökologischen Kenngrößen vorgelegt. Demnach heißt eine ökologische Kenngröße

stabil, wenn sich ihre Ausprägung im Zeitverlauf folgenden Sachverhaltstypen zuordnen lässt: 1. Veränderungen / Schwankungen sind nicht vorhanden, oder sie sind gering. Das ökologische System ist konstant (1.1). Wenn auch ein Störfaktor daran nichts ändert, dann bezeichnet man das System als resistent (1.2). 2. Wenn die Systemeigenschaften um einen statistischen Mittelwert regelmäßig schwanken, dann liegt Zyklizität (2.1) vor. Wenn die betrachteten Ökosystemeigenschaften nach einer deutlichen Veränderung durch einen Störfaktor wieder die ursprüngliche Ausprägung einnehmen, dann sind sie resilient (2.2). Wenn die Zuordnung von Ökosystemen zu einem dieser vier Stabilitätstypen nicht zweifelsfrei gelingt, wäre zu prüfen, ob Instabilität im Sinne der Ziffern (3) und (4) vorliegt. 3. Ein endogener Trend ist eine Veränderung ohne Störfaktor; umfasst sie ein ganzes Ökosystem, so liegt eine autogene Sukzession vor (3.1). Diese ist progressiv, wenn sich das Ökosystem entwickelt, und sie ist regressiv, wenn das System zusammenbricht. Führt ein Störfaktor zu einer gerichteten Veränderung, so unterliegt die ökologische Kenngröße einem exogenen Trend bzw. das gesamte System einer allogenen Sukzession (3.2). 4. Schwankt eine ökologische Kenngröße, ohne dass ein Trend, Zyklus oder Störfaktor erkennbar ist, liegt eine endogene unregelmäßige Fluktuation vor (4.1). Lässt sich das unregelmäßige Schwanken der betrachteten ökologischen Kenngröße auf einen Störfaktor zurückführen, handelt es sich um eine exogene unregelmäßige Fluktuation (4.2).

Zwischen den Stabilitäts- / Instabilitätstypen gibt es Übergänge, und es können mehrere Typen gleichzeitig in einem System vorkommen, denn: Wie in dem evolutionsgenetischen Modell der Ökosystemstabilität gezeigt (FRÄNZLE 1994), kann ein System in seiner Entwicklung verschiedene Stabilitäts- / Instabilitätseigenschaften durchlaufen. Hinzukommen kann, dass die gewählten ökologischen Kenngrößen ein jeweils unterschiedliches Stabilitäts- / Instabilitätsverhalten aufweisen. Aussagen über die Stabilität von Ökosystemen sind in jedem Falle nur dann sinnvoll, wenn sie hinsichtlich folgender Aspekte konkretisiert werden (GIGON & GRIMM 1997): Ebene der biologischen Organisation (Individuum, Population, Ökosystem); räumlicher Maßstab; Zeitskala; Störfaktor (Qualität, Zeit, Raum); ökologische Kenngröße; Stabilitätseigenschaft (Typ i.S.v. 1.1. bis 4.2); Referenzdynamik; Vorschrift zur Quantifizierung Stabilitätsmaßes; Statistische Kenngröße zur Beschreibung der Dynamik (z.B. Diversitätsmaße) und Maßstäbe zu Bewertung der Stabilität.

Aus den Darlegungen zur Ökosystemstabilität geht hervor, dass die Erfassung und Bewertung von Veränderungen eines Ökosystems Vergleiche mit vorangegangenen Zuständen oder andernorts gelegenen Systemen erfordert. Operationalisierte und räumlich differenzierte Referenzsysteme sind die Hintergrundgehalte von Böden (LABO 2003; SCHRÖDER 1998, 2003), bodenbiologische Bodengüteklassen (RÖMBKE et al. 2002) sowie die Stamm-Vegetationsformen i.S.v. CLEMENTS (1916 a, b) und TUXEN (1957), welche die anthropogen schwer beeinflussbaren Standorteigenschaften (Stammeigenschaften) widerspiegeln. Im Sinne des oben beschriebenen evolutionsgenetischen Modells bilden die Stamm-Vegetationsformen das abgeleitete

standortspezifische Biodiversitätspotenzial und können als Referenzsystem für die ökologische Bewertung aktueller Vegetationsaufnahmen verwendet werden (SCHLUTOW et al. 2007). In Ergänzung zu den genannten Referenzsystemen können naturräumliche Gliederungen bei der regionalisierenden Beschreibung und Bewertung des Umweltzustands verwendet werden. In Analogie zur Gewässerbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie sind sie beispielsweise zur Erstbeschreibung einsetzbar (BERKHOFF et al. 2003). Naturräumliche Gliederungen lassen sich darüber hinaus jedoch auch als Planungs- und Analyseinstrument der Umweltbeobachtung nutzen, welche wesentliche empirische Grundlagen der Umweltbewertung liefert.

Typisierung terrestrischer Ökosysteme am Beispiel naturräumlicher Gliederungen

Hintergrund und Ziel

Typisierungen terrestrischer Ökosysteme zielten in der Geographie und in der aus ihr hervorgegangenen Landschaftsökologie zunächst auf die inventarisierende Beschreibung der Erdoberfläche. MEYNEN et al. (1952-1962) erkannten die Notwendigkeit, naturräumliche Gliederungen für Raumplanungen einzusetzen. Diese Idee wurde in den 1980er Jahren aufgegriffen und erweitert um ihre Nutzung für die repräsentative Auswahl von Böden für Chemikaliengestanktests (VETTER 1989), Standorten der Ökosystemforschung und der ökologischen Umweltbeobachtung (FRÄNZLE 1998; SCHRÖDER 1989). Die nachfolgend in den Mittelpunkt der Darstellung gerückte landschaftsökologische Raumgliederung Deutschlands wurde zunächst im Zusammenhang mit dem Bundesbodenschutzgesetz entwickelt. Ziel war es u.a., die Landschaftsrepräsentanz der Bodendauerbeobachtungsflächen zu analysieren (SCHRÖDER et al. 2003). Dieser Ansatz wurde für die Einrichtung einer ökologischen Flächenstichprobe (HOFFMANN-KROLL et al. 1997) sowie die Einfügung des § 12 (Umweltbeobachtung) in das Bundesnaturschutzgesetz als Teil eines umfassenden Instrumentariums zur Evaluierung der Umweltbeobachtung erweitert (SCHRÖDER et al. 2005). Ob die Umweltbeobachtung methodisch harmonisierte, vergleichbare Daten liefert, die sich ohne thematische Lücken zielgerichtet und effizient zu einem Gesamtbild verknüpfen lassen, wurde anhand eines umfangreichen elektronischen Fragebogens über Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes und der Länder erhoben und in einer Metadatenbank dokumentiert. Zur Überprüfung der Landschaftsrepräsentanz der Messstellen dienen die landschaftsökologische Raumgliederung und zur flächenhaften Extrapolation der Messdaten geostatistische Verfahren, die wie die Metadatenbank mit einem GIS für integrative Analysen verknüpft wurden. Dieses als Desktop-Lösung entwickelte Instrumentarium wurde mittlerweile als PortalU-kompatible WebGIS-Applikation konzipiert (SCHRÖDER et al. 2006) und realisiert (KLEPPIN et al. 2007).

Die Berechnung der Raumgliederung wurde von einem Expertengremium begleitet, in dem alle mit Geodaten befassten Bundesoberbehörden vertreten waren, so neben dem Umweltbundesamt u.a. das Bundesamt für Naturschutz (BfN) und die Bundesanstalt für

Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Dieser Beraterkreis hielt die damals vorliegenden ökologischen Raumgliederungen Deutschlands (MEYNEN et al. 1952-1962; RENNERS 1991) aus methodischen Gründen nicht für die Zwecke der Umweltbeobachtung geeignet. Ein wesentliches Manko wurde darin gesehen, dass die Abgrenzung nicht hinreichend genau nachvollziehbar ist und die Raumeinheiten nicht quantitativ, sondern nur verbal beschrieben sind. Zudem wurde nicht zugelassen, dass eine Raumklasse in voneinander durch andere Raumeinheiten getrennten Regionen Deutschlands vorkommt. Dieses Prinzip der räumlichen Kontingenz widerspricht der Realität. Die später von BURAK (2005) vorgelegte Raumgliederung stützt sich im Wesentlichen auf die räumliche Differenzierung der Interpretation von Reliefdaten für den Stofftransport. Die potenziell natürliche Vegetation wird nicht berücksichtigt, hingegen die aktuelle Vegetation. Dies ist insofern problematisch, als die aktuelle Vegetation durch den Landnutzungswandel zeitlich sehr variabel sein kann.

Material und Methode

Der landschaftsökologischen Raumgliederung liegt die Idee zugrunde, ökologische Raumstrukturen als Ergebnis der Wechselwirkungen zwischen Biotop und Biozönose (s.o.) und somit als Integralindikatoren ökosystemarer Stoff- und Energieflüsse zu interpretieren. Die potenziell natürliche Vegetation (PNV) ist diejenige Vegetation, die unter den gegenwärtigen klimatischen, orografischen und pedologischen Randbedingungen unter Ausschluss menschlicher Einflüsse zu erwarten wäre (TÜXEN 1956). Da die PNV-Karte umständehalber nicht durch ein formalisiertes, Regel basiertes Verfahren entstand, wurde in dem der Regionalisierung zugrunde gelegten statistischen Modell versucht, die räumliche Differenzierung der PNV anhand flächenhafter Daten über diejenigen Standortmerkmale zu beschreiben, die für die PNV ökologisch ausschlaggebend sind: Boden, Klima und Orographie. Dabei können einige PNV-Einheiten hinsichtlich Klima, Boden und Orographie weiter untergliedert werden, andere PNV-Einheiten können sich hinsichtlich der beschreibenden Merkmale als so ähnlich erweisen, dass sie aus statistischen Gründen zusammenzufassen sind. In die Berechnungen gingen diejenigen Klimadaten ein, die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) an - nach Repräsentanzkriterien ausgewählten - Stationen nach standardisierten Methoden in den Jahren 1961 bis 1990 erhoben wurden. Bezogen auf die aus dieser letzten vollständigen Klimanormalperiode stammenden 30jährigen Monatsmittel von Verdunstung, Niederschlag und Lufttemperatur (jeweils Januar, Februar, ... Dezember) sowie die über die Jahre 1981 bis 1999 gemittelte Globalstrahlung in den Monaten März, April, ... November gestattet das Verhältnis von Messqualität und Messnetzkonfiguration einerseits sowie räumlicher Variabilität der Messwerte andererseits deren Extrapolation auf ein 1 km mal 1 km-Raster. Da zu den anderen Daten entsprechende Qualitätsangaben fehlen, wurden alle Flächendaten im GIS im 2 km mal 2 km-Raster aufgelöst. Das digitale Höhenmodell für die Bundesrepublik stammt von UNEP (United Nations Environment Programme). Die Auflösung der Höhendaten beträgt etwa 30 Bogensekunden (ca. 1 km mal 1 km). Angaben zur Datenqualität liegen nicht vor. Die

Flächeninformationen zum Landschaftselement Boden entstammen der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000, BGR Dezember 1997; HARTWICH et al. 1995). Jede der zu sieben Gruppen von Bodengesellschaften zusammengefassten 72 Legendeneinheiten ist mit einem Leitbodenprofil hinterlegt und beschrieben in Bezug auf Gründigkeit, Bodenarten, Wasserverhältnisse, Ausgangsgestein (Substrat), Leit- und Begleitbodentypen. Aus diesen aggregierten Informationen wurden die Angaben über die ökologisch wichtige Standorteigenschaft Bodenart extrahiert. Aus fachlicher Sicht sind für viele ökologische Untersuchungen Angaben zur Bodenart aussagekräftiger als solche zum Bodentyp. Denn letzterer ist eine nur begrenzt objektivierbare und umweltchemisch deutbare Bezeichnung für eine empirisch fassbare Kombination pedogenetisch interpretierbarer Merkmale. Demgegenüber charakterisiert die Bodenart die Pedosphäre bezüglich ihrer bodenphysikalischen Eigenschaften, welche z. B. für den Wasser- und Stoffhaushalt terrestrischer Ökosysteme von entscheidender Bedeutung sind. Dies belegt die Dokumentation der Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Belastbarkeit von Böden (BGR1994), die fast ausschließlich auf Informationen zur Bodenart basieren.

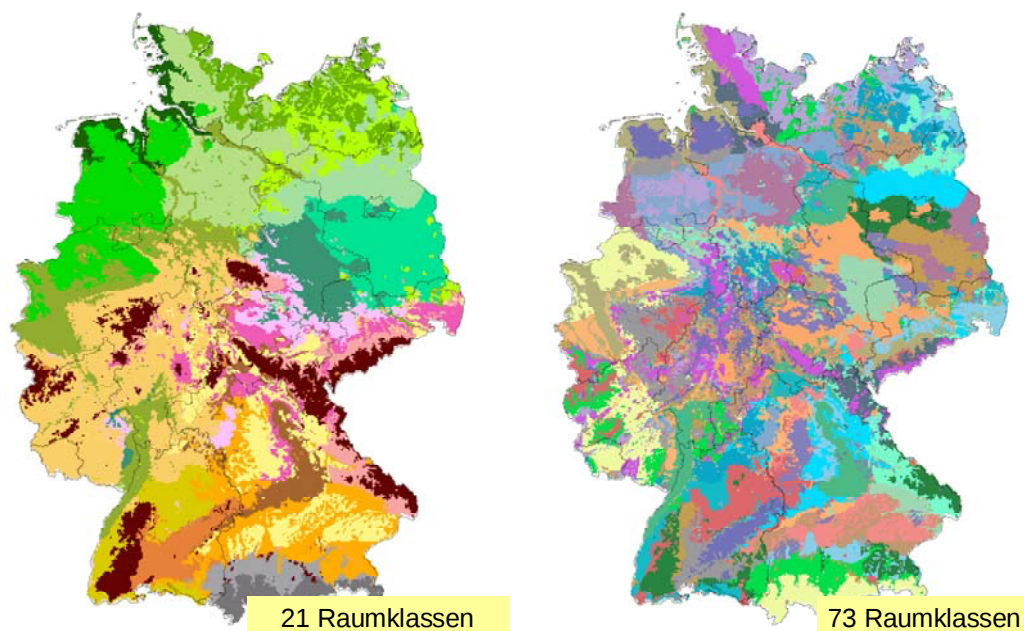
Alle Flächendaten wurden im GIS verwaltet und aufbereitet. Hierzu gehörte es, die Eingangskarten in der flächentreuen Albers-Projektion mit einer Auflösung von 2 km mal 2 km zu rastern. Die statistischen Berechnungen erfolgten in dieser flächentreuen Projektion. Damit wurde sichergestellt, dass alle Rasterzellen identische Flächenanteile (4 km²) aufweisen und sich somit keine Verzerrungseffekte bei den Berechnungen einstellen. Für Karten- und Lagebestimmungen wurden sowohl die Eingangskarten als auch die Ergebniskarten in die Transverse-Projektion überführt. Sie haben in dieser Projektion Gauß-Krüger-Koordinaten. Die Informationen der insgesamt 48 Karten wurden in einer rund 88.400 Zeilen umfassenden Datentabelle zusammengeführt. Die Zeilenanzahl entspricht derjenigen der Merkmalsträger, d.h. hier der Rasterzellen der Karten, die Spaltenzahl der Anzahl der jeweils auf einer Karte räumlich differenzierten ökologischen Merkmale. Die in den Zellen der Tabelle enthaltenen Angaben zur Ausprägung der ökologischen Merkmale wurden mit Classification and Regression Trees (CART, BREIMAN et al. 1984) gruppiert. *CART* hat den Vorteil, sehr große Mengen kategorialer, ordinaler und metrisch-kontinuierlicher Daten ohne Veränderung ihres Skalenniveaus i.S.v. STEVENS (1946) zu verarbeiten. Dies ist wichtig, denn die Raumgliederung geht aus der Gruppierung von 88.400 Objekten anhand der Ausprägung von 48 Merkmalen hervor, von denen die Zielvariable PNV 67 Klassen umfasst, die Bodenart ordinal sowie Klima und Höhenlage metrisch skaliert sind.

Das Ergebnis der CART-Berechnungen ist ein Strukturbaum mit maximal 73 ´Blättern´, von denen jedes einer Raumklasse entspricht und im GIS kartografisch dargestellt wird. Jede dieser Landschaftseinheiten kann hinsichtlich der Ausprägungen der verwendeten Klassifikationsmerkmale auf jeder Differenzierungsstufe des Strukturbaumes statistisch beschrieben und fachlich interpretiert werden. Der Strukturbaum und die statistische Analyse jeder Raumklasse auf verschiedenen Gliederungsebenen machen die

Raumgliederung auf jeder Differenzierungsstufe nachvollziehbar. Abbildung 1 zeigt die Raumgliederung in zwei Differenzierungen.

Abbildung 1: Landschaftsökologische Raumgliederung in zwei Differenzierungsstufen

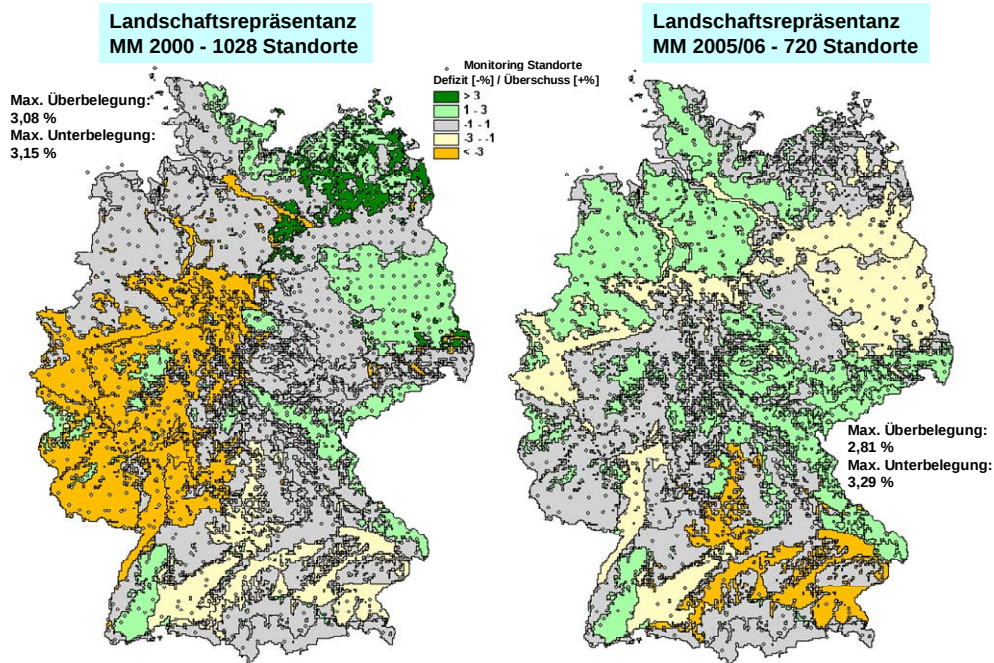
Ökol. Raumgliederung



Die dieser Naturraumgliederung zugrundeliegende Theorie, ökologisch definierte Raumstrukturen als Ergebnis der Wechselwirkungen zwischen Biotop und Biozönose und somit als Integralindikatoren ökosystemarer Stoff- und Energieflüsse zu interpretieren (zweiter Abschnitt), legt es zum einen nahe, die Anzahl der Orte, an denen Zustand und Belastungen von Ökosystemen Umweltbelastungen gemessen werden, proportional zu den Flächenanteilen der ökologischen Raumklassen zu verteilen. Diese Schichtung der Grundgesamtheit nach ökologisch komplexen Rezeptorklassen im Sinne der Raumgliederung lässt sich bei der Neueinrichtung von Messnetzen ebenso anwenden wie bei der Restrukturierung vorhandener Monitoring-Systeme. Abbildung 2 zeigt dies am Beispiel des Moos-Monitoring: Das auf 1.028 Standorte im Jahr 2000 angewachsene Messnetz sollte vor der vierten Kampagne im Jahr 2005 auf 720 Standorte möglichst ohne Einschränkung der statistischen Aussagekraft ausgedünnt werden. Abbildung 2 zeigt, dass dies in Bezug auf die Landschaftsrepräsentanz der Monitoring-Standorte gelungen ist. Hier nicht dargestellt ist, dass auch die flächenhafte Aussagekraft der Messergebnisse durch die Restrukturierung nicht gemindert wurde (PESCH et al. 2007 a).

Abbildung 2: Landschaftsrepräsentanz der Standorte des Moos-Monitoring vor und nach der Restrukturierung

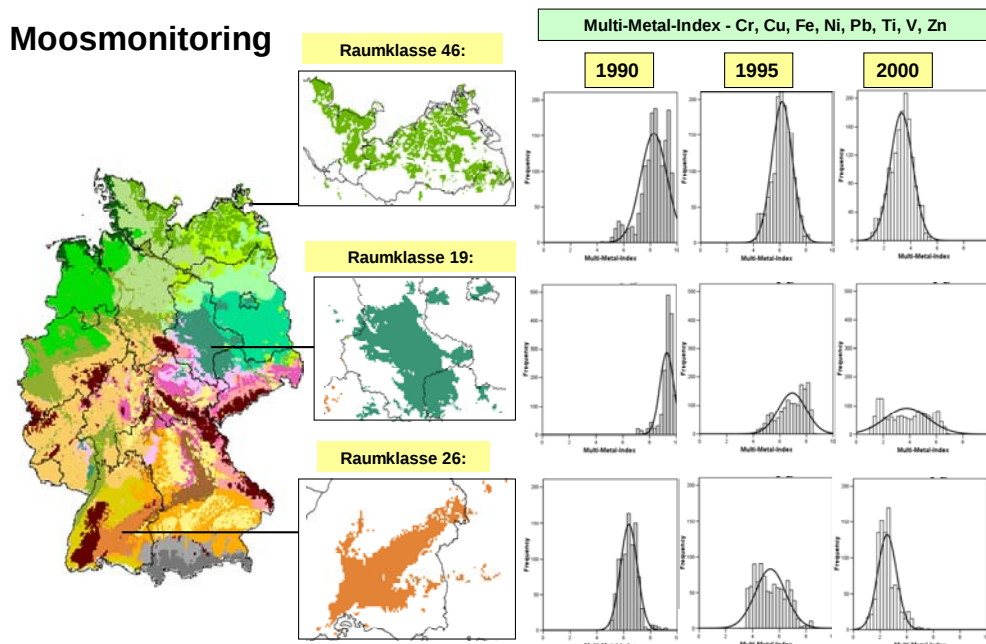
Landschaftsrepräsentanz der Standorte des Moosmonitoring



Zum anderen legt es die im zweiten Abschnitt dargelegte Theorie nahe, die aus den räumlich punktuellen Messungen der Metallakkumulation geostatistisch in die Fläche geschätzten Daten über die Metall-Bioakkumulation anhand der in der Raumgliederung naturräumlich differenzierten Rezeptorklassen zu regionalisieren. Abbildung 3 zeigt dies für den sog. Multi-Metall-Index (MMI), der die Bioakkumulation von acht Metallen auf einer Skala von 1 (geringe Akkumulation) bis 10 (hohe Akkumulation) abbildet. Die Skala beruht auf der Umwandlung der Größe nach geordneten Mess- und Schätzwerte in Rangziffern, die den 10 Quantilen entsprechen. Die metallspezifischen Rangziffern können für jeden Messpunkt bzw. für jede Rasterzelle der aus den Messdaten geostatistisch geschätzten Karten der Metallakkumulation berechnet und zu einem Metalle übergreifenden Durchschnittswert, dem MMI, berechnet werden. Diese statistischen Verteilungen der MMI 1990, 1995 und 2000 werden in Abbildung 3 für drei ökologisch definierte Raumklassen dargestellt.

Abbildung 3: Naturräumliche Differenzierung der Metall-Akkummulation 1990, 1995 und 2000

Naturräumliche Differenzierung von Messwerten



Nach diesem Verfahren lassen sich aus vorhandenen Messwerten der Umweltbeobachtung Ökosystemzustände naturräumlich differenziert über viele verschiedene Messgrößen skalieren, ohne dass man zunächst eine Bewertung i.S.v. Natürlichkeit, Ökosystemintegrität etc. benötigt.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen: Welches gestufte Bewertungssystem wäre geeignet, um Defizite im Umweltzustand aufzudecken und zu kommunizieren?

Nach dem im dritten Abschnitt vorgestellten Verfahren lässt sich insbesondere der relativ beste ökologische Zustand terrestrischer Ökosysteme aus vorhandenen Daten des Umweltmonitoring bestimmen und als Referenzzustand festlegen. Ergänzend können „Zustände großer Natürlichkeit“ als Bezugssystem verwendet werden. Die potenziell natürliche Vegetation ist ein Beispiel dafür, Hintergrundgehalte von Böden und Critical Loads sind weitere operationalisierte Referenzsysteme. Aus langfristig betriebenen Umweltbeobachtungssystemen kann eine Vielzahl operationaler Indikatoren gewonnen werden wie beispielsweise der Schwermetall-Index im bayerischen Umweltindikatorensystem (BAYER. LfU 2004), der mittlerweile durch die Daten des Moos-Monitoring weiterentwickelt wurde (PESCH et al. 2007 b). Solche gestuften Bewertungssysteme sind sehr gut geeignet, um Defizite im Umweltzustand aufzudecken und leicht nachvollziehbar in der Öffentlichkeit zu kommunizieren. Der

Schwermetall-Index ist ein räumlich differenzierter Indikator für die durch umwelt-politische Maßnahmen wie Emissionsminderungen erreichten deutlichen Verbesserungen des Umweltzustands in Bezug auf die Metallakkumulation in terrestrischen Ökosystemen Deutschlands 1990 bis 2000. Er ist nachweislich sensibel für die Detektion aktueller regionaler Veränderungen wie beispielsweise im Falle des Anstiegs der Akkumulation von Cr, Cu und Zn von 2000 bis 2005 (PESCH et al. 2007 b) und insofern sehr gut nutzbar, bei Vorliegen umweltrechtlich normierter Referenzsysteme geeignete Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands nahezulegen.

Ein einfaches System zur räumlich differenzierenden, flächendeckenden Einstufung (das bedeutet nicht in jedem Falle ´Bewertung´) des ökologischen Zustands kann sehr schnell auf Grundlage der vorhandenen Daten aufgebaut werden. Ein solches System ist beispielsweise das Informationssystem für das Moos-Monitoring (KLEPPIN et al. 2007), das als PortalU-kompatibles, generisches web-fähiges Geografisches Informationssystem (WebGIS) ausgestaltet wurde. In diesem System würde jeder einzu-stufende Teilbereich des Konstrukts ´ökologischer Zustand´ einen WebGIS-Layer bilden. Derzeit verfügbar sind unter anderem:

1. Naturnähe der Wälder als ´Abstand´ der Baumartenzusammensetzung gemäß Bundeswaldinventur BWI zur PNV (POLLEY et al. 2004),
2. Gewässerbewertungssystem (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004),
3. Metall- und Stickstoffakkumulation aus dem Moos-Monitoring (SCHRÖDER & PESCH 2007),
4. Waldzustand gemäß Forstmonitoring (Bundeswald- / Länderwaldinventur BWI / LWI, Waldzustandserfassung WZE, Level II; WELLBROCK 2003),
5. Bodenzustand gemäß Bodenzustandserhebung BZE in Relation zu Hintergrundgehalten und gemäß Bodenbiologischer Zustandsklassen und Critical Loads (LABO 2003; NAGEL & GREGOR 1999; RÖMBKE et al. 2002),
6. Klimawandel durch Bezug von Temperatur- und Phänologiedaten ab 1991 und zum Mittel der Jahre 1961-1990 (SCHRÖDER et al. 2007 a),
7. Zersiedelung anhand von Corine Landcover 1 und 2 (KEIL et al. 2005),
8. Verkehrswegekarten (frei verfügbar),
9. BERN-Biodiversitätsmodell (SCHLUTOW 2007) sowie
10. landschaftsökologische Gliederung Deutschlands (SCHRÖDER et al. 2006).

Ein solches System ist einfach umzusetzen und kann jederzeit ausdifferenziert werden, z.B. entsprechend dem anspruchsvollen, aber – im Gegensatz zu anderen Ansätzen – methodisch unterlegten Konzept von JENSSEN (2007). Die Verknüpfung der auf jeweils ein Kriterium – jeweils einem Layer im GIS entsprechend – bezogenen Einstufungen erfolgt über Rangziffern. Das Ergebnis der Aufsummierung / Integration aller Rang-ziffern über mehrere Kriterien (GIS-Layer) kann anschließend mit einem Regeln entdeckenden Verfahren transparent und räumlich differenziert beschrieben werden. Diese Regeln können für Prognosen genutzt werden, z.B. durch Anwendung auf

Ergebnisse der regionalisierten Klimamodelle REMO und WETTREG (UBA 2007). Mit diesem Ansatz könnte ohne Zeitverzug begonnen werden.

Literatur

- Barkmann, J. (2001): Ökologische Integrität. In: Fränzle, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, 7. Erg.Lfg., Kap. VI-3.8.2
- Bayer. LFU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) (2004): Umweltindikatorsystem Bayern. - Augsburg
- Berkhoff, K.; Schröder, W. (2003): Die erstmalige Beschreibung gemäß Anhang II WRRL für den Grundwasserbereich. Praktische Umsetzung am Beispiel des Teileinzugsgebiets der Schwarzach (Unterfranken). In: UVP report 3 + 4, S. 108 - 112
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (Hrsg. 1994): Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. – Hannover (Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Heft 31)
- Bohn, U.; Gollub, G.; Hettwer, C.; Weber, H. (Hrsg.) (2001): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Maßstab 1:2,5 Mio. – Münster
- Bobeck, H. (1959): Die Hauptstufen der Gesellschafts- und Wirtschaftsentfaltung in geographischer Sicht. In: Die Erde, 90. Jg., S. 259 – 298
- Breiman, L.; Friedman, J.H.; Olshen, R.A.; Stone, C.J. (1984): Classification and regression trees. - Belmont, CA
- Burak, A. (2005): Eine prozessorientierte landschaftsökologische Gliederung Deutschlands. Ein konzeptioneller und methodischer Beitrag zur Typisierung von Landschaften in chorischer Dimension. – Flensburg (Forschungen zur deutschen Landeskunde 254)
- Clements, F. E. (1916 a): Plant succession controlled by forest floor C/N ratio. Environmental Pollution 102, pp. 403 – 407
- Clements, F. E. (1916 b): Plant succession. Analysis of the development of vegetation. Carnegie Institute of Washington Publication 242, pp. 1 – 512
- Fränzle, O. (1994): Thermodynamic aspects of species diversity in tropical and ectropical plant communities. In: Ecological Modelling, 75/76, pp. 63 – 70
- Fränzle, O. (1998): Grundlagen und Entwicklung der Ökosystemforschung. In: FRÄNZLE, O.; MÜLLER, F.; SCHRÖDER, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap.II-2.1 (3. Erg.Lfg.)
- Franz, H. (1952/53): Dauer und Wandel der Lebensgemeinschaften. In: Schriften des Vereins zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse Wien 93, S. 27 - 45
- Fukarek, F. (1979): Pflanzenwelt der Erde. – Leipzig, Jena, Berlin
- Gigon, A.; Grimm, V. (1997): Stabilitätskonzepte in der Ökologie: Typologie und Checkliste für die Anwendung. In: Fränzle, O., Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech Kap. III-2.3

- Hartwich, R.; Behrens, J.; Eckelmann, W.; Haase, G.; Richter, A.; Roeschmann, G.; R. Schmidt (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. – Hannover (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe)
- Henning, F.-W. (1977): Wirtschafts- und Sozialgeschichte. - 3 Bde., Paderborn
- Hoffmann-Kroll, R.; Seibel, S.; Wirthmann, A. (1998): Strukturveränderungen in Landschaft und Ökosystemen als Indikatoren der Umweltqualität. In: Fränzle, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap.VI-2.6 (1. Erg.Lfg.)
- Hutton, J. (1789): Theory on the earth; or an investigation of laws observable in the composition, dissolution and restoration of land upon the globe. In: Transactions of the Royal Society of Edinburgh, 1, pp. 209 - 304
- Jaccard, P. (1928): Die statistisch-floristische Methode als Grundlage der Pflanzensoziologie. In: ABDERHALDEN, E. (Hrsg.): Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden. - Berlin, Wien, Lieferung 279, S. 165 – 202
- Jenssen, M. (2007): Ecological potentials of biodiversity modelled from information entropies: Plant species diversity of North-Central European forests as an example. In: Ecological Informatics
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2007.06.003>>
- Keil, M., Kiefl, R., Strunz, G. (2005): CORINE Land Cover 2000 - Europaweit harmonisierte Aktualisierung der Landnutzungsdaten für Deutschland. Abschlussbericht zum F+E Vorhaben UBA FKZ 201 12 209, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V., Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum Oberpfaffenhofen, Mai 2005
- Kleppin, L.; Aden, C.; Pesch, R.; Schmidt, G.; Schröder, W. (2007): Erarbeitung und Erprobung einer Metadaten- und WebGIS-Applikation für das bundesweite UNECE Moos-Monitoring. In: Strobl, J.; Blaschke, Th.; Griesebner, G. (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2007. Beiträge zum 19. Agit-Symposium, S. 344 - 353
- Kuchling, H. (1984): Physikalische Formeln und Gesetze. – Köln
- LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage. BoS 39. Lfg. XII/03
- Machado, A. (2004): An index of naturalness. In: Journal of Nature Conservation 12, pp. 95 - 100
- Meynen, E.; Schmithüsen, J.; Gellert, J.; Neef, E.; Müllerminey, H.; Schultze, J.H. (Hrsg.) (1952-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. – Band 1, Bad Godesberg
- nagel, H.D.; Gregor, H.D. (HRSG.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. – Springer, Berlin
- Pesch, R.; Schröder, W.; Dieffenbach-Fries, H.; Genßler, L. (2007 a): Optimierung des Moosmonitoring-Messnetzes in Deutschland. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 19 (Online First), S. 1 - 12 <DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.166>>

- Pesch, R.; Schröder, W.; Kleppin, L.; Holy, M.; Genßler, L.; Göritz, A.; Matter, Y. (2007 b): Moos-Monitoring 2005 / 2006 Schwermetalle IV und Gesamtstickstoff. Abschlussbericht UFOPLAN-Forschungsvorhaben 205 64 200. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltprobenbank einschließlich Human- und Biomonitoring, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau
- Polley, H.; Hennig, P.; Schwitzgebel, F. (2004): Ergebnisse und Methoden der zweiten Bundeswaldinventur. Holzvorrat, Holzzuwachs und Holznutzung. – Eberswalde, S. 1- 15
- Pottgiesser, T.; Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands. Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C.; Calmano, W.; Wilken, R.D.; Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04, Kap. VIII-2.1, S. 1 – 16 + Anhang
- Renners, M. (1991): Geoökologische Raumgliederung der Bundesrepublik Deutschland. – Trier (Forschungen zur deutschen Landeskunde 235)
- Riedl, R. (1973): Energie, Information und Negentropie in der Biosphäre. In: Naturwissenschaftliche Rundschau, 26, S. 413 – 420
- Römbke, J.; Dreher, P.; Beck, L.; Hund-Rinke, K.; Jänisch, S.; Kratz, W.; Pieper, S.; Ruf, A.; Spelda, J.; Woas, S. (2002): Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte. – Berlin (UBA-Texte 20/02)
- Rostow, W.W. (1960): The stages of economic growth. - Cambridge (2nd ed. 1971)
- Schlutow, A.; Kraft, P.; Weigelt-Kirchner, R. (2007): Veränderungen der potenziell natürlichen Vegetation im Zuge des Klimawandels im Freistaat Sachsen. Staatsbetrieb Sachsenforst. Forschungsvorhaben Nr. 40200317. Strausberg
- Schröder, W. (1989): Ökosystemare und statistische Untersuchungen zu Waldschäden in Nordrhein-Westfalen: Methodenkritische Ansätze zur Operationalisierung einer wissenschaftstheoretisch begründeten Konzeption. – Kiel (Dissertation. Geographisches Institut der Universität)
- Schröder, W. (1995): Normwerte im Bodenschutz als Bestandteile landschaftlicher Leitbilder. In: Mitteilungen aus der Norddeutschen Naturschutzakademie, 6. Jg., H. 1, 36 – 46
- Schröder, W. (2003): Umweltstandards. Funktionen, Strukturen und naturwissenschaftliche Begründung. In: Fränzle, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. VI-1.3 (9. Erg.Lfg.)
- Schröder, W.; Schmidt, G.; Hornsmann, I. (2006): Landschaftsökologische Raumgliederung Deutschlands. In: Fränzle, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.) (1997 - 2006): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. V-1.9 (17. Erg.Lfg.)
- Schröder, W.; Pesch, R. (2007): Synthesizing bioaccumulation data from the German Metals in Mosses Surveys and relating them to ecoregions. In: Science of the Total Environment 374, pp. 311 – 327

- Schröder, W.; Pesch, R.; Schmidt, G. (2007): Analysis of climate change affecting German forests by combination of meteorological and phenological data within a GIS environment. In: *TheScientificWorldJournal* 7 S1, pp. 84 – 89
- SCHRÖDER, W.; SCHMIDT, G.; Pesch, R. (2003): Repräsentanz und Vergleichbarkeit von Daten und Flächen der Bodendauerbeobachtung. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, pp. 649 – 659
- Schröder, W.; Schmidt, G.; Pesch, R. (2005): Mapping Germany's ecoregions for environmental monitoring purposes. In: *Die Erde* 136 (4), S. 375 – 393
- Schröder, W.; Weis, M.; Schmidt, G. (2006): Flächenbezogene Aspekte des Informationssystems GVO-Monitoring. Grafische Konzeption, Entwicklung und Erprobung raumbezogener Dokumentations- und Analysemethoden. – Abschlussbericht des Teilvorhabens 3 in dem Verbundprojekt 'Informationssystem für ein Monitoring gentechnisch veränderter Organismen (ISMO)'. FKZ 804 67 030 im Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn
- Schumacher, W. (1997): Naturschutz in agrarisch geprägten Landschaften. In: Erdmann, K.-H.; Spandau, L. (Hrsg.): *Naturschutz in Deutschland*. – Stuttgart, S. 95 - 122
- Sekera, F. (1951): *Gesunder und kranker Boden*. – Berlin
- Soulé, M.E. (1986): *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sunderland
- Stevens, S.S. (1946). On the theory of scales of measurement. In: *Science*, 103, pp. 677 - 680
- Thienemann, A. (1918): Lebensgemeinschaft und Lebensraum. In: *Naturwissenschaftliche Wochenschrift*, N.F. 17, S. 282 - 290, 297 - 303
- Thienemann, A. (1939): Grundzüge einer allgemeinen Ökologie. In: *Archiv für Hydrobiologie* 35, S. 267 - 285
- Thienemann, A. (1956): *Leben und Umwelt*. - Hamburg
- Tüxen, R. (1957): Entwurf einer Definition der Pflanzengesellschaft (Lebensgemeinschaft). In: *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft* (6/7), S. 151
- Tüxen, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. In: *Angewandte Pflanzensoziologie*, 13, S. 5 - 42
- UBA (Umweltbundesamt) (2000): *Ziele für die Umweltqualität. Eine Bestandsaufnahme*. - Berlin (Beiträge zur nachhaltigen Entwicklung)
- UBA (2007): *Neue Ergebnisse zu regionalen Klimaänderungen*. Dessau. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/Regionale-Klimaaenderungen.pdf>
- Vetter, L. (1989): *Evaluierung und Entwicklung statistischer Verfahren zur Auswahl repräsentativer Untersuchungsobjekte für ökotoxikologische Fragestellungen*. - Diss. Kiel
- Walli, M.K. (1995): *ecoVocabulary. A glossary of our times*. In: *Bulletin of the Ecological Society of America* 76 (2), pp. 106 - 111
- Wellbrock, N.; Wolff, B.; Rieck, W.; SCHRÖDER, W. (2003): *Ansätze, Ergebnisse,*

Defizite und Perspektiven der Waldschadensforschung. In: Fränze, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. VI-2.3 (9. Erg.Lfg.)

WHITE, I.D.; MOTTERSHEAD, D.N.; HARRISON, S.J. (1984): Environmental systems. – London

Anhang:

Tafel 1: Logische Struktur von Bewertungsregeln (verändert nach SCHRÖDER 2003)

Logische Struktur von Bewertungsregeln	
$(x) (M_1x \wedge \dots M_nx \rightarrow \text{ökologisch gut } x)$	
(x): Allquantor 'für alle x gilt'	
x: Individuenvariable	
M: deskriptives Prädikat (Merkmalsausprägung)	
$\wedge$: 'und' (Konjunktion)	
$\rightarrow$: 'immer dann, wenn' (Implikation, Konditional)	
Die Bewertungsregel liest sich folgendermaßen:	
Für alle x gilt: Wenn x die Merkmalsausprägungen $M_1 \dots M_n$ aufweist, dann ist x ökologisch gut.	

Tafel 2: Logische Struktur von Bewertungen (verändert nach SCHRÖDER 2003)

Die Bewertungsregel (Tafel 1) lässt sich als Prämisse in ein <i>logisches Schlusschema für Werturteile</i> einfügen.	
$*(1) (x) (M_1x \wedge M_2x \wedge \dots M_nx \rightarrow \text{ökologisch gut } x)$	
$*(2) M_1a \wedge M_2a \wedge \dots M_na$	
$(3) \text{ökologisch gut } a$	(1), (2)
Die durch * gekennzeichneten Aussagen können nicht aus anderen abgeleitet werden. Sie bedürfen der externen, z.B. empirisch-ökologischen Begründung.	
• a ist die Bezeichnung eines bestimmten Gegenstandes bzw. Sachverhaltes aus der Menge {x}. • Zwischen *(1) und *(2) gehörte vollständigshalber die Prämisse, die aus *(1) durch Ersetzen von a für x folgt: (1') $(M_1a \wedge M_2a \wedge \dots M_na \rightarrow \text{ökologisch gut } a)$. • Dann ergibt sich (3) aus (1') und (2) bzw. aus (1) und (2).	
Das Schema liest sich folgendermaßen:	
Wenn für alle x gilt:	Immer wenn x die Merkmalsausprägungen $M_1 \dots M_n$
aufweist, dann ist x ökologisch gut.	aufweist, dann ist x ökologisch gut.
und wenn gilt	a weist die Merkmalsausprägungen M_1 und $\dots M_n$ auf.
dann gilt	a ist ökologisch gut.

Tafel 3: Logische Struktur der Sollens- / Verpflichtungsurteile (verändert nach SCHRÖDER 2003)

Der Struktur der Werturteile entspricht die *logische Struktur der Sollens- / Verpflichtungsurteile*.

$$*(1) \quad (x) (M_1x \wedge M_2x \wedge \dots M_nx \rightarrow OHx)$$

$$*(2) \quad M_1a \wedge M_2a \wedge \dots M_na$$

$$(3) \quad OHa \qquad (1), (2)$$

a : Name einer Person / Institution

H : eine Handlung (ökologisch gut handeln)

$M_1 \dots M_n$: Merkmalsausprägungen

(M_1a : a ist Grundstückseigentümer, M_2a : a bewirtschaftet Grund und Boden, ...)

O : deontischer Operator "gesollt"

Das Schema liest sich folgendermaßen:

Wenn für alle x gilt: Immer wenn x die Merkmalsausprägungen $M_1 \dots M_n$ aufweist, dann soll x H tun.

und wenn gilt: a weist die Merkmalsausprägungen M_1 und ... M_n auf.
dann gilt: a soll H tun.

3.5 Walddynamik und Prozess-Schutz

Prof. Dr. Wolfgang Scherzinger

Die Rhythmik der Walddynamik zwingt zur Betrachtung über große Zeiträume und auf Landschaftsebene – egal, ob strikte Reservate oder nachhaltig bewirtschaftete Flächen im Wald im Blickfeld stehen. Dabei lässt „Wald“ – wie kein zweites Ökosystem – ein hochkomplexes Raum-Zeit-Muster erkennen, in das die Lebens- und Vermehrungs der Organismen bzw. einzelner Arten diffizil eingenischt erscheinen: sei es das Angebot an Moderholz und an *safe sites* als Keimbett der Waldbäume, sei es die nicht vorher-sagbare Lückenbildung im Bestand durch Baumsturz und die daraus resultierende Entfaltung von Diversitäts-bestimmenden Requisiten (z. B. Bruchholz, Baumhöhlen, ausladende Baumkronen).

Dank der Ausweisung nutzungsfreier Naturwald-Reservate und weiträumiger Wald-Nationalparks bieten sich heute auch in Deutschland völlig neue Möglichkeiten, die faszinierenden Wechselwirkungen zwischen naturgegebener Waldentwicklung und Biodiversitätsentfaltung zu beobachten. Das Erlebnis „wilder“ Natur, in der alles „von selbst“ abläuft, und die dabei völlig überraschende Mutualismen zwischen Standort, Baumbestand und Artenreichtum offenbart, hat nicht nur viele Denkansätze für Forschung und Waldbau angeregt, es bereitet zweifellos auch eine hoch-emotionale Basis für ein persönliches Naturschutz-Engagement für Menschen unterschiedlichster Gesellschaftsschichten.

Die (Wieder-) Entdeckung autogener Abläufe

In Mitteleuropa wurden in den vergangenen Jahren Interpretationen zur Waldentwicklung durch traditionelle Nutzer-Interessen dominiert. Somit stammt unser Wissen vom „Wald“ aus dem Forst - und wurden sowohl das komplexe Wirkungsgefüge als auch die faszinierende Gestaltungskraft naturgegebener Vorgänge lange Zeit übersehen – auch vom Naturschutz!

Aus der neuen Diskussion um die überraschende – und begeisternde – Vielfalt autogener Prozesse im naturbelassenen Wald erwachsen nahezu zwangsläufig Überlegungen für ein „Dynamik-Konzept“ im Naturschutz, das der spontanen Entfaltung natur-naher Systeme größtmöglichen Spielraum einräumt - unter der Devise „mehr Natur im Naturschutz“! Denn das Zulassen von Prozessen, wie sie ohne unser Zutun, ohne Planung und Lenkung ablaufen, steht in diametralem Kontrast zum traditionellen Naturschutz, für den das Verhindern autogener Veränderungen im Vordergrund stand (sei es zur Bewahrung von Sekundärbiotopen aus der Kulturlandschaft mit Hilfe von Pflegeprogrammen bzw. der Förderung traditioneller Nutzungen, sei es zur Stabilisierung besonderer Zustände oder zur Sicherung herausragender Naturphänomene). Klassisches Naturschutz-Management ist deshalb dem „Statik-Konzept“ zuzuordnen.

Tabelle 1: (Wieder-) Entdeckung autogener Abläufe

Ökosystem	Faszination „wilder“ Natur
• fein-abgestimmte Mutualismen zwischen Arten (z. B. Blütenökologie, Mykorrhiza); • Übereinstimmung von Nischen-Anspruch und sukzessiv entfaltetem Habitat-Angebot; • Wechselnde Artenausstattung entsprechend dem wechselnden Standortspotenzial; • Auftreten verschollen geglaubter Arten durch Angebot entsprechender Habitate; • <u>Räumliches Nebeneinander</u> diverser Standorts-Qualitäten (Mosaikverteilung); • <u>Zeitliches Nacheinander</u> diverser Standorts-Qualitäten (Sequenz von Entwicklungs-phasen); • Realisierung des naturgegebenen Entwicklungspotenzials an Bio-Diversität.	• Überraschender Entwicklungsverlauf; • Ungewohnte Strukturen; • „echte“ Natur: ursprünglich, unverfälscht, aus sich selbst heraus entstanden; - ohne Zielfestlegung, - ohne Planung und Lenkung - ohne Prognosen-Sicherheit. • Reflexion über ökosystemare Auswirkungen menschlichen Handelns aus dem Vergleich natürlicher und anthropogener Systeme; • Herausforderung durch ungewohnte Ästhetik • Hoch-emotionales Natur-Erlebnis; • Meditative Natur-Erfahrung; • Stimulans zur Selbst-Reflexion.

Wechselspiel aus Konstanz und Chaos

Für die Diskussion um den Schutz naturgegebener Prozesse bietet der Wald besonders anschauliche Beispiele:

- Auf überwiegender Fläche Deutschlands führte eine natürliche Sukzession zu Wald
- die ökosystemare Entwicklung kennt keinen Stillstand
- Wald umfasst den wesentlichen Anteil unseres mittel-europäischen Naturerbes an Biodiversität (hinsichtlich Arten, Gesellschaften und Landschaften).

Eine der Ursachen der spezifischen Diversität von Wäldern liegt in deren prägender Langzeit-Konstanz (für den Urwald „Rothwald“ in Niederösterreich ist z. B. eine Bestandskontinuität von wenigstens 1.000 Jahren belegt; vgl. SCHERZINGER 1996). Für das Überleben zahlreicher Organismen sind sowohl ein Jahrhunderte überspannendes Siedlungskontinuum ausschlaggebend (z. B. Bodenorganismen, Totholz-bewohnende Pilze und Insekten [Xylobionte]) als auch eine störungsfreie Langzeit-Sukzession der Besiedlung (z. B. Borken- besiedelnde Flechten). Andererseits bleiben natürliche Waldbestände weder statisch noch stabil, weder gleichförmig noch gleichgewichtig, vielmehr lassen sie auf allen Ebenen einen steten Wandel erkennen, wenn auch örtlich in sehr verschiedenem Tempo. Mit der Interpretation naturgegebener Langzeitentwicklung als Sequenz von „Waldentwicklungs-Phasen“ konnte LEIBUNDGUT (1981) dem

Naturgeschehen in Wäldern eine praxisnahe Gliederung unterlegen, die die Überlegungen zum „Dynamik-Konzept“ wesentlich beeinflusst hat.

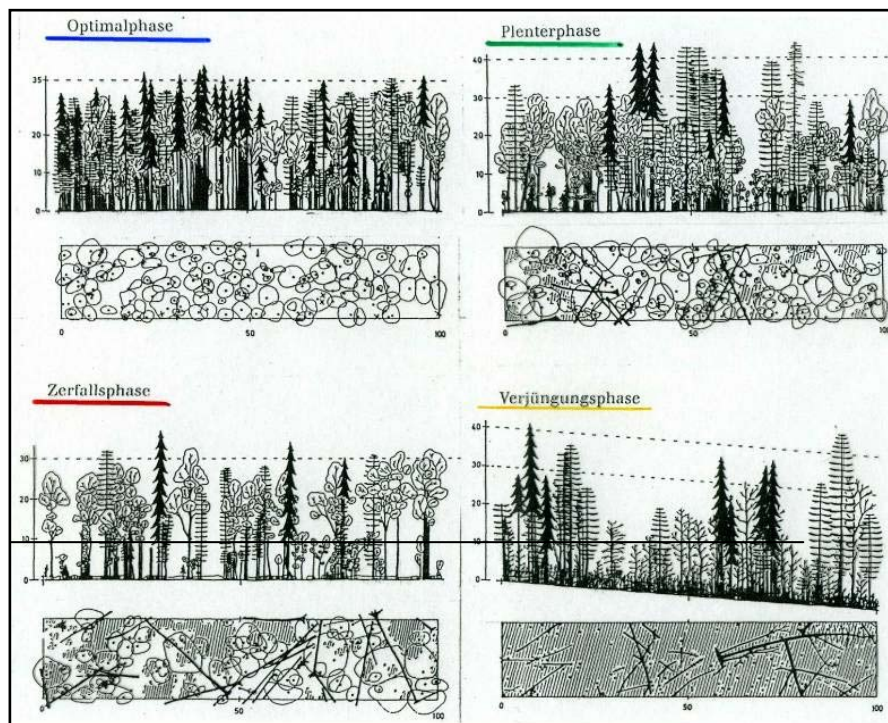
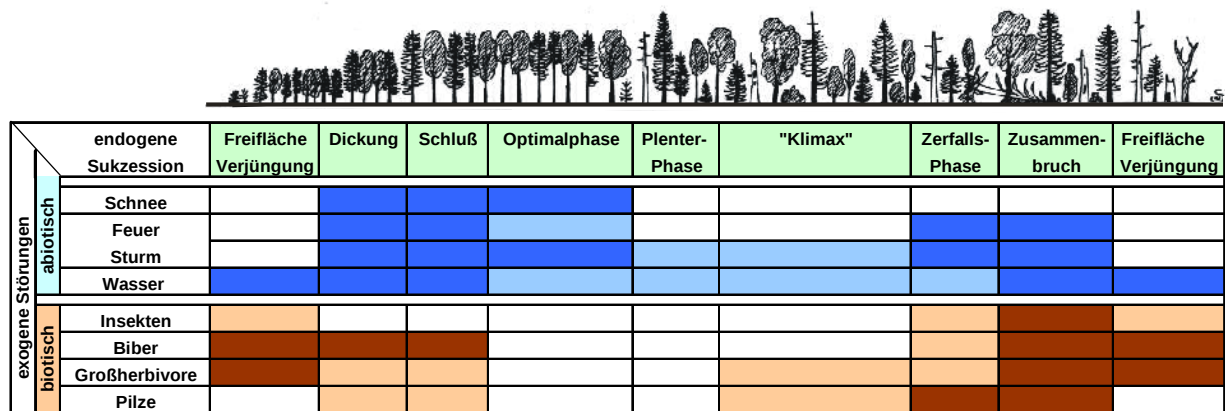


Abbildung 1:
Charakterisierung von
„Waldentwicklungs-
Phasen“ nach
Aufnahmen aus
mitteleuropäischen
Urwaldgebieten (nach
LEIBUNDGUT 1981).

Zwar wirkt der Wald im Vergleich zur menschlichen Lebensspanne „urewig-stabil“, doch real „wachsen die Bäume nicht in den Himmel“ – und es erfolgt ein permanenter Generationswechsel im Baumbestand: Infolge „endogener Störung“, wie z. B. infolge Alterung und individueller Schwächung, stürzen einzelne Baumriesen und reißen dabei eine Lücke ins Kronendach; auch können Baumgruppen horstweise zusammenbrechen, speziell bei gleichaltrigen Bäumen in gleichförmigen Beständen. Ein solcher Bestandsumbau verändert das Gesamtgefüge nicht wesentlich. Zusätzlich zu diesem meist kleinräumigen Absterben von Bäumen wirken aber „exogene Störungen“ in vielfältiger Weise auf den Wald ein, seien es abiotische Kräfte (wie Sturm, Feuer, Lawinen, Schneedruck oder Hochwasser), die meist chaotisch auftreten – und ganze Waldlandschaften betreffen können, oder biotische „Schädlinge“, die meist artspezifisch ganz bestimmte Baumarten zum Absterben bringen (wie Insekten-Gradationen [z.B. Borkenkäfer, Nonne, Spinner, Blattwespen, Maikäfer], Pilzbefall [z.B. Hallimasch], Wühlmäuse oder Hirsche).

Aus der Verschneidung der (im Idealfall) linearen Sequenz von Waldentwicklungs-Phasen und den diversen exogenen Störungsmustern, die in allen Entwicklungs-Phasen einwirken können, formen sich natürliche Wälder zu hochdiversen Landschafts-Mosaiken - ein wesentlicher Gestaltungs-Prozess für die waldspezifische Biodiversität!

Abbildung 2: In Verschneidung endogener Waldentwicklung und exogener Störung formen sich Wälder zu vielgestaltigen Landschafts-Mosaiken (aus SCHERZINGER 2005).



Aus der Vielzahl Lebensraum-gestaltender Effekte von ökosystemaren Störungen seien hier schlaglichtartig nur einige herausgegriffen:

- Angebot seltener Requisiten für Deckung, Brutplatz und Nahrungssuche (Sturmwurf-„Verhau“, Bruchstämme, aufgekippte Wurzelteller, aufgerissener Rohboden);
- ungewöhnliche Substrate (z. B. Totholz) mit eigenständiger Besiedlungs-Sukzession (z.B. Mulch-Streu, Holz-Verpilzung, Moder);
- schlagartige Veränderung der Standortsbedingungen (Belichtung, Niederschlag, Mikroklima, Baumsturzlücke) .

Prägendes Element im Naturwald ist das hohe Angebot an Nekromasse, neben der z. T. hohen Streu- und Moderschicht gilt das vor allem für das „Totholz“ (bzw. das Holz toter Bäume). Dieses fungiert als essentieller Lebensraum für die so genannten „Xylobionten“; im Boden eingelagert puffert es die von den Baumwurzeln verursachte Versauerung wirksam ab und gilt darüber hinaus als wichtiger CO₂-Speicher. Letztlich bietet Moderholz aufgrund seiner lockeren Konsistenz, der Feuchtespeicherung und Stickstoff-Anreicherung (über Pilzmyzelien) ein wichtiges Keimbett für Baumsämlinge.

Doch Absterben, Zerfall und Verrottung von Bäumen sind nur die eine Facette der Walddynamik, denn jede Störung - bzw. Zerstörung - leitet gleichzeitig eine Phase von Wiederbesiedlung und Aufbau ein. Dabei ist eine erhebliche Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten auf Störereignisse angewiesen, ihre Samen, Sporen oder Eier warten z. T. über große Zeiträume auf ihre „Jahrhundert-Chance“, wenn sich das Kronendach öffnet und Licht und Wärme bis auf den Waldboden dringen können: Neben Pflanzen der Schlagflur und diversen Hochstauden sind es typischerweise die Blüten-besuchenden Insekten, Ameisen, Laufkäfer und Kleinsäuger, gefolgt von Haselhuhn und Haselmaus, sobald sich ein erster Jungwald aus Pionierbäumen bildet. Solche Pionierphasen blieben vom traditionellen Naturschutz nahezu unberücksichtigt, wiewohl sie ein wichtiges Spektrum der wald-typischen Biodiversität beherbergen.

• **Tabelle 2:** Thesen zur Prozess-Schutz-Idee:

Naturgegebene Prozesse sind System-immanente Vorgänge, und damit *per se* schützenswert. Sie sind Voraussetzung für die komplette Entfaltung des standörtlichen Diversitäts-Potenzials.

- Schutz durch Abschirmung vor menschlichen Eingriffen,
- durch Einstellung von Nutzung und Lenkung,
- durch Laufenlassen („Nichts Tun“),
- bei Verzicht auf Zielvorgabe und Planung

Motto: „Natur Natur sein lassen“

In der Naturschutzpraxis orientieren sich die Interpretationen zum Naturgeschehen und das daraus resultierende Management in enger Abhängigkeit zu persönlichem Weltbild und Wissensstand. Entsprechend vielfältig sind die Auslegungen des Mottos „Natur Natur sein lassen“, was zwangsläufig zu kommunikativen Missverständnissen und Naturschutz-internen Konflikten führt. Dies sei am Beispiel der fünf relevantesten Strömungen dargestellt:

a) Naturschutz in Deutschland argumentiert regelmäßig mit Begriffen und Inhalten des Kreationismus. Die darin postulierte Ziel- und Zweckorientierung der „Schöpfung“ suggeriert zum einen eine große Sicherheit für die Entwicklungsqualität, und appelliert zum anderen an eine ethisch-moralische Grundhaltung zur Bewahrung der Schöpfung. Es fehlt auch nicht an Versuchen, evolutionäre Gedanken zu integrieren und mit Thesen der frühen Ökosystem-Lehre zu verknüpfen. Solche gedanklichen „Hybriden“ verführen zu unrealistischen Erwartungen an den Prozess-Schutz.

Tabelle 3: Erwartungen an den Prozess-Schutz aus Sicht eines religiös motivierter Kreationismus

Naturgeschehen determiniert durch Schöpfungsplan

- Evolution = „Entrollen“ von Lebensräumen, Arten und Lebensvorgängen nach Schöpfungsplan
- Gott ist gut; seine Schöpfung ist gut, schön und harmonisch
- Fehlentwicklungen i. R. auf anthropogene Fehlleistung zurückzuführen (auch auf Prinzip des „Bösen“)
- Natur kennt keine „Katastrophen“
- Schöpfung ist perfekt, benötigt weder Lenkung noch wissenschaftliche Kontrolle
- Prozess-Schutz reaktiviert „verschüttete“ Entwicklungs-Programme,
- Prozess-Schutz ermöglicht Entfaltung eines harmonischen Gleichgewichts,
- Unabhängig von Ausgangslage - garantiert „richtige“ Abläufe und Konstellationen
- Prognose ist Hybris

b) Auch das Gleichgewichts-Modell der frühen Ökosystemlehre stützt sich auf die Maxime einer zielgerichteten Entwicklung in der Natur, wobei alle Prozesse der Entfaltung einer an Klima und Standort bestmöglich angepassten „Klimax-Phase“

dienen. Diese gilt als besonders stabil, mit höchstmöglicher Artenvielfalt ausgestattet und als besonders harmonisch durch ein dauerhaftes Gleichgewicht. Der teleologische Ansatz verspricht eine an Gewissheit grenzende Prognosensicherheit, was dem Naturschutz - zumindest in der politischen Diskussion - zu einer gefestigten Position verhelfen kann.- Obwohl wissenschaftlich längst überholt, bildet die These von Sukzession (dynamischer Reparaturbetrieb) und Klimax („urewig-stabile“ Schlussphase) einen zentralen Ansatz in der Diskussion um den Prozess-Schutz.

Tabelle 4: Erwartungen an den Prozess-Schutz aus Sicht der frühen („klassischen“) Ökosystem-Lehre

Naturgeschehen determiniert durch gezieltes Streben nach höchstmöglichem Gleichgewicht

- Prozess-Schutz reaktiviert naturgegebene Entwicklungs-Programme,
- garantiert bestmögliche Entfaltung von Artenvielfalt, Harmonie und Stabilität in ausgereifter „Klimax-Phase“.
- natürlich ist stets auch ästhetisch
- Artenschutz ist überflüssig: systemtypische Arten kommen von selbst; systemfremde werden durch natürliche Selektion abgedrängt.
- Störungen sind systemfremd,
- „Katastrophen“ werden über Sukzession rasch überwunden („Reparaturbetrieb“).
- Dynamik (Sukzession) sichert Stabilität (Klimax) - unabhängig von Ausgangslage, infolge teleologischer Prozesse
- Sukzessionsphasen für Naturschutz ohne Belang, da kurzlebig und durch ubiquitäre Pionierarten geprägt
- Klimaxphasen von besonderer Bedeutung für Naturschutz, da „urewig-stabil“ und durch hohe Vielfalt von Altholzspezialisten geprägt
- Absolute Prognosen-Sicherheit

c) Mit der Synthese aus dem Modell der Waldentwicklungsphasen, der Langzeit-Zyklizität und der Störungsökologie gelang REMMERT (1991) mit dem „Mosaik-Zyklus-Konzept“ ein wichtiger Innovationsschritt in der Interpretation naturgegebener Entwicklung. In diesem Konzept werden Störungen nicht nur als Charakteristikum natürlicher Dynamik anerkannt, sondern als „Motor“ des Naturgeschehens eingesetzt. Die fortwährenden Veränderungen von Standortbedingung und Bestandsstrukturierung auf den Einzelflächen führen zu stets wechselnden Habitatbedingungen innerhalb des Gesamtmosaiks, so dass artspezifische Lebensräume in zeitlichem Nacheinander und räumlichem Nebeneinander immer wieder neu entstehen und auch vergehen. Mit dem MZK wurde erstmals deutlich, dass die Naturschutzziele sehr lange Zeiträume und sehr große Flächen einbeziehen müssen, was ganz speziell für den Prozess-Schutz gilt.

Tab. 5: Erwartungen an den Prozess-Schutz nach dem Mosaik-Zyklus-Konzept (nach REMMERT 1991).

Naturgeschehen geprägt durch permanente Dynamik (*panta rhei*). Es gibt weder stabile Zustände noch Schlussphasen der Entwicklung („Klimax“). Ein steter Wechsel aus Störung, Sukzession und Reorganisation verändert die Lebensraumbedingungen. Daraus ergibt sich eine Sequenz von Entwicklungsphasen, die sich als Zyklus wiederholen (somit bedingt determiniert).

- Innerhalb der Langzeit-Entwicklung sind alle Phasen gleich bedeutend.
- Störungen (auch „Katastrophen“) sind systemtypisch, und wirken als Motor des Naturgeschehens
- Störungen betreffen einzelne Teilflächen zu unterschiedlicher Zeit (de-synchron und Phasen-verschoben) mit unterschiedlicher Intensität; daraus resultiert ein Flächenmosaik aus unterschiedlichsten Entwicklungsphasen
- Die stete Änderung der Habitatqualität induziert einen steten Arten-turnover. Gleichzeitig sichert die zyklische Wiederkehr bestimmter Phasen die Neu-Entfaltung artspezifischer Habitate.
- Der gesamte Zyklus erfasst das gesamte Potenzial an Biodiversität eines Ökosystems.

d) Beeinflusst durch Strömungen aus Amerika etabliert sich eine – für Mitteleuropa neue - „Sehnsucht nach Wildnis“ mit streng-puristischen Ansätzen, die einen Naturschutz „ohne Wenn und Aber“ propagiert: Demnach bietet Prozess-Schutz den bestmögliche Weg für einen umfassenden Naturschutz, denn jede autogene Entwicklung ist Ausdruck ungelenkter Natur, und damit zielkonform. Eine Prognose erübrigt sich in diesem *hands-off*-Konzept.

Ein Zulassen, „egal, was kommt“, kann aber überall dort keine Naturnähe der Prozesse erwarten, wo die Umfeldbedingungen vom Menschen stark geprägt sind,- wie das speziell für die mitteleuropäische Kulturlandschaft gilt. Eine „Rückentwicklung“ von anthropogen massiv gestörten Systemen (wie stark veränderte Böden oder regulierte und aufgestaute Flüsse) zu naturnahen Lebensgemeinschaften ist hochgradig unwahrscheinlich. Durch „Nichts-Tun“ können weder Neophyten abgedrängt werden, noch naturnahe Wechselwirkungen zwischen Herbivoren und Vegetation bzw. zwischen Räubern und Beuteorganismen etabliert werden. Die hier propagierte „Neue Wildnis“ kann für alternative Erholungs- und Erlebnis-Gebiete relevant sein, erfüllt aber nicht automatisch auch die weit gesteckten Naturschutzziele.

Tabelle 6: Erwartungen an den Prozess-Schutz nach der Devise „*nature knows best*“

Naturgeschehen läuft nach evolutiv bewährten Programmen (somit bedingt determiniert?)

- „Die Natur weiß, was sie will“.
- Evolution = Optimierung.
- Autogene Prozesse entsprechen der jeweils bestmöglichen Lösung.
- Autogene Prozesse können nicht „falsch“ sein, bedürfen keiner Lenkung oder Kontrolle.
- Unabhängig von der Ausgangslage ist jede Entwicklung richtig und Naturschutz-relevant – **egal, was kommt**.
- Störungen (auch „Katastrophen“) können durch „Selbstheilungskräfte“ überwunden werden.
- Menschliches Management ist bestenfalls „Natur-Klempnerei“.
- Verluste an Arten, Habitattypen und gewohnter Ästhetik sind als naturgegeben Phänomene zu akzeptieren
- Keine Prognosen-Sicherheit

e) Im Gegensatz zu den mehr oder minder deterministischen Interpretationsmodellen (wie Klimax-Hypothese oder Mosaik-Zyklus-Konzept) erkennt die moderne Ökosystemforschung viel mehr Freiräume in der Entwicklung von Ökosystemen, die unmittelbar auf die Biodiversität zurückwirken. Nach dem Modell der ökosystemaren Selbstorganisation wird der Entwicklungsverlauf aus den Wechselwirkungen zwischen Klima, Standort und den beteiligten Organismen gestaltet, wobei die Lebensstrategien von Pflanzen und Tieren durch Rückkopplungsprozesse (auf Lebensgemeinschaft, Standort und Klima) eine deutlich größere Rolle spielen, als bisher eingeschätzt. Das System determiniert sich laufend selbst, und kann demnach an jedem Ort und zu jeder Zeit ganz unterschiedliche Gestalt annehmen. Für die Qualität der Entwicklung sind in diesem Modell die Steuerkriterien maßgeblich, zu denen neben endogener Reifung und exogener Störung jedenfalls auch die Artenausstattung zählt.

Tab. 7: Erwartungen an den Prozess-Schutz nach dem Modell zur ökosystemaren Selbstorganisation

Naturgeschehen formt sich aus permanenten Wechselwirkungen zwischen Klima, Standort und beteiligten Arten (bzw. deren evolutiv geformten Lebens-Strategien). In diesem komplexen Mutualismus wirkt menschliches Handeln als Steuergröße mit.

- Prozessverlauf wird zu jeder Zeit und an jedem Ort individuell entschieden (laufende Richtungsfestlegung).
- Rahmenbedingungen des Umfeldes wirken auf Prozesse im Ökosystem zurück (es gibt keine ökologische Isolation).
- Entwicklungs- und Nutzungs-Geschichte eines Standorts in der Vergangenheit wirken weiterhin auf die Prozesse ein.
- Naturnahe Entwicklungen setzen eine naturnahe Ausgangslage voraus.
- Störungen (auch „Katastrophen“) sind Teil des Naturgeschehens.
- **„Die Zukunft ist offen“** – es kann weder übergeordnete Determination des

Prozess-Verlaufs noch eine zielgerichtete Entwicklung geben.

- Keine Prognosen-Sicherheit

Für den Prozess-Schutz leitet sich die wichtige Aussage ab, dass Ausgangslage, Rahmenbedingungen, Artenausstattung und das Potenzial zu natürlicher Entfaltung über Richtung und Qualität der Entwicklungen im Schutzgebiet entscheiden. Denn für einen naturnahen Prozess-Verlauf sind naturnahe Rahmenbedingungen die Voraussetzung, die Prozesse selbst sind nicht zu steuern. In einer weitgehend vom Menschen überprägten Landschaft kann sich das Schutzgebiets-Management diesem Anspruch durch „Renaturierung“ annähern. Durch Abbau irreversibler, anthropogener Strukturen (z.B. Staudämme, Brückenpfeiler, Straßen) und Wiederherstellung originärer Zustände (z.B. Verfüllung von Entwässerungsgräben, Öffnen von Mäandern an begradigten Flüssen), durch Entfernen gebietsfremder Arten (z. B. Neophyten, Neozoen) und Wiederansiedlung gebietstypischer Arten (z.B. Großherbivore, Carnivore mit Steuerfunktion) können die Rahmenbedingungen für den Prozess-Schutz korrigiert werden – soweit im Einzelfall eben möglich.

Prozess-Schutz im Wald

Da frei ablaufende Prozesse auf überwiegender Fläche zu Wald führten, lässt sich Prozess-Schutz in reinster Form in Waldschutzgebieten realisieren. Für das Qualitätsziel höchstmögliche „Naturnähe“ durch Prozess-Schutz, wie dies z.B. von der IUCN (1994) für die Entwicklung von Nationalparks vorgegeben ist, sind Voraussetzung:

- naturnahe Ausgangslage;
- langfristige Bestandskontinuität des Waldes (zur Sicherung wenig dispersionsfähiger Organismen, wie z. B. xylobionte Insekten, Flechten und Pilze);
- sehr große Flächen;
- Biotopverbund für Arten- und Individuenaustausch.

Wieweit es gelingt, die waldbezogene Biodiversität zu erhalten, wird aber nicht in den Waldreservaten sondern im Wirtschaftswald entschieden. Schutzgebiete haben zweifellos einen sehr hohen Stellenwert für den Natur- und Artenschutz; auf Grund ihres geringen Flächenanteils, meist wenig repräsentativer Verteilung nach Waldgesellschaften, Standorten und Höhenlagen sowie großteils fehlender funktioneller Vernetzung kann eine Segregation jedoch nicht zielführend sein. Eine Integration der Gestaltungskraft naturgegebener, autogener Prozesse ist daher auch für den Forst zu fordern – soweit möglich und machbar.

Tabelle 8: Prozess-Schutz im Wald benötigt eine Doppelstrategie für Schutzgebiete und Wirtschaftswälder.

Zulassen	Integration
naturgegebener Entwicklungen in Reservaten • ohne Zielvorgabe • ohne Planung • ohne Prognosen-Sicherheit. • „hands off“- Idee Gleichbewertung aller Sukzessionsstadien und Entwicklungsphasen. Akzeptanz allmählicher Veränderung zwischenartlicher Dominanz, Konkurrenz und Predation, inklusive dem Verlust von Habitattypen und/oder Arten.	naturgegebener Entwicklungen in Pflege- und Nutzungs-Konzepten • Festlegung der Rahmenbedingungen • „Verwildern“ auf Zeit • „Wildwuchs“ auf begrenzter Fläche • Geplante „Wildnis“ Förderung prägender Abläufe, Merkmale und Strukturen aus dem naturgegebenen Entwicklungsverlauf (z. B. Hochwasser, Uraltbäume, Höhlenbäume, Totholz).

Im Rahmen eines extensiven Waldbaus lässt sich ein „Wildwuchs auf Zeit“ verwirklichen, wozu Naturverjüngung aus der Samenbank ebenso zu zählen ist wie eine autogene Differenzierung des Jungwuchses über bestands-interne Konkurrenz („biologische Automation“). Ebenso sollte die Entfaltung von Sonderstrukturen (wie gekippte Wurzelteller, Bruchstellen und Baumhöhlen), die Förderung von Uraltbäumen und das Zulassen von Totholz ein Teilziel der Waldbewirtschaftung sein. Es ist für den Naturschutz von großem Vorteil, dass nur ganz wenige Arten „echten Urwald“ benötigen; ein Großteil der waldbezogenen Biodiversität ist lediglich an bestimmte Merkmale ausgereifter bzw. nutzungsfreier Naturwälder gebunden, weshalb die Integration essentieller Habitat-Requisiten in einen ansonsten bewirtschafteten Wald für die Lebensraumsicherung ausreicht, zumindest im Rahmen einer Trittstein-Funktion. Solche Naturschutz-relevanten Leistungen sind am ehesten über Vertragsnaturschutz abzusichern.

Walddynamik und Prozess-Schutz implizieren im Grundsatz aber auch Störungen in katastrophalem Ausmaß. Ob Waldbrand oder Hochwasser, Sturmwurf oder Borkenkäferbefall, Lawinenabgang oder Schneedruck, solche Großereignisse können für Waldwirtschaft und für Schutzgebiete erhebliche Probleme aufwerfen. Zum einen sind ökonomische Einbußen und teure Rekultivierungsarbeiten für Wirtschaftsflächen meist nicht tolerabel, zum anderen können Schutzgebiete die Akzeptanz bei Besuchern und Bevölkerung einbüßen. Denn wenn ein Waldgebiet die gewohnte Ästhetik oder gar bedrohte Arten verliert, ist die Argumentation für einen un gelenkten Prozess-Schutz nur noch schwer zu vermitteln (vgl. SCHERZINGER 2006). Hier birgt die Prozess-Schutz-Idee ein scheinbares Paradoxon, da mit der Gewährung von Freiräumen für das Naturgeschehen gleichzeitig das Risiko wächst, allgemein anerkannte Naturschutzziele (wie z.B. die Sicherung der Artendiversität in NATURA 2000-Gebieten) zu verfehlen, was vor allem in den vergleichsweise geringen Flächengrößen und dem hohen Isolationsgrad unserer Schutzgebiete begründet ist!

Verlauf und Qualität autogener Prozesse im Wald können extrem vielfältig sein, von der ersten Sukzession auf einer Katastrophenfläche bis zur Baumsturzlücke im Uraltbestand, weshalb es keinen „Standard“ für Entwicklungen im Rahmen von Prozess-Schutz geben kann. Versteht man das Naturgeschehen als komplexe Verkettung von Prozessen (vom Stoffwechsel bis zu Wachstum, Fortpflanzung und Absterben sowie den Wechselwirkungen von Organismen mit exogenen Einflüssen), so sind Prozesse ubiquitär - und ihr Schutz macht nur in Verbindung mit bestimmten Qualitätszielen Sinn, wie z. B. höchstmögliche Naturnähe und gebietstypische Biodiversität. Noch so konsequentes „Nichts-Tun“ (im Sinne von Prozess-Schutz) garantiert aber noch keine Naturnähe von Entwicklung und Artengemeinschaft in einem Wald, da diese von der Qualität der Steuerkriterien im Umfeld abhängt. Noch dazu gibt es keine direkte Korrelation von Naturnähe und Biodiversität. Entsprechend können Prozesse - *per se* – auch nicht indikatorisch verwertet werden.

Als „guter ökologischer Zustand“ lässt sich aber eine Reihe systemtypischer Ausprägungs-Merkmale zusammenfassen, die für die waldbezogene Diversität bestimmend sind. Dazu zählen vor allem Merkmale sehr hoher Altersklassen, störungsbedingte Strukturen und Sukzessions-Habitate.

Tabelle 9: Indikation von Biodiversität über Prozess-Schutz?

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> • Prozesse laufen stets und überall – auch ohne Prozess-Schutz. • Ein Prozess an sich kann kein Indikator sein; jedoch • <u>Ausprägungs-Merkmale</u> von Prozess-Schutz indikatorisch verwertbar (z. B. Langzeit-Konstanz, hohe Altersklassen, Sonderstrukturen, Störungsflächen, Sukzessions-Habitate, Mosaikverteilung, zwischenartliche Mutualismen). • Qualitätsziele zur Bewertung erforderlich, Leitbilder aus Referenzflächen abzuleiten: <ul style="list-style-type: none"> z. B. Naturnähe (Rahmenbedingungen, Artenausstattung, Abläufe) z. B. Biodiversität (systemspezifisches Optimum / nicht Maximierung durch Aufwertung“) • Standardisierung der Entwicklungs-Qualitäten durch Prozess-Schutz auf Grund breiter Valenz potenzieller Entwicklungswege nicht möglich. |
|--|

Prozess-Schutz im Wald bietet faszinierende Einblicke in komplexe Wirkungsgefüge und vielfältige Raum-Zeit-Muster; er öffnet völlig neue Möglichkeiten von Naturschutz nach dem Dynamik-Konzept. Prozess-Schutz benötigt aber neue Bewertungskriterien, da die traditionellen Naturschutz-Ziele nach dem Statik-Konzept in z. T. deutlichem Widerspruch zur *hands-off* –Strategie stehen.

Literatur

Leibundgut, H. (1981): Europäische Urwälder der Bergstufe, dargestellt für Forstleute, Naturwissenschaftler und Freunde des Waldes. Haupt-Verlag/Bern-Stuttgart: 308 S.

- Remmert, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz. Eine Übersicht. Laufener Seminarbeitr. 5/91: 5-15.
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald; Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer-Verlag/Stuttgart:447 S.
- Scherzinger, W. (2005): Klimax oder Katastrophen – kann die Dynamik naturgegebener Waldentwicklung zur Bewahrung der Biodiversität beitragen? Laufener Seminarbeitr. 1/05: 19-32.
- Scherzinger, W. (2006): Reaktionen der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald. Vogelwelt 127: 209-263.
- Zukrigl, K. (1991): Succession and regeneration in the natural forest of central Europe. Geobios 18: 202-208.

Anmerkung zur Begriffswahl:

- es gibt keinen guten ökologischen Zustand – Ökologie ist eine wertfreie Wissenschaft,
- Naturgeschehen ist von permanenter Dynamik geprägt, es kennt keine Zustände.

3.6 Die heutige potenzielle natürliche Vegetation– ein operationaler Ansatz zur Beschreibung der Naturnähe von Wäldern?

Prof. Dr. Albert Reif

Einleitung

Jede Einstufung des „guten Zustands“ von Ökosystemen resultiert aus normativen Beurteilungen ihrer Standorte, Artenzusammensetzungen und Strukturen, ihrer Entwicklungen und der Funktionen (LIU & TAYLOR 2002). Letztlich werden hierbei soziale, ökonomische und ökologische Kriterien der Beurteilung zu einer Gesamtbewertung miteinander kombiniert, und sei es nur in einem konzeptionellen Modell. Die Natürlichkeit bzw. Naturnähe ist eines der zentralen Fachkriterien zur ökologischen bzw. naturschutzfachlichen Bewertung (PETERKEN 1993; REIF 2000). Weitere Kriterien wie beispielsweise Vielfalt, Seltenheit / Gefährdung, Wiederherstellbarkeit kommen bei der Bewertung des biotischen Zustandes hinzu (PLACHTER 1991; USHER & ERZ 1994) und müssen mit Kriterien des abiotischen Zustandes verknüpft werden.

In der Regel stehen nicht alle benötigten Informationen über die komplexen Systemzusammenhänge quantitativ zur Verfügung. Aus diesem Grund werden Indikatoren ausgewählt, die Teilzusammenhänge integrierend widerspiegeln und durch ihre spezifische Ausprägung anzeigen. Ein gutes Beispiel hierfür sind die Zeigerwerte für die Vegetation nach ELLENBERG et al. (1992), wobei die existente Pflanzenartenzusammensetzung wesentliche Eigenschaften von Boden und Klimas widerspiegelt. Indikatoren ermöglichen somit eine vereinfachte Fassung und Abbildung der Wirklichkeit, ohne dass dadurch komplexe Wechselbeziehungen verloren gehen. Besonders schwierig und umstritten ist die Analyse der Naturnähe und die Auswahl der hierfür als relevant erachteten Indikatoren (BMVEL 2004; REIF et al. 2005).

Konzepte von Natürlichkeit

Die natürliche Ausprägung der Ökosysteme ist für Europa nur hypothetisch zu fassen, da Naturwälder auf vielen Standorten vollständig fehlen. Im Prinzip können drei zeitlich aufeinander folgende Phasen der Konzeptentwicklung unterschieden werden.

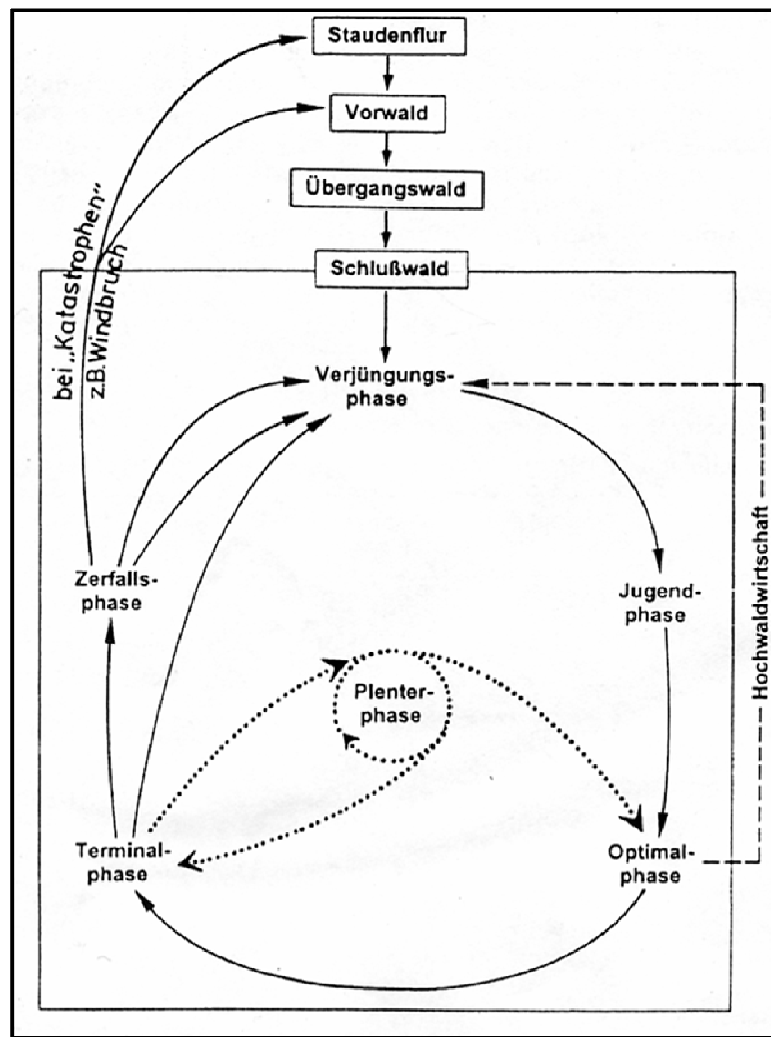
Die potenziell natürliche Vegetation

Zur Einstufung der Natürlichkeit wird häufig die Konstruktion der **potenziell natürlichen Vegetation (pnV)** als Maßstab herangezogen (TÜXEN 1956). Die heutige pnV (hpnV) ist die Vegetation, die sich bei den aktuellen Standortsbedingungen unter Selbstregulation einstellen würde, wenn die menschliche Beeinflussung schlagartig wegfallen würde und die dann folgende Sukzession als **in einem einzigen Augenblick** als im „Schlusswald“ vollendet und abgelaufen unterstellt wird. Die hpnV ist ein statisches gedankliches Konstrukt. Sie entspricht Bestandesbildern, welche die „höchstentwickelte Vegetation“ der Optimalphase der Urwaldmodelle darstellen. Sekundäreffekte von Sukzessionen wie Änderungen der Standortsbedingungen (beispielsweise durch Humusbildung) oder Veränderungen der Konkurrenzbeziehungen durch Einwanderung walddisperser Arten werden definitionsgemäß ausgeklammert. In das Konzept der pnV wird die als natürlich zu unterstellende Walddynamik einschließlich der Folgen der Interaktionen mit Wildtieren nicht mit einbezogen.

Phasenmodelle des Urwaldes

Wälder sind dynamische Lebensräume, aufgebaut werden sie von relativ langlebigen Baumarten. Bereits in den 1970er Jahren führten Strukturuntersuchungen in den verbliebenen europäischen Urwaldresten zur Formulierung von Phasenmodellen zur Fassung ihrer Dynamik (LEIBUNDGUT 1978, 1993; MAYER 1986; KORPEL 1995). Sterben alte Bäume oder Baumgruppen ab, regeneriert sich der Wald aus dem bereits vorhandenen Unterstand. Dieser Prozess kann in verschiedene zeitliche Phasen unterteilt werden (Verjüngungs-, Jugend-, Optimal-, Terminal-, Zerfallsphase). Geschieht dies in einem relativ kleinräumigen Mosaik, so bildet sich eine strukturreiche Waldlandschaft heraus („kleiner Kreislauf“). Bei großflächigen Störungen stellen sich Pioniergesellschaften mit einer Dominanz lichtliebender Arten ein, aus denen sich im Laufe der Jahrzehnte wieder die Phasen des kleinen Kreislaufes entwickeln (Ansiedlung von Schattbaumarten im Pionierwald) (Abb. 1).

Alle Phasen bzw. Stadien dieser dynamischen Waldentwicklungen sind gleichermaßen natürlich; Unterschiede in naturschutzfachlicher Hinsicht bestehen aufgrund anderer Kriterien: Beispielsweise unterscheiden sich ihre Artenvielfalt, die Vorkommen seltener und gefährdeter Arten, sowie die Wiederherstellbarkeit zwischen ihnen drastisch.



Naturwald und Fauna

Die meisten Biozönosen der Erde sind durch eine lange Koevolution zwischen Tieren und Pflanzen geprägt. Auch für die europäischen Naturwälder wurde gegen Ende der 1980er Jahre von Zoologen der große Einfluss von Wildtieren („grosse Pflanzenfresser“) wie Wisent (*Bison europaeus*), Auerochs (*Bos primigenius*) und Elch (*Alces alces*) auf die Waldstruktur hervorgehoben („Mosaik-Zyklus-Theorie“; REMMERT 1991). In den 1990er Jahren erfolgten mannigfache Modifikationen (GEISER 1992; BUNZEL-DRÜKE et al. 1994, 1995; BUNZEL-DRÜKE 1996; BEUTLER 1996, 1997; VERA 2000).

Auch der Einfluss von Naturwaldstrukturen auf die Flora und Fauna rückte zusehends in den Blickpunkt. Arten aus den Gruppen der Pilze, Mollusken, holzbewohnenden Insekten oder Spechte sind abhängig von der Menge und Beschaffenheit von Totholz (SCHERZINGER 1996, 1999; MÜLLER et al. 2005; WALENTOWSKI & WINTER 2007).

Fazit

Im Laufe der letzten Jahrzehnte wurde die Komplexität der Zusammenhänge in natürlichen Ökosystemen und ihre Abwandlung durch den Menschen zunehmend analysiert. Es zeigte sich, dass eine valide Analyse der Naturnähe eine große methodische Herausforderung ist. Eine valide Einstufung der Naturnähe muss die dynamische Waldentwicklung integrieren, muss die waldbewohnenden Tierarten, ihre Lebensraumansprüche und die Biotoptraditionen einschließen ("lange anhaltende Kontinuität"); muss die Möglichkeit temporärer und lokaler "halboffener Weidelandschaften" bedenken. Dies hat Auswirkungen auf die Einstufung der Naturnähe sowie die praktische Anwendung dieses Kriteriums (REIF et al. 2005).

Naturnähe kann sinnvollerweise nur auf der Ebene der Landschaft, nicht auf der eines Bestandes angewendet werden. Beispielsweise muss auch ein naturnaher Wirtschaftswald möglichst alle Phasen, Stadien bzw. Requisiten eines Naturwaldes beherbergen.

Abstufungen der Naturnähe

Abstufungen der Naturnähe sind – neben anderen Kriterien - ein wesentliches Instrumentarium zur Bewertung von Lebensräumen in der Kulturlandschaft (USHER & ERZ 1994).

Die Naturnähe ist ein Maß für die Ähnlichkeit zur natürlichen, vom Menschen unbeeinflussten Situation. Für eine Einstufung der Naturnähe muss die hPNV als Referenz für jeden Standort eigens konstruiert und definiert werden. Danach können die real vorkommenden Bestände damit verglichen in Form von **Naturnähegraden** eingestuft werden (Tabelle 1).

Den Gegenpol zur Natürlichkeit bildet die (fast) alleinig menschliche Prägung („Künstlichkeit“). Je nach Bezug und Skalierung kann die Naturnähe von einem „inversen“ Begriff, der **Hemerobie**, graduell unterschieden werden (BLUME & SUKOPP 1976). Der Hemerobiegrad klassifiziert das Ausmaß menschlicher Einwirkungen, die der Entwicklung des Endzustandes eines Ökosystems entgegenstehen (z.B. GRABHERR et al. 1998 a, b). Natürliche Vegetation ist „ahemerob“, künstliche Umwelt ist „metahemerob“ (Tabelle 1).

Natürlichkeit und Zeit

Die Ausprägung der Natürlichkeit verändert sich in der Zeit. Der heutige natürliche Wald unterscheidet sich aufgrund irreversibler Bodenveränderungen oder aufgrund von Klimaveränderungen vom Naturwald von einst. Auch irreversible anthropogene Einflüsse wie die Änderung der Atmosphärenchemie (IPCC 2007), die Ausrottung ursprünglich heimischer oder die Einbürgerung fremdländischer Arten führen heute zu veränderten Konkurrenzbeziehungen und veränderten Abläufen der natürlichen Prozesse. Daher wird beispielsweise zwischen einer „ursprünglichen“, „früheren“, „heutigen“

und „zukünftigen“ pnV unterschieden. Dies hat Folgen für die Wertigkeit der Natürlichkeit in Relation mit anderen Bewertungskriterien.

Ursprüngliche und frühere Natürlichkeit

Aus methodischen Gründen kann der „ursprüngliche“ mitteleuropäische Naturzustand nur unzulänglich rekonstruiert werden. Eines der Hauptprobleme ist die Definition eines Referenz-Zeitpunktes, da entweder andere Klimabedingungen herrschten, oder der Mensch bereits die Naturzustände zu beeinflussen begann. Ein Waldzustand, wie er im Atlantikum (ca. 4000 bis 6000 Jahre v. Chr.; BURGA & PERRET 1998) herrschte, käme wohl einem „ursprünglichen“ Zustand am nächsten, da die Buche damals bereits eingewandert war, ohne dass der Mensch den Wald bereits massiv nutzte. Trotz dieser Unzulänglichkeiten hat sich das Konzept eines Fachkriteriums „Ursprünglichkeit“ bewährt, da Elemente (Requisiten) der als ursprünglich anzunehmenden Ökosysteme Ziel von Naturschutzmaßnahmen sein können (MÜLLER et al. 2005; VALENTOWSKI & WINTER 2007).

Natürlichkeit heute

Ökosysteme unterlagen schon immer natürlichen Fluktuationen und „driftartigen“ Verschiebungen. Im Unterschied zu früheren Perioden haben sich heute die Geschwindigkeit und das Ausmaß dieser Verschiebungen stark beschleunigt. Viele der heutigen Wälder sind mit ihrer Umwelt nicht mehr im Gleichgewicht, ihre Artenzusammensetzungen und Strukturen verändern sich. Die früheren oftmals „devastierenden“ Waldnutzungen entfallen heute, insbesondere agroforstliche Nutzungen sind aus vielen europäischen Wäldern verschwunden (HASEL 1985, MANTEL 1990). Hinzu kommen Veränderungen der Atmosphärenchemie und des Weltklimas (IPCC 2007). Insbesondere spezialisierte, stenöke Arten oligotropher Standorte sind heute stark bedroht. An ihre Stelle treten an Störungen angepasste, weit verbreitete Arten, insbesondere Ruderalarten und Nitrophyten. Neu sich einbürgernde Tier- und Pflanzenarten tragen zu einer weiteren Veränderung des heutigen Naturzustandes bei.

Tabelle 1: Einstufung der Hemerobie von Wäldern in Österreich und Vergleich mit Skalierungen anderer Autoren (aus GRABHERR et al. 1998)

GRABHERR et al. 1997, 1998	BLUME & SUKOPP 1976	HORNSTEIN 1950	DIERSCHKE 1984	ELLENBERG 1963	SEIBERT 1980	FALINSKY 1969	Beispiel aus dem Waldbereich (in Anlehnung an GRABHERR et al. 1998)
9 (ahemerob)	Ahemerob	Natürliche Wald- gesellschaft	Natürlich	Unberührt	Natürlich	Ursprünglich	Vom Menschen unbeeinflusste Wälder auf unzugänglichen Standorten; oder frühere Beeinflussung heute nicht mehr fassbar; z.B. Fichtenwälder an Felshängen der Alpen, Latschen-Gebüsch
8 (γ -oligoherob)				Natürlich			
7 (β -oligoherob)	Oligoherob	Naturnahe Waldbautypen	Naturnah	Naturnah	Naturnah	Natürlich	Schwach plenterartig genutzte Wälder mit fast natürlicher Baumartenzusammensetzung, geringe Störungen in der Bodenvegetation und Waldstruktur, Fehlen alter Bestandesphasen; z.B. Bestände der Fichtenwaldstufe der Alpen
6 (α -oligoherob)				Bedingt naturnah			
5 (β -mesoherob)			Halbnatürlich	Bedingt naturfern	Bedingt naturfern	Halbnatürlich	Mäßig veränderte Wälder. Dominante und subdominante Baumarten der pnV vorhanden, doch Verschiebung der Anteile durch waldbauliche Eingriffe, Holznutzung, Waldweide; z.B. Buchen-Tannen-Wälder mit >50 % Fichtenanteilen
4 (α -mesoherob)	Mesoherob	Naturferne Waldbautypen	Naturfern	Naturfern	Naturfern		Stark veränderte, intensiv genutzte, strukturarme (Altersklassen-)Wälder; Baumarten der pnV nur begleitend. In der Bodenvegetation hohe Anteile gesellschaftsfremder Ruderalarten und Kulturzeiger; auch völlige Ausdunklung der Krautschicht; z.B. Dominanz von Fichte oder fremdländischen Baumarten im Buchenklima bei nur geringen Laubholzanteilen.
3 (β -euhemerob)							
2 (α -euhemerob)	b-euhemerob a-euhemerob	Naturfremde Waldbautypen	Künstlich	Naturfremd	Künstlich	Prosynanthrop	„Künstliche“ (Altersklassen-)Wälder aus gepflanzten, standortsfremden Baumarten und künstlichen Bestandesstrukturen. In der Bodenvegetation dominieren gesellschaftsfremde Ruderalarten und Kulturzeiger; auch völlige Ausdunklung der Krautschicht; z.B. Nadelholz-Erstaufforstungen
1 (polyherob)	Polyherob metahemerob	Kunsttypen		Künstlich		Eusynanthrop	

Schlussfolgerungen

Unter den heutigen ökologischen Rahmenbedingungen kann der „gute Zustand“ eines Ökosystems nicht mehr ihr (heutiger!) Naturzustand sein. Ein Vergleich als Beispiel: Insbesondere ein Blick auf Inselfloren und –faunen zeigt die starke Gefährdung der heimischen Lebensräume durch invasive Arten und sich neu einstellende Gleichgewichte auf, beispielsweise in Neuseeland (WEBB et al. 1988) oder Hawaii (CUDDIHY & STONES 1990). Auch in Mitteleuropa verändern sich die heutigen Naturzustände, wie an Beispielen wie dem Ulmensterben, dem Eichenmehltau oder invasiven fremdländischen Problemarten deutlich wird.

In naturnahen oder natürlichen Ökosystemen müssen die sich immer schneller und drastischer verändernden Naturzustände zu einer starken Verminderung des Gewichts, zur Reduktion der Bedeutung des Kriteriums „Natürlichkeit und Naturnähe“ führen. Aus diesem Grund auch muss die Bedeutung der naturschutzfachlichen Kriterien „Ursprünglichkeit“ und „Wiederherstellbarkeit“ stark an Bedeutung gewinnen.

Weiterhin sind bei Bewertungen von Zuständen und Entwicklungen in Kulturlandschaften andere, oftmals konkurrierende Kriterien zur Naturnähe relativ hoch zu veranschlagen, insbesondere die Seltenheit und Gefährdung (von Arten und Lebensräumen) oder ihre Wiederherstellbarkeit (von Lebensräumen). Aus diesen Gründen ist für viele Lebensräume der Natur- wie der Kulturlandschaft keineswegs die potenzielle natürliche Vegetation ein erstrebenswertes Ziel. Die pnV ist eine sinnvolle Referenz – nicht mehr. Für praktische Umsetzungen und Landnutzungen gibt es daher nicht „den einen“ Zielzustand, sondern durchaus mehrere, mit ihren jeweils unterschiedlichen Gewichtungen der naturschutzfachlichen Kriterien und damit verbunden ein jeweils verschiedenartiger „guter Zustand“.

Wesentlich zielführender ist die Bewertung der ablaufenden ökologischen Prozesse. Nivellierende Einflüsse wie Intensivierungen im Agrarsektor oder Eutrophierung ganzer Landschaften, oder sich schnell ändernde Prozesse wie kurzfristiger, häufiger Wechsel von Landnutzungen begünstigt Ruderalarten und Störzeiger, also „relativ wertlose“ Ubiquisten. Besonders heute ist eine möglichst kontinuierlich verlaufende Weiterentwicklung auf möglichst ursprünglicher standörtlicher Grundlage anstelle von ständig neuen Umwelt- und Bewirtschaftungsveränderungen von zentraler Bedeutung. Nur so können die an kontinuierliche Situationen angepassten spezialisierten Arten erhalten werden.

Literatur

- Beutler A (1996): Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluss auf Vegetation und Landschaft. – Natur u. Kulturlandschaft 1: 51-106.
- Beutler A (1997): Das Weidelandschaftsmodell: Großtiere und Vegetation Mitteleuropas im Jungpleistozän und Frühholozän. Versuch der Rekonstruktion der natürlichen Landschaft. – Natur u. Kulturlandschaft 2: 194-206.

- Blume P, Sukopp H (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. - Schriftenr. f. Vegetationsk. 10: 7-89.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT [BMVEL] (2004): Die zweite Bundeswaldinventur – BWI II. Das Wichtigste in Kürze. Bonn. 87 S.
- Bunzel-Drüke M (1996): Vom Auerochsen zum Heckrind. – Natur- und Kulturlandschaft 1: 37-48.
- Bunzel-Drüke M, Drüke J, Vierhaus H (1993): Quaternary Park: Überlegungen zu Wald, Mensch und Megafauna. – ABU Info 17/18 (4/93 und 1/94): 4-38.
- Bunzel-Drüke M, Drüke J, Vierhaus H (1995): Wald, Mensch und Megafauna. – LÖBF-Mitt. 4/95: 43-51.
- Burga CA, Perret R (1998): Vegetation und Koima der Schweiz seit dem jüngeren Eiszeitalter. 805 pp., Ott, Thun.
- Cuddihy LW, Stones ChP (1990): Alteration of Native Hawaiian Vegetation. Effects of Humans, Their Activities and Introductions. 138 pp., Univ. of Hawaii Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, Honolulu.
- Dierschke H (1984): Natürlichkeitsgrade von Pflanzengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation. – Phytocoenologia 12: 173-184.
- Ellenberg H (1963): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Phytologie IV/2. - Stuttgart: Ulmer.
- Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica XVIII, 3. Auflage, 262 S. Goltze, Göttingen.
- Falinski JB (1969): Végétation potentielle naturelle du pays des lacs de Masury (Warszawa-Bialowieza). Phytocoenosis 1: 79-94.
- Geiser R (1992): Auch ohne homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. - In: ANL (Hrsg.): Wald oder Weidelandschaft – Zur Naturgeschichte Mitteleuropas. - Laufener Seminarbeiträge 2/92: 22-34.
- Grabherr G, Koch G, Kirchmeir H (1998a): Naturnähe Österreichischer Wälder. Bildatlas. Sonderdruck Österr. Forstz. 1/97: 39 S.
- Grabherr G, Koch G, Kirchmeir H, Reiter K (1998b): Hemerobie österreichischer Waldöko-Systeme. – Veröff. Österr. MAB-Programm 17: 493 S. Innsbruck.
- Hasel K (1985): Forstgeschichte. Parey, Hamburg - Berlin.
- Hornstein F von (1950): Theorie und Anwendung der Waldgeschichte. - Forstwiss. Cbl. 21: 163-177.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [SOLOMON S, QIN D, MANNING M, CHEN Z, MARQUIS M, AVERYT KB, TIGNOR M, MILLER HL (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.
- Jedicke E (Hrsg) (1997): Die Roten Listen. Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. - 581 S.; Stuttgart: Ulmer.

- Korpel S (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. - 310 S.; Stuttgart: Fischer.
- Kowarik I (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. – Tuexenia 7: 53-67.
- Kowarik I (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. – Schriftenr. Fachber. Landschaftsentwicklung TU Berlin 56: 1-280.
- Kowarik I (1999): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. - In: KONOLD W, BÖCKER R, HAMPICKE U (Hrsg): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, V-2.1, 18 S. Ecomed-Verlag, Landsberg.
- Leibundgut H (1978): Über die Dynamik europäischer Urwälder. – AFZ 24/1978: 686-690.
- Leibundgut H (1993): Europäische Urwälder. - 260 S.; Bern: Haupt.
- Liu J, Taylor WW (2002): Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management. 500 pp., Cambridge University Press, Cambridge.
- Mayer H (1986): Europäische Urwälder. - 385 S.; Stuttgart: UTB Fischer.
- Mantel K (1990): Wald und Forst in der Geschichte. 517 S. Hannover.
- Müller J, Bußler H, Bense U, Brustel H, Flechtner G, Fowles A, Kahlen M, Möller G, Mühle H, Schmidl J, Zabransky P (2005): Urwald-Reliktarten – Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition. – Waldökologie online 2: 106-112.
- Peterken GF (1993): Woodland Conservation and Management. 2. edition, 374 pp., Chapman & Hall, London.
- Plachter H (1991): Naturschutz. - 463 S.; Stuttgart: Fischer.
- Reif A (2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. – Z. Ökol. U. Naturschutz 8: 239-250.
- Reif A, KNOERZER D, COCH T, SUCHANT R (2001): Landschaftspflege in verschiedenen Lebensräumen. XIII-7.1 Wald. - In: KONOLD W, BÖCKER R, HAMPICKE U (Hrsg): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, 4. Erg.Lfg. 3/01, 88 S. Ecomed-Verlag, Landsberg.
- Reif A, WAGNER U, BIELING C (2005): Analyse und Diskussion der Erhebungsmethoden und Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur vor dem Hintergrund ihrer ökologischen und naturschutzfachlichen Interpretierbarkeit. – BfN-Skripten 158, 45 S. Bonn.
- Remmert H (Hrsg.) (1991): The Mosaic Cycle Concept of Ecosystems. – 168 pp., Springer Verlag, Berlin.
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. - 447 S.; Stuttgart: Ulmer.
- Scherzinger, W. (1999): Mosaik-Zyklus-Konzept. - In: KONOLD W, Böcker R, Hampicke U (Hrsg): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, II-5.1, 12 S. Ecomed-Verlag, Landsberg.
- Seibert, P. (1980): Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. – Ber. ANL 4: 10-23.

- Tüxen, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angew. Pflanzensoziologie 13: 5-42.
- Usher, M.B., Erz W (Hrsg) (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. - 340 S.; Heidelberg: Quelle & Meyer.
- Vera, FWM (2000): Grazing ecology and forest history. CAB International Publishing – Oxon.
- Webb, C.J., Sykes WR, Garnock-Jones PJ (1988): Flora of New Zealand. Volume IV Naturalised Pteridophytes, Gymnosperms, Dicotyledons. 1365 pp., D.S.I.R., Botany Division, Christchurch.
- Walentowski H, Winter S (2007): Naturnähe im Wirtschaftswald – was ist das? – Tuexenia 27: 19-26.

3.7 Die „gefühlte“ Naturnähe: Hemerobie österreichischer Waldökosysteme

Dr. Hanns Kirchmeir

Einleitung

Die Frage nach der Natürlichkeit der Österreichischen Wälder hatte im Anschluss an die Waldsterben-Debatte eine heftige Kontroverse zwischen NGO's und Interessensvertretungen ausgelöst. Auch im Rahmen des bevorstehenden EU-Beitritts Österreichs stellte sich die Frage, wie man die Bedeutung naturnahen Waldökosystem in den Alpen fachlich fundiert z.B. in die Diskussion der Transit-Problematik einbringen könnte. Auf diesen Bedarf an fachlich abgesicherten Aussagen zu einem Thema, das zumeist sehr emotional diskutiert wurde, reagierte das österreichische MaB Nationalkomitee mit einer von G. Grabherr eingebrachten Projektidee: der Einfluss des Menschen sollte in einem österreichweiten Stichprobenverfahren mit nachvollziehbaren Kriterien erfasst werden. Das von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften finanzierte „Man And the Biosphere“ Projekt „Hemerobie Österreichischer Waldökosysteme“ wurde im Zeitraum 1992 bis 1997 umgesetzt. Im Zuge der fast 5-Jährigen Forschungstätigkeit konnte von dem Projektteam um Univ. Prof. Dr. Mag. Georg Grabherr (Universität Wien, Abteilung für Vegetationsökologie und Naturschutzforschung) eine beachtliche Menge von Daten gesammelt, analysiert und ausgewertet werden. Eine umfassende Darstellung der Methodik und der Ergebnisse finden sich bei GRABHERR et al. 1998.

Die Zielsetzung des Projektes umfasste folgende Punkte:

- Erstmals empirisch abgesicherte Daten zur Naturnähe des Österreichischen Waldes liefern
- Neutrale Begrifflichkeit: „Hemerobie“ statt „Naturnähe“ einführen
- Praxisnaher Kriterienkatalog der inventurtauglich ist
- Transparentes Bewertungsverfahren um Vertrauen in die Studie zu erlangen
- Neue Kenntnisse über Wälder im Alpenraum schaffen

Methodik

Das Hemerobiekonzept ist im Gegensatz zum Naturnähekonzept von ELLENBERG (1963), HORNSTEIN (1950) und anderen Autoren, ein aktualistisch ausgerichteter Ansatz zur Beschreibung des menschlichen Einflusses auf ein Ökosystem (SUKOPP 1976). Das bedeutet, es wird das heute noch vorhandene Potenzial eines Waldes und Standorts als Bewertungsmaßstab für die zu beurteilenden Waldbestände herangezogen (KOCH et al. 1999). Dieser Referenzwert wird am besten durch die potenzielle natürliche Waldgesellschaft (PNWG) beschrieben. Im Gegensatz zu diesem aktualis-

tischen Ansatz verwendet man bei einer historischen Betrachtungsweise weit zurück liegende Vegetations-und Standortzustände als Vergleichsbasis, welche möglicherweise heute gar nicht mehr erreicht werden können. Beispielsweise würde man bei einer historischen Betrachtung die heutigen Donauauen an einem unbeeinflussten Au-Ökosystem messen, wie es vor den ersten Nutzungen ausgesehen haben mag. Der aktuelle Ansatz bewertet die heutigen Bestände hingegen im Vergleich zu jenem Waldbild, welches sich trotz Flussverbauungen, aber ohne künftige menschliche Eingriffe, entwickeln würde. Der Vorteil eines solchen aktualistischen Ansatzes liegt darin, dass von realistischen Ausgangsbedingungen ausgegangen wird, und dass die Ansprache des Referenzbestandes weniger hypothetisch ist. Ein Nachteil liegt darin, dass die Referenz bereits auf anthropogen beeinflusste Einheiten Bezug nimmt.

Die bisherigen Hemerobiekonzepte haben die spezifischen Merkmale von Wäldern nicht ausreichend berücksichtigt. Um eine sehr heterogene Waldlandschaft wie jene in Österreich ausreichend detailliert zu beurteilen, war es notwendig, Kriterien und Bewertungsverfahren zu entwickeln, welche dieser Zielsetzung gerecht werden (siehe Abbildung 2)

Waldtypenorientierte Kriterienskalierung

Bei Projekten mit großräumigen Untersuchungsgebieten wie im Falle der Österreichischen oder Südtiroler Hemerobiestudie (VACIK et al. 1998), ist es notwendig, die Bewertungsmaßstäbe an die strukturell und vegetationskundlich sehr unterschiedlichen Waldtypen anzupassen (KOCH et al. 1999). Im Bewertungsverfahren werden Berechnungen durchgeführt, welche für verschiedene Waldgruppen adaptiert wurden. Dadurch wurde auf die Vielfalt und Verschiedenartigkeit der einzelnen Waldtypen speziell eingegangen, und pauschale Beurteilungen wie beispielsweise die Aussage, „ein einschichtiger Bestand ist naturferner als ein mehrschichtiger Bestand“, werden vermieden.

Potenzielle natürliche Waldgesellschaft (PNWG)

Für vegetationskundliche Untersuchungen, aber auch im Waldbau, stellt die potenzielle natürliche Waldgesellschaft (PNWG) eine wichtige Planungs-und Bewertungsgrundlage dar. Für die Naturnähebewertung ist sie die am besten geeignete Vergleichsgröße, an welcher die aktuell vorgefundenen Bestände und deren Merkmale zu messen sind (KOCH et al.1999). Das erstmals von TÜXEN (1956) in die Vegetationskunde eingeführte Konzept der potenziellen natürlichen Vegetation (PNV) wurde in einer kritischen Überarbeitung von KOWARIK (1987) neu definiert:

„Die heutige PNV ist eine rein gedanklich vorzustellende, den gegenwärtigen Standortbedingungen entsprechende Vegetation, bei deren Konstruktion neben den natürlichen Ausgangsbedingungen auch nachhaltig anthropogene Standortveränderungen zu berücksichtigen sind. Die Wirkung bestehender sowie künftiger menschl-

cher Eingriffe innerhalb der Bezugsfläche ist auszuschließen (Mahd, Düngung, Holznutzung, u.a.), sofern sie nicht bereits zu nachhaltigen Standortveränderungen geführt hat. Die von außen wirkenden Einflüsse sowie Florenveränderungen sind zu berücksichtigen“.

Unter dieser sehr umfassenden und schwierigen Definition der PNV versteht man einfach gesagt jene Vegetation, welche sich unter den heutigen Standortverhältnisse ohne Zutun des Menschen entwickeln würde. Dargestellt und beschrieben wird dieses Standortpotenzial durch den Namen einer Waldgesellschaft oder einer Baumartenkombination. Die Vorteile dieses Konzeptes, aber auch seine problematischen Aspekte, wurden bereits ausführlich diskutiert (KOWARIK 1987, ZERBE 1997, SCHERZINGER 1996, SCHMIDT 1998, SEIBERT & CONRAD-BRAUNER 1995, OTTO 1994, KOCH 2000, u.a.). Die am häufigsten angeführten Kritikpunkte am Konzept sind:

- ungenügende Berücksichtigung von Sukzessionsstadien vor dem Erreichen der Schlussgesellschaft,
- Ausschluss der für die Waldentwicklung entscheidenden Zeitdimension,
- große Amplitude der Baumartenkombination je Standortseinheit.

Vorschläge für eine Modifizierung des PNV-Ansatzes erfolgten von OTTO (1994), SCHMIDT (1998), KOCH (1997), ENGLISCH & KILIAN (1998) oder GRABHERR et al. (1998). Die Herleitung der PNWG erfordert eine umfassende standorts-und vegetationskundliche Analyse der Probefläche. Bei der Hemerobiestudie wurde die PNWG durch die Bewertung der vorhandenen Standortmerkmale und durch die pflanzensoziologische Auswertung der Vegetationsaufnahmen hergeleitet.

Bei der gutachterlichen Ansprache der PNWG im Gelände ist unter Berücksichtigung der Standortseinheit, der aktuellen Nutzungsformen, der örtlichen Waldgeschichte, der Eigenschaften der vorhandenen und zu erwartenden Baumarten, sowie der Bodenvegetation diejenige Waldgesellschaft abzuleiten, welche dem Standortpotenzial am besten entspricht (vgl. HÄRDTLE 1989, ENGLISCH & KILIAN 1998). Je stärker ein Wald anthropogen verändert wurde, desto wichtiger sind abiotische Standortparameter für die Bestimmung der PNWG (z.B. Geologie, Bodentyp, Wasserhaushalt). Voraussetzung ist jedoch die Kenntnis der standörtlichen Ansprüche der einzelnen potenziellen natürlichen Waldgesellschaften und eine ausreichende vegetationskundliche und artenspezifische Erfahrung der Kartierer und Kartiererinnen (vgl. SEIBERT & CONRAD-BRAUNER 1995). Dies ist in Gebieten mit sekundären Nadelholzersatzgesellschaften umso wichtiger, damit nicht spekulative PNWG-Angaben zum Tragen kommen.

Bewertungsverfahren

Die im Gelände gemessenen Merkmale haben unterschiedliche Maßeinheiten und Zahlengrößen. Für die Bewertung der Hemerobie müssen diese so umgewandelt werden, dass für jedes Merkmal (z.B. Totholzvolumen oder Bestandesschichtung) eine vergleichbare Relativzahl zwischen 1 und 9 entsteht. Der Wert 1 (künstlicher Zustand) gibt die stärkste Abweichung von der potenziellen natürlichen Waldgesellschaft an, während der Wert 9 (natürlicher Zustand) einer Übereinstimmung mit der PNWG entspricht.

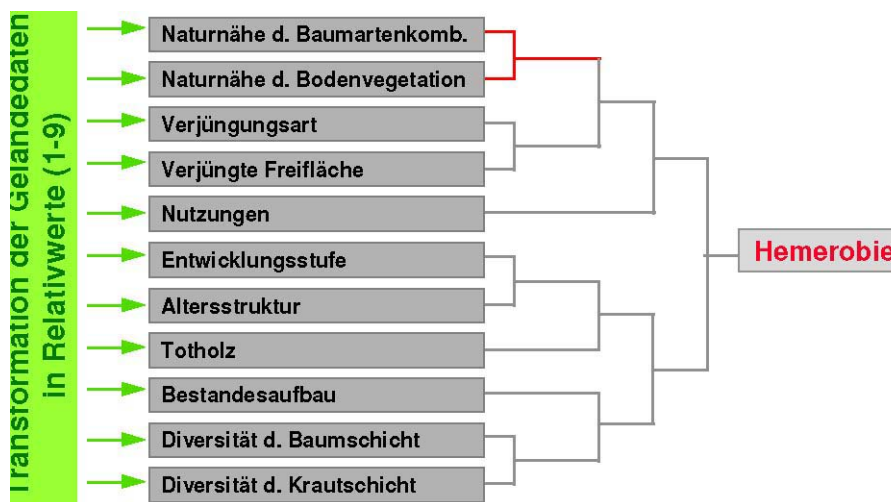


Abbildung 1: Die Ableitung des Hemerobiewertes basiert auf 11 Indikatoren. Für jeden Indikator wurden ein oder mehrere Kriterien im Gelände erhoben.

Der Hemerobiewert nimmt einen Wert zwischen 1 und 9 ein. In einem Diskussionsprozess zwischen Naturschutz, Forstpolitik und Wissenschaft wurde am Ende des Projektes folgende Terminologie für die Hemerobiestufen erarbeitet:

Tabelle 1: Terminologie für die 9 Hemerobiestufen.

Hemerobie Wert	Hemerobie Klasse	Naturnähestufen
9	ahemerob	natürlich
8	γ-oligohermob	naturnah
7	β-oligohermob	naturnah
6	α-oligohermob	mäßig verändert
5	β-mesohhermob	mäßig verändert
4	α-mesohhermob	stark verändert
3	β-euhermob	stark verändert
2	α-euhermob	künstlich
1	polyhermob	künstlich

Ergebnisse

Insgesamt wurden in Österreich 4892 Stichprobenflächen erhoben und ausgewertet. Das Resultat, gegliedert in Naturnähestufen ist in Abbildung 2 dargestellt.

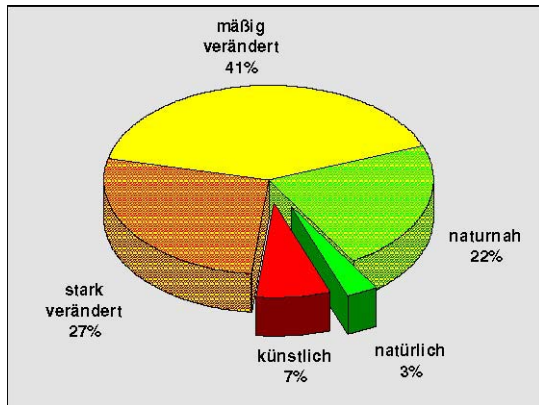


Abbildung 2: Flächenanteile der Naturnähestufen für die österreichische Waldfläche.

Ein Viertel der Waldfläche in Österreich ist als natürlich oder naturnah einzustufen. Dabei wurde die Naturnähestufe „natürlich“ sehr streng ausgelegt. Dabei handelt es sich nur um Bestände, in denen aktuell kein Hinweis auf eine direkte Einflussnahme des Menschen erkennbar ist. Der größte Anteil fällt in die Stufe „mäßig verändert“. Es handelt sich um klassische Wirtschaftswälder mit deutlicher Verschiebung in der aktuellen gegenüber der potenziell natürlichen Baumartenkombination. Stark veränderte und künstliche Bestände fassen Forste zusammen, die von standortsfremden Baumarten dominiert werden und in ihrer Struktur sehr verarmt sind.

Zusammenhang Artenvielfalt und Hemerobie

In den 4892 Aufnahmeflächen konnten ca. 1450 Gefäßpflanzenarten erfasst werden, was etwa der Hälfte der für Österreich bekannten Gefäßpflanzen entspricht. Während ca. 1000 Arten davon als typische Waldarten einzustufen sind, können ca. 500 Arten als Kulturzeiger eingestuft werden. Die Einstufung, ob eine Art als Kulturzeiger gilt, wurde spezifisch je Waldtypen vorgenommen.

Sowohl die Naturnähe als auch die Arten zahlen der Krautschicht zeigen einen deutlichen Zusammenhang mit der Seehöhe. Um diesen Effekt auszugleichen, wurden nur Aufnahmen aus den Tieflagen(kolline bis submontane Höhenstufen) ausgewertet und die absolute Artenzahl je Aufnahme und Hemerobiestufe ausgewertet (Abbildung3).

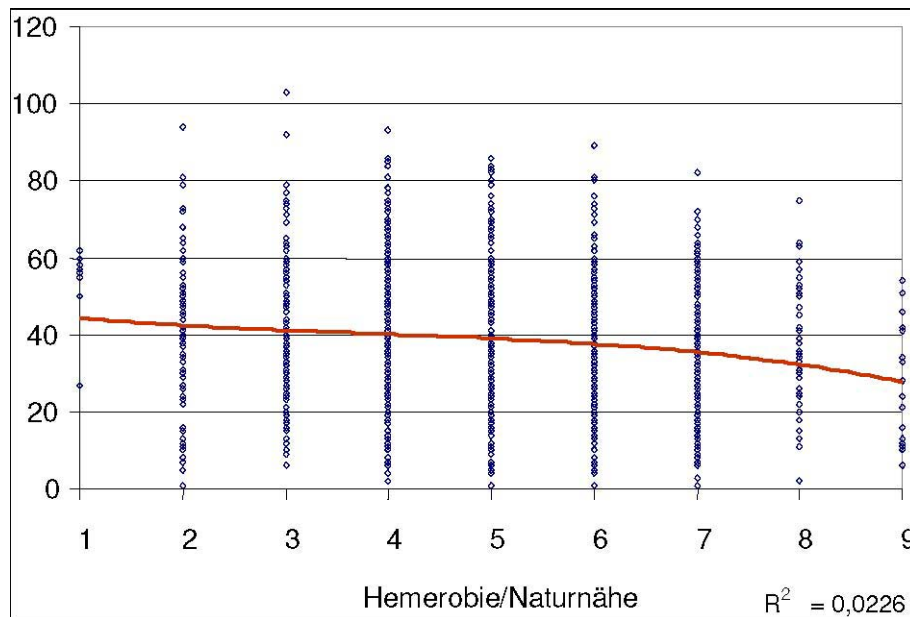


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen absoluten Artenzahl der Krautschicht und der Naturnähe. N=1028, nur kolline und submontane Aufnahmen.

Mit zunehmender Naturnähe zeigt die Trendlinie eine schwache Abnahme der Artenzahlen in der Krautschicht an. Allerdings ist das Bestimmtheitsmaß der Polynomfunktion (3. Ordnung) der Trendkurve mit 0,0226 sehr niedrig.

Biodiversität lässt sich natürlich nicht allein auf die „species richness“ der Krautschicht reduzieren. Für eine Bewertung spielen andere Gewichtungsfaktoren wie naturschutzfachliche Bedeutung oder Gefährdungsstatus der Arten ebenso eine Rolle. Allerdings zeigt die Analyse, dass sich für die Pflanzenarten kein direkter Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Naturnähe ableiten lässt. Damit soll unterstrichen werden, dass in der naturschutzfachlichen Bewertung von Flächen die Artenvielfalt nur einer von vielen Parametern ist, der eben zurzeit durch die Medien verstärkt in das öffentliche Interesse gerückt wurde.

Zusammenfassung

Das von GRABHERR et al. 1998 vorgestellte Hemerobie- bzw. Naturnähebewertungsverfahren hat in den 15 Jahren seit der Entwicklung nichts an Aktualität verloren. Das System zeichnet sich durch folgende Eigenschaften aus:

- Es ist ein nachvollziehbares Bewertungsverfahren
- Es ist weitgehend objektiv
- Durch die Aggregation einer Vielzahl von Kriterien ist es gegenüber Störungen und Ausreißern sehr robust

Aus dem Datenmaterial lässt sich für die Artenzahlen der Krautschicht ein schwacher

Trend erkennen der darauf hinweist, dass die absoluten Artenzahlen mitzunehmender Naturnähe im Wald eher abnehmen als zunehmen. Um Aussage zur Biodiversität allgemein abzuleiten, braucht man jedoch weiterführende Untersuchungen wie z.B. genetische Analysen, Analyse der Interaktion auf Landschaftsebene, sowie zoologische oder mykologische Untersuchungen.

Das Hemerobiebewertungsverfahren für Wälder wurde in enger Zusammenarbeit mit der Österreichischen Waldinventur erarbeitet und auch in anderen Stichprobenverfahren, zum Teil in angepasster Form angewendet (z.B. Waldinventur Südtirol, Naturrauminventur NP Kalkalpen). Aus der Kombination der Naturnähedaten mit zusätzlichen Untersuchungen werden sich neue Erkenntnisse über den Zusammenhang zwischen Biodiversität und Naturnähe ableiten lassen.

Literatur

Englisch, M. & Kilian, W. (1998): Anleitung zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich. FBVA Berichte, 104/1998. 108 S.

Ellenberg, H. (1963): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht. -Ulmer Verlag, Stuttgart: 943 S.

Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H. & Reiter, K (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Österreichische Akademie der Wissenschaften. Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms; Bd. 17: 493 S.

Härdtle (1989): Potentielle natürliche Vegetation. -Mitt.d. Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft 40, Kiel 1989.

Hornstein, F. von (1950): Theorie und Anwendung der Waldgeschichte. FwCbl 21:163177

Koch, G. (2000): Vergleich potenzieller natürlicher und aktueller Baumartenverteilung in forstlichen Problemgebieten. FBVA Berichte, Wien, (111): 31-43

Koch, G., Kirchmeir H. & Grabherr, G., 1999: Naturnähe im Wald. Methodik und praktische Bedeutung des Hemerobiekonzeptes für die Bewertung von Waldökosystemen, Österreichischer Forstverein, Wien, 96S.

Koch, G., Kirchmeir, H., Reiter, K. & Grabherr, G. (1997): Wie natürlich ist der Österreichische Wald? Ergebnisse und Trends. Österr. Forstzeitung, Wien, 97/1.

Kowarik, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potenziell natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. - Tuexenia 7, Göttingen 1987: 53-67.

Otto, H.-J. (1994): Waldökologie. -Ulmer. 391 S.

Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Stuttgart: Ulmer 1996. 447 S.

Schmidt, P.A., (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel

- naturnaher Waldbewirtschaftung? Forstw. Cbl. 117 (1998): S. 193-205
- Seibert, P. & Conrad-Brauner, M. (1995): Konzept, Kartierung und Anwendung der potenziellen natürlichen Vegetation mit dem Beispiel der PNV-Karte des unteren Inntales. Tuexenia 15, Göttingen: S. 25-43.
- Sukopp, (1976): Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe f. Vegetationskunde 10: 9-26.
- Vacik, H., EggerJ., Hintner, CH., Koch, G. & Kirchmeir, H. (1998): Hemerobiestudie Südtirol, Naturnähebewertung in Südtirols Wäldern. Endbericht. Univ. f. Bodenkultur, Inst. f. Waldbau: 182 S.
- Zerbe, S. (1997): Stellt die potenzielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? -Forstw. Cbl. 116 (1997), S. 1-15.

3.8 Integrierende Ansätze zur Bewertung des Zustandes von Waldökosystemen

Dr. Joachim Block

Problemstellung

Die Gesellschaft stellt an den Wald als weitgehend naturnahe und flächenmäßig sehr bedeutsame Nutzungsform besondere Ansprüche. So soll der Wald nicht nur den nachwachsenden Rohstoff Holz bereitstellen, sondern auch essentielle Schutzfunktionen erfüllen und als Lebensraum einer möglichst vielfältigen Tier- und Pflanzenwelt dienen. Nicht immer erfüllt der Wald automatisch alle diese Funktionen gleichermaßen. Daher muss ein Abgleich zwischen den Interessen der – häufig privaten – Waldbesitzenden und den gesellschaftlichen Anforderungen sowie zwischen den verschiedenen Waldfunktionen erfolgen.

Insbesondere zur Gewährleistung der Funktion des Waldes in der Erhaltung der Biodiversität sollen sich die Waldökosysteme in einem „guten ökologischen Zustand“ befinden oder in diese Richtung entwickelt werden. Ein Wald in einem guten ökologischen Zustand ist standortsangepasst und naturnah, weist intakte Funktionsabläufe auf und ist widerstandsfähig gegen Stress (AUGUSTIN u. HEDTKAMP 2007). Darüber hinaus sollte er bei Umweltveränderungen möglichst anpassungsfähig sein. Die Identität des Systems, die Artenzusammensetzung, bleibt unter gleichen Randbedingungen langfristig konstant (AUGUSTIN u. HEDTKAMP 2007).

Doch wie kann geprüft werden, ob unsere Waldökosysteme diesen Ansprüchen gerecht werden? Wie können Defizite im ökologischen Zustand erkannt werden und wie können daraus konkrete Handlungsempfehlungen abgeleitet werden?

Nachfolgend sollen exemplarisch über eine Beschreibung und Bewertung des ökologischen Zustandes von zwei intensiv untersuchten Waldökosystemen im Pfälzerwald Probleme in der Bewertung des ökologischen Zustands und hinsichtlich der Aussagekraft verschiedener Indikatoren aufgezeigt werden. Hieraus werden Folgerungen für ein integrierendes Bewertungssystem abgeleitet und schließlich Kernelemente eines integrierenden, auf die Ableitung eines konkreten Handlungsbedarfs ausgerichteten Bewertungssystems vorgeschlagen.

Beispielhafte Beschreibung und Bewertung des ökologischen Zustandes von Waldökosystemen

Bei den beiden als Beispiele ausgewählten Ökosystemen handelt es sich um zwei nahe beieinander liegende Level II-Flächen im Pfälzerwald. Die Fläche 705 („Eiche“) ist ein ca. 200-jähriger Traubeneichenbestand mit Buchenunterstand. Er stockt in ebener Lage in etwa 550 Meter über NN auf einer schwach podsoligen Braunerde aus Mittlerem Buntsandstein. Die Level II-Fläche 707 („Kiefer“) ist ein ca. 130-jähriger Kiefernbestand mit Buchenzwischen- und -unterstand. Er stockt in gleicher Höhenlage und gleichem Substrat wie die „Eiche“ auf einem Braunerde-Podsol auf einem Südwest geneigten Oberhang.⁹

Beide Bestände sind nach den bisherigen Vorgaben der forstlichen Planung (ohne Aspekt Klimawandel) **standortsangepasst**.

Gemessen an der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation (Hainsimsen-Traubeneichen-Buchenwald für Fläche „Eiche“ und Heidelbeer-Traubeneichen-Buchenwald für Fläche „Kiefer“) kann das Eichenökosystem mit Einschränkungen (da Buche meist nur im Unterstand) als **„naturnah“** eingewertet werden. Für das Kiefernökosystem trifft dies wohl nicht zu, da die Kiefer an diesem Standort wahrscheinlich nicht zur natürlichen Waldgesellschaft gehört.

Im Hinblick auf die **Funktionsabläufe** werden die Pufferung von Säure, die Zurückhaltung von Stickstoff, die Bereitstellung von Nährstoffen und die Speicherung von Kohlenstoff in die Bewertung einbezogen.

Die Critical Loads für Säure werden in beiden Ökosystemen in allen Jahren der 15 bzw. 20 Jahre andauernden Messreihe sehr deutlich überschritten (Messdaten im Internet, siehe Fußnote¹). Im Sickerwasser des Hauptwurzelraums beider Ökosysteme werden pH-Werte um 4,3, Bc/Al-Verhältnisse¹⁰ <1, Aziditätsgrade² <60 % und beträchtliche Kationsäureausträge gemessen (Messdaten im Internet). Beide Ökosysteme können daher gleichermaßen als erheblich versauert bezeichnet werden, wobei die Kationsäureausträge im Eichenökosystem höher sind als im Kiefernökosystem.

Auch die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff werden in beiden Ökosystemen sehr deutlich überschritten (siehe Internetpräsentation). Allerdings zeigt das Kiefernökosystem bislang keinen wesentlichen Nitrataustrag mit dem Sickerwasser, während im Eichenökosystem episodisch bis zu 14 mg NO₃-N im Sickerwasser gemessen

⁹ Eingehende Beschreibungen beider Flächen und Untersuchungsbefunde des umfangreichen Messprogramms finden sich unter www.fawf.wald-rlp.de über den Pfad: Forschungsschwerpunkte → Forstliches Umweltmonitoring → Forschung an Dauerbeobachtungsflächen → Ergebnisse → Karte → gelbes Quadrat für Fläche „Eiche“ bzw. großes rotes Dreieck für Fläche „Kiefer“ (jeweils südlich von Kaiserslautern).

¹⁰ Bc = sog. „basische“ Kationen = Ca, Mg, K; Al = Aluminium; Aziditätsgrad (Ma %): Anteil der Säurekationen (Al, Fe, Mn an der gesamten Kationensumme, ohne NH₄); Siehe hierzu auch: <http://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/FUM/index.htm?umweltmonitoring/DBFL/forschung.html>

wurden. Mit N-Austrägen von bis zu 43 kg/ha * Jahr befindet sich das Eichenökosystem im Zustand der Stickstoffsättigung.

Für beide Ökosysteme wurden Input-/Outputbilanzen der wichtigsten Nährelemente erstellt. (vgl. BLOCK et al. 2007). Während das Kiefernökosystem auch bei hoher Nutzungsintensität positive Nährstoffbilanzen aufweist, sind im Eichenökosystem die Calcium- und Magnesiumbilanzen bereits bei geringer Nutzungsintensität und bei hoher Nutzungsintensität auch die Kaliumbilanzen defizitär. Dies lässt zunehmende Engpässe in der Nährstoffbereitstellung erwarten. Gemessen an den Nadel-/Blattspiegelwerten ist die aktuelle Phosphor- und Magnesiumversorgung in beiden Ökosystemen und im Eichenökosystem auch die Calciumversorgung gering bis sehr gering (Daten im Internet verfügbar).

Bei der Kohlenstoffspeicherung unterscheiden sich beide Ökosysteme zwar in der Verteilung, nicht aber in den aktuell gespeicherten Vorräten. Im Kiefernökosystem sind aktuell etwa 300 t C/ha, im Eichenökosystem etwa 280 t C/ha gespeichert.

In Hinblick auf die **Widerstandsfähigkeit gegen Stress** können bis auf die Jahre 1984 bzw. 1986 zurückreichende Zeitreihen der Kronenzustandsdauerbeobachtung herangezogen werden (Daten im Internet verfügbar). Die Kiefer zeigt mit einem durchschnittlichen Nadelverlust von 20 % zu Beginn der Zeitreihe und im Jahr 2007 sowie nur minimalen Ausfällen über die gesamte bisherige Zeitreihe einen stabilen Zustand. Demgegenüber ist die Kronenverlichtung in der Eichenfläche von geringen 10 % zu Beginn der Zeitreihe auf zwischenzeitlich über 50 % und aktuell knapp 40 % angestiegen. Diese erhebliche Verschlechterung im Kronenzustand war verbunden mit einer hohen Mortalitätsrate. Auf einem ca. 8 Hektar großen Areal sind seit 1997 mehr als 15 % der hauptständigen Eichen im wesentlichen im Zusammenhang mit Befall durch *Agrilus biguttatus* abgestorben.

Bei der **Anpassungsfähigkeit gegenüber Umweltveränderungen** dürfte vor allem die Adaption an die künftigen Klimabedingungen von Bedeutung sein. Gemessen an den von KÖLLING (2007) beschriebenen Klimahüllen befindet sich das Kiefernökosystem bereits aktuell außerhalb dieses „Wohlfühlbereichs“ und wird sich bei den projizierten Klimaveränderungen noch weiter hiervon entfernen. Demgegenüber liegt das Traubeneichenökosystem aktuell und bei den projizierten Veränderungen auch künftig inmitten der Klimahülle.

Im Hinblick auf die **Artenzusammensetzung** liegt vor allem für die Eichenfläche eine Vielzahl von Untersuchungen vor (Bodenvegetation: BOLTE 2006, ZOLDAN 1989, 2005; Flechten: JOHN 1997, JOHN u. SCHRÖCK 2001; Mykorrhiza: ROTHE et al. 1996, WILSON 2005; Xylobionte Fauna: LEITHER u. EISENBEIS 2001; Bodenfauna: EISENBEIS 1998, MEVIUS 1997, RÖMBKE et al 2000).

Die Aufnahmen zur Bodenvegetation sind nur eingeschränkt zu bewerten, da hier zum einen aufgrund des dichten Buchenunterstandes nur eine sehr spärliche Bodenvegetation vorhanden ist und zum anderen die Erhebungen stets durch Veränderungen im Lichtregime überlagert werden. Flechtenaufnahmen sind in Schattbaum-

reichen Waldökosystemen nur aussagefähig, wenn nicht nur der untere Stammraum, sondern auch die Besiedlung der besser Licht-versorgten Baumkronen in die Bewertung einbezogen ist. Die Aufnahmen zur Mykorrhiza und zur Bodenfauna weisen eine sehr hohe zeitliche und räumliche Varianz auf. Die einzelne Erhebung ist meist nur eine Momentaufnahme und daher schwer zu interpretieren. Meist bleibt bei Unterschieden zwischen zwei Erhebungen unklar, ob es sich um Zufall oder gerichtete Veränderungen handelt. Die Befunde zeigen zudem zum Teil sehr stark die „Handschrift“ des aufnehmenden Spezialisten. Insbesondere bei der Bodenfauna sind die Ansprüche der einzelnen Arten an die Umweltbedingungen nur bruchstückhaft bekannt und eine Bewertung, welcher Einfluss eine eventuelle Abweichung von der erwarteten Artenzusammensetzung tatsächlich bewirkt hat, ist ohne Zusatzinformation kaum möglich.

Folgerungen für ein integrierendes Bewertungssystem

Die Beispiele belegen, dass eine statische Betrachtung zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Waldökosystemen ungeeignet ist. So zeigt beispielsweise die Kiefer gegenwärtig zwar keine Nitratausträge, was aber bei der hohen Überschreitung der Critical Loads voraussichtlich auf Dauer nicht so bleiben wird. Auch ist die Kiefer gegenwärtig stabil, rutscht aber beim projizierten Klimawandel weit aus der Klimahülle heraus. Sie dürfte dann Standortsbedingungen ausgesetzt sein, die etwa denen des Oberrheingraben entsprechen, wo bereits aktuell erhebliche Probleme insbesondere durch biotische Gegenspieler auftreten.

Eine sektorielle Betrachtung ist unzureichend. So zeigen die Bodenvegetationsaufnahmen und die bodenfaunistischen Untersuchungen keine besonderen Auffälligkeiten im Eichenökosystem, obwohl sich dieses System in der Stickstoffsättigung befindet, beträchtliche Kationssäureausträge und defizitiäre Basenkationenbilanzen verbunden mit deutlichem Nährstoffmangel aufweist und zudem dort eine überaus hohe Mortalitätsrate zu verzeichnen ist. Aus den Vegetationsaufnahmen und bodenfaunistischen Befunden alleine sind aber keine Abstriche am guten ökologischen Zustand erkennbar und damit keine Notwendigkeit von Maßnahmen abzuleiten. Integrierende Indikatoren wie beispielsweise der Bioelementhaushalt erscheinen weitaus aussagefähiger (auch, da sich hieraus ein unmittelbarer Handlungsbedarf ableiten lässt) als das Vorkommen oder Nicht-Vorkommen einzelner Arten.

Die Beispiele belegen auch, dass „Natürlichkeit“ als entscheidendes oder gar alleiniges Kriterium ungeeignet ist. So erwies sich das naturnähere Eichenökosystem in den letzten 20 Jahren als weitaus instabiler als das naturfernere Kiefernökosystem.

Kernelemente eines integrierenden, maßnahmenbezogenen Bewertungssystems für Waldökosysteme

Ein Bewertungssystem zum ökologischen Zustand der Waldökosysteme sollte hierarchisch aufgebaut sein und im Wesentlichen Indikatoren zur Beschreibung der Ökosystemfunktionen verwenden. Zudem sollte das System so ausgerichtet sein, dass sich aus den Bewertungsbefunden unmittelbar Handlungsempfehlungen ableiten lassen.

Als erste Bewertungsebene wird ein Abgleich der aktuellen Belastungen mit den Critical Loads für Säure, Stickstoff, Schwermetalle, Organika und Ozon vorgeschlagen. Sind die Critical Loads überschritten, sollte das Ausmaß einer eventuell bereits vorhandenen Auslenkung des Ökosystems geprüft werden. Hierzu können Daten zum Säurestatus, Stickstoffstatus, zur Akkumulation von Schwermetallen und Organika und Schäden bzw. auffällige Veränderungen an Bäumen (z.B. Kronenzustand, Mortalität), zur Bodenvegetation (z.B. Eutrophierungsweiser) oder zum Humuszustand herangezogen werden.

Gleichrangig zur Prüfung der Critical Loads - Einhaltung sollte geprüft werden, ob ein ausgeglichener Bioelementhaushalt vorliegt, der die Standortsnachhaltigkeit gewährleistet. Auch hier wird in einer nachgeordneten Ebene das Ausmaß einer eventuell bereits vorhandenen Auslenkung der Ökosysteme über Erhebungen zu den Nährstoffvorräten in Boden, Bodenvegetation und Bäumen und zur Nährstoffversorgung der Nadeln und Blätter überprüft.

Als drittes Element sollte geprüft werden, ob eine standortsangepasste Bestockung (Baumarten, Mischung, vertikale Bestandesstruktur) vorhanden ist. Hier sollten als Indikatoren nicht vorrangig die Naturnähe, sondern aktuelle und unter dem Aspekt Klimawandel auch künftige Stabilitätsrisiken (Wasserhaushalt, Nährstoffhaushalt, biotische Gegenspieler, abiotische Risiken etc.) herangezogen werden.

Die Daten zur Durchführung einer derartigen Bewertung liegen zu sehr großen Teilen aus dem forstlichen Umweltmonitoring (WZE, BZE, BioSoil, BioDiv, Level II), der BWI, der forstlichen Standortkartierung, der Forsteinrichtung und Geoinformationssystem bereits vor. Erforderlich wären allerdings neben einer Sicherung der aktuell gefährdeten Weiterführung des forstlichen Umweltmonitoring eine konsequente Weiterentwicklung der Critical Loads-Ansätze, eine Ergänzung der BZE um Modellierungen (aktuelles Klima und verschiedene Szenarien) zu Klima, Wasserhaushalt, Deposition und Stoffhaushalt sowie eine Verknüpfung der Rastererhebungen des forstlichen Umweltmonitorings mit der BWI, Level II und anderen ökologischen Untersuchungen und Flächeninformationen.

Literatur

- Augustin, S. u. Hedtkamp, St. (2007): Der „Gute ökologische Zustand“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme – Ein Indikator für Biodiversität? Einführung zu diesem Heft
- Block, J., Schuck, J., Seifert, Th. (2007): Einfluss der waldbaulichen Behandlung und der Holznutzung auf den Nährstoffhaushalt von Traubeneichenökosystemen. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 63/07, S. 117-150.
- Bolte, A. (2006): Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, EU Level II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, Band 72.
- Eisenbeis, G. (1998): Bodenbiologische Untersuchungen auf den Umweltkontrollstationen Merzalben im Pfälzerwald und Leisel im Hunsrück. Abschlußbericht des Instituts für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, Mainz, im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Trippstadt.
- John, V. (1997): Aufnahme der epiphytischen Flechtenvegetation an Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 40, S. 91-112.
- John, V. u. Schröck, H. W. (2001): Flechten im Kronen- und Stammbereich geschlossener Waldbestände in Rheinland-Pfalz (SW-Deutschland). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 9(2001), 3, S. 727-750.
- Kölling, Ch. (2007): Klimahüllen für 27 Baumarten. AFZ-Der Wald 62, 23; 1242 – 1245.
Siehe auch:
www.waldundklima.net/klima/klima_docs/koelling_afz_2007_klimahuellen.pdf
- Leither, E. u. Eisenbeis, G. (2001): Forstentomologische Untersuchungen an ausgewählten, vom Absterben bedrohten Eichen des Pfälzerwaldes. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben des Instituts für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, Mainz im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz.
- Mevius, W. (1997): Bodenökologische Untersuchungen zur Auswirkung einer Kompensationskalkung in einem pfälzischen Eichenwald. Diplomarbeit an der Johannes Gutenberg-Universität, Mainz, 111 S.
- Römbke, J., Dreher, P. (unter Mitarbeit von: L. Beck, W. Hammel, K. H und, H. Knoche, W. Kördel, W. Kratz, T. Moser, S. Pieper, A. Ruf, J. Spelda, S. Woas) (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. F+E-Vorhaben Nr. 29774006, UBA-Texte Nr. 6/00, Berlin, www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/index.htm.
- Rothe, G. M. (1996): Feinwurzel- und Mykorrhiza -Untersuchungen an Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Untersuchungszeitraum 1993-1995. Abschlussbericht des Forschungsprojekt der Johannes Gutenberg-Universität, Mainz, im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz.
- Wilson, Ch. (2005): Ectomycorrhizae of Sessile Oak (*Quercus petraea* (Matt.) LIEBL.): Their Distribution, Abundance and Aluminium Content with Respect to Limed and Unlimed Regions of Merzalben Forest District 04/0705, Palatinate Forest,

Rheinland-Pfalz, Germany. Dissertation im Fachbereich Biologie der Johannes-Gutenberg-Universität, Mainz.

- Zoldan, J.-W. (1989): Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen und Kartierung der Waldbodenvegetation in ausgewählten Waldbeständen des Landes Rheinland-Pfalz; Versuchsfläche: 405 – Eiche, Forstamt: Merzalben; Versuchsfläche: 303 – Kiefer, Forstamt: Johanniskreuz. Bericht zum Forschungsauftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 1989.
- Zoldan, J.-W. (2005): Untersuchungen zur Bestandesstruktur und -dynamik der krautigen Waldbodenvegetation auf Dauerbeobachtungsflächen in Abhängigkeit von Zäunungs- und Kalkungsmaßnahmen: Wiederholungskartierung der Waldbodenvegetation. Daten 2006 der Flächen Merzalben (405) und Johanniskreuz (303). Forschungsauftrag der Versuchsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 2005

3.9 Potenziale der Artenvielfalt und Selbstorganisation

Der „gute ökologische Zustand“ langlebiger terrestrischer Ökosysteme aus Sicht der systemökologischen Waldforschung

Dr. Martin Jenssen

Zusammenfassung

Grundlage für die Bewertung ökologischer Zustände ist die Typisierung von Ökosystemen nach den Standortsfaktoren, den biologischen Strukturen und den ökosystemaren Prozessen. Ökosystemtypen sind durch spezifische Potenziale der Artenvielfalt gekennzeichnet, die sich unter bestimmten ökologischen Rahmen auf hinreichend großen Flächen und nach hinreichend langen Zeiten einstellen (Fließgleichgewichtszustände). Diese Potenziale bilden die Referenz für Ökotope des jeweiligen Typs. Der „Abstand“ der aktuellen Artenzusammensetzung von den Diversitätspotenzialen der Ökosystemtypen wird durch eine informationstheoretische Maßzahl, die Kullback-Information, gemessen. Die Veränderung der Kullback-Information über der Zeit erlaubt die Abschätzung verschiedener Stabilitätseigenschaften wie Elastizität (Zurückkehren in den Ausgangszustand nach einer temporären Störung) oder Plastizität (dauerhafte Anpassung an sich verändernde Umweltbedingungen). Durch ein räumlich und zeitlich hoch auflösendes Monitoring der Artenzusammensetzung in ausgewählten Ökotope, die als Repräsentanten der wichtigsten Ökosystemtypen in verschiedenen Regionen unter verschiedenen anthropogenen Einflüssen ausgewählt werden, kann der ökologische Zustand flächen-deckend bewertet werden. Die heutige Naturnähe der Artenzusammensetzung wird als Kullback-Information des aktuellen Zustandes in Bezug zum natürlichen Vegetationspotenzial des Standortes gemessen. Sie erweist sich als ein praktisch anwendbarer Indikator der Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen unter den bisher langfristig wirksamen Umweltbedingungen. Zur Risikosenkung angesichts eines möglicherweise sehr schnell verlaufenden und weitgehend unvorhersagbaren Klimawandels müssen klimaplastische Ökosysteme entwickelt werden, deren Artenzusammensetzung sich an den Diversitätspotenzialen bei erhöhter Klimavariabilität orientiert.

Problemstellung

Umweltpolitische Zielsetzungen sind auf die Herstellung und dauerhafte Sicherung des „guten ökologischen Zustandes“, der „Ökosystem-Gesundheit“ oder der „ökologischen Integrität“ naturnaher Ökosysteme gerichtet. Der Begriff der „ökologischen Integrität“ definiert ein Ziel oder eine Leitlinie zur Vorsorge vor unspezifischen ökologischen Risiken (Barkmann *et al.* 2001). Angesichts der Tatsache, dass der für die Zukunft erwartete Standorts- und Klimawandel über forstlich relevante Planungszeiträume hinweg weitgehend unvorhersagbar ist und die biologisch-öko-

logischen Komplexwirkungen sich verändernder physikalischer und chemischer Umweltparameter nur schwer einschätzbar sind, gewinnt die Vorsorge vor unspezifischen ökologischen Risiken insbesondere für Wälder als langlebige und monumentale Ökosysteme eine ständig wachsende Bedeutung.

Das zentrale Element der ökologischen Integrität im definierten Sinne ist nach übereinstimmender Ansicht vieler Autoren die Selbstorganisationsfähigkeit der Ökosysteme (Kay 1993; Müller *et al.* 2000; Barkmann *et al.* 2001; Jenssen & Hofmann 2003). Selbstorganisationsfähigkeit umfasst dabei insbesondere die Fähigkeit, unter vergleichbaren Umweltbedingungen die spezifischen Ökosystemstrukturen zu reproduzieren (Selbstreproduktion), die Fähigkeit zur Selbstregulation von Strukturen und Prozessen, die Fähigkeit, nach temporären Störungen in den Ausgangszustand zurückzukehren (Elastizität oder Resilienz) und die Fähigkeit zur strukturellen Anpassung an veränderliche Umweltbedingungen ohne längere Sukzessionsfolgen, die wir in Abgrenzung zur Elastizität oder Resilienz auch als Plastizität bezeichnen (Jenssen *et al.* 2007). Die Nutzung von Potenzialen der Selbstorganisation hat eine wirtschaftliche Bedeutung, wenn es um den Einsatz von Naturverjüngung oder die Reduzierung forstlicher Eingriffe zur Stabilitätssicherung geht (Jenssen & Hofmann 1996).

Gleichberechtigt mit der Forderung nach Sicherung der „ökologischen Integrität“ steht die Forderung nach umfassendem Schutz und langfristiger Sicherung der Biodiversität, die durch das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) auf der UNCED-Konferenz in Rio de Janeiro 1992 sanktioniert wurde. Betrachtet man beide umweltpolitischen Zielsetzungen im Zusammenhang, so wird deutlich, dass Schutz und Nutzung der Ökosysteme nicht eine maximale, sondern eine in ihrer funktionalen Bedeutung für die Selbstorganisationsfähigkeit „optimale“ Biodiversität gewährleisten müssen.

Die Typisierung von Wald- und Forstökosystemen

Ökosysteme sind sich selbst organisierende Prozessnetzwerke, in denen Lebewesen mit ihrer anorganischen Umwelt in einer engen Wechselwirkung oder in einem Beziehungsgefüge stehen. Das Ökosystem ist ein Ergebnis der zyklischen Kopplung von biotischen und abiotischen Systemkomponenten (Ellenberg 1973; Breckling & Müller 1998; Jenssen *et al.* 2003). Unter bestimmten ökologischen Rahmenbedingungen werden dabei ähnliche Rückkopplungsmechanismen wirksam, woraus die Möglichkeit der Typisierung folgt (Jenssen *et al.* 1994; Hofmann 1997; Hofmann *et al.* 1999; Jenssen 2001, 2002). Entscheidendes Kriterium für die Typisierung der Ökosysteme ist dabei die Homogenität der in ihnen ablaufenden Prozesse, die wiederum eine weitgehende Homogenität der biotischen Strukturen als auch der abiotischen Zustandsmerkmale voraussetzt und bedingt. Jedem Ökosystemtyp kann somit ein Katalog von ökologischen Schlüsselparametern in den jeweils charakteristischen Variationsbreiten zugeordnet werden (Jenssen 2002). Das Ökosystem bzw. der Ökosystemtyp wird also als ein für bestimmte ökologische Rahmenbedingungen

charakteristisches Prozessnetzwerk abstrakt definiert. Die konkrete örtliche Manifestation des Ökosystems ist der Ökotoptop (Leser 1994). Die Dynamik eines Ökotoptops kann in Bezug zu einem oder mehreren Ökosystemtypen dargestellt und interpretiert werden. Ein Ökotoptop kann sich sowohl in der „Fahrrinne“ eines Ökosystemtyps bewegen als auch – bedingt etwa durch veränderliche Umwelt- oder Bewirtschaftungsbedingungen – Typwandel erfahren (Abschnitt Messung und Bewertung).

In sämtlichen, auch in den von Menschen geschaffenen Ökosystemen laufen selbstorganisierte Prozesse ab, allerdings ist die Fähigkeit zur Selbstorganisation in unterschiedlichem Maße ausgebildet. Insbesondere die Fähigkeit zur Selbstreproduktion kann zu einer praktisch anwendbaren und ökologisch sinnvollen Abgrenzung von Wäldern und Forsten genutzt werden (Jenssen & Hofmann 2003). Während Wald-Ökosysteme ihre spezifische Struktur unter vergleichbaren Umweltbedingungen reproduzieren, erfordern Forst-Ökosysteme zu ihrer dauerhaften Erhaltung und Reproduktion in der Regel Bewirtschaftungsaufwände, die der permanenten Tendenz zur Naturwald-Regeneration entgegen wirken.

Die recht grobe Unterscheidung zwischen Wald- und Forst-Ökosystemen ist jedoch für eine Bewertung des ökologischen Zustandes dieser Systeme nicht hinreichend. Im Folgenden wird anhand der Artenzusammensetzung ein kontinuierliches Abstandsmaß des aktuellen Zustandes eines Ökotoptops zu dem auf dem jeweiligen Standort natürlichen oder selbstorganisierten Vegetationspotential abgeleitet, das als praktisch anwendbarer Indikator für die Selbstorganisationsfähigkeit und damit auch für eine standörtlich differenzierte Abschätzung von Stabilitätsrisiken genutzt werden kann.

Das natürliche Potenzial der Artendiversität als Referenzzustand für die Bewertung des aktuellen ökologischen Zustandes

Biodiversität kann als Information über voneinander unterscheidbare biologische Zustände in Ökosystemen definiert und quantifiziert werden (MacArthur 1955; Märgalef 1958). Der axiomatische Zugang zum Informationsbegriff führt dann zu folgendem Ausdruck für biologische Information bzw. Diversität (Shannon 1948):

$$H(p_1, \dots, p_S) = -k \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (1)$$

Die frei wählbare Konstante k definiert die Einheit der Information bzw. Diversität und wird hier gleich 1 gesetzt. Die p_i beschreiben die Wahrscheinlichkeitsverteilung über alle voneinander unterscheidbaren biologischen Zustände $i=1, \dots, S$. Die folgenden Aussagen beziehen sich ausschließlich auf die Diversität der Pflanzenarten. Die Wahrscheinlichkeiten p_i für das Vorkommen der mit i indizierten Art an einem bestimmten Ort werden aus den Deckungsprozenten D_i aller bodenbewohnenden Pflanzen (Flechten, Moos-, Farn- und Samenpflanzen) auf hinreichend großen Flächen desselben Ökosystemtyps ermittelt:

$$p_i = \frac{D_i}{\sum_{j=1}^s D_j} \quad (2)$$

Unter ähnlichen ökologischen Rahmenbedingungen, also in Ökotope, die demselben Ökosystemtyp zugehörig sind, sollten sich aufgrund der zirkulären Wechselwirkungen zwischen den abiotischen Faktoren und den biologischen Strukturen, welche die Identität des Ökosystems bestimmen, mit zunehmender Stichprobenzahl bzw. anwachsender Probefläche auch die charakteristischen Vegetationsmuster reproduzieren. Dies bedeutet jedoch, dass die als strukturelle Information über die Artenzusammensetzung definierte Artendiversität einem Sättigungswert zustrebt. Aus einer umfangreichen Datenbank der mitteleuropäischen Wald- und Forstvegetation wurden Vegetationsaufnahmen jeweils eines Ökosystemtyps zusammengestellt und analysiert. Diese Aufnahmen wurden unter ähnlichen ökologischen Rahmenbedingungen (pflanzegeografische Region, Klima- und Höhenstufe, lokalstandörtliche Bedingungen, Bewirtschaftungsbedingungen), aber an verschiedenen Orten und zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt. Es konnte nachgewiesen werden, dass die Änderung der vegetationsstrukturellen Information oder Pflanzenartendiversität H mit der Stichprobengröße (Fläche) A einem hyperbolischen Sättigungsgesetz

$$\frac{dH}{dA} = C_H \cdot (H^0 - H)^\chi \quad (3)$$

mit $\chi > 1$ genügt (Jenssen 2007). Dies bedeutet, dass der Zuwachs an Information oder Diversität mit zunehmender Stichprobengröße bei fixierten „ökologischen Koordinaten“ immer geringer wird und den Grenzwert

$$\lim_{A \rightarrow \infty} H(A) = H^0 \quad (4)$$

nicht übersteigt (Abb. 1).

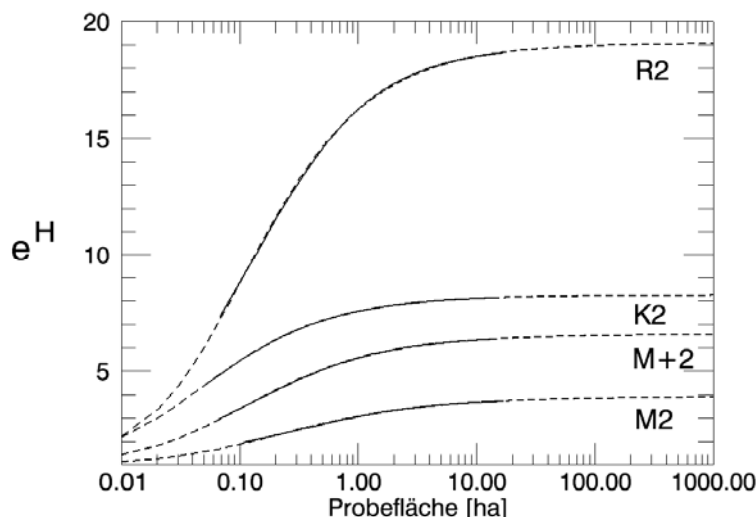


Abb. 1: Zunahme der nach Gln. (1, 2) definierten Pflanzenartendiversität über der Probefläche in 4 Buchenwald-Ökosystemen des ostdeutschen Tieflandes. Die 4 Kurven entsprechen den selbstorganisierten (potenziellen natürlichen) Verteilungen der Pflanzenarten jeweils auf mäßig nährstoffversorgten (M2), mäßig nährstoffversorgten bis nährkräftigen (M+2), nährkräftigen (K) und nährstoffreichen (R2) mittelfrischen Standorten im feuchten und mäßig feuchten Tieflandklima (Tf, Tm). Die durchgezogenen Kurvenabschnitte wurden als Mittelwerte der Pflanzenartendiversität aus den Deckungsprozenten von insgesamt 905 Einzelaufnahmen berechnet, die gestrichelten Kurvenabschnitte wurden nach Gl. (3) modelliert. Die Pflanzenartendiversitäten der Ökosystemtypen streben mit zunehmender Probefläche jeweils einem Sättigungswert zu (Gln. 4, 5), der dem natürlichen Vegetationspotenzial des Standortes entspricht.

$$H(p_1, \dots, p_s) \xrightarrow{A \rightarrow \infty} H^o(p_1^o, \dots, p_s^o) \quad (5)$$

Diese Gleichgewichtspotenziale stellen das Referenzsystem für die Artenzusammensetzung von Ökotope des jeweiligen Typs dar. Wählt man als Referenzsystem die sich ohne direkten menschlichen Einfluss selbst organisierende Fließgleichgewichtsverteilung, sprechen wir auch von den natürlichen Vegetationspotenzialen der Standorte. In diesem Falle beschreiben die p_i^o die selbstorganisierten Verteilungen der Pflanzenarten unter den jeweiligen Standortsbedingungen, die der Modellkonstruktion der potenziellen natürlichen Vegetation entsprechen (Tüxen 1956).

Die Naturnähe der Artenzusammensetzung als praktisch anwendbarer Indikator der Selbstorganisationsfähigkeit

Der „Abstand“ der Artenzusammensetzung eines Ökotops zu dem oben beschriebenen natürlichen Vegetationspotenzial des Standortes kann mittels einer informationstheoretischen Maßzahl, der so genannten Kullback-Information (Kullback 1951) quantifiziert werden:

$$K(p_1, \dots, p_S, p_1^O, \dots, p_S^O) = \sum_{i=1}^S p_i \ln \left(\frac{p_i}{p_i^O} \right) \quad (6)$$

Die Kullback-Information beschreibt den Informationsgewinn nach Messung des aktuellen Vegetationszustandes eines Ökotops in Bezug zu einer bekannten Gleichgewichtsverteilung, die dem Ökosystemtyp entspricht. Wird das natürliche Vegetationspotenzial, also der potenzielle natürliche Wald-Ökosystemtyp als Referenz gewählt, ist die Kullback-Information ein Maß für die Naturferne der aktuellen Artenzusammensetzung. Je geringer dieses Abstandsmaß, desto ähnlicher ist die Artenkonfiguration des Ökotops dem natürlichen Vegetationspotenzial des Standortes.

Die potenziellen natürlichen Vegetationsmuster $p_1^O, \dots, p_S^O$, die sich auf hinreichend großen Flächen derselben „ökologischen Koordinate“ reproduzieren, stehen in einem engen funktionalen Zusammenhang mit den ökosystemaren Prozessen. Aus diesem Grunde kann das über die Artenzusammensetzung definierte Abstandsmaß als ein komplexer Indikator für die Selbstorganisationsfähigkeit oder die „ökologische Integrität“ interpretiert werden.

Dies soll am Beispiel der die Waldfläche des ostdeutschen Tieflands dominierenden Kiefernforsten veranschaulicht werden. Sich vollständig selbst organisierende Wald-Ökosysteme mit der Kiefer als Hauptbestandesbildner, also natürliche Kiefernwälder, finden sich nur in geringer Flächenausdehnung, auf grundwasserfreien Standorten vor allem unter subkontinentalem Klimaeinfluss und auf nährstoffarmen Sandböden (Hofmann 2007). Sie sind Lebensraum für viele geschützte Arten, haben jedoch aufgrund ihrer geringen Produktivität keine wirtschaftliche Bedeutung. Bei der überwiegenden Mehrheit der Kiefernbestände handelt es sich um sekundäre, künstliche Kiefernforsten, deren Erhaltung Bewirtschaftungsaufwände erfordert.

Die Naturferne der Kiefernforsten auf grundwasserfreien Standorten nimmt mit zunehmender Bodennährkraft und bei gleicher Bodennährkraft mit zunehmender Ozeanität des Klimas zu (Abb. 2). Je höher die Naturferne der Artenzusammensetzung, desto größer sind jedoch auch die wirtschaftlichen Erhaltungsaufwände gegen die ständig wirkende Tendenz zur Naturwald-Regeneration und damit auch die Stabilitätsrisiken für die Kiefernbestände.

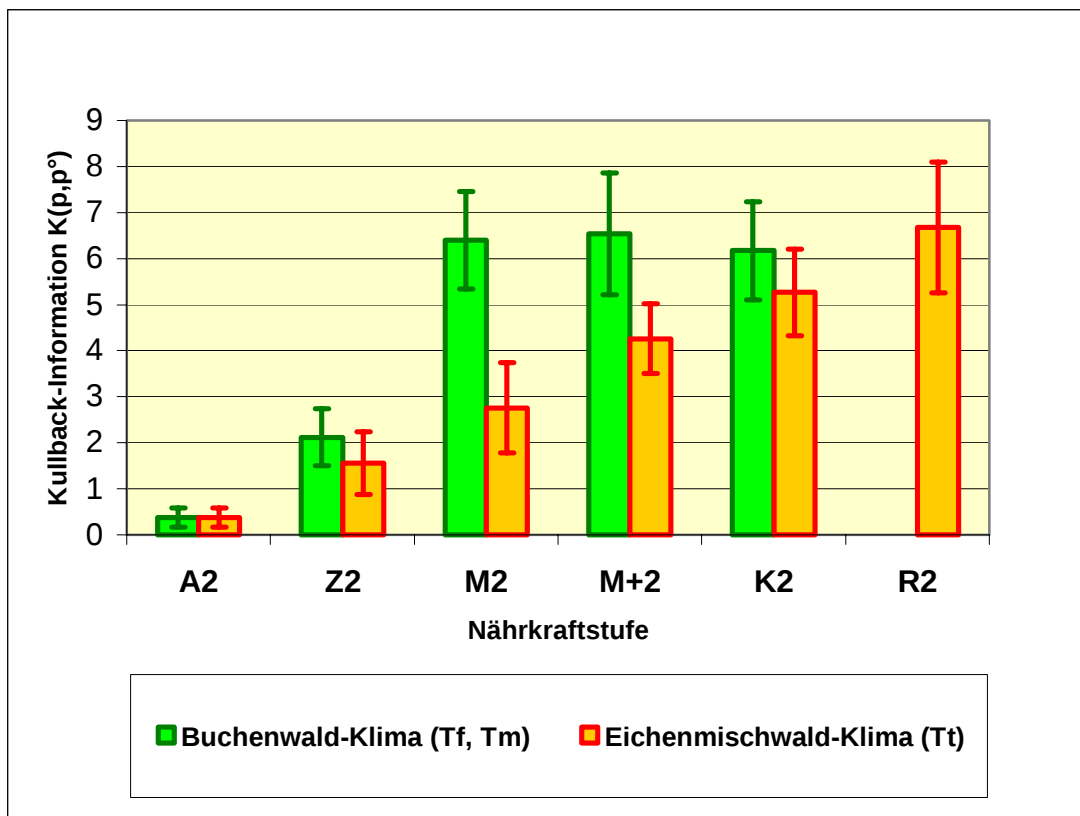


Abb. 2: Der als Kullback-Information nach Gl. (6) quantifizierte „Abstand“ der Pflanzenartenzusammensetzung von Kiefernbeständen des ostdeutschen Tieflandes zu den selbstorganisierten (natürlichen) Vegetationspotenzialen in Abhängigkeit von der Nährkraftstufe (A2-arm, Z2-ziemlich arm, M2-mäßig nährstoffhaltig, M+2-mäßig nährstoffhaltig bis kräftig, K2-kräftig, R2-reich) mittelfrischer Standorte jeweils unter subatlantischem (Tf, Tm) und unter subkontinentalem (Tt) Klimaeinfluss. Die Mittelwerte und die Standardabweichungen der Kullback-Information wurden aus insgesamt 956 Einzelaufnahmen in Kiefernbeständen, die natürlichen Vegetationspotenziale aus 1054 Einzelaufnahmen in den zugehörigen potenziellen natürlichen Waldgesellschaften (Hofmann & Pommer 2005) berechnet. Die Kullback-Information beschreibt die heutige Naturferne der Artenzusammensetzung und kann als praktisch anwendbarer Indikator für die „ökologische Integrität“ der Kiefernbestände interpretiert werden.

Auf nährkräftigen Böden unter subozeanischem Klimaeinfluss sind die Tendenzen zur Naturwald-Regeneration besonders stark, was am zahlreichen Unterwuchs standortsheimischer Laubbaumarten und dem vitalen Auftreten mehrerer Laub-Straucharten erkennbar ist. Diese Tendenz spiegelt sich darin wieder, dass die Naturferne der Artenzusammensetzung gegenüber mäßig nährstoffversorgten Standorten wieder leicht absinkt. Gleichzeitig ist hier die Gefährdung der Kiefer besonders durch Pilz-Schaderreger sehr groß. Auf reichen Standorten finden sich unter subozeanischem Klimaeinfluss praktisch keine Beispiele mehr für Kiefernforsten, die eine Quantifizierung des Abstandsmaßes erlauben würden. Die Naturferne der Artenzusam-

mensetzung besitzt auch einen hohen Zeigerwert für die Verschlechterung des Oberbodenzustandes durch Kiefernanbau auf potenziellen Laubwaldstandorten (Abb. 3).

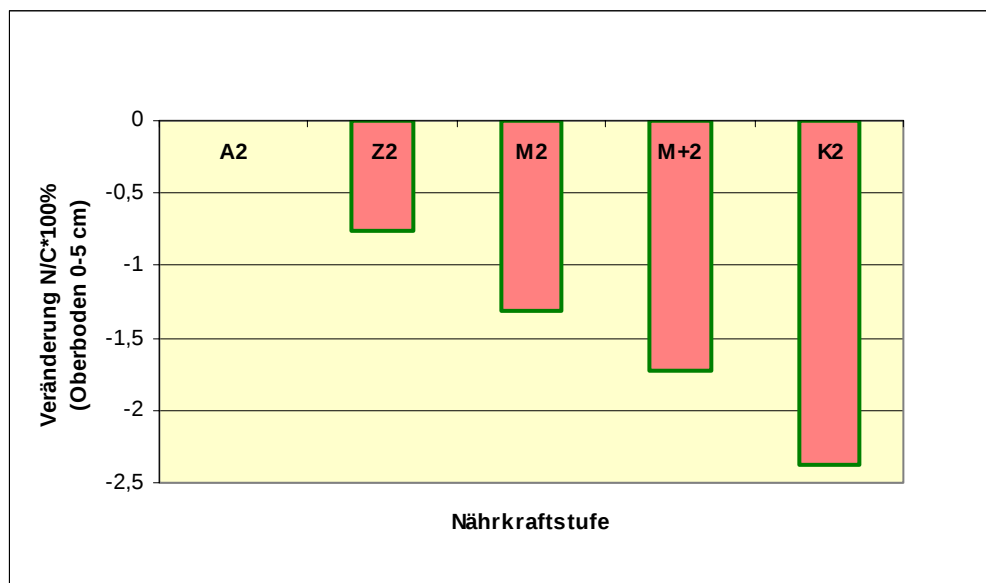


Abbildung 3: Veränderung des prozentualen Stickstoffgehaltes in der organischen Substanz des Oberbodens durch Kiefernanbau auf potenziellen Laubwaldstandorten (Erläuterung der Nährkraftstufen in Abb. 2).

So sind die Absenkung des prozentualen Stickstoffgehaltes in der organischen Substanz des Oberbodens und damit die Degradation des Humuszustandes auf nährkräftigen Böden besonders ausgeprägt.

Andererseits stimmt die relativ hohe Naturnähe der Kiefernforsten auf ziemlich armen Sandstandorten - unter subkontinentalem Klimaeinfluss auch auf mäßig nährstoffhaltigen Böden (Abb. 2) - mit der Erfahrung überein, dass hier die ökologische Sicherheit der Kiefernforsten relativ hoch ist, wobei sie gleichzeitig eine interessante wirtschaftliche Alternative zu wenig produktiven Laub- und Laubmischwäldern darstellen. Im nächsten Abschnitt wird anhand einer ökologischen Dauerbeobachtung demonstriert, dass Kiefernforsten in diesen Standortsbereichen auch über eine sehr hohe ökosystemare Elastizität verfügen. Je größer die Naturnähe der Kiefernforsten, desto größer ist auch die Chance, die Kiefer auf natürlichem Wege mit einem vertretbarem Maß an vorbereitender Bodenbearbeitung und begleitender Kulturpflege zu verjüngen. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist anzumerken, dass Kiefernforsten in diesen Standortsbereichen wertvolle Ersatzhabitate für viele gefährdete Arten der natürlichen Kiefernwälder darstellen.

Die Naturferne der Artenzusammensetzung kann auch als ein zeitliches Abstandsmaß interpretiert werden: je kleiner der Wert, desto schneller und „sanfter“ verläuft die Naturwald-Regeneration und desto geringer das Risiko, dass ein sich selbst überlassenes Forstökosystem zusammenbricht und sich das natürliche Vegetations-

potenzial des Standortes nur über längere Sukzessionsfolgen ausbilden kann. Je größer die Naturferne, umso dringlicher ist die Notwendigkeit aktiver Maßnahmen des Waldumbaus.

Tatsächlich muss eine Abschätzung der ökologischen Risiken von Forst-Ökosystemen neben der bisher betrachteten topischen Ebene auch die landschaftliche Dimension umfassen. Der vorgeschlagene Kullback-Indikator dürfte auch hierfür ein wichtiges Hilfsmittel sein. Grundsätzliche Überlegungen führen zu folgender Hypothese: je höher die Naturferne der Artenzusammensetzung in der Umgebung eines Ökotopts bzw. je ausgedehnter die Waldungen mit hoher Naturferne, desto größer die hieraus folgenden ökologischen Risiken. Diese Hypothese wird durch zahlreiche Befunde z.B. im Hinblick auf die Gefährdung durch Schadinsekten bestätigt.

1. Die Messung und Bewertung der Dynamik von Wäldern und Forsten

Die möglichst flächendeckende Einschätzung und Bewertung des ökologischen Zustandes und seiner Entwicklung erfordert eine ökosystemare Dauerbeobachtung ausgewählter Ökotope, die Repräsentanten der wichtigsten Ökosystemtypen in verschiedenen Regionen und unter unterschiedlichen anthropogenen Einflüssen darstellen. Eine ökosystemare Umweltbeobachtung muss darauf zielen, über langfristig kontinuierlich erhobene Komplexe von Schlüsselmerkmalen die Systemdynamik in der wechselwirkenden Einheit von abiotischen Zustandsparametern und Lebensgemeinschaften zu erfassen. Sie wird damit vielseitig nutzbar im Hinblick auf unterschiedlichste, auch in Zukunft auftretende Fragestellungen.

Im Rahmen der langfristigen Ökosystembeobachtung kommt der Vegetation als integrierter und spezifischer Ausdruck der Schlüsselprozesse in ihrer wechselseitigen Abhängigkeit eine zentrale Rolle zu. Ein speziell für Waldungen entwickeltes Verfahren der Kombination von Großflächen- und Kleinparzellenanalyse erlaubt es, bereits geringfügige Veränderungen des Vegetationszustandes innerhalb nur weniger Jahre mit statistischer Signifikanz zu erfassen und hieraus über den Zeigerwert der Vegetation Veränderungen im ökosystemaren Prozessgeschehen nachzuweisen (Hofmann *et al.* 1999). Die Dynamik der beobachteten Ökotope kann mittels der Kullback-Information nach Gleichung (6) in Bezug zu einem oder mehreren Referenzsystemen, also zu den Gleichgewichtsverteilungen eines oder mehrerer Ökosystemtypen gemessen werden.

Als Beispiel betrachten wir die Ergebnisse der Dauerbeobachtung eines heute knapp hundertjährigen Kiefernbestandes auf einem ziemlich armen bis mäßig nährstoffversorgten Sand-Braunpodsol im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Hofmann & Jenssen 2005). Dieser aus einer Ackeraufforstung hervorgegangene Kiefernbestand war zwischen 1975 und 1990 sehr starken Stickstoffeinträgen ausgesetzt. Die Dynamik des Kiefernforst-Ökotopts über 40 Jahre zwischen 1967 und 2007 wird gemäß Gleichung (6) über die Kullback-Information der Pflanzenartenzusammensetzung abgebildet (Abb. 4). Als Referenzsysteme dienen zum einen der

Drahtschmielen-Kiefernforst auf ziemlich armen bis mäßig nährstoffversorgten und mäßig trockenen Sandböden und zum anderen der Sandrohr-Kiefernforst auf mäßig nährstoffversorgten, oberbodentrockenen Sandböden. Die Gleichgewichtsverteilungen der Artenzusammensetzung wurden für beide Ökosystemtypen ausschließlich aus Vegetationsaufnahmen vor 1965, also in Ökotope ohne nennenswerte Beeinflussung durch atmogene Stickstoffeinträge abgeleitet.

Unter dem Einfluss massiver Stickstoffeinträge hatte sich aus dem ärmeren Drahtschmielen-Kiefernforst um die Mitte der sechziger Jahre zu Beginn der neunziger Jahre ein eintragsinduzierter Sandrohr-Kiefernforst ausgebildet. Mit dem Nachlassen der massiven Einträge nach 1990 jedoch (und begünstigt durch die seit den neunziger Jahren wieder zunehmenden Niederschläge) kommt es zu einer reversiblen Entwicklung. Die Aufnahmen aus den Jahren 2004 und 2007 dokumentieren abermals einen Drahtschmielen-Kiefernforst, dessen aktueller Zustand dem Ausgangszustand vor 40 Jahren recht ähnlich ist. Dieses in Abb.4a dokumentierte zeitliche Verhalten entspricht der als Resilienz oder Elastizität bezeichneten Eigenschaft, nach einer vorübergehenden Störung wieder in die Ausgangslage zurückzukehren (Gigon & Grimm 1998). Mit der seit 1993 die Großflächenanalyse ergänzenden Kleinparzellenanalyse kann das Zurückschwingen des Systems durch exakte Messung der Bodenbedeckung der Pflanzenarten auf jeweils 10 m² in 16facher Wiederholung auch statistisch abgesichert werden (Abb. 4b).

Der enorme Indikatorwert der aus der Pflanzenartenzusammensetzung abgeleiteten Kullback-Information für den Ökosystemzustand wird daraus deutlich, dass das Verhalten der Vegetation seine Entsprechung in der Veränderung von Oberbodenzustand und Nadelspiegelwerten der letztjährigen Nadeln findet (Abb. 5). Durch das konkrete Monitoringbeispiel wird die im letzten Abschnitt getroffene Aussage unterlegt, dass Kiefernforsten auf Standorten ziemlich armer bis mäßiger Nährstoffversorgung über eine beachtliche ökosystemare Elastizität verfügen.

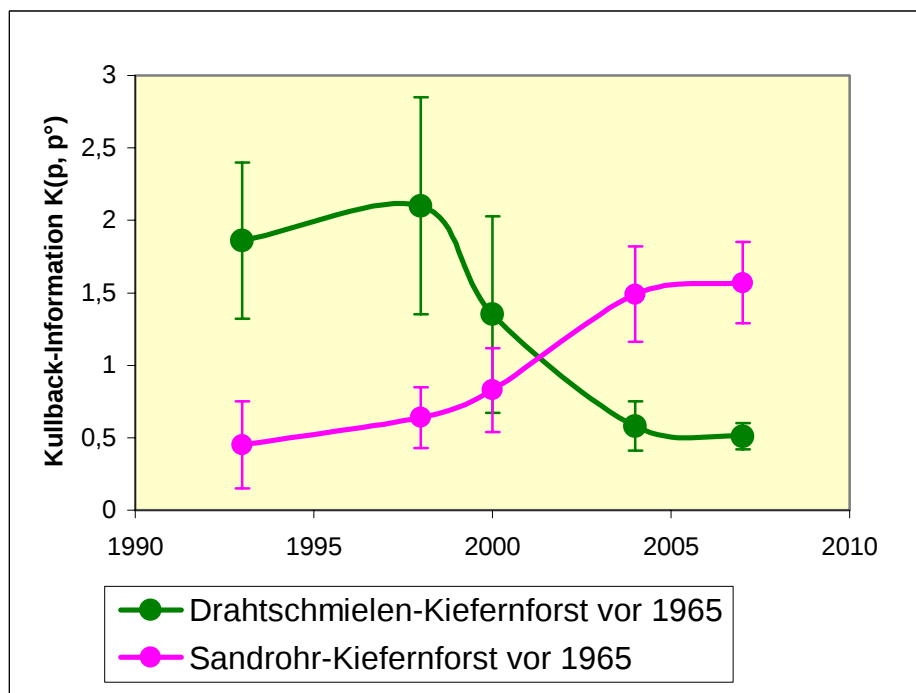
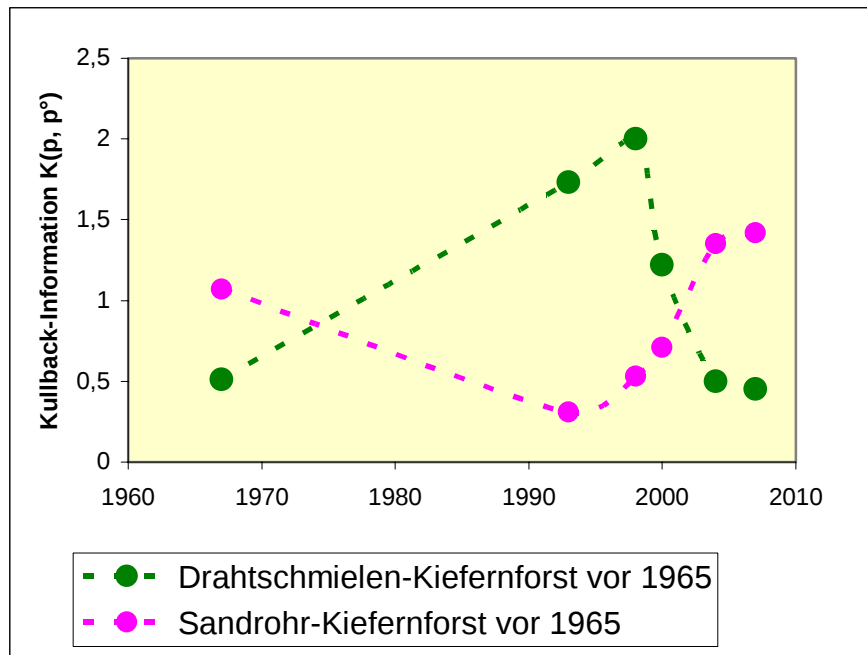


Abbildung 4: Veränderung der Kullback-Information (Gl. 6) in einem heute knapp hundertjährigen Kiefernbestand auf einem ziemlich armen bis mäßig nährstoffversorgten Sand-Braunpodsol im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, der zwischen 1975 und 1990 sehr starken Stickstoffeinträgen (21 – 34 kg N / ha / a als Bulk-Deposition unter Krone) ausgesetzt war. Die obere Abbildung (Abb. 4a) zeigt das Ergebnis der Grossparzellenanalyse der Vegetation auf 600 m², die untere Abbildung (Abb. 4b) zeigt das Ergebnis der Kleinparzellenanalyse auf 16 Dauerquadraten a 10 m². Dargestellt ist jeweils die Entwicklung des „Abstandes“ zum Ökosystemtyp Drahtschmielen-Kiefernforst (Z2 – M2) und zum Ökosystemtyp Sandrohr-Kiefernforst (M3).

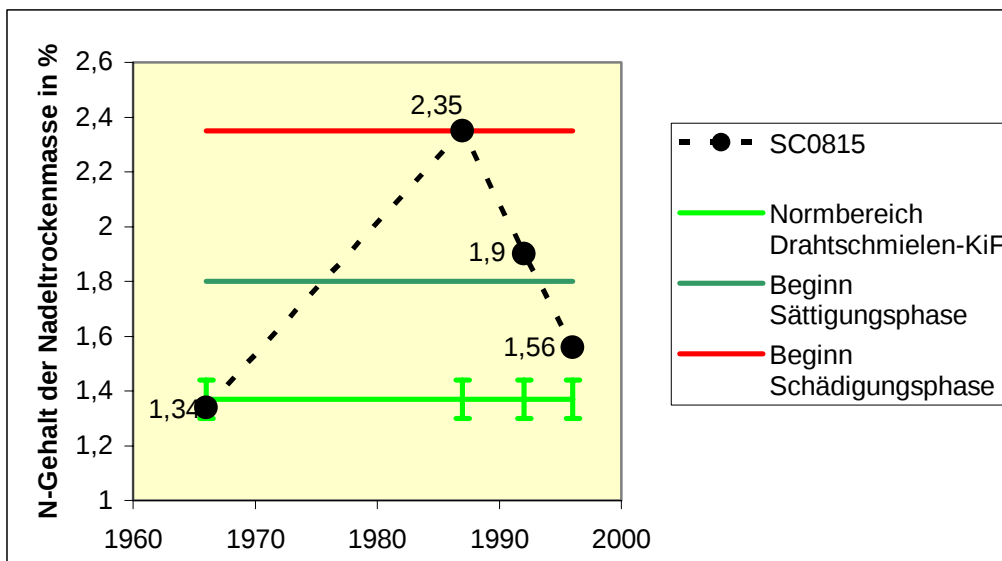


Abbildung 5: Veränderung des N-Gehaltes der Trockenmasse der letztjährigen Kiefernadeln in dem in Abb. 4 beschriebenen Kiefernbestand. Eingezeichnet sind der Normbereich des Ökosystemtyps Drahtschmielen-Kiefernforst um 1960 (Tölle & Hofmann 1970) sowie der Beginn der Schädigungs- und Sättigungsphasen (Hofmann *et al.* 1990).

Die natürlichen Vegetationspotenziale in Regionen erhöhter Klimavariabilität als Vorbild für klimaplastische Zukunftswälder

Die im vorigen Abschnitt eingeführten natürlichen oder – exakter formuliert¹¹ – sich ohne direkte menschliche Einwirkung selbst organisierenden – Vegetationspotenziale der Standorte stellen als bisheriges Ergebnis der nacheiszeitlichen Waldentwicklung eine weitgehend ausgewogene Balance zwischen Angepasstheit an bestehende und Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Umweltbedingungen dar. Die „Ausgewogenheit“ oder „Optimalität“ einer solchen Balance gilt dabei immer vor dem Hintergrund der bisherigen „Systemgeschichte“, die ganz wesentlich von der in der Vergangenheit wirksamen, bisherigen Variabilität der Umweltbedingungen bestimmt wird.

Angesichts der allgemein erwarteten, deutlichen und im Vergleich zum bisherigen nacheiszeitlichen Klimawandel außerordentlich rasant verlaufenden anthropogenen Klimaschwankungen kann nicht ohne weiteres davon ausgegangen werden, dass in jedem Fall eine hohe *heutige* Naturnähe der Artenzusammensetzung auch eine hinreichende Anpassungsfähigkeit an die neuartigen und in ihren Auswirkungen auf die Ökosysteme schwer vorhersagbaren *zukünftigen* Umweltveränderungen

¹¹ Die nacheiszeitliche Waldentwicklung ist seit der Jungsteinzeit durch einen zunehmend intensiver werdenden Einfluss des Menschen geprägt. Mit der Reduktion der Waldflächen im Mittelalter, der Devastierung der verbliebenen Waldflächen zu Beginn der Neuzeit, der Wiederaufforstung mit künstlichen Nadelbaumforsten seit mehr als 200 Jahren, den anthropogenen Fremdstoffeinträgen seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts und dem sich abzeichnenden anthropogenen Klimawandel hat der Mensch die ökologischen Rahmenbedingungen selbst organisierter Waldentwicklung verändert.

sicherstellt. Die Plastizität der Ökosysteme kann jedoch entscheidend erhöht werden, wenn sich Waldentwicklungsplanungen an den natürlichen Vegetationspotenzialen solcher Regionen orientieren, die bereits heute durch eine erhöhte Klimavariabilität gekennzeichnet sind (Jenssen *et al.* 2007).

Die heutige geografische Verteilung der natürlichen Vegetationspotenziale ist in weiten Teilen des nordwestlichen Mitteleuropa im Einflussbereich atlantischer Klimaströmungen durch Buchenwälder mit eher geringer Diversität an Baumarten und Bodenpflanzen geprägt. Kleinflächig sind bereits heute vor allem am Südrand des baltischen Buchenwaldareals vielfach in Selbstorganisation entstandene Waldgesellschaften mit einer stark erhöhten Baumartendiversität zu beobachten (Abb. 6).

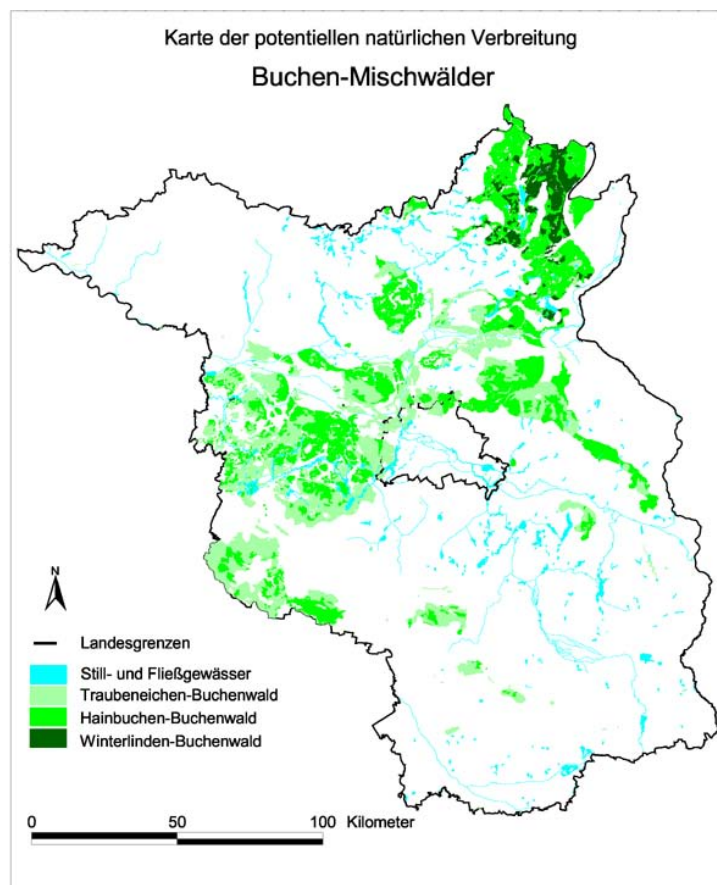


Abbildung 6: Die heutige potenzielle natürliche Verbreitung artenreicher Buchen-Mischwälder in Brandenburg im Übergangsgebiet zwischen den im Nordwesten vorherrschenden subozeanischen und den im Süden und Osten ausgeprägten subkontinentalen Klimaten (Hofmann & Pommer 2005).

Diese natürlichen Waldtypen aus heimischen und im Zuge der nacheiszeitlichen Waldentwicklung ausgelesenen und angepassten Baumartenkombinationen können sich veränderlichen Umweltbedingungen in ihrer Bestandesentwicklung vor allem durch Veränderung der relativen Mengenanteile der Baumarten anpassen. Zu den bestandesbildenden Baumarten dieser Wälder gehören neben der Buche weitere

klimatische „Generalisten“ wie Stiel-Eiche, Winter-Linde, Trauben-Eiche, Hainbuche, Spitz-Ahorn oder Berg-Ahorn.

Diese im Übergangsbereich zwischen subatlantischen und subozeanischen Klimaeinflüssen selbstorganisierten Bestandesstrukturen dienen als Lernmenge für die Konstruktion klimaplastischer Waldentwicklungstypen, deren Baumartenzusammensetzung sich an den Diversitätspotenzialen bei erhöhter Klimavariabilität orientiert (Abb. 7).

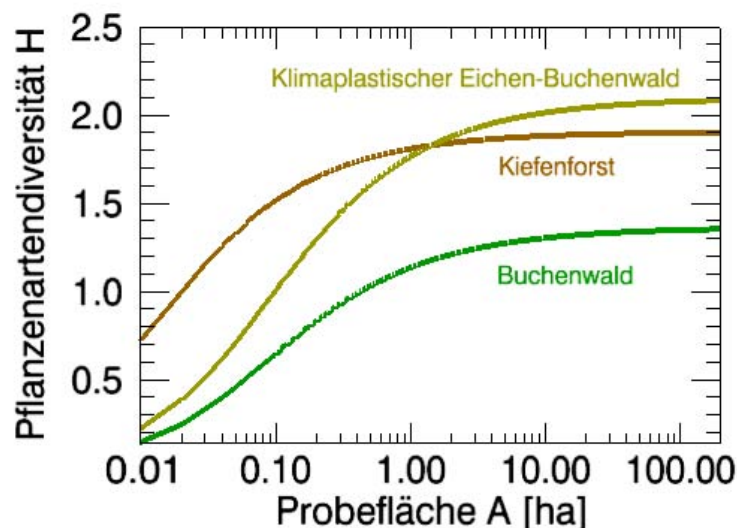


Abbildung 7: Pflanzenartendiversität nach Gln. (1,2) über der Probefläche für 3 Ökosystemtypen auf mäßig nährstoffhaltigen mittelfrischen (M2) Sandböden im feuchten und mäßig feuchten Tieflandklima des ostdeutschen Tieflandes (Tf, Tm). Dargestellt sind der potenzielle natürliche Buchenwald unter heutigen Klimabedingungen, der heute in diesem Standortsbereich dominierende Kiefernforst und ein Eichen-Buchen-Mischwald als mögliche waldbauliche Alternative angesichts erwarteter Klimaänderungen.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die im Jahr 2008 in Bonn stattfindende 9. Vertragsstaatenkonferenz der UN-Konvention zur Biologischen Vielfalt (CBD) wird den „ökosystemaren Ansatz“, der auf eine auch in sozialer Hinsicht ausgewogene Verknüpfung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der Biodiversität zielt, auf der politischen Ebene weiter verfolgen und umsetzen. Der gegenwärtig erreichte Kenntnisstand der ökologischen Wissenschaften erlaubt es, diesen politischen Prozess durch Bereitstellung operationaler Indikatoren für eine flächendeckende Bewertung des ökologischen Zustands naturnaher terrestrischer Ökosysteme zu untersetzen.

Der in dem vorliegenden Beitrag vorgeschlagene Ansatz geht von der Erkenntnis aus, dass jeder Konstellation ökologischer Rahmenbedingungen ein Potenzial der Artenvielfalt entspricht, das sich im Ergebnis der Wechselwirkung zwischen den Lebensgemeinschaften und den Standortsfaktoren selbst organisiert. Der „Abstand“

zwischen dem aktuellen ökologischen Zustand und dem jeweiligen standörtlichen Referenzsystem kann auf informationstheoretischer Grundlage anhand der Pflanzenartenzusammensetzung quantifiziert werden. Er ist ein komplexer Indikator für die „Naturferne“ der aktuellen Artenzusammensetzung, die Veränderung der physikalisch-chemischen Standortseigenschaften durch Bewirtschaftung oder andere anthropogene Einflüsse sowie für die Fähigkeit der Systeme zu Selbstreproduktion, Selbstregulation und Selbststabilisierung.

Unter den Bedingungen eines sich schnell verändernden und schwer vorhersagbaren Klimas kann sich die Bewirtschaftung langlebiger terrestrischer Ökosysteme an solchen selbstorganisierten Referenzsystemen orientieren, die bereits heute einer erhöhten Klimavariabilität ausgesetzt sind. Mit der gezielten Nutzung natürlicher Konkurrenz- und Regenerationsprozesse und des evolutiven Potentials des natürlichen Genpools wird die Klimaplastizität der Wälder erhöht und das bionische Prinzip im Waldbau verstärkt umgesetzt.

Literatur

- Barkmann J., Baumann R., Meyer U., Müller F. & Windhorst W. (2001). Ökologische Integrität: Ökosystemare Risikovorsorge als Aufgabe eines nachhaltigen Landschaftsmanagements. *GAIA*, 10, 97-108.
- Bertalanffy L.v. (1969). *General System Theory*. Braziller, New York.
- Breckling B. & Müller F. (1998). Der Ökosystembegriff aus heutiger Sicht - Grundstrukturen und Grundfunktionen von Ökosystemen. In: *Handbuch der Umweltwissenschaften* (eds. Fränze O., Müller F. & Schröder W.). Ecomed Landsberg am Lech, p. 21.
- Ellenberg H. (1973). *Ökosystemforschung. Ziele und Stand der Ökosystemforschung*. Springer, Berlin.
- Gigon A. & Grimm V. (1998). Stabilitätskonzepte in der Ökologie: Typologie und Checkliste für die Anwendung. In: *Handbuch der Umweltwissenschaften* (eds. Fränze O., Müller F. & Schröder W.). Ecomed Landsberg am Lech, p. 20.
- Hofmann G. (1997). *Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild*. 2 edn. Deutscher Landwirtschaftsverlag, München.
- Hofmann G. (2007). Die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) in der Vegetation des nordost-deutschen Tieflandes. In: *Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland - Ökologie und Bewirtschaftung* (eds. Kätzel R., Möller K., Löffler S, Engel J & Liero K). Landesforstanstalt Eberswalde.
- Hofmann G., Heinzdorf D. & Krauß H.H. (1990). Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. *Beitr. Forstwirtsch.*, 24, 59-73.
- Hofmann G. & Jenssen M. (2005). Die Entwicklung ausgewählter Wälder und Forsten. In: *Lebensräume im Wandel - Bericht zur ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs* (ed. Luthardt V). Landesumweltamt Brandenburg Eberswalde, Potsdam, pp. 128-139.

- Hofmann G., Jenssen M. & Anders S. (1999). Umweltbeobachtung in Wäldern und Forsten auf der Grundlage von Ökosystemtypen. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 33, 55-63.
- Hofmann G. & Pommer U. (2005). *Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin*. Hendrik Bäßler, Berlin.
- Jenssen M. (2001). An empirically based approach to self-organisation in forest ecosystems. In: *Integrative Systems Approaches to Natural and Social Dynamics. Systems Science 2000* (eds. Matthies M., Malchow H. & Kriz J.). Springer Berlin.
- Jenssen M. (2002). Im Gebiet verbreitete Typen von Wald- und Forstökosystemen als ökologische Elementareinheiten des Waldes mit Grundlageninformationen für Waldbewirtschaftung und Waldstabilität. In: *Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands* (eds. Anders S., Beck W., Bolte A., Hofmann G., Jenssen M., Krakau U. & Müller J.). Kessel Oberwinter, pp. 157-177.
- Jenssen M. (2007). Ecological potentials of biodiversity modelled from information entropies: Plant species diversity of North-Central European forests as an example. *Ecological Informatics*, 2, 328-336.
- Jenssen M., Anders S. & Hofmann G. (1994). Neue Wege der Waldökosystemmodellierung. In: *Landschaftsmodellierung* (eds. Wenkel K.-O., Schulz A. & Lutze G.). Berichte des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung Müncheberg, pp. 84-96.
- Jenssen M. & Hofmann G. (1996). Der natürliche Entwicklungszyklus des baltischen Perlgras-Buchenwaldes (*Melico-Fagetum*). Anregung für naturnahes Wirtschaften. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 30, 114-124.
- Jenssen M. & Hofmann G. (2003). Die Quantifizierung ökologischer Potentiale der Phytodiversität und Selbstorganisation der Wälder. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 37, 18-27.
- Jenssen M., Hofmann G. & Pommer U. (2003). Erforschung und langfristige Beobachtung selbstorganisierter Waldentwicklung im Nationalpark Unteres Odertal. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 37, 124-130.
- Jenssen M., Hofmann G. & Pommer U. (2007). Die natürlichen Vegetationspotentiale Brandenburgs als Grundlage klimaplastischer Zukunftswälder. In: *Beiträge zur Gehölkunde 2007* (eds. Bouffier V.A. & Gandert K.-D.). Hansmann Hemmingen, pp. 17-29.
- Kay J.J. (1993). On the nature of ecological integrity: Some closing comments. In: *Ecological integrity and the management of ecosystems* (eds. Woodley S., Kay J. & Francis G.) Ottawa.
- Kullback S. (1951). *Information Theory and Statistics*. Wiley, New York.
- Leser H. (1994). *Westermann Lexikon Ökologie und Umwelt*. Westermann, Braunschweig.
- MacArthur R.H. (1955). Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, 36, 533-536.
- Màrgalef R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems Yearbook*, 3, 36-71.

- Müller F., Hoffmann-Kroll R. & Wiggering H. (2000). Indicating ecosystem integrity - theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*, 130, 13-23.
- Shannon C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 370-423, 623-656.
- Tölle H. & Hofmann G. (1970). Beziehungen zwischen Bodenvegetation, Ernährung und Wachstum mittelalter Kiefernbestände im nordostdeutschen Tiefland. *Arch. Forstwes.*, 19, 385-400.
- Tüxen R. (1956). Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angew. Pflanzensoziol.*, 13, 5-42.

3.10 Die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung in Deutschland Methodik und Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur

Dr. Heino Polley

Die zweite Bundeswaldinventur ist seit dem Jahr 2005 erfolgreich abgeschlossen. Die Botschaft ist überwiegend positiv:

- Die Waldfläche hat um etwa 1 % zugenommen,
- die Laubbäume sind auf dem Vormarsch,
- es gibt mehr Misch- und ungleichaltrige Bestockungen,
- die Holzvorräte sind auf Rekordniveau,
- der Holzzuwachs ist höher als allgemein vermutet,
- es gibt erstaunlich viel ökologisch wertvolles Totholz in den Wäldern.

Von Anfang an war bei der zweiten Bundeswaldinventur die Zielstellung formuliert, neben den klassischen Daten einer forstlichen Großrauminventur auch ökologische Kennziffern zu ermitteln. Damit sollten Grundlagen für die Ableitung forst- und umweltpolitischen Handlungsbedarfes geschaffen werden. Folgende Aufnahmen wurden realisiert:

- Erfassung der Waldränder (allerdings nur mit wenigen qualitativen Merkmalen),
- Erfassung des Totholzes (beschränkt auf das dickere Totholz),
- Strauch- und Bodevegetation (für morphologische Artengruppen),
- horizontale und vertikale Bestockungsstruktur (bestandesübergreifend),
- Wildeinfluss (Verbiss und Schäle),
- Naturnähe der Baumartenzusammensetzung.

Das hat viele Erwartungen geweckt. Welche Resonanz hat es auf diese Ergebnisse gegeben?

- Totholz hat eine unerwartete Bedeutung erlangt, weil es nach dem Kyotoprotokoll nun als Kohlenstoffsенке angerechnet werden kann.
- Informationen zur Bestockungsstruktur, zu den Waldrändern sowie zur Strauch- und Bodenvegetation wurden wenig kommentiert.
- Die Daten zum Wildeinfluss waren Anlass für intensive Diskussionen. Die Ergebnisse wurden von den verschiedenen Interessengruppen unterschiedlich interpretiert.
- Die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung wurde überwiegend kontrovers diskutiert. Einerseits wird anerkannt, dass es nun erstmals überhaupt bundesweite Informationen zu diesem Thema gibt. Andererseits werden Defizite und Unzulänglichkeiten in den Vordergrund gestellt.

Für die dritte Bundeswaldinventur, die in den Jahren 2011 und 2012 stattfindet, wird das Aufnahmeverfahren gegenwärtig konzipiert. Wichtige Entscheidungskriterien hinsichtlich der aufzunehmenden Merkmale sind neben der Wichtigkeit der

Fragestellung auch Aufwand und Kosten. Bei der Vielzahl der Probepunkte erhöht jede zusätzliche Minute je Traktecke den Gesamtaufwand etwa um ein Personenjahr. Deshalb wurde bei der BWI² der Gedanke, den Ansatz der österreichischen Hemerobiestudie anzuwenden, sehr schnell wieder aufgegeben.

Herleitung der Naturnähe der Baumartenzusammensetzung bei der zweiten Bundeswaldinventur

Das Verfahren beruht auf dem Vergleich der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit der der heutigen potenziell natürlichen Vegetation (Abb. 1). Deshalb sind drei Fragen zu erläutern:

1. Wie wurde die aktuelle Baumartenzusammensetzung ermittelt?
2. Wie wurde die potenziell natürliche Baumartenzusammensetzung ermittelt?
3. Wie wurden die Naturnähestufen für die Baumartenzusammensetzung hergeleitet?

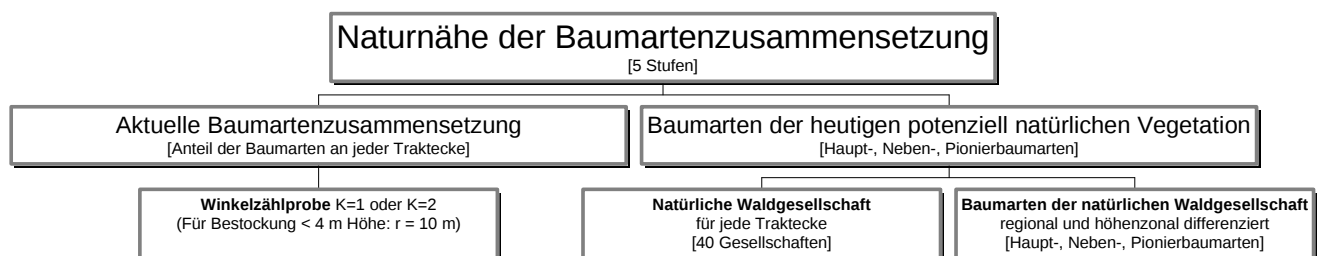


Abbildung 1: Überblick zur Herleitung der Naturnähe der Baumartenzusammensetzung

Das Verfahren wurde unter folgenden Grundsätzen entwickelt:

- Die besten verfügbaren Daten verwenden. Die Verantwortung dafür liegt bei den Ländern. Jedoch länderübergreifende Diskussion und Abstimmung der Grundlagen.
- Subjektive Elemente vermeiden.
- Transparenz und Nachvollziehbarkeit.
- Fertigstellung aller methodischen Grundlagen vor dem Beginn der Auswertung, um „zielkonforme Diskussionen“ zu vermeiden.

Die Diskussion über die Ermittlung der Naturnähe bei der zweiten Bundeswaldinventur dauerte von 1997 bis 2003. Das war eine große Herausforderung, an der viele Fachleute mitgearbeitet haben.

Ermittlung der aktuellen Baumartenzusammensetzung

Zur Ermittlung der Baumartenzusammensetzung an den Probepunkten wurden Winkelzählproben mit Zählfaktor 1 (bei hoher Grundfläche Zählfaktor 2) durchgeführt. Daraus wurden Grundflächenanteile, also Anteile der Stammquerschnittsfläche, ermittelt. An 7 % der Probeflächen wurden die Baumartenanteile in einem Probekreis

mit $r = 10 \text{ m}$ geschätzt, weil die Bestockung aufgrund ihrer geringen Höhe nicht für eine Winkelzählprobe geeignet war.

Bei dieser Winkelzählprobe wurden im Median 24 Bäume erfasst. Eine Probeflächengröße kann dafür verfahrensbedingt nicht angegeben werden, da bei der Winkelzählprobe jeder Probebaum seinen eigenen Flächenbezug hat. Der Radius dieses so genannten Grenzkreises ist proportional zur Stammquerschnittsfläche. Die typische Bezugsfläche unter durchschnittlichen Bedingungen hat 11,5 m Radius und somit etwa 400 m^2 . Je dicker die Bäume sind, desto größer wird auch die Bezugsfläche: Bei einem Brusthöhendurchmesser (BHD = Durchmesser eines Baumes in 1,3 m Höhe) = 50 cm hat der Grenzkreis bei Zählfaktor 1 z.B. eine Fläche von fast 2000 m^2 .

Im Gegensatz zu anderen Aufnahmen bei der Bundeswaldinventur beschränkt sich die Erfassung der Baumartenanteile nicht auf den Bestand, in dem der Probeflächenmittelpunkt liegt, sondern Bestandesgrenzen werden ignoriert. Das hat zur Folge, dass an der Grenze zwischen unterschiedlichen Reinbeständen eine Mischbestockung erkannt wird. Damit werden die Mischungsverhältnisse im Wald zutreffender wiedergegeben, als wenn der Wald in viele Mosaiksteinchen zerlegt und dann jedes für sich beschrieben wird.

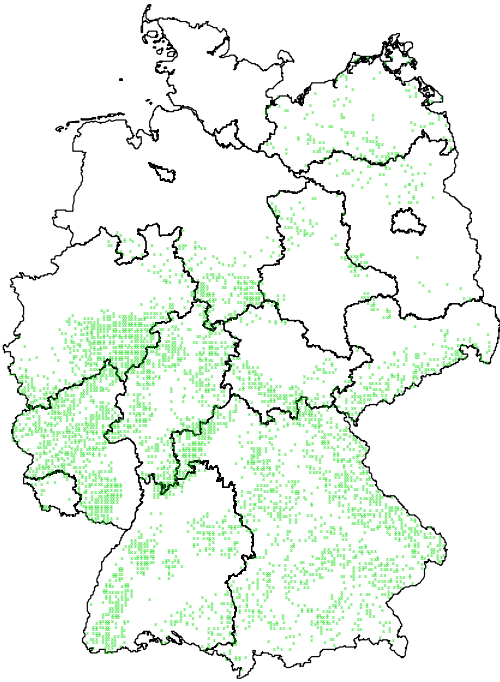
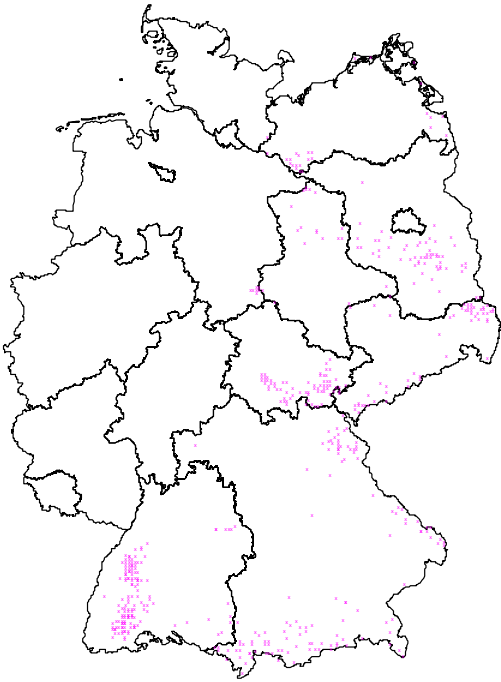
Potenziell natürliche Baumartenzusammensetzung

Die potenziell natürliche Baumartenzusammensetzung wurde in drei Arbeitsschritten ermittelt.

1. Ausweisung der natürlichen Waldgesellschaft an den Traktecken.
2. Beschreibung der Baumartenzusammensetzung der natürlichen Waldgesellschaften durch Auflistung der Haupt-, Neben- und Pionierbaumarten - jeweils regional und höhenzonal spezifiziert.
3. Länderübergreifende Abstimmung der Verbreitung der natürlichen Waldgesellschaften sowie deren Haupt-, Neben- und Pionierbaumarten.

Für die Zuordnung der natürlichen Waldgesellschaft zu den Probepunkten der BWI wurden vor allem in den Ländern vorhandene Kartierungen herangezogen. Die Inventurtrupps waren zudem geschult, um in der Karte nicht dargestellte azonale Gesellschaften zu erkennen. Dann wurde im Gelände die Vorgabe aus der Kartierung korrigiert.

Abb. 2 und Abb. 3 zeigen beispielhaft zwei Verbreitungskarten. Der Hainsimsen-Buchenwald ist mit 42 % die häufigste natürliche Waldgesellschaft in Deutschland. Die Verbreitung der natürlichen Nadelwälder wurde besonders kritisch hinterfragt. Die 10 Nadelwaldgesellschaften, die in der Karte zusammengefasst sind, machen zusammen 3 % der Waldfläche aus.

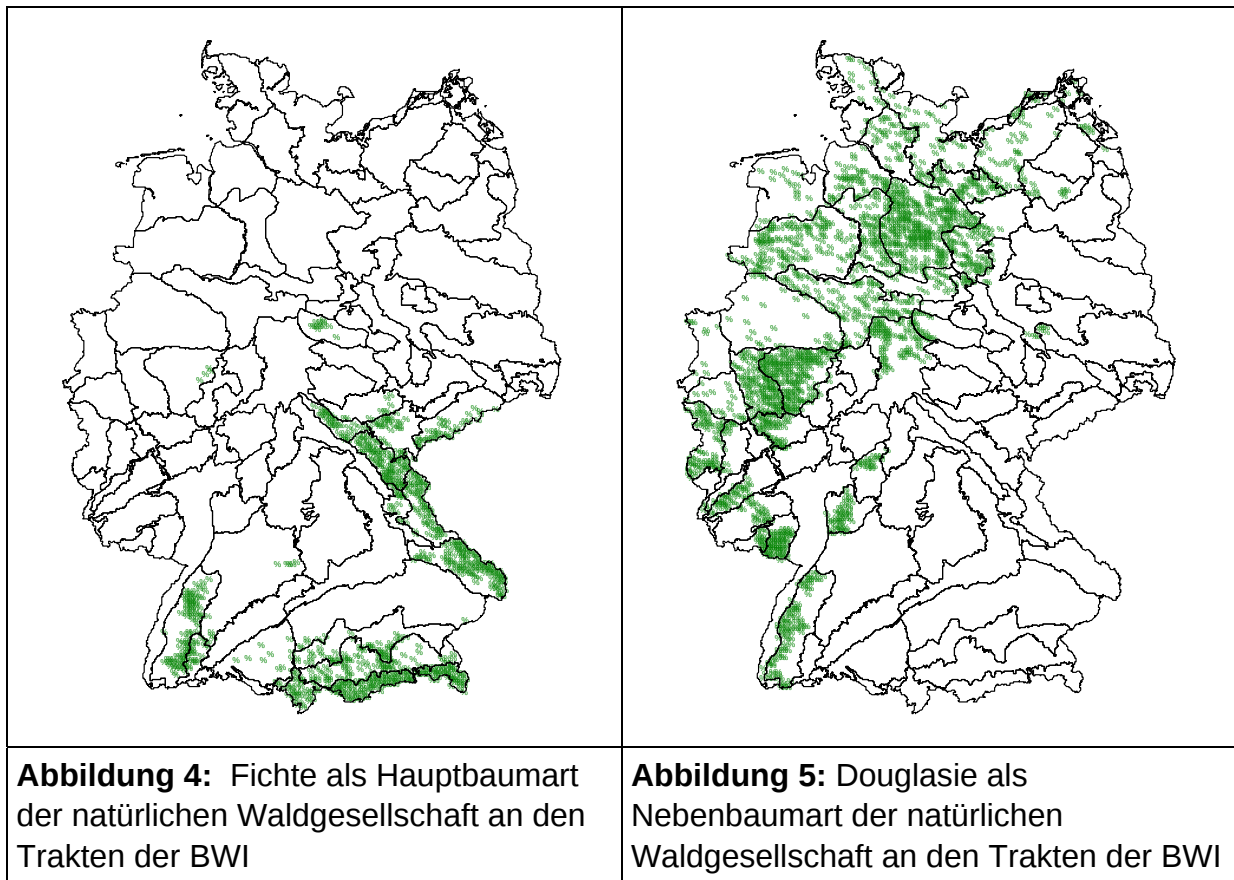
	
Abbildung 2: Natürliche Waldgesellschaft Hainsimsen-Buchenwald an Trakten der BWI	Abbildung 3: Natürliche Waldgesellschaften der Nadelwälder an den Trakten der BWI

Die größte Herausforderung war die Auflistung der Baumarten der natürlichen Waldgesellschaften. Dabei wurden Haupt-, Neben- und Pionierbaumarten unterschieden. Hauptbaumarten dominieren im oberen Kronenraum. Nebenbaumarten sind Begleiter, die im oberen Kronenraum nicht dominieren. Pionierbaumarten besiedeln den Standort in frühen Stadien der Sukzession oder nach einer Störung. Zunächst wurde von allen Beteiligten gemeinsam für jede natürliche Waldgesellschaft eine abschließende Liste der möglichen Baumarten erstellt. Anschließend wurde diese Liste dann von Fachleuten in den Ländern nach forstlichen Wuchsgebieten und Wuchsbezirken und nach natürlichen Höhenstufen oder nach der Höhenlage über NN präzisiert.

Mit diesen beiden Vorgaben können für jeden Probepunkt die Haupt-, Neben- und Pionierbaumarten zugeordnet und Karten erzeugt werden (Abb.4, Abb. 5). In mehreren Runden wurden Meinungsverschiedenheiten ausdiskutiert und Unstimmigkeiten beseitigt. Schwierige Diskussionsschwerpunkte waren unter anderem die Douglasie und die Fichte.

Die Douglasie wurde 1828 erstmals in Europa eingeführt. Sie ist heute die am weitesten verbreitete ausländische Baumart in Deutschland. Sie ist auf bodensauren Standorten im Flachland und in der kollinen und submontanen Stufe konkurrenzstark und verjüngt sich auf natürliche Weise, neigt dabei aber kaum zu invasiver Ausbreitung. Sie gilt in vielen Bundesländern als eingebürgert und erlangt zunehmend wirtschaftliche Bedeutung. Da die Douglasie auf weniger als 2 % der Waldfläche

vorkommt, hat diese Diskussion jedoch wenig Einfluss auf das Gesamtergebnis der Naturnähe der Baumartenzusammensetzung in Deutschland.



Bedeutungsvoller ist die Ausweisung der Fichte als Hauptbaumart der natürlichen Waldgesellschaft, denn sie ist mit 28 % die am weitesten verbreitete Baumart in Deutschland. Deshalb hat es dazu in der Arbeitsgruppe auch viele Diskussionen gegeben und die Einstufung der Fichte als eine Hauptbaumart der natürlichen Waldgesellschaft stößt für einige Standorte auf Kritik.

Die Punktrasterkarten der natürlichen Waldgesellschaften und deren Baumarten sind auszugsweise veröffentlicht in der BMELV-Broschüre „Das Waldentwicklungsmodell 2003 bis 2042 – Modell und Ergebnisse“¹².

Naturnähestufen für die Baumartenzusammensetzung

Die Naturnähestufen für die Baumartenzusammensetzung wurden durch Vergleich der aktuellen mit der potenziell natürlichen Baumartenzusammensetzung hergeleitet. Dazu wurden Mindestwerte für das Vorkommen von Baumarten der natürlichen Waldgesellschaften in der heutigen Baumartenzusammensetzung festgelegt – abgestuft für die Hauptbaumarten und für alle zur Waldgesellschaft gehörigen Baumarten zusammen. Außerdem wurden Höchstwerte für außereuropäische Baumarten festgelegt. Für die höchste Naturnähestufe müssen zudem die Hauptbaumarten der

¹² zu beziehen über das BMELV; Referat 533

natürlichen Waldgesellschaft vollständig vorhanden sein. Einen Überblick zur Abstufung gibt Abb. 6.

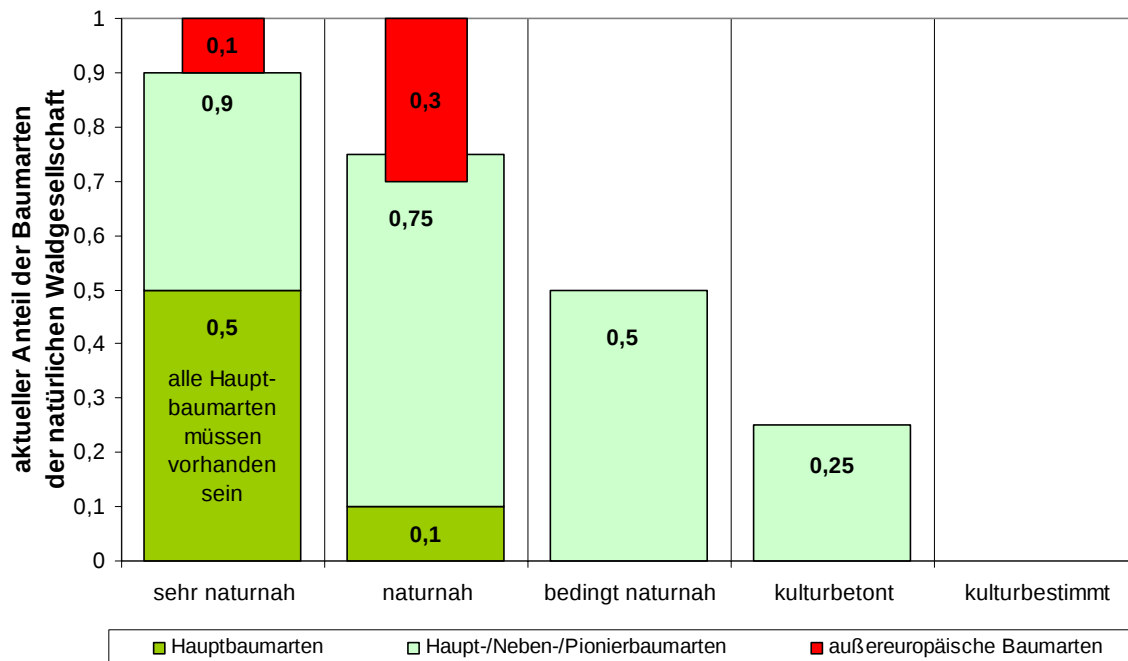


Abbildung 6: Definition der Naturnähe der Baumartenzusammensetzung

Ergebnisse

Insgesamt haben nach diesem Verfahren 36 % der Waldfläche in Deutschland eine sehr naturnahe oder naturnahe Baumartenzusammensetzung. 41 % sind in der mittleren der fünf Stufen eingeordnet und rund ¼ ist kulturbetont oder kulturbestimmt. Den größten Anteil hat die sehr naturnahe Bestockung mit 60 % in den heutigen Buchenwäldern. Die heutigen Fichtenwälder sind zu 30 % kulturbestimmt. Kiefernwälder haben zum überwiegenden Teil (69 %) eine bedingt naturnahe Baumartenzusammensetzung und Douglasienbestockungen sind zu 45 % als kulturbestimmt klassifiziert.

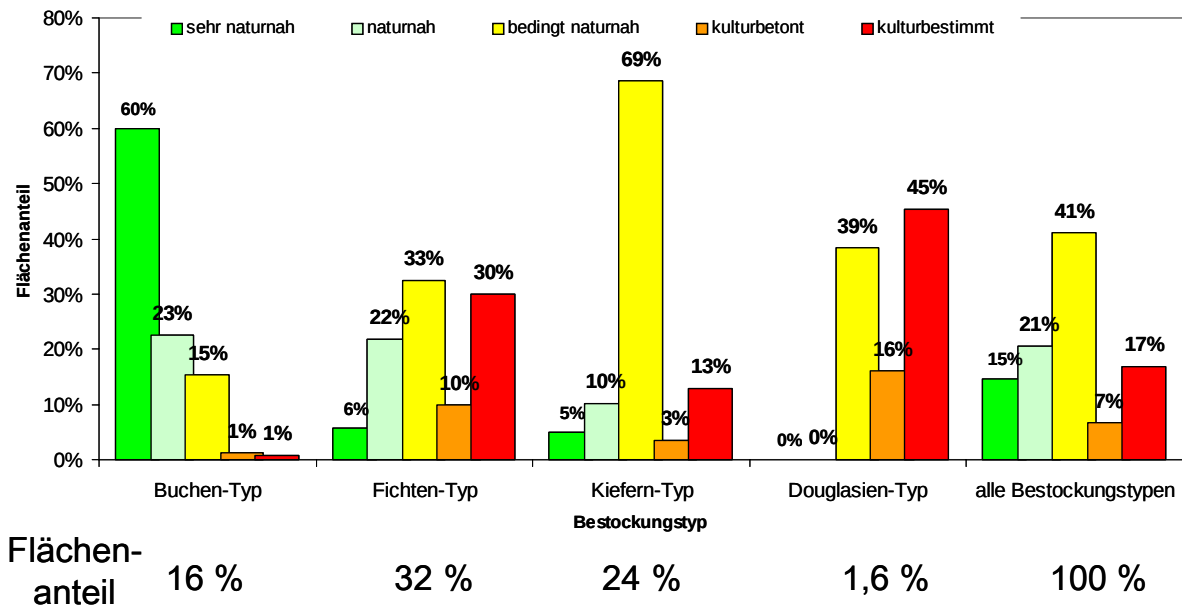


Abbildung 7: Naturnähe der Baumartenzusammensetzung für einige Bestockungstypen

Die Naturnähe der Baumartenzusammensetzung liefert einen Hinweis darauf, in welchem Umfang die Waldbesitzer mit der Natur oder gegen sie arbeiten. Gegen die Natur zu arbeiten ist ein Risikofaktor, denn langfristig hat die Natur immer Recht. Zu einem guten ökologischen Zustand von Waldökosystemen gehört jedoch weit mehr als eine naturnahe Baumartenzusammensetzung. Und einen Indikatorwert für Biodiversität bekommen die Naturnähestufen auch erst im Zusammenhang mit weiteren Merkmalen, wie z.B. dem Alter der Bäume, der Durchmesserstruktur, der Schichtung und dem Totholzvorkommen.

Ausblick BWI³

1. Es ist vorgesehen, es bei dem Verfahren der BWI² zu belassen, um bei der BWI³ Veränderungen sicher feststellen zu können. Ggf. können neue Erkenntnisse zur Verbreitung der natürlichen Waldgesellschaften und deren Baumarten berücksichtigt werden.
2. Gegenwärtig wird geprüft, ob die BWI³ für das FFH-Monitoring genutzt werden kann. Ziel sind Angaben zur Verbreitung und zum Erhaltungszustand von Waldlebensraumtypen im gesamten Bundesgebiet – also nicht nur innerhalb der ausgewiesenen FFH-Gebiete. Dabei bietet sich eine ähnliche Vorgehensweise wie bei der Herleitung zur Naturnähe der Baumartenzusammensetzung an - jedoch mit anderen Baumartenlisten und Bewertungsregeln.
3. Seit drei Jahren gibt es mit der COST-Aktion E43 (Harmonisation of National Forest Inventories in Europe: Techniques for Common Reporting) eine europaweite Plattform für den wissenschaftlichen Erfahrungsaustausch – u. a. auch über die „Harmonisierung von Indikatoren und Schätzverfahren für die Erfassung von

Komponenten der Biodiversität aus Daten der nationalen Waldinventuren“. Daraus werden noch rechtzeitig zur BWI³ wertvolle Hinweise erwartet.

3.11 Der „gute ökologische“ Zustand von Waldökosystemen – Beitrag des nationalen forstlichen Umweltmonitorings zur Bewertung

Prof. Dr. Andreas Bolte

Das forstliche Umweltmonitoring – Hintergründe und Fakten

Das nationale forstliche Umweltmonitoring stellt ein System aus flächenrepräsentativer Stichprobenerhebung (Level I: Bundesweite Bodenstandserhebung/BZE und Waldzustandserhebung/WZE) sowie prozessorientiertem Intensivmonitoring von ausgewählten Waldökosystemen (Level II) dar (Abbildung 1).

Die bundesweite Bodenstandserhebung (BZE) ist eine systematische Stichprobeninventur zum Zustand der Waldböden und zum Ernährungszustand der Waldbäume. Die Erstinventur (BZE I: 1987-1993) erfolgte als ein Gemeinschaftsvorhaben des Bundes und der Länder im 8 x 8 km Grundraster mit teilweiser Verdichtung auf ca. 1800 Punkten. Die Ergebnisse wurden anschließend umfassend auf Landes- und Bundesebene ausgewertet. Nach 15 Jahren findet derzeit die erste Wiederholungsinventur (BZE II: 2006 – 2008) auf ca. 1900 Inventurpunkten statt. Ziel ist, Veränderungen des Boden- und Ernährungszustands der beobachteten Wälder gegenüber der Erstinventur zu charakterisieren und Beiträge zu neuen Fragestellungen wie dem Quellen- und Senkenverhalten von Wäldern in Bezug auf Treibhausgase zu liefern (Wellbrock et al. 2006).

Die Waldzustandserhebung (WZE, früher: Waldschadenserhebung/WSE) beurteilt seit 1984 jährlich an den gleichen Punkten des BZE-Rasters den Kronenzustand von Waldbäumen mit Hilfe einer Referenzbaummethode: Laub- und Nadelverluste werden im Vergleich zu einer voll belaubten bzw. benadelten Referenzkrone in 5 %-Stufen eingeschätzt und nachfolgend „Schadklassen“ zugeordnet. Ziel ist, Hinweise auf den Vitalitätszustand der Bäume zu erhalten. Die Auswertungen erfolgen sowohl als Landes- als auch Bundesebene (BMELV 2007).

Das europäische Intensivmonitoring (Level II) wurde von der UN/ECE initiiert und bis Ende 2006 zuletzt unter der Forest-Focus-Verordnung von der EU kofinanziert. In Deutschland haben die Bundesländer seit 1995 insgesamt 89 Monitoringflächen in ausgewählten Wäldern eingerichtet. Aufgabe ist, die überwiegend deskriptive Analyse der Boden- und Waldzustandsdaten der BZE und WZE mit prozessorientierten Ursache-Wirkungsanalysen zu untersetzen. Die BFH koordiniert die Auswertung auf nationaler Ebene und fungiert als nationales Datenzentrum gegenüber der EU und dem ICP Forest der UN ECE. Die Weiterführung der EU-Kofinanzierung des Intensivmonitorings wird unter dem LIFE+-Programm beantragt. Über den Antrag und damit über die Art und den Umfang des zukünftigen Intensivmonitorings ab 2009 wird im Jahr 2008 entschieden (Seidling et al. 2007).

Zusammen stellen die verschiedenen Inventur- und Monitoringinstrumente ein integratives System der ökosystemaren Waldzustandsanalyse dar, auf dessen Grundlage sowohl regionale Phänomene beschrieben als auch Hypothesen zur

Ursache von Umweltwirkungen abgeleitet werden können. Die geplante zukünftige Einbindung der Bundeswaldinventur (BWI) in das forstliche Umweltmonitoring wird wichtige zusätzliche Analysen zur Reaktion des Waldwachstums auf Umweltänderung in Deutschland in hoher regionaler Auflösung ermöglichen.

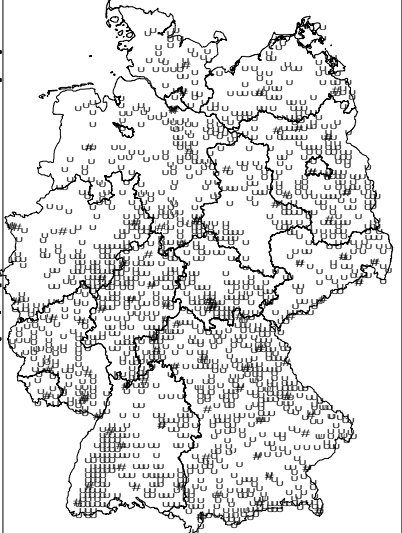
Programm	Level I (BZE/WZE)		Level II	
Parameter	Kronenzustand	• Kronenansprache	• Deposition • Bodenzustand • Bodenlösung • Waldklima • Zuwachs • Vegetation • Streufall • Totholz (50 Fl.)	
	Bodeninventur	• Bodenzustand • Profilbeschreibung • Elementgehalte in Blättern/Nadeln • Vegetation • Totholz (16 x16 km) • Bestandesaufnahme		
Frequenz	Kronenzustand	jährlich	Dauerhaft bis jährlich	
	Boden	alle 15 Jahre		
Ziele	• Charakterisierung des Waldökosystemzustands (phänomenologische Studien) • Identifizierung von Risikogebieten (regionale Differenzierung)		• Fallstudien • Hypothesenentwicklung zu Ursache-Wirkungsbeziehungen • Identifizierung von Schlüsselprozessen	

Abbildung 1: Übersicht über das forstliche Umweltmonitoring in Deutschland (gefüllte Kreise: Level II-Flächen, ungefüllte Quadrate: BZE/WZE-Flächen)

Ökosystemare Bewertung von Waldzuständen unter Berücksichtigung dynamischer Entwicklungen und räumlicher Differenzierung

In der Waldzustandserhebung (WZE) wird der Kronenzustand als unspezifischer Weiser für die Vitalität von Waldbäumen bzw. für deren Anpassung an Stresszustände angesehen. Bis zu Kronenverlichtung von 10 % gegenüber einem voll belaubten oder benadelten Referenzbaum wird keine Kronenverlichtung diagnostiziert. Zwischen 10 % und 25 % Verlichtung wird eine Warnstufe ausgeschieden; ab 25% wird von deutlichen Kronenverlichtungen gesprochen. Statische Auswertungen von mittleren Kronenzuständen nur eines Bezugsjahrs können häufig keine Zusammenhänge zu den möglichen Ursachen geringerer oder stärkerer Kronenverlichtung herstellen, da Umwelteinfluss und Baumreaktion zeitlich entkoppelt sein können. So wirkten sich z. B. Abweichungen der Mitteltemperaturen in der Vegetationszeit (Mai bis September) vom langjährigen Mittel hauptsächlich erst im Folgejahr mindernd auf die Belaubung der Buche in Deutschland aus; dabei sind starke räumliche Unterschiede in der Reaktion ersichtlich (Abbildung 2; Seidling 2007). Zusätzlich hatten verschiedene Einflüsse auf den Kronenzustand in ihrer Wechselwirkung von Jahr zu Jahr unterschiedliche Effekte (Abbildung 3; Seidling 2007). Verzögerte Wirkungen von Umwelteinflüssen finden sich auch bei Wachstumsanalysen (Beck und Müller 2007). Dies macht deutlich, dass eine zutreffende Bewertung von Waldökosystemen im Hinblick auf Umwelteinflüsse nur anhand einer dynamischen Betrachtung der

Entwicklung von Stressoren und Reaktionen erfolgen kann. Räumliche Differenzierung und standörtliche Unterschiede müssen ebenfalls ggf. berücksichtigt werden.

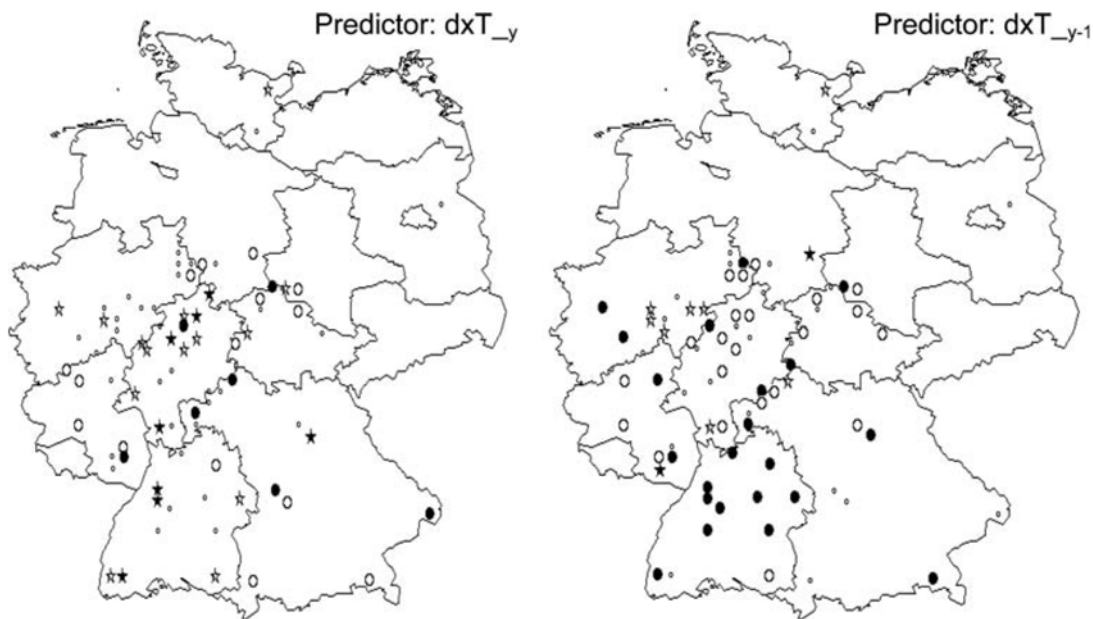


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen der Entwicklung von Kronenzuständen der Buche und Abweichungen von mittleren Temperaturen der Normalperiode (1961-1990) im Bezugsjahr (dxT_y) und im Vorjahr (dxT_{y-1}) nach Seidling (2007); Korrelationen: gefüllter Stern $r < -0,4$, offener Stern $-0,4 < r < -0,2$, kleiner offener Kreis $-0,2 < r < 0,2$, offener Kreis $0,2 < r < 0,4$, gefüllter Kreis: $r > 0,4$

Referenzbewertungen – Möglichkeiten und Grenzen

Bewertungen zum Zustand eines Ökosystems benötigen eine Referenz. Diese Referenz kann aus der Verteilung der Erhebungswerte (z.B. als Mittelwert, Median oder Perzentil) direkt abgeleitet werden. Eine andere Methode ist der Vergleich mit idealisierten Projektionen, z. B. der potenziellen natürlichen Vegetation am untersuchten Standort. Zustandsbewertungen mit Hilfe von solchen externen Referenzzuständen stellen an die Referenz die genannten Anforderungen der Zustandserfassung, nämlich dynamische Betrachtung und räumliche bzw. standörtliche Differenzierung. Insbesondere die unsicheren zukünftigen Umweltbedingungen im Zuge der Klimaänderung erschweren die Bestimmung von Referenzzuständen der Waldökosystemen im Sinne einer zukünftigen potenziellen natürlichen Vegetation. Zudem können die Verwendung von idealisierten Referenzzuständen zu Dogmatismus im Umgang mit Abweichungen zwischen Referenz und Realität führen.

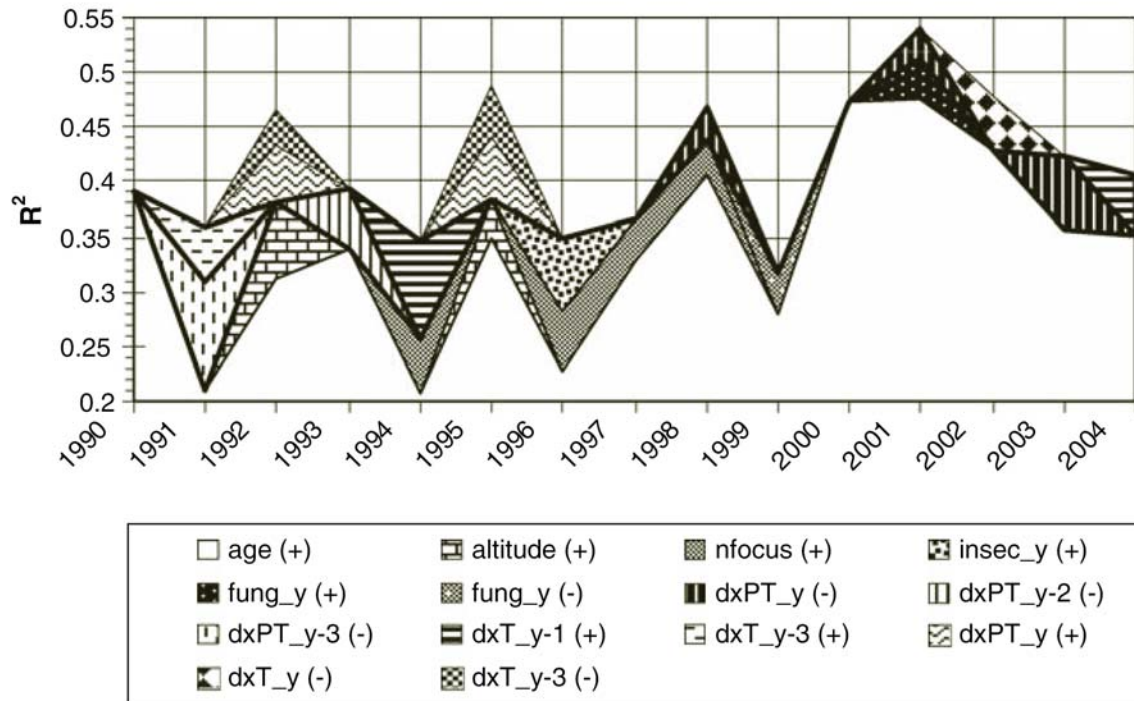


Abbildung 3: Abhängigkeitsstruktur vom Kronenzustand und möglichen Einflüssen (Seidling 2007); Legende: age = Alter, altitude = Höhe ü. NN, nfocus = Anteil der betrachteten Art am Gesamtkollektiv, insec = Indexmittel „Insektenschäden“, fung = Indexmittel „Pilzschäden“, dx_y = Abweichung vom Mittel Mai bis August 1961-1990, P = Niederschlag, T = Temperatur, PT = P/T.

Eine weitere Möglichkeit ist die Bewertung mit Hilfe einer funktionalen Referenz. Eine Bewertung z.B. der kritischen Eintragsraten (Critical Loads) für eutrophierenden Stickstoff in Wald-ökosystemen legt als Referenz diejenigen Eintragsraten für Stickstoff an, die gerade noch nicht zu einem unerwünschten Austrag von Stickstoff (Nitrat und gasförmige Austräge) führt. Die Darstellung der Überschreitungen erlaubt eine räumlich differenzierte Bewertung (Abbildung 4). Nach diesem Muster sind auch weitere Bewertungen ökosystemarer Funktionen wie der Lebensraumfunktion, der Schutzfunktionen für Boden, Klima Grundwasser und Artenvielfalt denkbar, ohne auf eine externe Referenz zurückgreifen zu müssen.

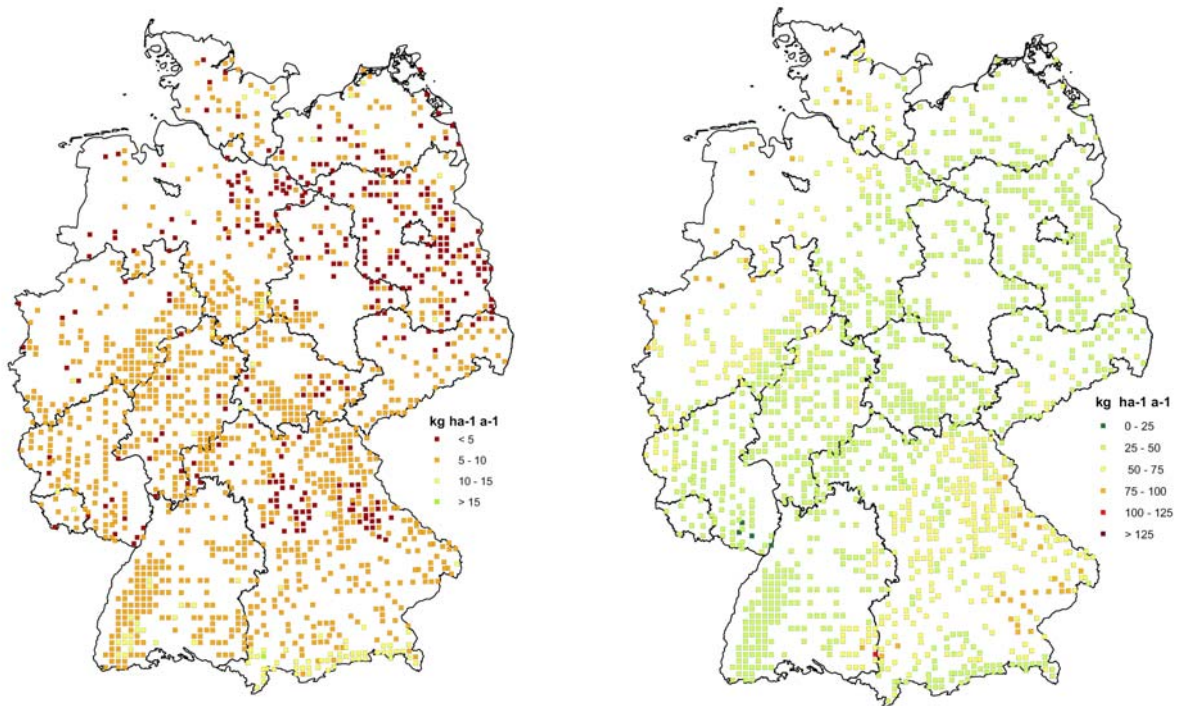


Abbildung 4: Funktionale Bewertung am Beispiel des N-Eintrags: Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff (Karte links) und Überschreitung der Critical Loads im Jahr 1991 (Karte rechts) nach Augustin et al. (2005).

Schlussfolgerungen

Aus den vorhergehenden Erläuterungen lässt sich folgendes Fazit ableiten:

- Waldökosystemzustände lassen sich nur im Kontext ihrer zeitlichen Entwicklung (Dynamik) und in ihrer räumlichen Differenziertheit bewerten. Dies gilt auch für Referenzzustände.
- Die (unbekannte) Klimaänderung stellt insbesondere Referenzbewertungen mit Hilfe idealisierter Referenzzustände von Waldökosystemen (Beispiel: pnV) vor Probleme.
- Funktionale Bewertungen anhand multidimensionaler, variabler „kritischer Grenzen“ als Referenz liefern eine höhere Flexibilität gegenüber Umweltänderungen in der Zukunft.

Literatur

- Augustin, S.; Bolte, A.; Holzhausen, M.; Wolff, B. (2005): Exceedance of critical loads of nitrogen and sulphur and its relation to forest conditions. Eur. J. For. Res. 124, 289-300.
- Beck, W.; Müller, J. (2007): Impact of heat and drought on tree and stand vitality – dendroecological methods and first results from Level II-plots in Southern Germany. In: Eichhorn, J. (ed.): Symposium: Forest in a changing environment

- results of 20 years ICP forests monitoring Göttingen, 25.-28.10.2006. Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen und der Nordwestdtsh. Versuchsanst. Bd. 142, 120-127.
- BMELV [Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz] (2007): Bericht über den Zustand des Waldes 2006 – Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings. Bonn, 104 S.
- Seidling, W. (2007): Signals of summer drought in crown condition data from the German Level I network. Eur. J. For. Res. 126, 529-544.
- Seidling, W.; Lux, W.; Bolte, A. (2007): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland – wohin? AFZ-DerWald 62 (20), 1068-1069.
- Wellbrock, N.; Evers, J.; Hennig, P.; Volz, H.-A.; Bolte, A. (2006): Zweite bundesweite Zustandserhebung im Wald beginnt. AFZ-DerWald 61 (20), 1117.

3.12 Böden als Lebensraum - was müssen wir wissen?

Prof. Dr. Volkmar Wolters

Zusammenfassung

Der Boden ist ein hochdiverser Lebensraum und erfüllt eine große Zahl an ökosystemaren Dienstleistungen für den Menschen. Unter dem Druck des Globalen Wandels und von Landnutzungsänderungen wächst die Sorge um den Verlust der nicht-erneuerbaren Ressource ‚Boden‘. Als Voraussetzung für eine nachhaltige Bodennutzung wird ein Konzept zur ökologischen Typisierung und Bewertung von Böden vorgeschlagen. Es sollte zunächst vier Kategorien von Parametern umfassen: die Zusammensetzung der Bodenlebewelt, die funktionelle Struktur der edaphischen Gemeinschaft sowie die spezifische Bodeneigenschaften und den landschaftökologischen Kontext. Die wissenschaftlichen und praktischen Voraussetzungen für die Entwicklung eines solchen Konzeptes sind gegeben. Es bedarf aber erheblicher Anstrengungen zur Bündelung des vorhandenen Wissens und zur Füllung der teils erheblichen Forschungslücken. Letztlich würde dies eine Übertragung der ökologischen Anforderungen, welche die EU Wasserrichtlinie an die Nutzung und Überwachung von Süßgewässern stellt, auf das System Boden ermöglichen.

Einleitung

In den vergangenen Jahrhunderten hat der Mensch die Ökosysteme Europas radikal verändert und damit einen neuen Typ von Großlebensraum geschaffen: die Kulturlandschaft. Die starken anthropogenen Eingriffe hatten und haben starke Auswirkungen auf die Böden – z.T. mit erheblichen negativen ökologischen und ökonomischen Folgen. Viele europäische Böden sind heute bereits als zumindest degradiert einzustufen. In der EU ist daher in jüngster Zeit die Sorge um die begrenzte Ressource ‚Boden‘ gewachsen. So identifiziert z.B. die Europäischen Bodenschutz-Strategie acht Typen von Gefährdungen (Ekschmitt & Wolters 2007, UBA Texte 34, 144ff.). Die Autoren des jüngst erschienen vierten Berichts zur Abschätzung der Umweltsituation in Europa der European Environmental Agency (TH-78-07-127-EN-C; p. 124) halten fest: *‘The ecological and socio-economic functions provided by soil are essential to the social and economic well-being of Europe and as such deserve to be addressed more fully both in scientific and policy terms.’* Damit wird sehr nachdrücklich auf eine der wichtigsten Zukunftsaufgaben der Umweltforschung hingewiesen.

Der Boden ist ein multifunktionaler Lebensraum, Speicher für Gene, Lieferant von Naturstoffen und nicht zuletzt auch ein wichtiger Teil unseres kulturellen Erbes. Er erbringt zudem eine enorme Zahl an ökosystemaren Dienstleistungen – von der Lebensmittelerzeugung über Wasserreinhaltung und Kohlenstoffsequestrierung bis hin zur klimatischen Pufferung und zur Schadstoffentgiftung. Die meisten dieser

Leistungen hängen entscheidend von der Struktur und Funktion der Lebensgemeinschaft des Bodens ab. Die Analyse des Lebensraums ‚Boden‘ und seiner Steuerung durch anthropogene Einflüssen sollte daher höchste Forschungspriorität genießen. Dabei darf die Wissenschaft nicht bei der Erarbeitung von Grundlagen stehen bleiben, sondern muss sich vermehrt den anwendungsorientierten Herausforderungen stellen, die sich aus den Bedingungen des Globalen Wandels und der sich ändernden Landnutzung ergeben. Dafür bedarf es eines klaren Konzeptes zur ökologischen Analyse des Zustandes und des Leistungsvermögens von Böden.

Daher möchte ich die in der Überschrift gestellte Frage „was müssen wir wissen?“ in den angewandten Kontext der ökologischen Typisierung von Böden stellen. Ein solches Verfahren muss einfach, konsistent, sachgerecht und zuverlässig sein. Dabei geht es weniger um eine kurzfristige Bioindikation als um eine mittel- und langfristige Bewertung. Ich schlage vor, das System unter Berücksichtigung von vier Parametergruppen zu entwickeln: Zusammensetzung der Bodenlebewelt (Kap. 3.1), funktionelle Struktur der edaphischen Gemeinschaft (Kap. 3.2) sowie spezifische Bodeneigenschaften und landschaftsökologischer Rahmen (Kap.3.3). Eine Vereinfachung im Zuge des Entwicklungsprozesses ist wünschenswert und sehr wahrscheinlich. Bevor ich diesen Ansatz weiter ausführe, möchte ich in Kapitel 2 kurz den Boden als Lebensraum vorstellen.

Lebensraum Boden

Der Boden ist ein in seinen Eigenschaften standörtlich stark variierendes Gemisch aus mineralischen Partikeln (ca. 45%), organischer Bodensubstanz (ca. 5%), Wasser (ca. 25%) und Luft (ca. 25%). Die darin lebenden Gemeinschaften von Tieren und Mikroorganismen (das Edaphon) machen nur etwa 10% der organischen Bodensubstanz aus (hinzu kommen noch die Pflanzenwurzeln in vergleichbarer Größenordnung), sind aber erstaunlich abundant, arten- und formenreich sowie funktionell divers. Sie sind damit ein entscheidendes Element terrestrischer Biodiversität. In wenigen Handvoll Boden lassen sich über 20 000 verschiedene Taxa identifizieren (zum Vergleich: wir kennen nur 18 Elementarteilchen, 117 chemische Elemente und annähernd 5 600 Enzyme). Bodenorganismen steuern u.a. den Abbau und die Speicherung der organischen Substanz, produzieren und konsumieren Spurengase, sind an der Erhaltung und der Bildung der Bodenstruktur beteiligt, regulieren die Kreisläufe von Nährstoffen und beeinflussen die Bodengesundheit. Nach vorsichtigen Schätzungen vermitteln allein die Bodeninvertebraten 15% des Kohlenstoff- und 30% des Stickstoffumsatzes.

Leider sind weder die Faktoren, die diese enorme Vielfalt bedingen, noch die ökosystemaren Implikationen des Artenreichtums im Boden vollständig erforscht. Dies liegt nicht zuletzt an der kryptischen Lebensweise des Edaphons und den damit verbundenen methodischen Problemen bei dessen quantitativen Erfassung. Eine zusätzliche Schwierigkeit entsteht durch die im Vergleich zu Gewässern wesentlich größere kleinräumige Heterogenität des Bodenkörpers und die damit verbundene inhomogene Verteilung und Aktivität der Organismen. Ein drittes Problem ergibt sich

aus den erheblichen intra- und interannuellen Populationsschwankungen. Und schließlich: die systematische Bearbeitung der einzelnen Gruppen ist noch lange nicht abgeschlossen. Dies gilt insbesondere für Mikroorganismen. All dies sind aber lösbare Herausforderungen an die bodenökologische Forschung.

Typisierung von Böden durch ökologische Parameter

Zusammensetzung der Bodenlebewelt

Es besteht ein erhebliches Defizit bei der Quantifizierung des Zusammenhanges zwischen Biodiversität und ökologischen Funktionen. Völlig unbestritten ist jedoch, dass die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften die kritische Größe für das Leistungsvermögen von Ökosystemen ist. Dies gilt auch für das Systemkompartiment ‚Boden‘. Solange also nicht abschließend geklärt ist, auf welchem Auflösungs-niveau die ökologische Bewertung von Böden erfolgen muss, sollte die gründliche Analyse der Zusammensetzung der Bodenlebewelt (Abundanz und taxonomisches Inventar) der Ausgangspunkt für alle weiteren Schritte sein. Dies ist die komplexeste und arbeitsintensivste Ebene, aber nur sie erlaubt die Bildung sinnvoller funktioneller Gruppen, die Identifizierung besonderer Leistungsträger und die Aufklärung spezifischer biologischer Ansprüche. Hinzu kommt, dass nur auf sauberer taxonomischer Grundlage das funktionelle Pufferpotential der Biodiversität analysiert werden kann. Dabei geht es um die Beantwortung der so wichtigen Frage: welche Arten können im Falle des Verlustes anderer Arten deren Rolle übernehmen und damit die ökologische Funktionsfähigkeit erhalten?

Ausgehend von dem überraschend weitsichtigen Interesse Darwins an der edaphischen Lebewelt (insbesondere an Regenwürmern) wurde in den letzten Jahrzehnten ein beeindruckender bodenökologischer Wissensschatz erarbeitet. So haben wir trotz der oben erwähnten Probleme inzwischen für viele europäische Böden fundierte Kenntnisse von der edaphischen Fauna und ihrer ökologischen Grenzen. Neuere Untersuchungen zeigen zum Beispiel, dass – bei aller räumlichen und zeitlichen Variabilität – die systemspezifische Struktur bestimmter Bodentiergemeinschaften recht zuverlässig vorhersagbar ist. Dies berechtigt zu der Hoffnung, dass störungsbedingte Veränderungen mit hinreichender Sicherheit erkannt oder sogar prognostiziert werden können. Daraus lassen sich Kriterien für die Bewertung des ökologischen Bodenzustandes und dessen Steuerung durch externe Faktoren ableiten. Gleiches gilt mit Einschränkungen für die edaphische Mikroflora – wenn auch meist nicht auf Artniveau. In der Bodenmikrobiologie haben moderne Verfahren zur Biomassebestimmung, zur Quantifizierung des Leistungsvermögens (z.B. modifizierte Biolog-Techniken, Enzymbestimmungen) oder zur biochemischen bzw. molekularbiologischen Charakterisierung mikrobieller Gemeinschaften erhebliche Fortschritte gebracht.

Was allerdings sowohl für die Mikroorganismen als auch für die Fauna des Bodens fehlt, ist eine systematische Zusammenführung des vorhandenen Datenbestandes und dessen metanalytische Aufarbeitung. Nur so könnte das vorhandene Wissen

verfügbar gemacht und der Forschungsbedarf identifiziert werden. Dies muss die Grundlage für weitere Untersuchungen wie ein gezieltes Monitoring von Bodenorganismen, die Analyse der Regenerationsfähigkeit von Bodenpopulationen oder die Quantifizierung von Habitat-spezifischen Toleranzschranken sein (vgl. Ekschmitt & Wolters 2007, UBA Texte 34, 144ff.). Im Kontext der ökologischen Bodenbewertung würde sich dafür eine Anbindung an bestehende europäische bzw. nationale Monitoring-Netze sowie die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen anbieten.

Funktionelle Struktur der edaphischen Gemeinschaft

Angesichts der oft geringen Korrelation im Artenreichtum verschiedener Taxa ist die taxonomische einwandfreie Bearbeitung der Bodenorganismen zwar eine notwendige aber keine hinreichende Voraussetzung für die ökologische Typisierung von Böden. Als weiteres entscheidendes Merkmal muss die Analyse der funktionellen Struktur der edaphischen Gemeinschaft hinzukommen.

Ein bekanntes und praxistaugliches Konzept zur funktionellen Klassifizierung der Bodenlebewelt ist das am Durchmesser der Organismen orientierte System der Größenklassen. Es verknüpft Bodeneigenschaften wie Ton-, Schluff- und Sandgehalt oder Anteil an Fein-, Mittel- oder Grobporen mit dem spezifischen Leistungsvermögen der Mikroflora (Bakterien und Pilze) sowie der Mikro-, Meso- und Makrofauna. Ordnet man den Größenklassen zusätzlich bestimmte trophische Kategorien zu (z.B. saprophag, mikrophytophag, zoophag), ergibt sich eine einfache 2-dimensionale Matrix, deren quantitative Ausfüllung eine ausgezeichnete Grundlage für die Bodenbewertung darstellt. Wie erfolgreich dieser Ansatz sein kann, zeigen am Beispiel der Mikrofauna die von Tom Bongers für Nematoden etablierten und zur allgemein akzeptierten Anwendungsreife gelangten Indizes. Vergleichbare Systeme für andere Organismengruppen und Größenklassen müssen noch entwickelt werden. Dabei sollten die Erkenntnisse, die in jüngster Zeit aus der Analyse von Bodennahrungsnetzen gewonnen wurden, berücksichtigt werden. Diese schaffen durch die Quantifizierung der zwischen den trophischen Kategorien und Größenklassen ablaufenden Energie- und Stoffflüsse eine dritte Matrixdimension und somit eine pragmatische Bewertungsebene für die Prioritätensetzung. Hierfür stehen bereits ausgereifte und erfolgreich geprüfte Modellansätze zur Verfügung. Damit ließ sich z.B. für Agrarökosysteme der Einfluss der Bewirtschaftung auf die Ausprägung Pilz-basierter bzw. Bakterien-basierter Nahrungsketten nachweisen.

So wichtig trophische Beziehungen für die funktionelle Analyse von Bodengemeinschaften auch sind, so unterschlagen sie doch durch die Betonung negativer Interaktionen einen sehr wichtigen Aspekt: viele Prozesse im Boden beruhen auf wechselseitiger Förderung (*Facilitation*). Als Beispiele seien die Lebensraum-gestaltende Rolle der sog. Bodeningenieure (Regenwürmer, Ameisen), die wechselseitigen Beziehungen innerhalb der Zersetzungskaskade (z.B. Oberflächenvergrößerung durch zoogene Partikularisierung der Streu, mikrobielle Enzyme als external Rumen), viele Aktivitäten in der Rhizosphäre, die Rhizobien und die Mykorrhizen sowie die Abhängigkeit der Bodenfauna von ihrer Darmmikroflora genannt. Die Bewertung

förderlicher Interaktionen im Boden steckt noch in den Kinderschuhen, gehört aber zu den aufregendsten Gebieten der modernen Bodenökologie. Hier sehe ich besonderen Forschungsbedarf, denn eine Veränderung der Facilitation ist in der Regel die Folge der Verschiebung sehr eindeutiger biologischer Beziehungen und sollte daher vergleichsweise leicht nachzuweisen sein. Dies könnte ein wichtiges Element für eine ökologische Bodenbewertung werden. Einen ersten Ansatzpunkt bietet die Tatsache, dass die Spezifität förderlicher Interaktionen offenbar mit zunehmender Skalenebene abnimmt. So sind etwa die Beziehungen auf der niedrigen Skala der N-fixierenden Bakterien, der Flechten oder der Mykorrhizen sehr viel spezifischer als diejenigen auf der mittleren Ebene degradativer Sukzessionen oder der Nährstoffkreisläufe. Diese sind aber wiederum deutlich spezifischer als die Beziehungen auf der hohen Ebene z.B. der Bodeningenieure.

3.3 Spezifische Bodeneigenschaften und landschaftökologischer Rahmen

Die ökologische Forschung verabschiedet sich langsam und schweren Herzens von der Vorstellung, Organismen ließen sich *per se* bestimmte Rollen wie z.B. eine ‚Schlüsselfunktion‘ (*Keystone species*) zuweisen. Es wird immer deutlicher, dass solche Rollen oft kontextabhängig sind, d.h. nur unter bestimmten Konstellationen von Umweltbedingungen zum Tragen kommen. Die ökologische Typisierung von Böden muss deshalb von vornherein die Wirkung externer Steuerfaktoren auf die edaphischen Gemeinschaften berücksichtigen.

Die spezifischen Bodeneigenschaften sind das Ergebnis eines interaktiven Entwicklungsprozesses. Zu der biologischen Komponente treten geologische Ausgangsbedingungen, Klima, Vegetation, Topografie, Zeit und menschliche Einflüsse. Vor diesem Hintergrund haben Ressourcenqualität, physikochemische Bodenbedingungen und klimatische Faktoren (insbesondere Temperatur und Feuchte) eine besonders starke Wirkung auf die aktuelle Zusammensetzung der Bodengemeinschaft. Erfreulicherweise zeigen neuere Forschungsergebnisse, dass biotische und abiotische Faktoren vielfach eng korreliert sind. Die Einbeziehung der Bodeneigenschaften in das Bewertungskonzept bedeutet also nicht eine ins Unüberschaubare wachsende Verkomplizierung, sondern liefert einen weiteren Baustein für die Systematisierung. Die Bodenbedingungen bilden den Kontext, in dem sich die Beschaffenheit der oben geschilderten Matrix herausbildet. Viele dieser Zusammenhänge sind noch nie integrativ ausgewertet worden. Die in Kapitel 3.1 vorgeschlagene metanalytische Bearbeitung bodenökologischer Datensätze dürfte dafür sehr hilfreich und erhellend sein.

Über die Wirkung regionaler Faktoren auf die Biodiversität und die Leistungsfähigkeit der edaphischen Gemeinschaft wissen wir sehr wenig. Bedingt durch die etablierten Verfahren zur Erfassung der Bodenorganismen konzentrieren sich fast alle Studien auf kleinräumige Analysen (z.B. Plot oder Feld) und lassen den landschaftsökologische Rahmen unberücksichtigt. Dies ist fatal, denn die Landschaftsebene ist ja genau die räumliche Skala, auf der die meisten anthropogenen Einflüsse wirksam werden. Hier besteht also ein erheblicher Forschungsbedarf. In meiner Arbeitsgruppe

werden seit einiger Zeit landschaftsökologische Untersuchungen an Bodentieren mit Hilfe geostatistischer Verfahren durchgeführt. Sie zeigen, wie stark sich der regionale Kontext auf die lokale Zusammensetzung der Bodengemeinschaften auswirkt. Andersherum haben sie aber auch eine stark relativierende Wirkung auf die Bewertung lokaler Befunde, denn in der Landschaftsmatrix tragen alle Elemente zum regional verfügbaren Artenpool bei. Die Fokussierung auf kleine Raumausschnitte kann so deutliche Fehleinschätzungen zur Folge haben und möglicherweise zu bodenökologischen Vorgaben für Landnutzer führen, die nicht nur kostspielig sondern auch falsch sind. Angesichts der dünnen Datenlage auf dem Gebiet der landschaftsorientierten Bodenbiologie lässt sich derzeit über die Möglichkeit zur Einbeziehung großräumiger Ansätze in ein Konzept zur ökologischen Bodentypisierung nur spekulieren. Notwendig wäre dies auf jeden Fall. Ein entscheidendes Bewertungskriterium muss dabei die Beurteilung des Migrationsverhaltens der relevanten Taxa sein, denn dies steuert die Besiedlungsfähigkeit der Organismen und damit z.B. das Vermögen zur Kompensation lokaler Veränderungen. Ergänzend zu den GIS-orientierten Freilanderfassungen dürfte der Einsatz molekularökologischer Verfahren einen großen Fortschritt auf diesem Gebiet bringen. Unsere Untersuchungen an der populationsgenetischen Struktur von Laufkäfern haben weitreichende Erkenntnisse zum Austausch zwischen vielfach weit voneinander entfernten Teilpopulationen erbracht. Zudem ließ sich ein großer Einfluss oberirdischer Strukturelemente auf diesen Prozess nachweisen. Das eröffnet Perspektiven für ein regionales Management der Bodenbiodiversität.

Referenzzustände für den Lebensraum Boden?

Ingenieure und Planer wünschen sich eindeutige Vorgaben zur Beurteilung der Tragfähigkeit ihrer Konstruktionen bzw. Entscheidungen. Referenzzustände wären auch für die ökologische Bodenbewertung hilfreich. Ein solcher Rahmen steht aber nicht zur Verfügung. Dieses Problem gilt insbesondere für die stark anthropogen geprägte Kulturlandschaft, in der z.B. die oft beschworene Naturnähe schon *per Definitionem* kein geeignetes Kriterium sein kann. Letztlich müssen Entscheidungen über gewünschte Umweltzustände getroffen werden – das Bodenleben ist nicht aus sich heraus gut oder schlecht. Die eine Gruppe edaphischer Organismen versorgt Nutzpflanzen mit Nährstoffen und steigert deren Produktivität, die andere frisst an den Wurzeln eben dieser Pflanzen und vernichtet ganze Ernten. Dieselben Regenwürmer, die bei uns als das Sinnbild des guten Bodenzustandes gelten, werden in Minnesota als unerwünschte Eindringlinge und Zerstörer des kulturellen Erbes bekämpft. Erstaunlicherweise hat sich der Eigennutz als ein sehr guter Ratgeber für die Festlegung von Umweltstandards erwiesen. So zeigt die Einbeziehung der ökosystemaren Dienstleistungen, die letztlich den monetären Gewinn durch ökologische Prozesse beschreiben, in ökonomische Gesamtbilanzen sehr deutlich, dass die Gesellschaft langfristig den größten Profit aus einer nachhaltigen Nutzung ihrer Umwelt ziehen kann. Daraus lassen sich Referenzzustände für Böden ableiten! Diese

müssen die standortspezifischen Bedingungen zum Ausgangspunkt nehmen, denn weder aus ökologischen noch aus ökonomischen Gründen ist es sonderlich zielführend, eine sehr starke Veränderung des ursprünglichen Bodenzustandes anzustreben bzw. dauerhaft aufrecht zu erhalten. In diesem Rahmen dürfte der maximal mögliche Erhalt der nativen Bodenbiodiversität auf der Landschaftsebene der beste Garant für die nachhaltige Nutzbarkeit ökosystemarer Dienstleistungen sein.

Als Orientierungspunkte für das Erreichen dieses Zieles kann einmal die Erfüllung funktioneller Kriterien wie das Vermögen der Böden zur Kohlenstoffspeicherung dienen. Noch wichtiger wäre aber die hier vorgeschlagene Entwicklung eines Systems zur ökologischen Charakterisierung und Bewertung von Böden. Dies würde eine Übertragung der integrativen Anforderungen, welche die EU Wasserrichtlinie an die Nutzung und Überwachung von Süßgewässern stellt, auf das System Boden ermöglichen. Daraus könnte sich mittelfristig ein flächendeckendes Biomonitoring-Netzwerk zur bodenökologischen Qualitätssicherung entwickeln. Zwar besteht noch erheblicher Forschungsbedarf, aber das grundlegende Wissen zur praktischen Umsetzung dieses Konzeptes ist vorhanden. Bedauerlicherweise fehlt es jedoch an Initiativen zur Bündelung und Nutzung dieses Wissens. So führt die Bodenökologie noch sehr oft ein förderpolitisches Schattendasein und gleicht damit unfreiwillig dem eigenen Forschungsgegenstand. Das könnte unsere Gesellschaft teuer zu stehen kommen, denn sie wird dadurch an Boden verlieren!

3.13 Ableitung von Indikatoren für die Ökosystemnachhaltigkeit auf der Grundlage von Monitoringdaten

Jürgen Schäffer, Dr. Klaus von Wilpert

Entstehung und Aufbau des Forstlichen Monitorings

Die bis in die 70er Jahre des vergangenen Jahrhunderts in der Forstwirtschaft praktizierte Nachhaltigkeitskontrolle war einseitig auf die Bewertung der forstlichen Produktionsfunktion ausgerichtet. Erst die flächenhafte Schädigung der Tanne im Schwarzwald und die zum damaligen Zeitpunkt in intensiven Ökosystemfallstudien erkennbaren Hinweise auf rapide voranschreitende Veränderungen der physikalischen und chemischen Rahmenbedingungen der Waldökosysteme führten zum Aufbau eines umfassenderen forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland. Die Einrichtung erster Versuchsflächen zur langfristigen Untersuchung von Waldschäden erfolgte in Baden-Württemberg im Jahr 1978. Zu Beginn der 80er Jahre wurden erstmals landesweite, rasterbasierte Inventuren zur Erfassung des Gesundheitszustands der Waldbäume durchgeführt. Thematisch wurde in den Folgejahren die Waldzustandsinventur um weitere Komponenten (z.B. Waldernährung und Bodenzustand) ergänzt; mit der Anlage von Intensivmessflächen wurde Mitte der 90er Jahre die letzte Stufe der Erweiterung abgeschlossen.

Die Messnetze der forstlichen Umweltüberwachung sind heute hierarchisch gegliedert und fügen sich thematisch zu einem integralen Konzept der Umweltüberwachung (v. WILPERT et al., 2006). Ein Teil der Messnetze stützt sich dabei auf einfach messbare Parameter oder Schätzgrößen (z.B. Nadel-/Blattverluste im Rahmen der jährlichen Waldzustandserhebung), die mit sehr hoher räumlicher Repräsentanz erhoben werden können. Die Möglichkeit Prozesskenntnis zu erlangen ist bei diesen Aufnahmen jedoch sehr eingeschränkt und auch dynamische Entwicklungstendenzen lassen sich nur bei hinreichender zeitlicher Auflösung der Erhebungen erkennen. Dies ist nur mit vergleichsweise hohem instrumentellem Aufwand möglich und ist damit auf wenig punktbezogene Fallstudien begrenzt. Aus diesem Grund werden Rasterinventuren, wie die Bodenzustandserhebung oder prozessorientierte Messnetze, wie das Depositionsmessnetz mit deutlich höherem Messaufwand betrieben. Kontinuierliche Messungen können so nur in ausgewählten Landschaftsausschnitten betrieben werden, was deren räumliche Repräsentativität einschränkt. Primär auf die Generierung von Prozesskenntnis ausgerichtet sind die auf Bestandes- bzw. Einzugsgebietsebene angesiedelten Intensivmessflächen des Level II-Messnetzes sowie die Ökosystemfallstudien. Mit hoher zeitlicher Auflösung werden in diesen Studien eine Vielzahl von Parametern (Deposition, Meteorologie, Bodenwasser, Waldernährung, Waldvegetation, ...) erfasst, die für kausalanalytische Auswertungs- und Interpretationsansätze genutzt werden können.

Nachhaltigkeitsindikatoren und Monitoringdaten

Im Folgenden werden Messnetz- und Versuchsflächendaten aus Baden-Württemberg vorgestellt, die Informationen für die Bewertung wesentlicher Ökosystemfunktionen beinhalten und damit als Indikatoren geeignet sind. Neben Kenngrößen für die Zustandsbewertung werden auch aus den Messdaten abgeleitete Empfehlungen vorgestellt, die für die Erreichung eines an der Ökosystemnachhaltigkeit orientierten Zielzustands umgesetzt werden müssen (z.B. Bodenschutzkalkungen). Für die Erhaltung der Funktionenvielfalt in bewirtschafteten Wäldern ist es zudem notwendig, bereits heute erkennbare Risikopotenziale wie z.B. den durch Klimaänderungen zunehmenden Trockenstress zu überwachen und diese Kenntnisse in Bewirtschaftungskonzepte zu integrieren.

Kronenzustand - Indikator für die Waldgesundheit

Mit der systematischen Überwachung des Gesundheitszustands der Wälder wurde zu Beginn der 80er Jahre der Grundstein für das forstliche Umweltmonitoring gelegt. Aus der terrestrischen Waldschadensinventur (TWI) liegt für Baden-Württemberg eine 24 Jahre umfassende Zeitreihe des Nadel- bzw. Blattverlustes für die Hauptbaumarten vor. Die Aufnahmen erfolgten zu Beginn der Erhebungen jährlich im 4x4km-Raster an mehr als 800 Punkten. Ab dem Jahr 1991 wurde diese Vollstichprobe jeweils nur alle drei bzw. vier Jahre aufgenommen, dazwischen wurde die Ansprache des Kronenzustands nur an 50 Messpunkten des 16x16km-Rasters vorgenommen. Seit dem Jahr 2005 werden jährlich Erhebungen auf dem 8x8km Netz durchgeführt.

Bei den bisherigen Auswertungen wurden lediglich die Jahresmittelwerte der Schadprozente für die Baumarten auf Landesebene bzw. für ausgewählte Raumeinheiten berechnet und die Konfidenzintervalle um diese Mittelwerte für die Herleitung signifikanter Unterschiede herangezogen. Diese Vorgehensweise setzt voraus, dass die Beobachtungen weder räumlich noch zeitlich autokorreliert sind, was im Falle der Waldzustandsdaten nicht vorausgesetzt werden kann. Für die Ermittlung der Schätzwerte wurden zudem keine erklärenden Variablen wie z.B. das Baumalter oder standortspezifische Parameter (Substrat, Höhenlage, ...) herangezogen (AUGUSTIN et al., 2007).

In generalisierten additiven gemischten Modellen (GAMMs) können räumliche und zeitliche Autokorrelation bei der Schätzung berücksichtigt werden sowie erklärende Kovariaten bei der Modellformulierung einbezogen werden. Dadurch wird es möglich, räumliche Muster und zeitliche Trends der Entwicklung des Waldzustands wesentlich detaillierter zu interpretieren. **Abb. 1** zeigt den mittels eines GAMM ermittelten zeitlichen Trend des Nadelverlustes für die Baumart Fichte standardisiert auf ein Bestandesalter von 50, 74 und 93 Jahre (unteres Quartil, Median und oberes Quartil der Altersverteilung). Deutlich erkennbar wird die altersabhängige Niveaushiftung im Trendverlauf. Die höchsten Schadprozente finden sich im oberen Quartil der Altersverteilung, während die jüngsten Bestände bis zu 10% geringere Verlustraten aufweisen. In der Zeitreihe zeichnen sich Perioden mit trocken-warmer

Witterung (1983-1985, 1993-1995 und die Jahre um 2003) durch hohe Nadelverlustwerte aus, während in feuchteren Jahren eine Erholung eintritt. Von 1985-1999 ist für alle drei Altersstufen ein leicht abnehmender Trend des Nadelverlustes zu erkennen; seit dem Jahr 2000 steigen die Schadprozentse sehr steil an und erreichen das höchste Niveau der gesamten Beobachtungsperiode.

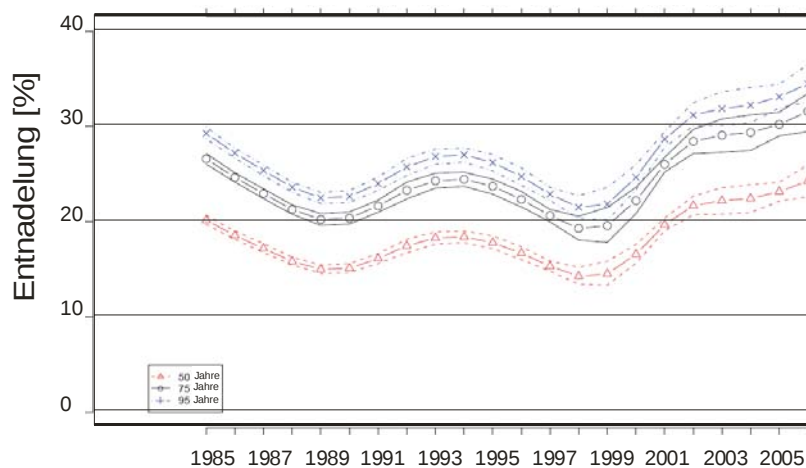


Abb. 1: Trend des geschätzten Nadelverlustes für die Fichte in Baden-Württemberg modelliert für das Bestandesalter von 50, 74 und 90 Jahren (unteres Quartil, Median und oberes Quartil der Altersverteilung) mit 95%-Konfidenzbändern

Auch das räumliche Muster der Schadensschwerpunkte hat sich während der Betrachtungsperiode verändert. In den Jahren 1985-1987 sowie 1992-1995 lagen die Schwerpunkte des Nadelverlustes in den kristallinen Regionen des Schwarzwaldes und Odenwaldes. Ab 2000 tritt ein neues Muster an Schadensschwerpunkten auf (**Abb. 2**). Ab diesem Zeitpunkt treten höhere Schadprozentse an Fichten im Bodenseeraum, im Alpenvorland sowie im Neckarraum auf. Die Böden in diesen Regionen sind hinsichtlich ihrer Nährstoffversorgung deutlich besser versorgt. Außerdem sind dies klimatisch deutlich wärmere Bereiche. In den Jahren 2005 und 2006 fließen die Schadensschwerpunkte räumlich zusammen.

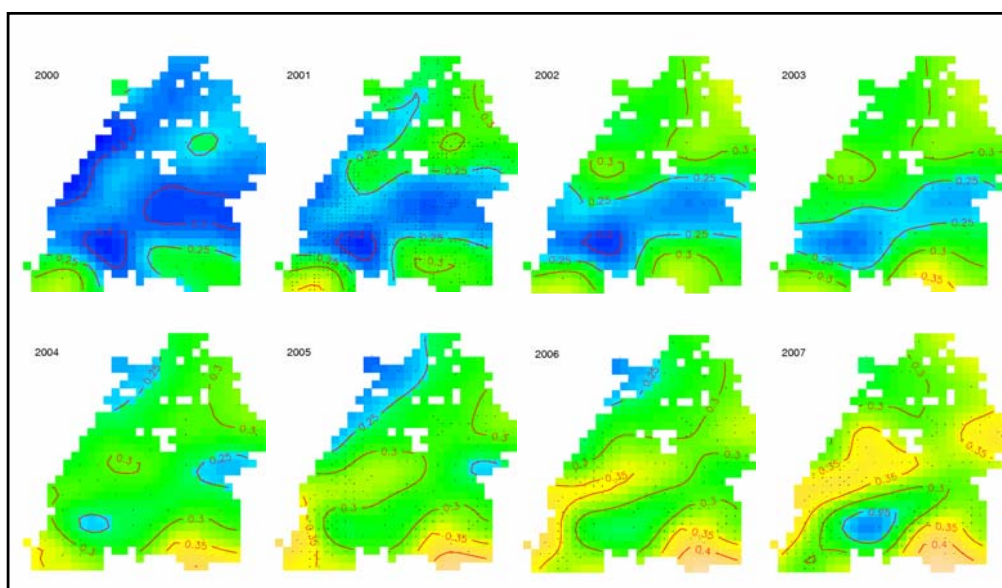


Abbildung 2: Modellerte Nadelverlustwerte für die Baumart Fichte für die Jahre 2000 bis 2006. Für die Modellierung wurde das mittlere Alter von 74 Jahren verwendet

Offensichtlich tritt neben der Destabilisierung durch den versauerungsbedingten Verlust an Standortqualität auf geogen schwach ausgestatteten Böden ein neuer Faktorenkomplex auf. Die Häufung der klimatischen Witterungsextreme, insbesondere der Trockenphasen scheint hierbei maßgeblich beteiligt zu sein (FVA, 2007).

Stratifiziert man die Erhebungspunkte der Waldzustandserhebung nach den Substratvarianten Humus, Sand und Ton, dann fällt auf, dass die Nadelverluste auf den lehmigen Standorten am stärksten ausgeprägt sind. Dieser Befund korrespondiert mit der beobachteten Ausweitung der Schadensschwerpunkte auf Regionen mit besser versorgten Standortseinheiten (FVA 2006). Dies bedeutet, dass Bäume auf Böden mit geringer Wasserspeicherkapazität offensichtlich besser an die Belastung angepasst sind.

Risikopotenzial Trockenstress

Im Rahmen einer bundesweiten Modellierung des klimatischen Wasserbilanzdefizits (Differenz aus Niederschlag und potenzieller Verdunstung), die von der Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft für das Jahr 2003 durchgeführt wurde (ANDERS et al., 2004), war die Intensität der Trockenheit regional im Südwesten am höchsten (**Abb. 3**). In dieser Region heben sich insbesondere der Schwarzwald und Odenwald, das Neckarland und das südliche Alpenvorland ab. Ein Vergleich des räumlichen Musters der modellierten Nadelverlustwerte ergibt eine nahezu flächenscharfe Deckung mit den Spitzenwerten des Wasserbilanzdefizits im Jahr 2003. Dieser Befund stützt die Hypothese einer zunehmenden Beteiligung des Klimageschehens im Ursachenkomplex, der für die Vitalitätseinbußen der Waldbäume verantwortlich ist.

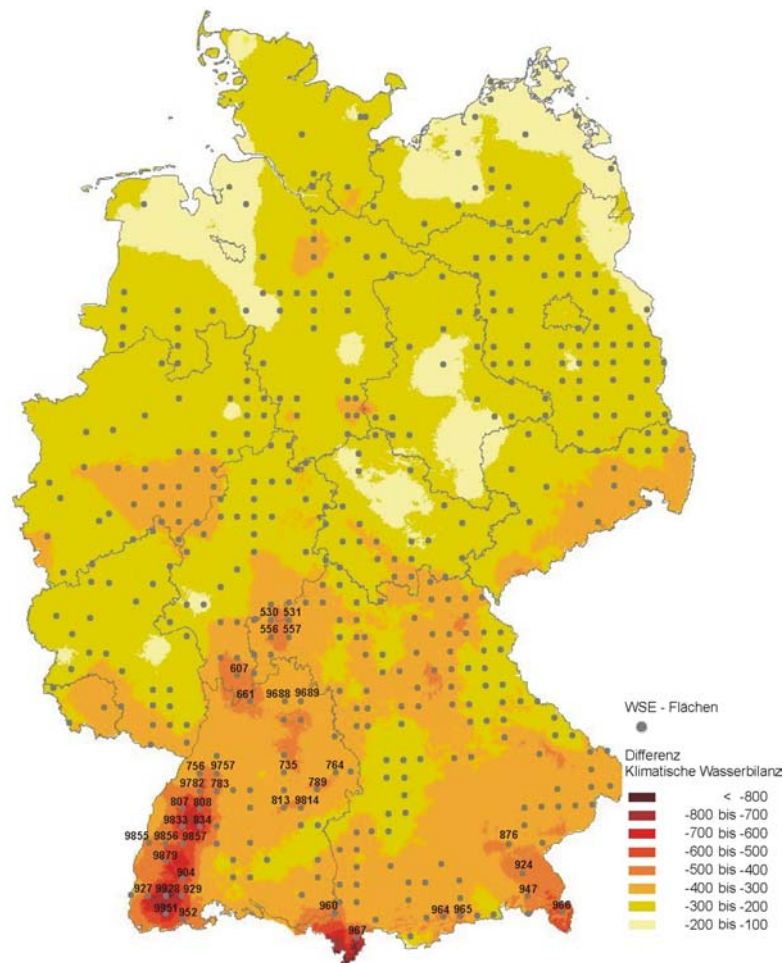


Abb. 3: Modelliertes klimatisches Wasserbilanzdefizit für das Jahr 2003.

An den intensiv instrumentierten Level II-Stationen kann ein Wasserhaushaltsmodell parametrisiert werden, und damit neben der summarischen Größe des Wasserbilanzdefizits auch der zeitliche Verlauf und die räumliche Verteilung des Wasserstresses im Boden bestimmt werden. Dabei sind insbesondere längere Phasen mit hoher Saugspannung im Boden für die Beurteilung relevant. In **Abb. 4** ist der Verlauf der Saugspannung für das Jahr 2003 an den Standorten Esslingen und Ochsenhausen dargestellt. Diese repräsentieren die Hauptbodenartengruppen Sand (Esslingen), Lehm (Ochsenhausen) und Ton (Esslingen) mit in dieser Reihenfolge zunehmender Wasserspeicherfähigkeit, aber auch zunehmendem Totwasseranteil der Böden (FVA, 2005). Für den Sandstandort in Esslingen ist die Zeitdauer der Trocken-, aber auch der Nassphasen am geringsten. Bereits im Januar 2004 ist eine vollständige Wiederbefeuchtung erreicht. Der Stress war dort auf 1-2 Monate begrenzt und wurde durch kurzzeitige Regenereignisse abgemildert. Auf der Lehmvariante in Ochsenhausen ist die üblicherweise wassergesättigte Zone im Bt-Horizont des Unterbodens über ein halbes Jahr nahezu vollständig ausgetrocknet. Auch im Folgejahr ist dort eine bis in den Unterboden ausgeprägte Austrocknungsphase erkennbar. Auf dem Tonstandort in Esslingen ist der Austrocknungseffekt am stärksten ausgeprägt. Nahezu ein halbes Jahr liegen die Saugspannungen dort über

900 hPa und auch im Folgejahr erstreckt sich die Phase hoher Saugspannungen über einen längeren Zeitraum.

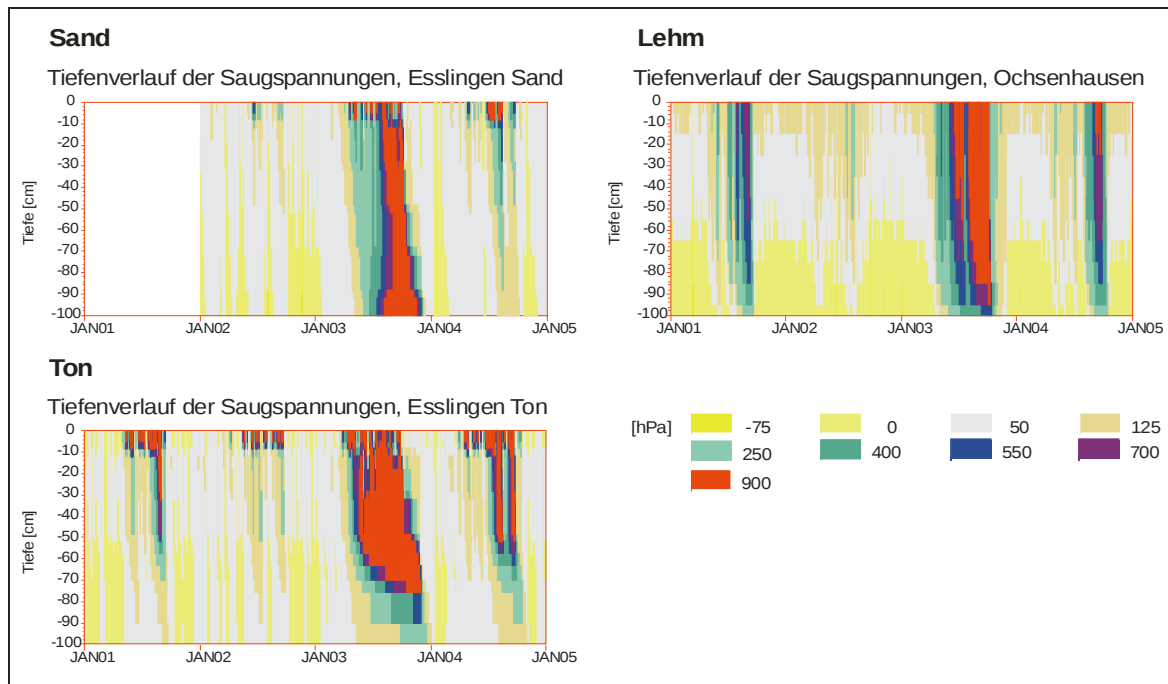


Abb. 4: Modellierte Saugspannungen im Boden für die Messstationen Esslingen (Sand und Ton) sowie Ochsenhausen (Lehm) für die Jahre 2001 bis 2004.

Chemischer Bodenzustand

Folge der jahrzehntelangen Säure- als auch der versauernd wirkenden Stickstoffeinträge ist die gegenüber einer natürlichen Bodenentwicklung extrem beschleunigte Bodenversauerung. **Abb. 5** zeigt das Ergebnis eines „historischen Vergleichs“ von pH-Werten auf Buntsandsteinböden des Schwarzwaldes und Odenwaldes (v. WILPERT und HILDEBRAND, 1994).

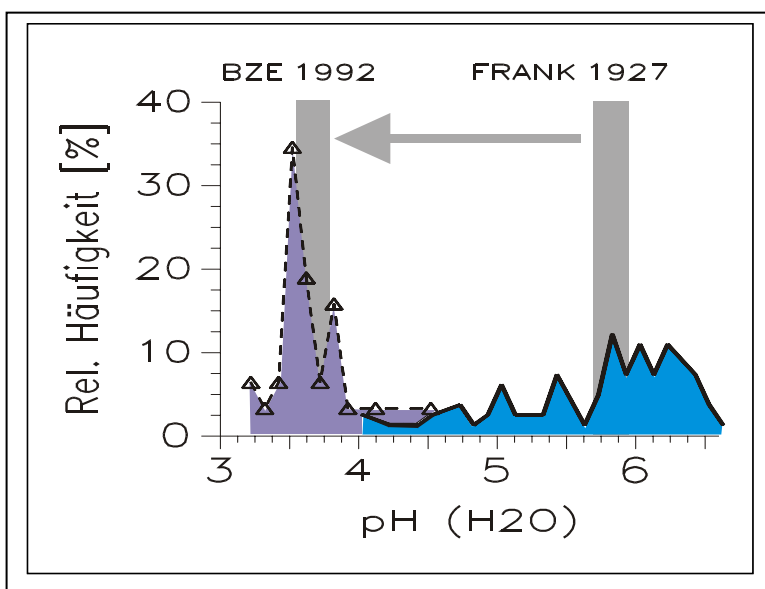


Abb. 5: Vergleich historischer pH-Werte auf Buntsandsteinsubstraten des Schwarzwaldes aus dem Jahr 1927 mit aktuellen Werten, die im Rahmen der ersten Bodenzustandserfassung im Jahr 1992 gewonnen wurden.

Die im Jahr 1927 noch sehr breite Häufigkeitsverteilung der Säurestärke auf diesem geologischen Ausgangsgestein hat sich bis 1992 extrem verengt, d.h. standorts-individuelle Charakteristika und chemische Bodendiversität sind verloren gegangen. Das mittlere Niveau des pH-Wertes ist um 2 Stufen abgesunken. In ca. 60 Jahren hat die Säurestärke um etwa das 100-fache zugenommen. Diese dramatische Veränderung des bodenchemischen Zustands hat Auswirkungen auf die Lebensraumfunktion des Bodens und der an die Bodenfauna (z.B. Regenwürmer) und Bodenflora gekoppelten Bodenfunktionen.

Kompensation von Säureeinträgen

Bodenschutzkalkungen stellen eine forstbetriebliche Option für die Kompensation der anthropogenen Säureeinträge dar. Mithilfe multivariater Regressionsmodelle ist es auf der Grundlage vorhandener Punktdaten (z.B. aus der Bodenzustandserfassung) möglich, bodenchemische Kenngrößen für größere Landschaftsausschnitte flächendeckend zu modellieren. In **Abb. 6** sind für die Tiefenstufen 0-5 cm, 30-60 cm und >90 cm für Böden aus Gneis- (Simonswald) bzw. Granitverwitterung (Schluchsee) die auf der Basis der Punktdaten aus der Bodenzustandserfassung modellierten Basensättigungen dargestellt (ZIRLEWAGEN, 2006).

Für den Gneisstandort ist eine topographische Stratifizierung der Basensättigungen in der Tiefenstufe 0-5 cm und über 90 cm erkennbar. Die Oberböden der Oberhänge zeichnen sich auf dieser Substratgruppe durch höhere Basensättigungen aus, was mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die in den Höhenlagen prioritär durchgeführten Kalkungen zurückzuführen ist. In der Tiefenstufe 30-60 cm ist eine weitgehende Nivellierung auf einem marginalen Niveau der Basensättigung zu erkennen. Entsprechend der Arbeitshypothese eines entlang der Hang-Catena hangabwärts ausgerichteten natürlichen Transportgradienten ist in der Tiefenstufe unter 90 cm eine höhere Basensättigung an den Unterhängen anzutreffen. Im Granit ist das räumliche Muster der Basensättigungen weitgehend ausgeglichen, nur im Bereich der Unterhänge und Hangfüße finden sich in den tieferen Tiefenstufen höhere Basensättigungswerte.

Auf der Grundlage der historischen pH-Wert Messungen von FRANK (1927) lassen sich für den Schwarzwald und dessen dominierende geologische Substrate Gneis, Buntsandstein und Granit „historische“ Basensättigungswerte ableiten (**Abb. 7**).

Diese Modellzustände können als Zielzustände interpretiert werden, die z.B. im Rahmen eines langfristigen Bodenschutzkalkungsprogramms angestrebt werden sollen. Der stöchiometrisch hergeleitete Kalkungsbedarf (Anzahl praxisüblicher Kalkungen mit 3 t Kalk/ha) ist für drei Landschaftsausschnitte im Gneis, Buntsandstein und Granit in **Abb. 8** dargestellt. Für die geologischen Substrate ergeben sich in Abhängigkeit von der topographischen Situation unterschiedliche Kalkbedarfswerte. Aufgrund der höheren natürlichen Versauerungsintensität (Podsolierung) ist der Kalkungsbedarf für die Wiederherstellung eines „vorindustriellen“

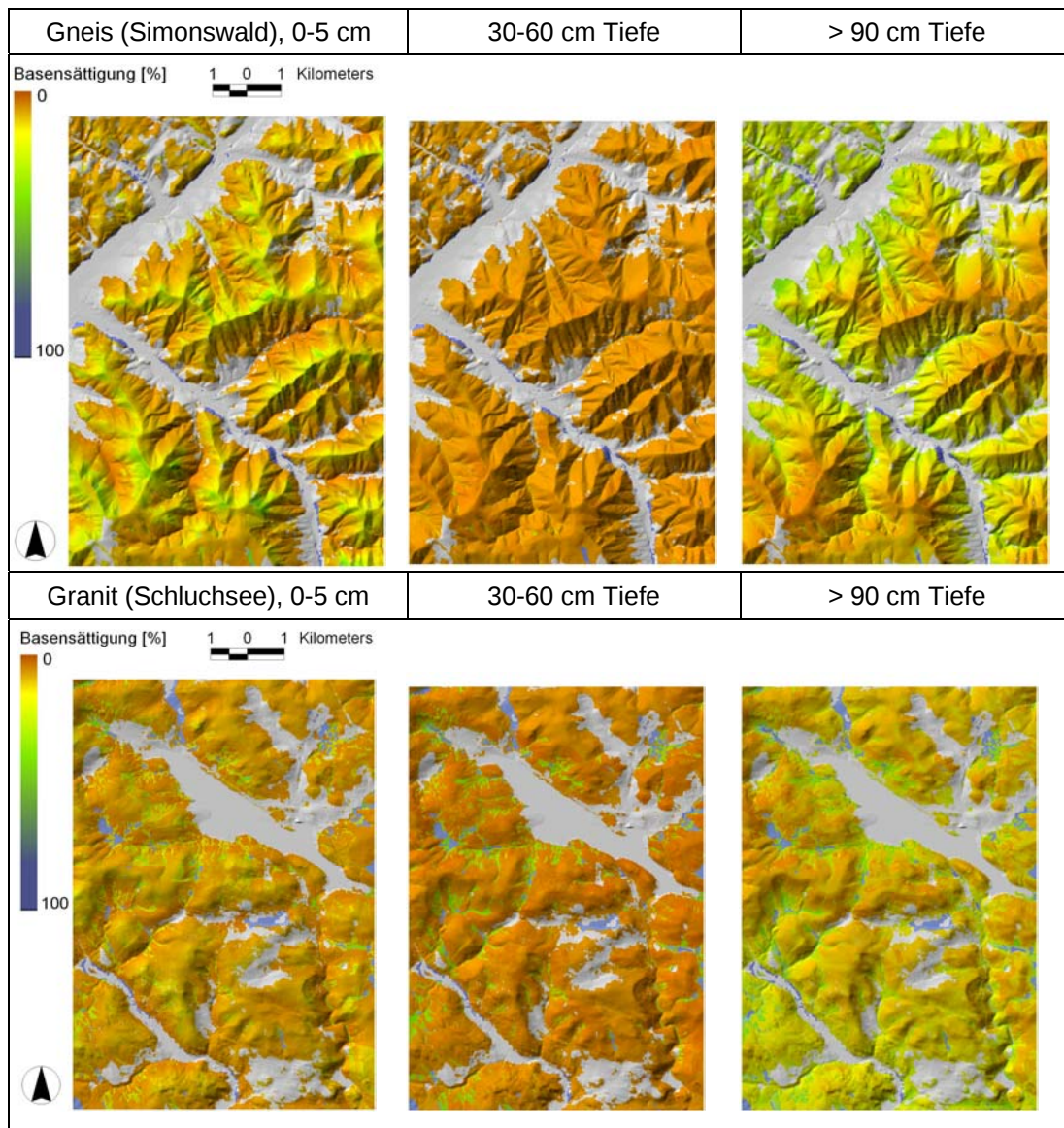


Abbildung 6: Mittels multivariater Regressionsmodelle aus den Daten der ersten Bodenzustandserfassung modellierte Basensättigungen für Beispielsregionen im Schwarzwald.

Versauerungszustands auf den versauerten Granitstandorten geringer als auf Gneis- und Buntsandsteinsubstraten. Auf diesen sind standörtlich bis zu vier Kalkungsmaßnahmen erforderlich, um den Zielzustand zu erreichen.

Sekundäre Bodenstruktur und Wurzelraumerschließung

Bodenchemische Veränderungen wirken sich auf die Belebtheit des Bodens und damit auf die Ausprägung der sekundären Bodenstruktur aus. Als Strukturparameter, der die Leistungsfähigkeit des Bodenporenraums für den diffusiven Gastransport charakterisiert, wird der relative scheinbare Gasdiffusionskoeffizient (D_s/D_0) herangezogen.

Dieser gibt als Relativgröße an, um wie viel die Diffusion eines Gases im Boden (D_s) im Vergleich zur Diffusion dieses Gases in der freien Atmosphäre (D_0) reduziert ist.

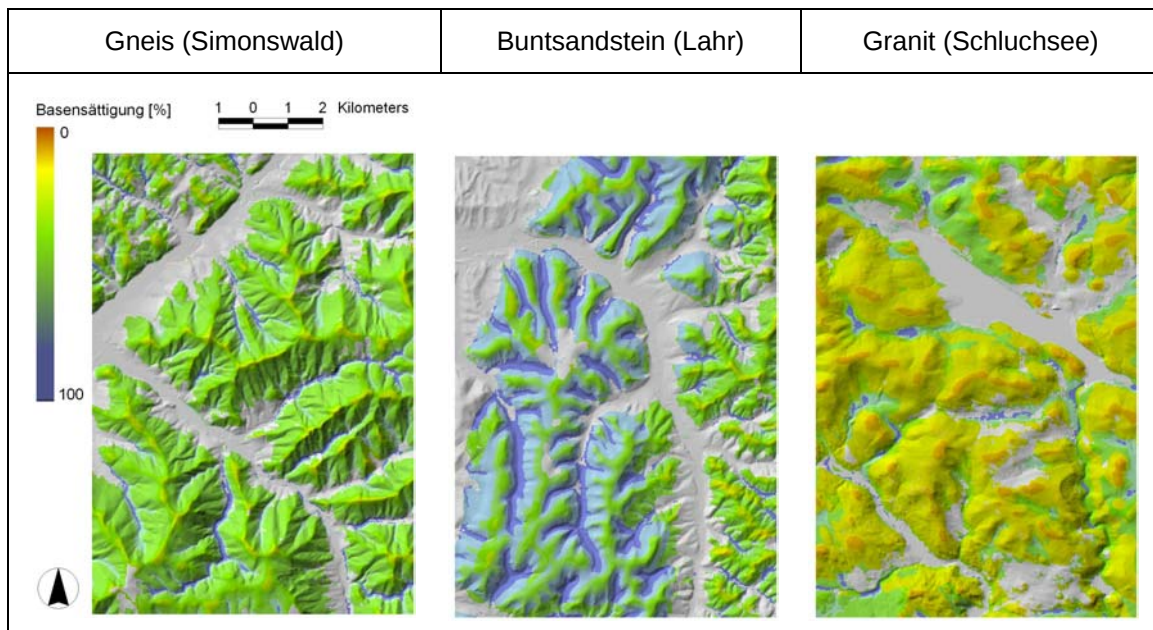


Abbildung 7: Aus historischen Daten modellierte vorindustrielle Basensättigungen für die geologischen Substrate Gneis, Buntsandstein und Granit.

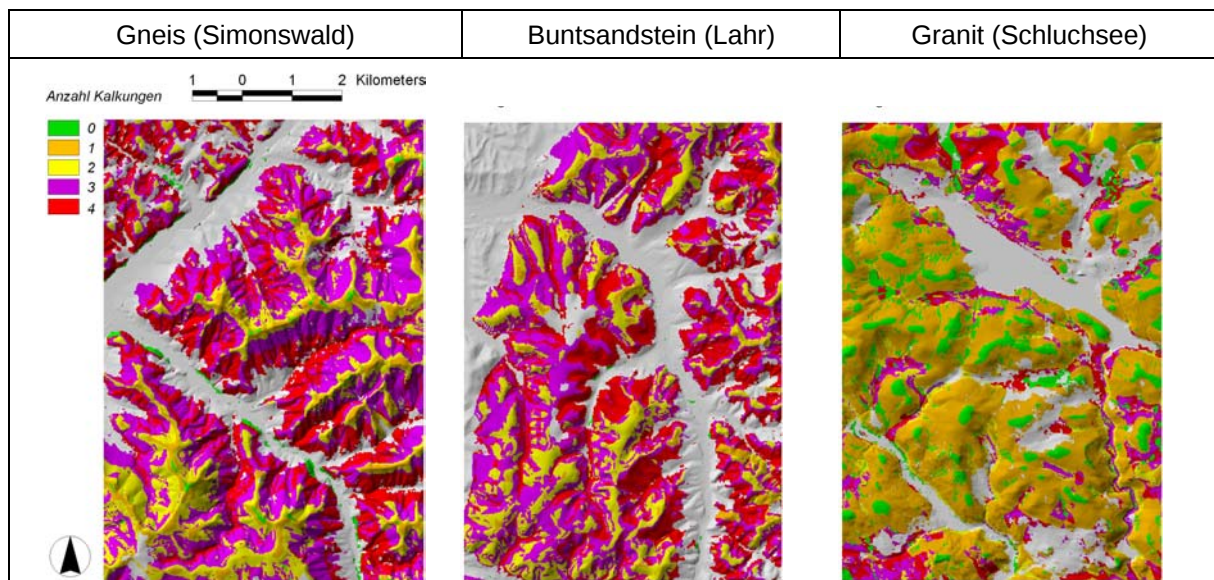


Abbildung 8: Ermittlung des Kalkungsbedarfs für Beispielsregionen im Schwarzwald.

In **Abb. 9** ist der D_s/D_0 für Kalkungsversuchsflächen in Abhängigkeit von der Basensättigung im Oberboden dargestellt. Bis zu einem Schwellenwert der Basensättigung von rund 30 - 50% ist ein steiler Anstieg des relativen scheinbaren Diffusionskoeffizienten zu erkennen, darüber hinaus ist keine weitere Verbesserung der Bodenbelüftung festzustellen (HOCH et al., 2001).

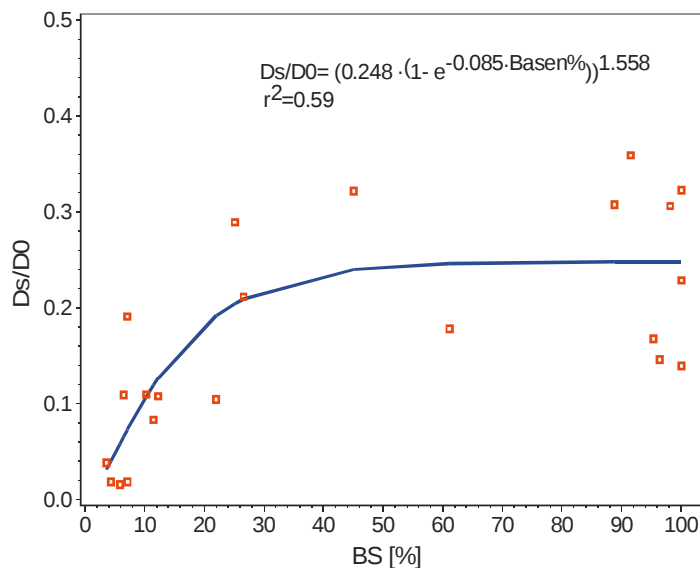


Abbildung 9: Relativer scheinbarer Gasdiffusionskoeffizient (D_s/D_0) in Abhängigkeit von der Basensättigung im Oberboden ermittelt auf alten, hoch dosiert gekalkten Versuchsflächen.

Aufgrund der verringerten Azidität und der durch die biologische Strukturbildung verbesserten Bodenbelüftung ist in gekalkten Böden eine intensivere Wurzelraumerschließung zu erwarten. In einem Pärchenvergleich gekalkter und nicht gekalkter Versuchsparzellen ließen sich die positiven Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Tiefenerschließung noch nach Jahrzehnten nachweisen. Neben signifikant erhöhten Feinwurzeldichten im Oberboden der gekalkten Parzellen reichte der intensiver durchwurzelte Bereich tiefer in den Mineralboden.

Bodenschutzkalkung wirkt nicht nur auf den Bodenchemismus, die verringerte Bodenazidität führt daneben zu einer Erhöhung der Belebtheit und der Strukturierung des Bodens. Die Waldbäume profitieren von diesen Prozessen durch eine verbesserte Wurzelraumerschließung, was wiederum die Erreichbarkeit von Nährstoffen und Wasservorräten und damit die Bestandesstabilität erhöht.

Ernährungsstatus von Waldbäumen

Verbunden mit der Versauerung der Waldböden ist ein Verlust an Nährstoffvorräten im Wurzelraum. Im Zuge der Säurepufferung werden basische Nährelementkationen an den Austauschern durch Aluminium- und Eisenionen sowie Protonen ersetzt. Die nicht in der Biomasse fixierten Nährelemente werden mit dem Bodenwasser verlagert. Neben dem durch Austauschprozesse gesteuerten Verlust spielt auch die Fixierung von Nährelementen in nicht pflanzenverfügbaren Bindungsformen wie z.B. die Fällung von Phosphor durch Eisen und Aluminium eine bedeutende Rolle. Die Bereitstellung von Nährstoffen wird zusätzlich durch eine mangelnde bodenbiologische Aktivität und damit eingeschränkter Bodenstrukturneubildung verschärft.

Abbildung 10 zeigt die Entwicklung der P- und K-Gehalte in einjährigen Nadeln des 7. Quirls auf Buntsandstein-Versuchsflächen des Mittleren Schwarzwaldes (unbehandelt bzw. mit 2 t Dolomit und 1 t Rohphosphat / ha behandelt). Die über 30-jährige Zeitreihe verdeutlicht für beide Elemente einen Rückgang von einem Niveau hoher

Gehalte in den Mangelbereich der Nährelementversorgung (v. WILPERT, 2003). Der Abwärtstrend ist insbesondere in den 80er Jahren des vergangenen Jahrhunderts ausgeprägt. Für Kalium wird diese Abnahme durch landesweite Erhebungen des Nährelementstatus im Zuge der IWE großräumig bestätigt. Trotz hoher Vorräte

werden insbesondere auf lehmigen Substraten Baden-Württembergs Kaliummangelsymptome festgestellt. Dieser zunächst widersprüchlich erscheinende Befund ist mit einer versauerungsbedingten „chemischen Alterung“ der Aggregatoberflächen zu erklären. Eine mangelnde Neubildung von Aggregatoberflächen in Verbindung mit verringerten Feinwurzeldichten schränkt die Wurzelaufnahme von Kalium, und damit eine ausgewogene Baumernährung ein.

Die vorgestellten Beispiele zeigen, dass im Zuge der Bodenversauerung die Böden ihre Funktion als Nährelementspeicher zunehmend verlieren. Die Aufrechterhaltung der Baumernährung, und damit der Bestandesstabilität, ist dadurch mittel- bis langfristig in Frage gestellt.

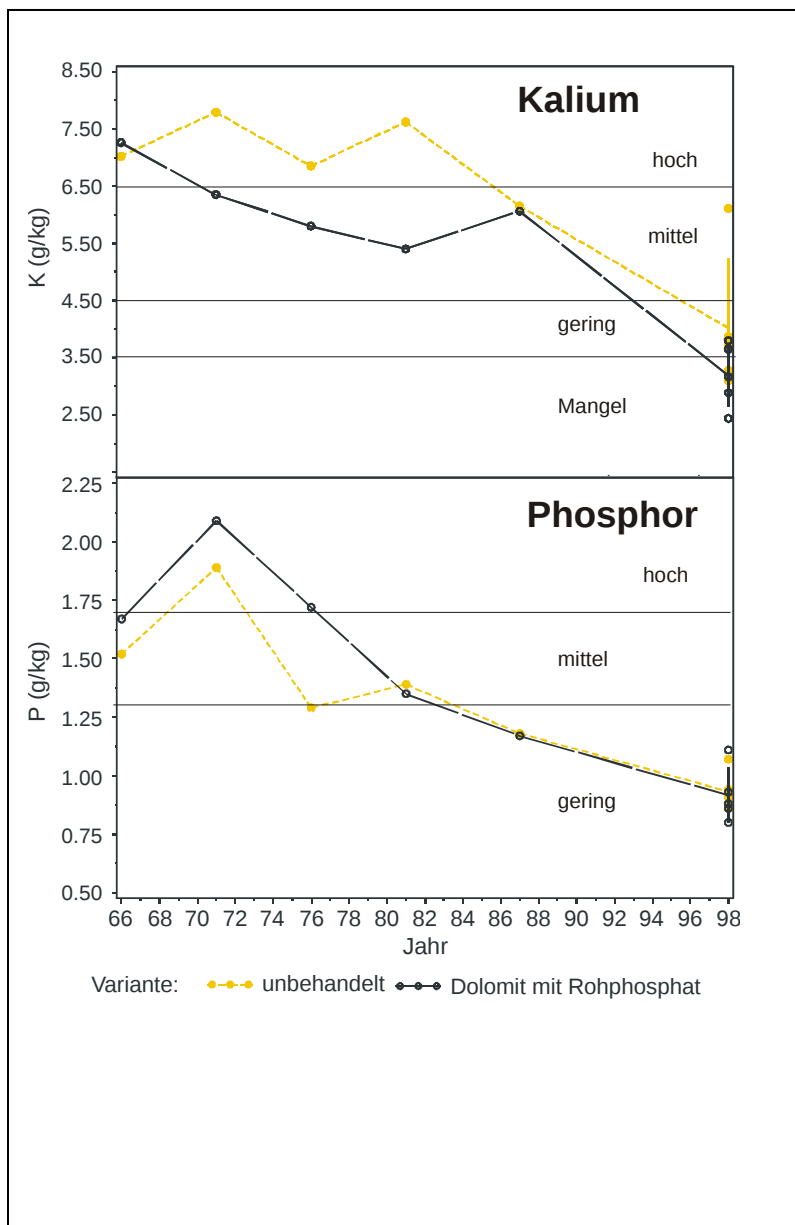


Abbildung 10: Entwicklung der Phosphor- und Kaliumgehalte in einjährigen Nadeln des 7. Quirls auf der Düngerversuchsfläche Pfalzgrafenweiler im Mittleren Schwarzwald.

Elementflüsse/Stoffbilanzen

Auf den intensiv instrumentierten Level II-Messstationen wird die Lösungszusammensetzung des Freiland- und Bestandesniederschlags sowie der Bodenlösung kontinuierlich überwacht. Auf der Grundlage der gemessenen Niederschlagsmenge und der im Zuge der Wasserhaushaltsmodellierung bestimmten Sickerwassermenge ist es möglich, den Stofffluss vom Freilandeintrag über den Bestandesniederschlag in den Boden hinein zu verfolgen und Quellen und Senken für ausgewählte Elemente aufzuzeigen. In **Abb. 11** sind für vier Messstationen Baden-Württembergs (Conventwald, Rotenfels, Altensteig und Ochsenhausen) die Anionen- und Kationenflüsse im Freiland- und Bestandesniederschlag, an der Mineralbodenoberkante sowie in drei bis vier weiteren Mineralbodentiefen dargestellt.

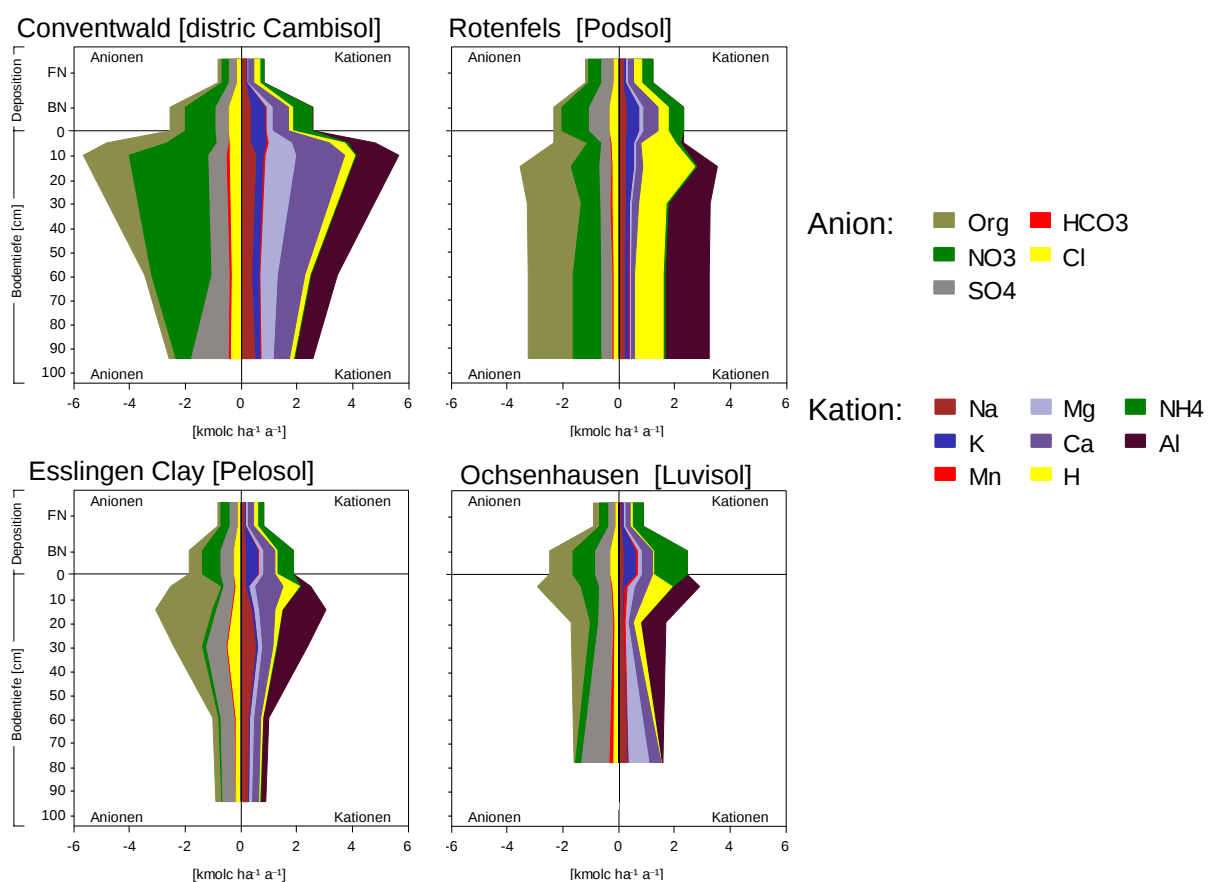


Abbildung 11: Mittlere jährliche Elementflüsse für die Jahre 1994 bis 1997 auf den vier Messflächen Conventwald, Rotenfels, Altensteig und Ochsenhausen.

Anhand dieser Stoffflussbäume lässt sich der Einfluss unterschiedlicher Bodentypen und Depositionsbedingungen auf das Stoffflussgeschehen aufzeigen. Auf der reichen Braunerde im Conventwald tritt im Oberboden die höchste Mobilisierung an Kationen und Anionen auf. Die Flussrate nimmt im Unterboden wieder ab, dennoch übersteigt der Output auf dieser Fläche den Input aus dem Freilandniederschlag um den Faktor drei. Im Oberboden wird ein hoher Anteil an organischen Anionen, Nitrat und Sulfat mobilisiert, der auf der Kationenseite von Calcium und Magnesium begleitet wird. Die Fläche Rotenfels weist im Vergleich zu den weiteren Vergleichsflächen die höchsten Ein- und Austräge auf. Interessant für diese Fläche ist der hohe Anteil der Protonen

am Kationenfluss, der auf der Anionenseite von organischen Anionen begleitet wird. Offensichtlich werden auf dieser Messfläche durch den hohen Säureinput die organischen Polymere im Bhs-Horizont des Podsoles aufgelöst und ausgetragen. Für den Tonstandort in Esslingen ist die Input/Output-Bilanz geschlossen. Am Standort Ochsenhausen spielt Ammonium aus landwirtschaftlichen Emissionsquellen beim Kationeninput eine bedeutende Rolle. Bei der Ammoniumaufnahme in die Pflanze werden Protonen generiert und in die Bodenlösung abgegeben. Diese treten unterhalb von 10 cm Bodentiefe als bedeutende Komponente des Kationenflusses auf. In Ochsenhausen übersteigt der Output den Input um den Faktor 2.

Anhand der Elementflüsse ist eine Bewertung der Geschlossenheit von Stoffkreisläufen in Waldökosystemen unter den aktuellen standörtlichen Rahmenbedingungen möglich. Sie zeigen die Beteiligung unterschiedlicher chemischer Elemente am Stoffflussgeschehen und damit Ansatzpunkte für Gegenmaßnahmen auf.

Stoffbilanzen stellen eine inhaltliche Erweiterung der Stoffflussbetrachtungen (v. WILPERT u. ZIRLEWAGEN, 2007) dar und ermöglichen komplexere Bewertungen wie z.B. die Prüfung der stofflichen Nachhaltigkeit von Waldbauverfahren (z.B. Kahlschlags- oder Dauerwaldwirtschaft). In **Abb. 12** ist für den Standort Conventwald eine Stoffbilanz für die basischen Neutralkationen (Mb-Kationen) eines Buchenbestands dargestellt, der nach 130 Jahren ohne Vorausverjüngung kahl geschlagen wird.

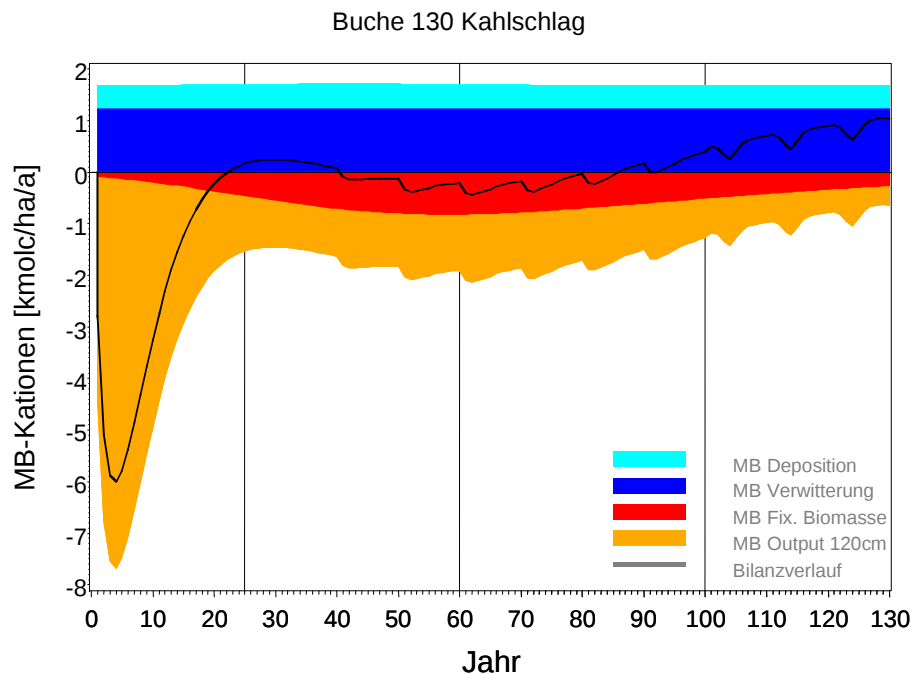


Abbildung 12: Mb-Kationenbilanz für einen waldbaulichen Betriebstyp Buche Kahlschlag ohne Vorausverjüngung (Umtriebszeit: 130 Jahre) für den Standort Conventwald.

Die Eingangsgrößen für die dargestellte Stoffbilanz stammen aus der Ökosystemfallstudie Conventwald, in der Elementflüsse für unterschiedliche Bestandesphasen (Kahlschlags-, Verjüngungs-, Stangenholzphase mit Durchforstungen, Altbestand) und

Baumvarianten erhoben werden. Die im Gelände räumlich getrennt instrumentierten Strukturelemente (Verjüngung, Stangenholz, Baumholz) können für die Bestimmung der Stoffbilanz als zeitliche Abfolge interpretiert und modelliert werden. Zusätzlich wurden Elementgehalte in der Biomasse und die in der Biomasse gespeicherten und über Hiebsmaßnahmen entnommenen Vorräte über ein Ertragstafelmodell bestimmt. Die Verluste an Neutralkationen (Fixierung in der Biomasse, Output aus 120 cm) können den positiven Bilanzgliedern (Eintrag aus der Deposition und Verwitterung) gegenüber gestellt werden. Für den Modellkahlschlagsbetrieb in einem Buchenbestand übersteigt der Austrag an Mb-Kationen nach Kahlegung den Input aus Deposition und Silikatverwitterung um den Faktor 4, die Bilanz ist in dieser Bestandesphase mit -6 kmolc/ha/a stark negativ. Die in der Stangenholz- und Baumholzphase durchgeführten Durchforstungen führen zu sägezahnartigen Ausschlägen des Mb-Kationenoutputs. Da die Eingriffe in den Durchforstungsbeständen (Bestandesalter von 40-80 Jahren) kräftiger geführt werden, ist die Bilanz in dieser Altersphase negativ. Für eine Nutzungsvariante, in der entsprechend dem Vorgehen in der Praxis Holz in Rinde geerntet wird, ist die Gesamtbilanz für die Umtriebszeit, insbesondere aufgrund des hohen Outputs in der Kahlegungsphase mit ca. 0.3 kmolc/ha/a negativ.

Gesamtbilanzen lassen sich auf der Grundlage der Messergebnisse aus der Conventwaldstudie für unterschiedliche Waldbauverfahren (Dauerwald-, Femel- und Kahlschlagsbetrieb), Baumarten (Laub- oder Nadelholz) und Nutzungsintensitäten (Holz, Holz mit Rinde, Vollbaumnutzung) berechnen. Erst bei längeren Umtriebszeiten und höheren Verjüngungsvorräten (Femelbetrieb) ist z.B. die Mb-Kationenbilanz für einen Buchenbestand wieder ausgeglichen bzw. leicht positiv.

Mit den Stoffbilanzen steht ein methodisches Instrumentarium zur Verfügung, das eine Bewertung forstbetrieblicher Handlungsoptionen wie z.B. von Baumartenwahl, Waldbauverfahren oder Nutzungsintensität im Hinblick auf deren Stoffnachhaltigkeit ermöglicht.

Zusammenfassung

Um Fehlentwicklungen in Waldökosystemen frühzeitig zu erkennen und um geeignete Gegenmaßnahmen einleiten zu können, müssen die auf die Ökosysteme einwirkenden Umwelteinflüsse, der Ökosystemzustand und seine Reaktionen kontinuierlich und mit hinreichender Intensität erfasst werden. Hierzu wurde ein hierarchisch aufgebautes forstliches Monitoringsystem entwickelt, das eine Vielzahl von Informationen zu den Ökosystemzuständen und -entwicklungen sowie zu den antreibenden Kräften bereitstellt. Das derzeit betriebene forstliche Umweltmonitoring ist auf die Erhebung von Primärgrößen ausgerichtet, die in engem Bezug zu den Ökosystemfunktionen stehen. Für eine Vielzahl der Kennwerte stehen Referenzwerte bzw. -zustände zur Verfügung, die für eine Bewertung der Ökosystemnachhaltigkeit genutzt werden können. Die Messgrößen können teilweise direkt als Indikatoren für die Prüfung von Ökosystemzuständen herangezogen werden oder aber im Hinblick

auf spezifische Bewertungsmerkmale ausgewertet werden (z.B. Kalkungsbedarf als Maßnahmenindikator). Da Primärinformationen erhoben werden ist zudem sicher gestellt, dass die Ergebnisse auch unter sich wandelnden Rahmenbedingungen flexibel ausgewertet werden können. Eine inhaltliche Erweiterung des bestehenden Programms ist nur dann sinnvoll, wenn sich die Fragestellung nicht aus den vorliegenden Daten beantworten lässt.

In den zurückliegenden Jahren wurden die theoretischen Grundlagen für die Regionalisierung der Punktmessungen verbessert. Die Bereitstellung der Informationen im Landschaftsmaßstab verbessert deren Interpretation und erleichtert die Umsetzung von daraus abgeleiteten Handlungsempfehlungen durch den direkten Raumbezug der Regionalisierungsergebnisse.

Literatur

- Anders, S., Beck, W., Lux, W., Müller, J., Fischer, R., König, A., Küppers, J.-G., Thoroe, C., Kätzel, R., Löffler, S., Heydeck, P., Möller, K. (2004): Auswirkung der Trockenheit 2003 auf Waldzustand und Waldbau. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung (Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft). 109 S.
- Augustin, N., Wood, S., Musio, M., Kublin, E., v. Wilpert, K., Schumacher, M. (2007): Modelling spatial and temporal trends of forest environmental monitoring data: A case study. Journal of the American Statistical Association. Accepted.
- Frank, E. (1927): Über Bodenazidität im Walde. Freiburger Druck- und Verlagsgesellschaft Muth, 155 S.
- FVA (Hrsg.) (2005): Waldzustandsbericht 2005. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 54 S.
- FVA (Hrsg.) (2006): Waldzustandsbericht 2006. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 57 S.
- FVA (Hrsg.) (2007): Waldzustandsbericht 2007. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 51 S.
- Hoch, R., Schäffer, J., v. Wilpert, K.: (2001): Ökosystemare Langzeitwirkungen von Bodenschutzkalkungen. Jahresbericht der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 2001, 9-11.
- v. Wilpert, K., Hildebrand, E.E. (1994): Stoffeinträge und Waldernährung in Fichtenbeständen Baden-Württembergs. Forst u. Holz, 49: 629-632.
- v. Wilpert, K. (2003): Bedeutung Drift des Stoffhaushalts im Fichten-Düngeversuch Pfalzgrafenweiler. Allg.Forst- u. J.-Ztg., 174: 21-30.
- v. Wilpert, K., Wolff, B., Spellmann, H. (2006): Bedeutung und künftige Ausrichtung des forstlichen Umweltmonitorings. AFZ-Der Wald, 4/2006: 176-181.
- v. Wilpert, K., Zirlewagen, D. (2007): Forestry Management Options to maintain Sustainability – Element budgets at Level II sites in South-West Germany. In: Eichhorn, J., Dobbertin, M., Ferretti, M., Lindgren, M., Raspe, S., Roskams, P., Sanchez, G. und Solberg, S. Forests in a Changing Environment. Schriften Forstl. Fakultät Göttingen und Nordwestdt.. Forstl. Versuchsanst. Band 142, 170-179.

Zirlewagen, D. (2006): Modellierung des Kalkungsbedarfs im Schwarzwald auf der Grundlage regionalisierter BZE-1-Daten (Istzustand) und Messdaten von E. FRANK aus dem Jahr 1927. Unveröffentlichter Arbeitsbericht. 15 S.

4 Zusammenfassende Berichte aus den Arbeitsgruppen

4.1 Arbeitsgruppe Typisierung

Prof. Dr. Winfried Schröder

Der relativ beste ökologische Zustand terrestrischer Ökosysteme – das kann, muss aber nicht in jedem Falle ein naturnaher sein - lässt sich aus vorhandenen Daten des Umweltmonitoring bestimmen und als Referenzzustand festlegen. Ergänzend können „Zustände großer Natürlichkeit“ als Bezugssystem verwendet werden. Die potenziell natürliche Vegetation ist ein Beispiel dafür, Hintergrundgehalte von Böden und Critical Loads sind weitere operationalisierte Referenzsysteme. Aus langfristig betriebenen Umweltbeobachtungssystemen kann eine Vielzahl operationaler Indikatoren gewonnen werden wie beispielsweise der Schwermetall-Index im bayerischen Umweltindikatorensystem (BAYER. LfU 2004), der mittlerweile durch die Daten des Moos-Monitoring weiterentwickelt wurde (PESCH et al. 2007 b). Solche gestuften Bewertungssysteme sind sehr gut geeignet, um Defizite im Umweltzustand aufzudecken und leicht nachvollziehbar in der Öffentlichkeit zu kommunizieren. Der Schwermetall-Index ist ein räumlich differenzierter Indikator für die durch umweltpolitische Maßnahmen wie Emissionsminderungen erreichten deutlichen Verbesserungen des Umweltzustands in Bezug auf die Metallakkumulation in terrestrischen Ökosystemen Deutschlands 1990 bis 2000. Er ist nachweislich sensibel für die Detektion aktueller regionaler Veränderungen wie beispielsweise im Falle des Anstiegs der Akkumulation von Cr, Cu und Zn von 2000 bis 2005 (PESCH et al. 2007 b) und insofern sehr gut nutzbar, bei Vorliegen umweltrechtlich normierter Referenzsysteme geeignete Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands naheulegen.

Ein einfaches System zur räumlich differenzierenden, flächendeckenden Einstufung (das bedeutet nicht in jedem Falle ´Bewertung´ (SCHRÖDER 2003) des ökologischen Zustands kann sehr schnell auf Grundlage der vorhandenen Daten aufgebaut werden. Ein solches System ist beispielsweise das Informationssystem für das Moos-Monitoring (KLEPPIN et al. 2007), das als PortalU-kompatibles, generisches webfähiges Geografisches Informationssystem (WebGIS) ausgestaltet wurde. In diesem System würde jeder einzustufende Teilbereich des Konstrukts ´ökologischer Zustand´ einen WebGIS-Layer bilden. Derzeit verfügbar sind unter anderem:

11. Naturnähe der Wälder als ´Abstand´ der Baumartenzusammensetzung gemäß Bundeswaldinventur BWI zur PNV (POLLEY et al. 2004),
12. Gewässerbewertungssystem (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004),
13. Metall- und Stickstoffakkumulation aus dem Moos-Monitoring (SCHRÖDER & PESCH 2007),
14. Waldzustand gemäß Forstmonitoring (Bundeswald- / Länderwaldinventur BWI / LWI, Waldzustandserfassung WZE, Level II; WELLBROCK 2003),

15. Bodenzustand gemäß Bodenzustandserhebung BZE in Relation zu Hintergrundgehalten und gemäß Bodenbiologischer Zustandsklassen und Critical Loads (LABO 2003; NAGEL & GREGOR 1999; RÖMBKE et al. 2002),
16. Klimawandel durch Bezug von Temperatur- und Phänologiedaten ab 1991 und zum Mittel der Jahre 1961-1990 (SCHRÖDER et al. 2007 a),
17. Zersiedelung anhand von Corine Landcover 1 und 2 (KEIL et al. 2005),
18. Verkehrswegekarten (frei verfügbar),
19. BERN-Biodiversitätsmodell (SCHLUTOW 2007) sowie
20. landschaftsökologische Gliederung Deutschlands (SCHRÖDER et al. 2006).

Ein solches System ist einfach umzusetzen und kann jederzeit ausdifferenziert werden, z.B. entsprechend dem anspruchsvollen, aber – im Gegensatz zu anderen Ansätzen – methodisch unterlegten Konzept von JENSSEN (2007). Die Verknüpfung der auf jeweils ein Kriterium – jeweils einem Layer im GIS entsprechend – bezogenen Einstufungen kann über Rangziffern erfolgen. Das Ergebnis der Aufsummierung / Integration aller Rangziffern über mehrere Kriterien (GIS-Layer) lässt sich anschließend mit einem Regeln entdeckenden Verfahren transparent und räumlich differenzieren.

Literatur

- Bayer. LFU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) (2004): Umweltindikatorsystem Bayern. - Augsburg
- Jenssen, M. (2007): Ecological potentials of biodiversity modelled from information entropies: Plant species diversity of North-Central European forests as an example. In: Ecological Informatics
 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2007.06.003>>
- Keil, M., Kiefl, R., Strunz, G. (2005): CORINE Land Cover 2000 - Europaweit harmonisierte Aktualisierung der Landnutzungsdaten für Deutschland. Abschlussbericht zum F+E Vorhaben UBA FKZ 201 12 209, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V., Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum Oberpfaffenhofen, Mai 2005
- Kleppin, L.; Aden, C.; Pesch, R.; Schmidt, G.; Schröder, W. (2007): Erarbeitung und Erprobung einer Metadaten- und WebGIS-Applikation für das bundesweite UNECE Moos-Monitoring. In: Strobl, J.; Blaschke, Th.; Griesebner, G. (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2007. Beiträge zum 19. Agit-Symposium, S. 344 - 353
- LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage. BoS 39. Lfg. XII/03

- Nagel, H.D.; Gregor, H.D. (HRSG.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. – Springer, Berlin
- Pesch, R.; Schröder, W.; Dieffenbach-Fries, H.; Genßler, L. (2007 a): Optimierung des Moosmonitoring-Messnetzes in Deutschland. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 19 (Online First), S. 1 - 12 <DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.166>>
- Pesch, R.; Schröder, W.; Kleppin, L.; Holy, M.; Genßler, L.; Göritz, A.; Matter, Y. (2007 b): Moos-Monitoring 2005 / 2006 Schwermetalle IV und Gesamtstickstoff. Abschlussbericht UFOPLAN-Forschungsvorhaben 205 64 200. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltprobenbank einschließlich Human- und Biomonitoring, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau
- Polley, H.; Hennig, P.; Schwitzgebel, F. (2004): Ergebnisse und Methoden der zweiten Bundeswaldinventur. Holzvorrat, Holzzuwachs und Holznutzung. – Eberswalde, S. 1- 15
- Pottgiesser, T.; Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands. Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: STEINBERG, C.; CALMANO, W.; WILKEN, R.D.; KLAPPER, H. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04, Kap. VIII-2.1, S. 1 – 16 + Anhang
- Renners, M. (1991): Geoökologische Raumgliederung der Bundesrepublik Deutschland. – Trier (Forschungen zur deutschen Landeskunde 235)
- Riedl, R. (1973): Energie, Information und Negentropie in der Biosphäre. In: Naturwissenschaftliche Rundschau, 26, S. 413 – 420
- Römbke, J.; Dreher, P.; Beck, L.; Hund-Rinke, K.; Jänisch, S.; Kratz, W.; Pieper, S.; Ruf, A.; Spelda, J.; Woas, S. (2002): Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte. – Berlin (UBA-Texte 20/02)
- Schlutow, A.; Kraft, P.; Weigelt-Kirchner, R. (2007): Veränderungen der potenziell natürlichen Vegetation im Zuge des Klimawandels im Freistaat Sachsen. Staatsbetrieb Sachsenforst. Forschungsvorhaben Nr. 40200317. Strausberg
- Schröder, W. (2003): Umweltstandards. Funktionen, Strukturen und naturwissenschaftliche Begründung. In: Fränzle, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. VI-1.3 (9. Erg.Lfg.)
- Schröder, W.; Schmidt, G.; Hornsmann, I. (2006): Landschaftsökologische Raumgliederung Deutschlands. In: Fränzle, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.) (1997

- 2006): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. V-1.9 (17. Erg.Lfg.)

Schröder, W.; Pesch, R. (2007): Synthesizing bioaccumulation data from the German Metals in Mosses Surveys and relating them to ecoregions. In: Science of the Total Environment 374, pp. 311 – 327

Schröder, W.; Pesch, R.; Schmidt, G. (2007): Analysis of climate change affecting German forests by combination of meteorological and phenological data within a GIS environment. In: TheScientificWorldJournal 7 S1, pp. 84 – 89

Wellbrock, N.; Wolff, B.; Rieck, W.; SCHRÖDER, W. (2003): Ansätze, Ergebnisse, Defizite und Perspektiven der Waldschadensforschung. In: Fränzle, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. - Landsberg am Lech, München, Zürich, Kap. VI-2.3 (9. Erg.Lfg.)

4.2 Arbeitsgruppe „Indikatoren“

Dr. Andrea Ruf

Ergebnis

Insgesamt wurden 26 Indikatoren benannt und 14 Indikanden. Die Indikatoren waren ausnahmslos komplexe Variablen, die sich auf die Bäume, auf die gesamte Vegetation, (theoretisch) auf das gesamte System Wald, auf den Boden und die Bodentiere bezogen. Am stärksten waren Variablen vertreten, die sich auf Bäume bezogen. Dabei reichte das Spektrum vom Kronenzustand bis zur Sturmwurfgefährdung, von der Altersstruktur bis zur „nutrient use efficiency“. Auch die Zustände, die indiziert werden sollten, waren vielfältig. Hier wurden z.B. Natürlichkeit, Systemstabilität, Anpassungsfähigkeit und Diversität genannt. Auch die meisten dieser Indikanden waren nicht allgemein definiert bzw. die Definitionen nur in einer bestimmten „scientific community“ gültig. Besonders unterschieden sich hier die eher forstwirtschaftlich orientierten Wissenschaftler von den theoretischen Ökologen.

In der Diskussion wurde bemängelt, dass nicht klar wurde, auf welche Organismengruppe sich die Indikatoren beziehen. Es wurde der Vorschlag gemacht, ähnlich wie in der Wasserrahmenrichtlinie vorzugehen. Da allerdings fast ausschließlich komplexe integrative Indikatoren genannt wurden, ist die Übertragung der terrestrischen Ansätze in ein Format, wie es der Wasserrahmenrichtlinie entspricht, nicht klar.

Nach der Sammlung von Indikatoren sollte noch die Akzeptanz jedes einzelnen abgefragt werden. Jedoch stellte sich heraus, dass der Diskussionsbedarf so groß war, dass die Gruppe nicht dahin gelangte.

Schlussfolgerung

Ein großes Defizit bei der Beurteilung des „Guten ökologischen Zustandes“ von terrestrischen Ökosystemen scheint zu sein, dass es eine Vielzahl von Konzepten und Ansätzen gibt. Jedem Konzept liegt eine spezifische Problemstellung zu Grunde, die jedoch nicht umfassend der gute ökologische Zustand ist, sondern nur ein Teilaspekt. Besonders integrierende Konzepte, die sowohl Bäume, Boden und Systemeigenschaften umfassen, sind bisher nicht vertreten. Die größte Aufgabe ist es daher, die verschiedenen Konzepte nach ihren Anwendungsfeldern zu sortieren, die Überlappungsbereiche zu definieren und die Defizite zu benennen. Nur in einer Zusammenschau der verschiedenen Ansätze kann ein zielführendes Konzept entwickelt werden, das bei den verschiedenen Anwendern Akzeptanz finden kann.

4.3 Arbeitsgruppe „Referenzzustände“

Dr. Martin Jenssen

1. Die Bewertung des Zustandes von Ökosystemen erfordert die Definition von Referenzzuständen oder -systemen, wie dies für Oberflächengewässer nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie bereits praktisch umgesetzt wurde. Grundsätzlich stimmte die Arbeitsgruppe darin überein, dass eine solche Bewertung im Vergleich des aktuellen mit dem typspezifischen, potenziellen natürlichen Zustand auch für terrestrische Ökosysteme möglich und praktikabel ist. Der Ansatz scheint nach gegenwärtigem Kenntnisstand für „naturnahe“ Ökosysteme wie Moore, Wälder und Forsten, auf der Landschaftsebene für naturnahe Ökosystemkomplexe wie z.B. alpine Lebensräume oder Waldlandschaften umsetzbar. In einem weiteren Schritt wäre die Einbeziehung extensiv bewirtschafteter Grünländer in ein derartiges Bewertungssystem zu prüfen. Weniger sinnvoll und praktikabel erscheint derzeit hingegen die Bewertung der naturfernen, intensiv bewirtschafteten Agrarökosysteme im Vergleich mit ihren potenziellen natürlichen Referenzsystemen.
2. Es gibt keine universellen, sondern ausschließlich standortsspezifische Referenzzustände. Dies erfordert eine Typisierung der Ökosysteme nach den klimatischen und edaphischen Standortfaktoren sowie eine nach der Bewirtschaftungsform abgestufte Bewertung.
3. Ziel ist eine „ganzheitliche“ Bewertung von Ökosystemzuständen. Es geht also nicht um Grenzwerte für einzelne Zustandsparameter, sondern um Komplexe von Schlüsselparametern, die vernetzte Wirkungszusammenhänge widerspiegeln. Weiterer Forschungsbedarf besteht vor allem in der Aufdeckung von Wirkungsbeziehungen und Korrelationen zwischen den Lebensgemeinschaften und den abiotischen Zustandsfaktoren. Flächendeckendes Monitoring und Bewertung ökologischer Zustände erfordern komplexe Indikatoren, die aus mit vertretbarem Aufwand messbaren Eigenschaften der Ökosysteme (z.B. der Vegetation) ableitbar sind.
4. Die typspezifischen Referenzzustände sind keine „Punkte“ sondern umfassen Variabilitätsbereiche in einem mehrdimensionalen Zustandsraum. Dies entspricht der Beobachtung, dass natürliche Prozesse unter ähnlichen Rahmenbedingungen in der Regel eine hohe Variabilität aufweisen. Die Variabilitätsbereiche können mit statistischen Methoden aus einer hinreichenden Anzahl von Referenzzuständen abgeleitet werden.
5. Ökosysteme sind dynamische Systeme. Die endogene Dynamik führt durch „Fahrrinnen“ der Entwicklung, die der stadialen Abfolge von Entwicklungsphasen entspricht. Die exogene Dynamik folgt aus Veränderungen der Umweltbedingungen, die über Fremdstoffeinträge oder anthropogenen Klimawandel

gesteuert werden können. Die Variabilitätsbereiche der Referenzzustände müssen so breit gefasst werden, dass sowohl die endogene Dynamik als auch wahrscheinliche Szenarien eines nach heutigem Kenntnisstand bereits unvermeidlichen Klimawandels abgedeckt sind.

6. Die für Deutschland flächendeckend und in relativ hoher Auflösung vorliegende Kartierung der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (PNV) ist eine wichtige Grundlage für die Ableitung der Referenzzustände. Dabei ist zu beachten, dass die PNV eine Konstruktion darstellt, die häufig auch durch subjektive Erfahrungswerte, unterschiedliche methodische Herangehensweisen und unterschiedliche Auflösung und Qualität der zur Verfügung stehenden Daten beeinflusst wird. Weiterer Forschungsaufwand ist notwendig, um intersubjektiv nachvollziehbare und formalisierte Regelsysteme für die modellhafte Konstruktion der PNV abzuleiten. Hiermit wird die Grundlage geschaffen, um z.B. eine erwartete Zunahme der Klimavariabilität bei der Festlegung der Referenzzustände zu berücksichtigen. Für die Ableitung sind Datengrundlagen in noch geringfügig beeinflussten, naturnahen Systemen etwa innerhalb von Schutzgebieten zu sichern.
7. Grundsätzlich sind in Deutschland ausreichend Datengrundlagen für die Ableitung von Referenzzuständen für den „guten ökologischen Zustand“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme vorhanden. Diese Daten wurden jedoch häufig in sektoralen Forschungs- oder Monitoringprogrammen erhoben und liegen teilweise verstreut und nicht allgemein zugänglich vor. Die Verbesserung der Zugänglichkeit dieser Daten und ihre Verknüpfung zur Ableitung systemspezifischer, für bestimmte ökologische Bedingungen typischer Referenzzustände ist eine vordringliche Aufgabe.
8. Die Verwendung naturnaher Referenzzustände für die Beurteilung des ökologischen Zustandes in bewirtschafteten Ökosystemen impliziert nicht das Ziel einer vollständigen „Naturübereinstimmung“. Vielmehr geht es im Sinne des „ökosystemaren Ansatzes“ der CBD darum, einen dauerhaft tragfähigen Kompromiss zwischen dem Schutz der natürlichen Ressourcen und ihrer Nutzung herzustellen. Dies kann mit einem gestuften Bewertungssystem erreicht werden, dass z.B. die Klassen „sehr gut“, „gut“, „akzeptabel“ und „nicht akzeptabel“ umfasst. Nicht akzeptabel sind Landnutzungsansprüche oder Störungen der Systeme, die zu irreversiblen Einschränkungen der natürlichen standörtlichen Potenziale führen.

5 Synthese der Workshopergebnisse

Gudrun Schütze

5.1 Vorgehensweise

Dieses Kapitel greift die grundlegenden Ergebnisse des Workshops auf. Kapitel 5.2 befasst sich mit generellen Schlussfolgerungen, in den Kapiteln 5.3 bis 5.6 werden den in Kapitel 2.5 gestellten Fragen an den Workshop spezifischere Aussagen zugeordnet. Dabei wird analysiert, zu welchen Punkten weitgehend Konsens besteht und zu welchen weiterer Diskussions- und Untersuchungsbedarf besteht. Diese Konsens-Defizitanalyse ist also kein direktes Ergebnis des Workshops, sondern Resultat einer nachträglichen vergleichenden Auswertung der vorliegenden Referate sowie der Berichte der Arbeitsgruppen. Festgestellte Defizite und damit Ansatzpunkte für weitere Arbeiten sind mit *kursivem Text* gekennzeichnet.

Hinsichtlich der verwendeten Terminologie wird auf Kapitel 1.4 verwiesen.

5.2 Grundsätze

Die Bewertung des Zustandes von Ökosystemen stellt immer einen Vergleich mit einem Referenzzustand dar. In Übereinstimmung mit dem Konzept der WRRL wird dieser als „sehr guter ökologischer Zustand“ bezeichnet. Wo solche Zustände noch vorhanden sind, ist deren Erhaltung das Ziel. Wo Ökosysteme den Referenzzustand nicht mehr aufweisen, besteht das Ziel im Erreichen oder Erhalten des „guten ökologischen Zustandes“, der gewisse Abstriche an der Ökosystemqualität durch menschliche Nutzung zulässt.

Ausgangspunkt des Workshops war es zu prüfen, ob grundlegende Prinzipien der Bewertung ökologischer Zustände von Gewässern nach WRRL auf terrestrische Systeme übertragbar sind. Die Methode der ökologischen Bewertung der WRRL ist in Kapitel 2.2 kurz beschrieben.

Die Diskussion ergab, dass ein Bewertungssystem für den Zustand terrestrischer Ökosysteme basierend auf diesen Prinzipien grundsätzlich möglich ist. Die Ansprüche der Nachhaltigkeit, Ganzheitlichkeit, pressure-impact-Bewertung und Verschlechterungsverbot lassen sich auf eine Bewertung des ökologischen Zustandes terrestrischer Systeme übertragen. Die WRRL zielt auf die Erarbeitung von Bewirtschaftungsplänen ab. Auch die ganzheitliche Bewertung des ökologischen Zustandes terrestrischer Ökosysteme soll nicht allein wissenschaftlichen Interessen dienen, sondern helfen, die Wirkungen von anthropogenen Umwelteinflüssen zu erkennen, zu priorisieren und ggf. erforderliche Gegenmaßnahmen zu identifizieren.

Umstritten blieb, ob ein Referenzzustand aus dem System selbst heraus, wie bei der WRRL, oder abhängig von einer gegebenen Fragestellung, z. B. Naturnähe der

Wälder, Einhaltung anerkannter vorsorgeorientierter Bewertungsgrundlagen (Boden-Vorsorgewerte, Schadstoffeinträge) oder Bewirtschaftungsrichtlinien (Bestockungsplanung, Waldkalkung), zu definieren sei. Wird letzteres bejaht, so ist zunächst zu klären, welche konkreten Anwendungsfelder in Frage kommen. Davon hängt ab, wie konkret und für welche Räume (Regionen, Bundesländer oder einzelne Standorte) Maßnahmen zu planen sind.

Es bestand Einvernehmen darüber, dass sich die Definition des guten ökologischen Zustandes am Ecosystem Approach der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD) orientieren sollte. Das heißt, die Funktionsfähigkeit des Ökosystems soll Dienstleistungen (z. B. Holzproduktion für verschiedene Zwecke, Wasserfilterung, Erholung, Kultur, etc.) für den Menschen einschließen und sie soll nachhaltig gesichert werden. Ein Ökosystem kann aber nicht alle ökologischen Funktionen und menschlichen Anforderungen in gleichem Maß erfüllen.

Daraus ergibt sich die Frage, ob man bei der Zustandsbewertung die Nutzung berücksichtigt und, beispielsweise Forsten anders bewertet als Naturwälder. In diesem Fall kann die Unterscheidung entweder im Rahmen der Klassierung „sehr guter“ bis „sehr schlechter“ Zustand erfolgen oder man strebt für verschiedene Nutzungen auch verschiedene Bewertungssysteme an. Denkbar wäre z.B. auch ein „ökologisches Potenzial“ für erheblich veränderte Ökosysteme, wie in der WRRL.

Die Zustandsbewertung soll für naturnahe Ökosysteme erfolgen. Deshalb muss zunächst geklärt werden, welche Ökosystemtypen grundsätzlich als „naturnah“ einzustufen sind. Entscheidungskriterium sollte sein, ob die Nutzung durch den Menschen potenziell einen naturnahen Zustand ermöglicht. Die Arbeitsgruppe „Referenzzustand“ kam zu dem Ergebnis, dass eine Bewertung des Zustandes terrestrischer Ökosysteme durch Vergleich mit einem Referenzzustand nach gegenwärtigem Kenntnisstand z. B. für Wälder, Moore, Forsten sowie auf Landschaftsebene (z. B. alpine Lebensräume, Waldlandschaften) grundsätzlich realisierbar ist. Die Möglichkeit der Einbeziehung extensiv bewirtschafteter Grünländer bleibt zu prüfen. Weniger sinnvoll und durchführbar erscheint dieser Ansatz für intensiv bewirtschaftete Agrarflächen.

5.3 Typisierung

Die Ausweisung von Ökosystemtypen ist unabdingbare Voraussetzung für die Bewertung von Ökosystemzuständen. Dies gilt sowohl für die Beschreibung von Referenzzuständen als auch für den Vergleich aktueller Zustände mit den typspezifischen Referenzzuständen. Die Typisierung umfasst eine Klassifizierung der Ökosysteme nach standörtlichen Gegebenheiten und ihre Regionalisierung.

Beispiele für Klassifikationen von Ökosystemen sind auf europäischer Ebene das EUNIS-System¹³, das jedoch nur Vegetationstypen hierarchisch ordnet, und auf Bundesländerebene die unterschiedlichen Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung. Eine streng auf den Boden bezogene Klassifizierung ist z. B. die Definition der bodensystematischen Abteilungen, Klassen und Typen in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005). Dabei handelt es sich um in Tabellen- oder Listen dargestellte Systeme ohne räumliche Zuordnung.

Die ökologischen Raumstrukturen („naturräumliche Einheiten“, „Naturraumtypen“, „Ökosystemtypen“) sind Ergebnis der Wechselwirkung abiotischer und biotischer Faktoren. Ihre erfolgt durch Methoden der Verschneidung von raumbezogenen Informationen zu abiotischen und biotischen Kennziffern mit Hilfe von geografischen Informationssystemen. Ein Beispiel ist die ökologische Raumgliederung Deutschlands nach Schröder et. al. (1999), wobei aus den naturräumlichen Informationen (Boden, Klima, Orographie) die Zielvariable potentiell natürliche Vegetation (PNV) abgeleitet wird. .

Andere Beispiele für Auswertungen, die auf der Klassifizierung und Regionalisierung von Ökosystemeigenschaften aufbauen, sind die Bewertung der Vulnerabilität von Landschaften gegenüber dem Klimawandel oder die Sensitivität der Naturräume gegenüber luftgetragenen Schadstoffeinträgen (Critical Loads-Kartierung). Bei diesen Anwendungen wird zusätzlich zu Informationen zu Boden, Klima, Orographie u.a. auch die heutige Landnutzung berücksichtigt.

Um terrestrische Ökosysteme anhand ihrer Eigenschaften klar voneinander abzugrenzen, ist eine wesentlich größere Anzahl von Typen erforderlich als für Gewässer. Die Anzahl der Typen muss aber überschaubar bleiben. Ansonsten sind sie als Grundlage einer komplexen Bewertung des ökologischen Zustandes nicht handhabbar.

Mit vorhandenen Grundlagenkarten (Geologie, Klima, Landnutzung, Geländemodell) und den in Umweltmonitoring-Netzen des Bundes und der Länder erhobenen Daten sind ausreichend Informationen verfügbar, um Ökosystemklassen abzuleiten und eine Regionalisierung vorzunehmen. Auch die vorhandenen geostatistischen Methoden sind dafür ausreichend. Sie ermöglichen die Ableitung von Ökosystemtypen unterschiedlicher Aggregationsstufen für unterschiedliche Betrachtungsmaßstäbe. Die geeignete Größe der räumlichen Einheiten hängt von der konkreten Fragestellung ab. Eine lokale Betrachtung wurde allgemein als wenig sinnvoll erachtet. Die Workshopteilnehmer befürworteten mehrheitlich Betrachtungen auf „Landschaftsebene“. Der Begriff der Landschaft ist jedoch nicht klar definiert.

Welche Klassifikations- und Regionalisierungsmethode als Grundlage für eine umfassende Bewertung des Ökosystemzustands am besten geeignet ist und welche Parameter einzubeziehen sind, hängt auch davon ab, ob das Ziel in einer sehr

¹³ European Nature Information System, European Topic Centre on Biological Diversity, <http://eunis.eea.europa.eu/introduction.jsp>

komplexen Bewertung oder in konkreten Maßnahmeplanungen besteht. Entscheidend ist auch, ob für die geplanten Betrachtungseinheiten die erforderlichen Daten mit ausreichender räumlicher und zeitlicher Auflösung flächendeckend zur Verfügung stehen.

5.4 Referenzzustand

Ein guter oder sehr guter ökologischer Zustand eines Ökosystems ist gekennzeichnet durch

- ungestörte Funktionsabläufe,
- hohe Anpassungsfähigkeit an wechselnde Umweltbedingungen (elastisch und/oder plastisch), also einer Selbstorganisationsfähigkeit,
- Widerstandsfähigkeit gegen Stress,
- Identität der Artenzusammensetzung,
- dem Standort entsprechende, bestimmte abiotische und biotische Rahmenbedingungen.

Diese Eigenschaften können nicht durch einfache Zustandsparameter gekennzeichnet werden sondern erfordern komplexe Indikatoren, die die vernetzten Wirkzusammenhänge widerspiegeln. Referenzzustände sind immer standortspezifisch, nie universell. Sie umfassen stets Wertebereiche in einem mehrdimensionalen Zustandsraum. Die Bewertung der Ökosystemintegrität oder der Funktionserfüllung kann sinnvoll nur für das ganze Ökosystem erfolgen. Die Bewertung einzelner Kompartimente oder Parameter ist dafür nicht zielführend.

Der Workshop zeigte, dass in der Fachwelt zwischen den beiden Kategorien „sehr guter ökologischer“ Zustand als Referenz und „guter ökologischer“ Zustand häufig nicht klar getrennt wird. Für den guten ökologischen Zustand ist aber der akzeptierte Abstand zum Referenzzustand festzulegen, weswegen dieser eindeutig definiert sein muss. Bisher ist nicht klar definiert, anhand welcher Kriterien diese Differenz festgelegt werden kann und welche Indikatoren für die Einstufung der Zustände geeignet sind. Viele Unklarheiten gibt es auch noch in Bezug auf Wirkbeziehungen zwischen Lebensgemeinschaften und abiotischen Zustandsfaktoren.

Die PNV ist ein gedankliches Konstrukt und weist Defizite für die Anwendbarkeit als Referenz auf, da sie historische Einflüsse des Menschen völlig ausblendet. Das standörtliche Potenzial ist in der Regel von einem möglichen nacheiszeitlichen Klimaxstadium sehr verschieden. Das schließt nicht aus, dass die vorhandenen Ökosysteme funktionsfähig und den heutigen Standortverhältnissen angepasst sind bzw. diesen Zustand erreichen können. In vielen Fällen ist die hPNV, die bisherige irreversible Änderungen von Systemeigenschaften einbezieht, als Vergleichsmaßstab in der Bewertung der Naturnähe realistischer. Die Naturnähe der Vegetation ist aber

nur ein Aspekt in der Beschreibung des Referenzzustandes (siehe auch 5.5).

Sowohl das Konstrukt der PNV als auch der hPNV weisen den Mangel auf, dass die zeitliche Entwicklung und die Möglichkeit von endo- oder exogenen Störungen (z. B. Klimawandel) und demzufolge Sukzessionsstadien nicht berücksichtigt sind. Die PNV/hPNV kann deshalb auch nicht als Zielzustand, sondern nur als ein Vergleichsmaßstab Verwendung finden. Bei der Ableitung von Zielzuständen sind Nutzungsinteressen des Menschen zu berücksichtigen.

Um das Konzept der PNV/hPNV zur Ableitung des Referenzzustandes verwenden zu können, ist eine Einigung auf eine nachvollziehbare und formalisierte Konstruktionsmethodik erforderlich.

Zustände von Ökosystemen sind Momentaufnahmen in einer zeitlichen Entwicklung. Sowohl die Beschreibung von Referenzzuständen, als auch des aktuellen Zustandes und der Vergleich beider müssen die endogene und exogene Dynamik der Systeme (einschließlich Dynamik der Stressoren) berücksichtigen. Das bedeutet auch, dass kein Ökosystem alle „positiven“ Merkmale gleichzeitig erfüllen kann, denn die Merkmalsausprägung (Referenz und aktuell) ist abhängig vom Entwicklungsstadium („Reifegrad“, z. B. Pionierstadium vs. Klimax) des Ökosystems.

Endogene und exogene Störungen können neue natürliche Entwicklungen auslösen. Naturbedingte Störungen sind als auslösende Faktoren räumlich und zeitlich nicht prognostizierbar und führen zu einer hochdiversen Mischung von Zuständen in Landschaftsmosaiken. Das begünstigt die Ausbildung biologischer Diversität. Das Wildniskonzept („die Natur machen lassen“, „alles reguliert sich von allein“) funktioniert aber nicht, wo einerseits schon starke und teils ubiquitäre Beeinflussungen durch den Menschen, z.B. Stoffeinträge aus der Luft, zu verzeichnen sind und wo man andererseits aus Naturschutzsicht wertvolle Entwicklungen bzw. Ökosystemdienstleistungen erwartet. Störungen sind nicht immer vorhersehbar. Deshalb gibt es keine Standardentwicklung. Die Ökosystemforschung orientiert sich heute am Konzept der Selbstorganisation von Ökosystemen, das eine hohe Variabilität möglicher Entwicklungen in Abhängigkeit von den physikalischen, chemischen und biologischen Standortbedingungen akzeptiert.

Die Bewertung des ökologischen Zustandes sollte auf „Landschaftsebene“ und für lange Zeiträume erfolgen.. Hier ist eine Konkretisierung dahingehend erforderlich, ob es sinnvolle Kombinationen in der Betrachtung räumlicher und zeitlicher Einheiten gibt. Können z. B. Sukzessionsstadien bzw. „Waldentwicklungsstadien“ auf Landschaftsebene vernachlässigt werden und falls ja, bis zu welcher räumlichen Ausdehnung. Statt eines starren Referenzzustandes ist von einer „Referenzentwicklung“ auszugehen.

Störungen bis hin zum Zusammenbruch von Systemen sind nicht grundsätzlich

negativ zu werten, sofern sie in der Ökosystementwicklung als „normal“ oder „natürlich“ anzusehen sind. Es sind aber Konflikte möglich, z. B. mit Anforderungen an NATURA 2000-Gebiete, für die der „gute Erhaltungszustand“ angestrebt wird.

In Bezug auf die Bewertung von Störungen sind noch viele Fragen zu klären, z.B. in welchem Ausmaß durch menschlichen Einfluss bedingte Störungen noch als Teil der „normalen“ Dynamik betrachtet werden können. Ein mögliches Kriterium wäre, dass Ökosysteme in der Lage sind, elastisch oder plastisch auf die Störung zu reagieren. Das ist z.B. beim kompletten Zusammenbruch eines Systems nicht zu erwarten. Eine Vorhersage, ob ein System elastisch, plastisch oder mit totalem Zusammenbruch reagiert, ist auch nur eingeschränkt möglich.

Für die Bewertung der Entwicklung von Ökosystemen sind Prozessbetrachtungen wichtig. So begünstigt z.B. die Nivellierung chemischer Parameter von Böden durch Stoffeinträge Ubiquitisten¹⁴ und trägt zur Verdrängung von Spezialisten bei. Ähnliches gilt für schnelle zeitliche Wechsel, z.B. durch häufigen Landnutzungswandel. Deshalb sind langfristig kontinuierliche Ökosystementwicklungen schützenswert. Prozesse können selbst keine Indikatoren sein, wohl aber bestimmte Ergebnisse von Prozessen, die auf einen ungestörten Ablauf hinweisen.

Die plastische Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme an den Klimawandel als in nächster Zeit entscheidende, unabwendbare Umweltveränderung muss in die Bewertung des ökologischen Zustandes einfließen. Die Variabilitätsbereiche der Referenzzustände müssen so breit gefasst werden, dass sowohl die endogene Dynamik als auch wahrscheinliche Szenarien eines unabwendbaren Klimawandels abgedeckt sind.

Dafür braucht man weiterführende Untersuchungen, wie weit die Ökosysteme tatsächlich in Selbstorganisation klimaplastisch reagieren können bzw. wann der Mensch regulatorisch eingreifen muss (z. B. über Baumarten- und Provenienzen-Auswahl bei Neupflanzungen), um die von ihm gewünschten Zustände und Dienstleistungen nachhaltig zu sichern.

5.5 Indikatoren

Die WRRL zieht primär biologische Indikatoren zur Bewertung des ökologischen Zustandes heran und nutzt in Ergänzung und zur Unterstützung morphologische und physikalisch-chemische Parameter. Im Unterschied dazu werden zur Zustandsbewertung terrestrischer Systeme bisher ganz verschiedene Indikatortypen herangezogen. Dies ist u.a. dadurch bedingt, dass die Steuerung der biotischen Struktur durch physikochemische Zustände in terrestrischen Ökosystemen wesentlich indirekter und komplexer verläuft als in aquatischen Ökosystemen.

¹⁴ Arten, die unter sehr unterschiedlichen Umweltbedingungen konkurrenzstark sind

Es existieren verschiedene Konzepte und Ansätze für Indikatorsysteme, um Zustände terrestrischer Systeme zu bewerten. Sie wurden für verschiedene Zwecke entwickelt und weisen einen unterschiedlichen Grad der Integration verschiedener Eigenschaftskennwerte auf. Zu einigen spezifischen Indikatorsystemen sind nachfolgend wichtige Aussagen des Workshops sowie Defizite beschrieben:

Für die Ableitung der Naturnähe bzw. Hemerobie werden heute im Detail sehr unterschiedliche Methoden verwendet. Meist bezieht sich diese Klassifizierung in „sehr naturnah“ bis „naturfern“ oder „kulturbestimmt“ vor allem auf die Artenzusammensetzung und Struktur der Vegetation, wobei Einzelmerkmale (Diversität der Baumschicht, Altersstruktur, etc.) mit Hilfe von Wichtungsfaktoren aggregiert werden. So definiert, reicht der Indikator Naturnähe alleine nicht zur integrierten Bewertung des Ökosystemzustandes aus, liefert aber als Teilaspekt Hinweise bezüglich der Selbstorganisationsfähigkeit bzw. Ökosystemintegrität. Naturferne Systeme bedingen wegen ihrer geringeren Selbstorganisationsfähigkeit höhere Erhaltungsaufwände und höhere Stabilitätsrisiken. Große räumliche Ausdehnung naturferner Zustände steigert diese Risiken.

An Beispielen lässt sich belegen, dass eine der hPNV entsprechende Baumartenzusammensetzung in Wäldern nicht gleichbedeutend mit einem guten Gesamtzustand des Ökosystems ist. Unabhängig von der „Naturnähe“ der Vegetation können Elementgehalte oder die Verhältnisse von Pflanzennährstoffen in Boden und Vegetation von Erwartungswerten aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten abweichen und allmählich zunehmende schädliche Wirkungen auf die Biozönose hervorrufen. Wegen der größeren Verzögerung von Wirkungen in terrestrischen Ökosystemen gegenüber Gewässern ist es unverzichtbar, gleichzeitig mit biologischen auch physiko-chemische Parameter zu erfassen und in die Bewertung einzubeziehen.

Auch bei einer auf naturschutzfachliche Gesichtspunkte beschränkten Betrachtung sind neben der Naturnähe noch andere Kriterien wie z. B. Ursprünglichkeit, Wiederherstellbarkeit, Seltenheit, Gefährdung, Totholzanteil, zu betrachten.

Die Artenzusammensetzung kann nur im Vergleich mit dem standorttypischen Potenzial bewertet werden. In Bezug auf die Biodiversität zählt nicht die absolute Artenzahl, sondern der Anteil tatsächlich vorhandener Arten am standorttypischen Artenpotential.

Wirkungen treten zum Teil zeitverzögert auf. Bei der Interpretation von Messwerten (z. B. Nitrataustrag) oder Ergebnissen der Kronenzustandsbewertung ist deshalb eine statische Herangehensweise unangebracht. Die Indikatoren können noch einen guten Zustand anzeigen, wobei aber die veränderten Rahmenbedingungen (Dynamik der Stressoren, z. B. Prozesse wie Stickstoffsättigung, Klimawandel) eine Verschlechterung des Zustands in Zukunft erwarten lassen.

Die isolierte Betrachtung einzelner Ökosystemkompartimente (sektorielle Betrachtung) ist nicht zielführend. Z. B. kann Bodenvegetation unauffällig sein bei hoher Mortalität der Bäume und bei Störungen der Bodenchemie. Integrierende Kriterien sind gefragt, wie z.B. der Bioelementhaushalt.

Funktionelle Indikatoren sind hilfreich. Sie sollten eine räumlich differenzierte Bewertung der langfristigen Sicherung bestimmter Ökosystemfunktionen ermöglichen, flexibel gegenüber Umweltänderungen in der Zukunft sein und die Ableitung von Maßnahmen erlauben. Ein Beispiel für solche Indikatoren sind Critical Loads als Referenzwerte für Schadstoffeinträge und, im Vergleich dazu, aktuelle Stoffeinträge bzw. die Überschreitung der Critical Loads als Risikoindikatoren.

Die Arbeitsgruppe „Indikatoren“ identifizierte überwiegend komplexe integrative Indikatoren, die Zustände anzeigen wie Natürlichkeit, Systemstabilität, Anpassungsfähigkeit, Diversität oder Integrität. Probleme bereiten jedoch die je nach „scientific community“ unterschiedlichen Definitionen für die Indikatoren und Zustände. Die Arbeitsgruppe schlägt vor, die verschiedenen Konzepte nach ihren Anwendungsfeldern zu sortieren, die Überlappungsbereiche zu definieren und die Defizite für Bewertungsfelder zu benennen. Ein solches Defizit besteht z. B. bei der Bewertung von Wirkungen und Wechselwirkungen der Fauna (einschließlich Bodenfauna) mit Boden und Vegetation. Nur in der Zusammenschau der verschiedenen Ansätze kann ein zielführendes Indikatorenkonzept entwickelt werden, das bei potenziellen Anwendern Akzeptanz findet.

Der Anspruch einer ganzheitlichen Zustandsbewertung terrestrischer Ökosysteme geht über die Betrachtung von Boden, Vegetation und ausgewählten Systemeigenschaften hinaus. Ein Bewertungssystem, das wirklich alle denkbaren Einflussgrößen berücksichtigt, ist kaum erreichbar. Es gilt deshalb, eine Kombination von Indikatoren zu finden, die einer ganzheitlichen Bewertung möglichst nahe kommt.

Innovative Konzepte für integrierende Indikatorsysteme befinden sich derzeit in der Entwicklung und wissenschaftlichen Diskussion. Die Basisdaten für die Berechnung der hoch integrierenden Indikatoren werden aber größtenteils heute schon in Monitoringprogrammen erhoben. In diesem Fall gibt es auch schon genaue Handlungsvorschriften für ihre Erhebung.

Es bedarf der Klärung, welche Kennziffern/Indikatoren für die Ausweisung des Referenzzustandes und für die Einstufung des derzeitigen ökologischen Zustandes geeignet sind. Entsprechend der Vorschläge der Arbeitsgruppe „Indikatoren“ sollte geprüft werden, ob die im Workshop vorgestellten hoch integrierenden Indikatoren (sowie ggf. weitere, dort nicht erwähnte) eine umfassende Bewertung des Ökosystemzustandes ermöglichen. Die Methoden zu ihrer Quantifizierung sind genau zu beschreiben, damit die Vergleichbarkeit von Bewertungen gewährleistet ist. Sie bedürfen der praktischen Erprobung im nationalen Rahmen.

5.6 Gestuftes Bewertungssystem und Monitoring

Der Begriff „gestuftes Bewertungssystem“ kann unterschiedlich interpretiert werden. Im Folgenden nutzen wir den Begriff „Klassierung“ für die Einteilung von Zuständen in eine Skala zwischen „sehr gut“ und „sehr schlecht“ als Ziel der Bewertung. Die Vorgehensweise, um zu diesen Zustandsklassen zu kommen, kann eine Abstufung der Strenge der „Naturschutzanforderungen“ je nach Nutzungsziel der Fläche, ein hierarchisch aufgebautes Bewertungssystem (von der Bewertung von Einzelkriterien in mehreren Stufen zu Indikatoren auf höheren Stufen, die jeweils ausgewählte Kriterien der nächst unteren Stufe einbeziehen) und/oder ein System der Bewertung von ausgewählten Einzelkriterien in Kombination mit Gewichtungsfaktoren enthalten.

Ein geeignetes klassierendes System für die umfassende Zustandsbewertung von terrestrischen Ökosystemen existiert derzeit nicht. Es gibt verschiedene Ideen und Ansätze, wie ein solches aussehen könnte. So gibt es für die meisten Messwerte aus Monitoringsystemen Vergleichswerte, die prinzipiell eine klassierende Bewertung des aktuellen Zustandes („sehr gut“ bis „sehr schlecht“) erlauben. Die Verknüpfung der Einzelkriterien zu einem integrierten Bewertungssystem, das zu einer übergreifenden Aussage zum Zustand eines Ökosystems führt, kann über Gewichtungsfaktoren erfolgen.

Die Arbeitsgruppe „Typisierung“ trug eine Reihe möglicher Auswertungsebenen für den ökologischen Zustand zusammen, die, je nach Fragestellung, in eine Bewertung des ökologischen Zustandes einbezogen werden können. Sie unterbreitete auch Vorschläge für die Gestaltung ein klassierenden Bewertungssystems (siehe Kapitel 4.1). Das Spektrum der Ebenen reicht von Natürlichkeit der Baumartenzusammensetzung der Wälder über Indices der Schwermetallakkumulation, Klima- und Phänologiedaten bis hin zur Zersiedelung und Zerschneidung sowie Anwendung von Biodiversitätsmodellen. Die Grundidee besteht darin, für jede inhaltliche Ebene Referenzzustände (als Soll-Werte) auszuweisen und Ist-Soll-Differenzen zu ermitteln. Die Auswertungsebenen sollen dann unterschiedlich gewichtet werden. Durch die Verschneidung der Ebenen kann eine räumlich differenzierende Einstufung des ökologischen Zustandes erfolgen.

Die Klassierung des Zustands ermöglicht die Berücksichtigung nutzungsbedingter Einschränkungen gegenüber dem Referenzzustand. Nach Aussage der Arbeitsgruppe „Referenzzustand“ sind Landnutzungsansprüche oder Störungen nicht akzeptabel, die zu irreversiblen Einschränkungen der natürlichen standörtlichen Potenziale führen.

Sowohl für die Beantwortung konkreter Fragestellungen als auch für übergreifende Bewertungen des ökologischen Zustandes ist es notwendig, inhaltliche und kausale Zusammenhänge zwischen den in Frage kommenden Datenschichten zu analysieren, bevor sie verknüpft werden. Sobald Klarheit über die ersten Schritte (Typisierung, Ableitung von Referenzzuständen, Auswahl geeigneter Indikatoren und Festlegung ihrer Kombination) besteht, kann die Festlegung des Bewertungssystems erfolgen. Es sollte die Rückverfolgung von Ursachen von Störungen im Ökosystemzustand

ermöglichen. Nur so können geeignete Maßnahmen zur Zustandsverbesserung abgeleitet werden.

Umweltmonitoring muss darauf abzielen, über langfristig kontinuierlich erhobene Komplexe von Schlüsselparametern die Systemdynamik mit den Wechselwirkungen abiotischer und biotischer Faktoren zu erfassen. Die Primärdaten für die Berechnung oder Modellierung vieler Indikatoren werden heute bereits in Messnetzen erhoben. Dabei gibt es jedoch Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Erfassung, der Länge der Messreihen und der Methodik.

Um die Daten aus Mess- und Beobachtungsnetzen optimal nutzen zu können, sind Harmonisierungen der Begriffsdefinitionen sowie der Mess- und Erhebungsmethoden wichtig. Vorzugsweise sollten internationale Berichtspflichten und Kooperationen in Programmen genutzt werden, um den Erhebungsaufwand zu minimieren. Eine Erweiterung des Untersuchungsspektrums ist nur sinnvoll, wenn Informationslücken identifiziert werden, die mit den bisher erhobenen Daten nicht gedeckt werden können.

Die Regionalisierung der erhobenen Daten erleichtert die Umsetzung von Handlungsempfehlungen. Es gibt inzwischen geeignete Methoden, um Punktdaten zu regionalisieren; natürlich ist hier die ausreichende Anzahl und Repräsentativität der Messwerte zu beachten.

Nicht alle für eine klassierende Bewertung benötigten Primärdaten werden überall und nach gleichen Methoden erhoben. Für ein einheitliches Bewertungssystem ist es erforderlich, Vorschriften für Probenahme bzw. Erhebung, Analyse usw. zu beschreiben und abzustimmen. Unterschiede bei der Erhebung der Messdaten sind bei deren Verwendung soweit möglich zu berücksichtigen.

5.7 Ausblick

Die Erarbeitung einer praktikablen Methodik für eine integrative Bewertung des ökologischen Zustandes naturnaher terrestrischer Ökosysteme ist wissenschaftliches Neuland. Die Analyse der Workshopergebnisse zeigt, dass es zwar zu den vorab gestellten vier Fragen in einigen grundsätzlichen Punkten Übereinstimmung gibt, im Detail aber noch erhebliche Unsicherheiten bestehen. Es existieren zahlreiche praktikable Methoden sowie Datengrundlagen, die für die Umsetzung des Konzeptes des „Guten ökologischen Zustandes“ prinzipiell geeignet sind. Meist decken diese aber nur Teilaspekte des Ökosystemzustands bzw. seiner Entwicklung ab. Das vorhandene Wissen muss also noch zu einer konsistenten Methodik zusammengeführt werden. Wegen der im Vergleich zu aquatischen Systemen größeren Komplexität terrestrischer Systeme ist zu erwarten, dass sich die Erarbeitung einer solchen Methodik entsprechend aufwändiger gestaltet.

Das Konzept des „Guten ökologischen Zustandes“ dient der Ableitung von Maßnahmen und reicht über den Zuständigkeitsbereich des Umweltbundesamtes hinaus. Es liefert Informationen für Behörden unterschiedlicher Verwaltungsebenen in Deutschland (Bund, Länder, Regierungsbezirke, Landkreise), insbesondere für Naturschutz, Forst, Landwirtschaft, Regionalplanung, Immissionsschutz sowie für Schutzgebietsverwaltungen. Es ist wahrscheinlich, dass ein solches Konzept auch in internationalen Fachgremien auf reges Interesse stößt. Es ist sinnvoll, potentielle Nutzer des Konzeptes früh zu identifizieren, um die Bewertungsmethodiken auf deren Anforderungen ausrichten zu können.

Eine eingehende Prüfung erfordert die Kernfrage, welcher Abstand zum Referenzzustand akzeptiert und als „Guter ökologischer Zustand“ bezeichnet werden kann. Diese Frage ist für jeden zu definierenden naturnahen Ökosystemtyp individuell zu beantworten. Aus Sicht des Umweltbundesamtes sind jedoch die integrativen Qualitätskriterien „Ökosystemintegrität“ und „Selbstorganisationsfähigkeit“ geeignete und für alle Ökosystemtypen anwendbare Ausgangspunkte für die Definition von Referenzzuständen oder des „Guten ökologischen Zustands“. Teilkonzepte für spezifische Fragestellungen sollten auf diese generellen Qualitätskriterien ausgerichtet und mit ihnen kompatibel sein. Denkbar sind z. B. Zustandsbewertungen hinsichtlich Zerschneidung, Verunreinigung, Klimaänderungen, Übernutzung, Lärm.

Das Konzept des „Guten ökologischen Zustands“ soll für die terrestrischen Ökosysteme eine dynamische Betrachtung erlauben. Nur so kann geprüft werden, ob Ökosysteme in der Lage sind, sich an die Umweltveränderungen anzupassen und ihre Funktionen auch zukünftig im vollen Maße zu erfüllen. Die detaillierte Konzeption von Indikatorsystemen und des Bewertungssystems stehen noch aus.

Die integrative Bewertung des Zustandes terrestrischer Ökosysteme ist auch im Zusammenhang mit dem Schutz und der nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt und im Kontext mit der Anpassung an den Klimawandel von großem Interesse. Das Umweltbundesamt wird sich weiter aktiv in die Diskussion um geeignete Konzepte für den „Guten ökologischen Zustand“ terrestrischer Ökosysteme einbringen.

Anhang

Workshop:
Der “Gute ökologische Zustand” naturnaher terrestrischer Ökosysteme-
Ein Indikator für Biodiversität?

Referenten

Name	Institut
Dr. Joachim Block	Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Trippstadt joachim.block@wald-rlp.de
Prof. Dr. Andreas Bolte	Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Braunschweig andreas.bolte@vti.bund.de
Dr. Martin Jenssen	Waldkunde-Institut Eberswalde GmbH, Hohensaaten jenssen@waldkunde-eberswalde.de
Dr. Hanns Kirchmeir	E.C.O. Institut für Ökologie GmbH, Klagenfurt kirchmeir@e-c-o.at
Uwe Koenzen	Planungsbüro Koenzen, Hilden uwe.koenzen@planungsbuero-koenzen.de
Prof. Dr. Felix Müller	Universität Kiel fmuller@ecology.uni-kiel.de
Dr. Heino Polley	Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Braunschweig heino.polley@vti.bund.de
Tanja Pottgiesser	umweltbüro essen, Essen tanja.pottgiesser@umweltbuero-essen.de
Prof. Dr. Albert Reif	Universität Freiburg albert.reif@waldbau.uni-freiburg.de

Prof. Dr. Wolfgang Scherzinger	drscherzinger@gmx.de
Prof. Dr. Winfried Schröder	Hochschule Vechta Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Vechta wschroeder@iuw.uni-vechta.de
Dr. Mario Sommerhäuser	Lippeverband, Essen sommerhaeuser.mario@eglv.de
Dr. Klaus von Wilpert	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, Freiburg Klaus.Wilpert@forst.bwl.de
Prof. Dr. Volkmar Wolters	Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie, Gießen volkmar.wolters@allzool.bio.uni-giessen.de
Jürgen Schäffer	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, Freiburg juergen.schaeffer@forst.bwl.de

Workshop:
Der „Gute ökologische Zustand“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme –
Ein Indikator für Biodiversität?

Teilnehmer

Vorname	Name	Institut
Sabine	Augustin	UBA, II 4.3
Eva	Bauer	Bundesanstalt für Gewässerkunde Referat für Vegetationskunde und Landschaftspflege, Koblenz Bauer@bafg.de
Katja	Bunzel	UBA, FG II 2.3 katja.bunzel@uba.de
Bernd	Bussian	UBA II 2.7 bernd.bussian@uba.de
Helga	Dieffenbach-Fries	UBA, FG II 4.3, in Langen helga.dieffenbach-fries@uba.de
Dirk-Roger	Eisenhauer	Staatsbetrieb Sachsenforst dirk-roger.eisenhauer@smul.sachsen.de
Dieter	Feldhaus	Landesamt für Geologie und Bergwesen (LAGB) Sachsen-Anhalt, Halle feldhaus@lagb.mw.sachsen-anhalt.de
Irmgard	Feuerpfeil	UBA, II 3.5, Bad Elster irmgard.feuerpfeil@uba.de
Andreas	Fichtner	Ökologie-Zentrum Universität Kiel afichtner@ecology.uni-kiel.de
Richard	Fischer	Institute for World Forestry, Hamburg r.fischer@holz.uni-hamburg.de
Thomas	Gauger	FAL-AOE, Braunschweig gauger@nav.uni-stuttgart.de
Markus	Geupel	UBA, II 4.3 markus.geupel@uba.de
Evelyn	Giese	UBA, II 2.7 evelyn.giese@uba.de

Frank	Glante	UBA, II 2.7 frank.glante@uba.de
Ulfert	Graefe	IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Hamburg ulfert.graefe@ifab-hamburg.de
Heinz-Detlef	Gregor	
Stefanie	Hedtkamp	UBA, II 2.4 stefanie.hedtkamp@uba.de
Falk	Hilliges	UBA, II 2.7 falk.hilliges@uba.de
Gründig	Karin	Landestalsperrenverwaltung des Landes Sachsen Referat Wassergütebewirtschaftung, Pirna gruendig@ltv.smul.sachsen.de
Ralf	Kiese	Institute for Meteorology and Climate Research Atmospheric Environmental Research (IMK-IFU), Garmisch-Partenkirchen ralf.kiese@imk.fzk.de
Stefan	Klotz	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ) Abtlg. Biozönoseforschung stefan.klotz@ufz.de
Gerlinde	Knetsch	UBA, IV 2.1 gerlinde.knetsch@uba.de
Werner	Kratz	Landesumweltamt Brandenburg; Referat Ö3 - Umweltbeobachtung, Ökotoxikologie, Potsdam Werner.Kratz@LUA.Brandenburg.de
Gottfried	Lennartz	Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V. (gaiac); RWTH Aachen, Institut für Umweltforschung (Biologie), Aachen lennartz@gaiac.rwth-aachen.de
Kirsten	Lichey	UBA, II 2.6 Kirsten.lichey@uba.de
Norbert	Litz	UBA , II 3.3-L norbert.litz@uba.de
Stephan	Marahrens	UBA, FG II 2.7 stephan.marahrens@uba.de

Cindy	Mathan	UBA, II 2.2 cindy.mathan@uba.de
Volker	Mohaupt	UBA, II 2.4 volker.mohaupt@uba.de
Birgit	Mohaupt-Jahr	UBA, II 4.3 birgit.mohaupt@uba.de
Felix	Müller	Ökologiezentrum, Universität Kiel fmueller@ecology.uni-kiel.de
Hans-Dieter	Nagel	OEKO-DATA, Strausberg hans.dieter.nagel@oekodata.com
Ingo	Pfisterer	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Sachgebiet Naturschutz, Freising pfist@lwf.uni-muenchen.de
Tanja	Pottgiesser	Emschergenossenschaft - Lippeverband, Abteilung Chemie Bereich Biologie / Gewässerökologie, Essen tanja.pottgiesser@umweltbuero-essen.de
Heinrich	Rall	Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Neuschönau heinrich.rall@npv-bw.bayern.de
Simone	Richter	UBA, FG II 2.1 simone.richter@uba.de
Martina	Roß-Nickoll	RWTH Aachen, Institut für Umweltforschung ross@bio5.rwth-aachen.de
Andrea	Ruf	IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Hamburg aruf@uni-bremen.de
Bernd	Schärer	UBA, II 4. 1 bernd.schärer@uba.de
David	Scharte	UBA, II 2.3 david.scharte@uba.de
Wolfgang	Scherzinger	drscherzinger@gmx.de
Thomas	Scheuschner	OEKO-DATA, Strausberg thomas.scheuschner@oekodata.com

Michael	Schleuter	Bundesanstalt für Gewässerkunde Ökologische Wirkungszusammenhänge, Koblenz schleuter@bafg.de
Angela	Schlutow	OEKO-DATA, Strausberg angela.schlutow@oekodata.com
Winfried	Schröder	Hochschule Vechta, Lehrstuhl für Landschaftsökologie winfried.schroeder@uni-vechta.de
Gudrun	Schütze	OEKO-DATA, Strausberg gudrun.schuetze@uba.de
Christian	Siewert	Fachhochschule Weihenstephan Institut für Landschaftarchitektur cs@csiewert.de , christian.siewert@fh-weihenstephan.de
Ellen	Six	UBA, II 2.6 ellen.six@uba.de
Mario	Sommer- häuser	Emschergenossenschaft - Lippeverband, Abteilung Chemie Bereich Biologie / Gewässerökologie, Essen sommerhaeuser.mario@eglv.de
Till	Spranger	UBA, II 4.3 till.spranger@uba.de
Anne-Katrin	Steiner	UBA, II 4.3 anne-katrin.steiner@uba.de
Frank- Michael	Thomas	Universität Trier thomasf@uni-trier.de
Thomas	Ullrich	Hessen-Forst FENA, Europastr. 10 - 12, Gießen ullricht@forst.hessen.de
Karlheinz	Weinfurtnr	Fraunhoferinstitut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie, Schmallingenberg karlheinz.weinfurtnr@ime.fraunhofer.de
Willy	Werner	Universität Trier, Fachbereich VI/Geobotanik werner@uni-trier.de