

Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung Indicators for a concept of multifunctional forest use

Von F. O. BEESE*

Zusammenfassung

Anhand stofflicher Belastungen von Waldökosystemen wird beispielhaft demonstriert, wie ein Indikatorsystem aussehen könnte, das zur Realisierung des Leitbildes einer multifunktionalen Waldnutzung führt. Was für die Lebensraum- und Regelungsfunktionen dargestellt wird, ist in gleicher Weise für die Produktionsfunktion sowie für die Kultur und Sozialfunktion zu entwickeln, um das angestrebte Ziel einer integrierten Bewertung zu erreichen.

Das Problem systemarer Indikatoren liegt in der mit dem Aggregationsgrad zunehmenden Unschärfe in mangelnder Falsifizierbarkeit und der zunehmenden Subjektivität der Bewertung. Zwar ist es notwendig, auch auf unzulänglicher Datenbasis Entscheidungen zu treffen, da niemals bis zur völligen Aufklärung aller kausalen Zusammenhänge gewartet werden kann, doch sollte man sich immer der damit verbundenen erhöhten Irrtumswahrscheinlichkeit bewußt sein.

Eine Gefahr besteht besonders darin, daß aufgrund ungesicherter Erkenntnisse oder unzureichender Daten Entscheidungen zu einer Ermessensfrage werden, bei der häufig nicht sachbezogene Argumente das Entscheidungsergebnis beeinflussen. Diese Feststellung soll aber nicht davon ablenken, daß bereits heute bei vielen der anstehenden umweltpolitischen Entscheidungen die Sachlage auch ohne eine weitere Verbesserung der Datenlage hinreichend klar ist, um durch geeignete Maßnahmen grobe Mißstände auszuräumen und die Situation maßgeblich zu verbessern. Dies gilt insbesondere für die flächendeckende Belastung durch Stickstoff. Bei der Kompensation der Säuredepositionen sind durch die großflächige Ausbringung von Kalken bereits Gegenmaßnahmen ergriffen worden.

Bezüglich der nutzungsbedingten Veränderungen ist die Bewertung weniger weit entwickelt. Soll es hier zu auf soliden Ergebnissen fußenden Entscheidungen kommen, bedarf es des Aufbaus eines umfassenden Indikatorsystems, das sich an dem oben skizzierten Leitbild der multifunktionalen Waldnutzung orientiert. Im Aufbau eines solchen Systems besteht die große Herausforderung der Forstwissenschaft für die Zukunft.

Nichts wäre folgenschwerer für die zukünftige Waldnutzung und den Bestand oder die Wiederherstellung der Wälder als ein Verharren auf einem statischen Bewertungskonzept, wie es noch heute der forstlichen Praxis, aber auch dem Naturschutz zugrunde liegt. Mit dem hier vorgestellten Ansatz soll ein Weg gewiesen werden, wie das anspruchsvolle Ziel einer multifunktionalen Waldnutzung erreicht werden kann.

Summary

Examples of material loads which affect forest ecosystems are used to demonstrate what kind of system of indicators could be used to model the multifunctional use of forests. The presentation of habitat and control functions describes how production functions as well as cultural and social functions should be developed to achieve the objective of an integrated assessment.

A problem inherent in systematic indicators lies in the fact that inaccuracy increases in relation to the number of aggregates used, in the lack of falsification potential and in progressive subjectivity in the course of the evaluation process. While it is often necessary to base decisions on unsatisfactory data material since they cannot be deferred until all causal relationships have been explained, the heightened probability of error should always be borne in mind.

A particular danger lies in the fact that on account of unverified results or insufficient data material decisions often become a question of discretion and are frequently influenced by irrelevant arguments. This warning should not detract from the fact that for many environmental decisions that are currently being discussed the state of affairs, even today, is sufficiently well-known, despite the lack of comprehensive information, to make it possible to remedy serious defects and to considerably improve the situation. This goes, in particular, for large-scale loads of nitrogen inputs. Countermeasures have already been taken e.g. large-scale calcium deposits to counteract soil acidification.

* Vortrag anlässlich der Forstlichen Hochschulwoche in Göttingen 1995.

Evaluation methods have as yet not been developed to a satisfactory degree as far as use-related changes are concerned. A comprehensive indicator system is required here, along the lines of the multifunctional forest use model described above, if decisions are to be founded on reliable results. The establishment of this kind of system will be one of the great challenges of future forestry research.

Nothing could have more dire consequences for future forest use and stands or the regeneration of forests than the adherence to a static evaluation concept used not only in current forestry practice, but also in nature conservation. The approach presented in this paper could be used as a guideline towards achieving the ambitious objectives of the concept of multifunctional forest use.

Hintergrund

Waldökosysteme nehmen fast ein Drittel der Gesamtfläche Deutschlands ein. Der weitaus größte Teil davon wird forstwirtschaftlich genutzt und dient der Produktion des nachwachsenden Rohstoffs Holz, einer umweltverträglichen Ressource, deren Bedeutung bei rapide wachsender Weltbevölkerung weiter steigen, deren Nachlieferung aufgrund sich wandelnder klimatischer und nichtklimatischer Faktoren aber eher zurückgehen wird (IPCC 1995; BURSCHEL 1995).

Waldökosysteme sind offene Systeme, die mit ihrer Umwelt Stoffe, Energie und genetische Information austauschen. Sie sind damit für alle Formen externer Belastungen zugänglich. Dies gilt insbesondere auch für die Belastungen, die von der Nutzung und dem Klima sowie deren anthropogen bedingte Veränderungen ausgehen. In der Abbildung 1 wird schematisch zusammengefaßt, wie sich Nutzungs- und Klimawandel auf die Primärproduktion selbst, aber auch auf den Boden als Standortkomponente auswirken können. Veränderungen der Austauschprozesse von Energie und Stoffen, die Ansiedlung fremder Arten sowie waldbauliche Maßnahmen können zu irreversiblen Veränderungen der Struktur und

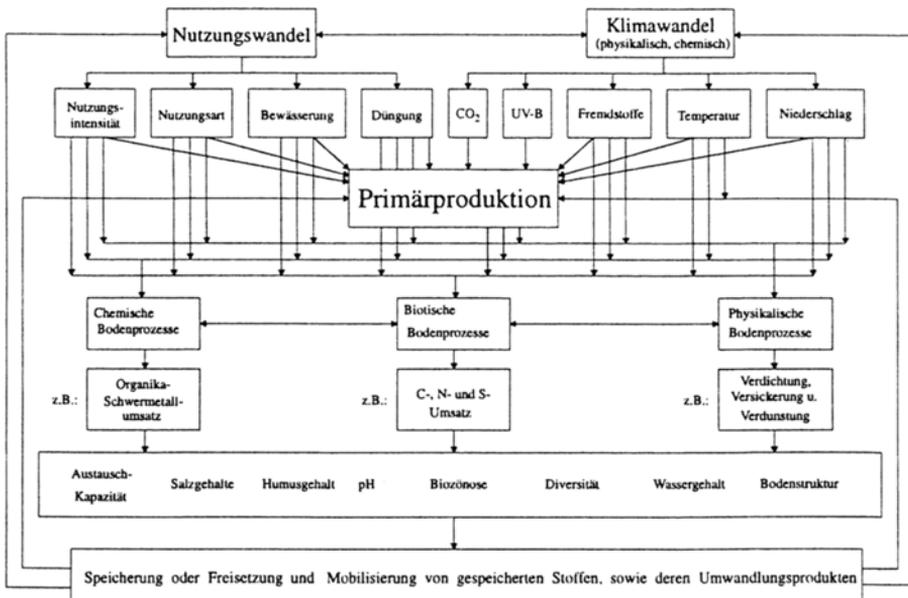


Abb. 1. Wirkungspfade des Nutzungs- und Klimawandels auf terrestrische Ökosysteme und deren Komponenten (nach WBGU 1994)

Fig. 1. Effects of changes in forest uses and climate on terrestrial ecosystems and their components

Funktion von Waldökosystemen führen, wenn die Belastungen nicht im Bereich der system-internen Regelungs- oder Reparaturmöglichkeiten liegen.

Betrachtet man den Nutzungswandel (ROHRIG 1994; KOPF 1995; SPERBER 1995), der während der Lebenszeit der letzten Baumgeneration abgelaufen ist, und sieht man sich die deutlichen Veränderungen des physikalischen und chemischen Klimas mit ihren Wirkungen auf die Böden der Waldökosysteme an, so muß man zu dem Schluß kommen, daß das Postulat der Unveränderlichkeit der Standortbedingungen, d. h. das wohlbekannteste v. Pfeilsche „Eherne Gesetz des Standorts“, auf dem sowohl die Forstwirtschaft der vergangenen ca. 200 Jahre als auch der Naturschutz fußt, als nicht tragfähig angesehen und verworfen werden muß. Diese Erkenntnis bedeutet aber auch, daß die bisher übliche statische Betrachtungsweise nicht länger die Basis für die zukünftige Nutzungsplanung von Waldökosystemen sein darf. Vielmehr muß der Standort als eine dynamische, sich wandelnde Größe angesehen werden, eine Größe, die auch der Mensch direkt oder indirekt innerhalb kurzer Zeiträume wirkungsvoll verändern kann, wie die vielfältigen Untersuchungen zur Klärung der Waldschäden gezeigt haben (ULRICH 1991). Diese Veränderungen und ihre Ursachen sind heute weitgehend kalkulierbar und lassen sich somit nicht nur in Prognosen zukünftiger Entwicklungen einbeziehen, sondern auch zur Ableitung gezielter Regradationsmaßnahmen einsetzen, das sind Maßnahmen, die abgelaufene und ablaufende Degradationsprozesse stoppen oder umkehren. D. h. es lassen sich heute Nutzungsstrategien entwickeln, die die Dynamik der Standortbedingungen einschließen.

Soll dieses Ziel allerdings erreicht werden, müssen zum einen *Leitbilder (Maßstäbe)* gesetzt werden, anhand derer die Nutzung und die von ihr möglicherweise ausgehenden Veränderungen bewertet werden. Diese Maßstäbe dürfen nicht, wie in der Vergangenheit, überwiegend produktionsorientiert oder, wie dies häufig der Fall war, allein auf die Bäume beschränkt sein, sondern sie müssen auch die anderen *Funktionen* von Wäldern gleichberechtigt mit einbeziehen. Weiter müssen die von genutzten Waldökosystemen ausgehenden Belastungen terrestrischer und aquatischer Nachbarsystemen sowie des Grundwassers und der Atmosphäre berücksichtigt werden. D. h. zukünftige Nutzungen sollen nicht nur *nachhaltig* sein, sie müssen auch *umweltschonend* sein. Dies können sie nur sein, wenn sie im o. g. Sinne *standortgerecht* sind. Die Ableitung von Maßstäben allein genügt jedoch nicht, sondern es muß auch ein praktikables Instrumentarium entwickelt werden, das die Umsetzung der Ziele in der forstlichen Praxis möglich macht. Hierfür gilt es, ein *Indikatorensystem* zu entwickeln, das weit über die bisher verfolgten Ansätze hinausgeht und eine multifunktionelle Waldnutzung zugrundelegt.

Zusammenfassend muß festgestellt werden, daß das gegenwärtig verfügbare Instrumentarium nicht ausreicht und auch nicht empfindlich genug ist, um nutzungs- und klimabedingte Veränderungen in Waldökosystemen und deren Umwelt flächendeckend, standort- und nutzungsbezogen zu erfassen und erst recht nicht, um sie zu prognostizieren und ökologisch zu beurteilen. Ohne diese Fähigkeiten wird es jedoch nicht möglich sein, Waldökosysteme standortgerecht, nachhaltig und umweltschonend zu entwickeln.

Multifunktionelle Waldnutzung

Die „Modernität“ der Forstwissenschaft und der Forstwirtschaft in den vergangenen ca. 200 Jahren lag zum einen in der Definition der *Nachhaltigkeit* als Leitbild der Bewirtschaftung und zum anderen in deren erfolgreicher praktischer Umsetzung. Das Instrument für die Umsetzung des überwiegend an der Produktion orientierten Leitbildes waren die Ertrags tafeln für gleichalte Reinbestände, mit deren Hilfe es möglich war, auf betriebs- und volkswirtschaftlicher Ebene zu planen, um den großen Holzbedarf der Bevölkerung in erheblichen Anteilen zu decken. Andere Funktionen des Waldes waren zwar bekannt und wurden als „Sozialfunktionen“ beschrieben, gingen aber nicht in ein einheitliches und umfassenderes Bewertungskonzept ein.

In den letzten Jahren ist deutlich geworden, daß der bisher verfolgte Ansatz zu kurz greift. Er war nicht geeignet, die z. T. dramatische Veränderung der Waldzustände zu erkennen oder gar vorherzusagen. Er gibt auch keine Antwort – da statisch – auf die zum Teil erheblich verbesserten Wuchsleistungen aufgrund von Stickstoffeinträgen. Er ist nicht dazu ausgelegt, um heterogen aufgebaute Wälder zu bewerten. Er gibt keine Antwort auf die überall erkennbare Reduktion der biotischen Diversität auf Arten- und Ökosystemebene infolge der flächendeckenden Versauerung und N-Eutrophierung, und er gibt keine Antwort auf die von Waldökosystemen ausgehenden Belastungen benachbarter Systeme infolge von Störungen der Regelungsleistungen des Stoffhaushaltes von Wäldern infolge nutzungs- oder klimabedingter Einwirkungen. Darüber hinaus wird die Rolle, die der Wald im kulturellen und sozialen Bereich spielt, nicht hinreichend berücksichtigt und nicht in die volkswirtschaftliche Gesamt-Kalkulation einbezogen. Diese evidenten Mängel machen es erforderlich, die Multifunktionalität der Waldökosysteme zur Definition eines neuen Leitbildes heranzuziehen.

Eine *multifunktionelle Waldnutzung*, d. h. eine standortgerechte, nachhaltige und umweltschonende Waldnutzung, muß, wenn sie ein tragfähiges Konzept für die Zukunft sein soll, die *vier Hauptfunktionen von Wäldern* als gleichberechtigte Elemente enthalten. Diese sind die *Regelungsfunktion*, die *Lebensraumfunktion*, die *Nutzungsfunktionen* (Produktions- und Informationsfunktion) und die *Kultur- und Sozialfunktion*. Nur wenn dies gelingt, kann das Ziel der Erhaltung oder Wiederherstellung der abiotischen und biotischen Lebensgrundlagen unserer Waldlandschaften bei deren gleichzeitiger ökonomischer Nutzung erreicht werden. Nur so können stabile rurale Gesellschaften unter Wahrung ihres kulturellen Erbes bestehen bleiben oder neu entstehen.

Das Leitbild der *multifunktionellen Waldnutzung* fußt auf den ökologischen Prinzipien der Abfallverwertung, der Symbiose, der Diversität, der Elastizität und Resilienz und des Fließgleichgewichts. Es läßt sich durch vier Thesen umreißen, die das übergreifende Leitbild beschreiben und welche als Maßstäbe für die zukünftige Nutzung dienen können:

These 1:

Eine multifunktionelle Waldnutzung erhält die ökosysteminternen Kreisläufe und führt zur Verminderung der Stoffbelastung von Nachbarsystemen durch die

- Reduktion von Entkoppelungsprozessen des Stoff- und Energieumsatzes
- Synchronisation der Abbau-, Umbau- und des Aufbau-prozesses lebender und toter Biomassen
- Minimierung der Bodendegradation

Leitsatz: Erhaltung oder Wiederherstellung der Regelungsfunktion der Waldökosysteme.

These 2:

Eine multifunktionelle Waldnutzung führt zur Sicherung der biotischen Diversität auf Arten- und Biotopniveau und damit verbunden zu erhöhter Elastizität und Resilienz der Waldökosysteme durch die

- Vielfalt der Wälder in ihrer zeitlichen und räumlichen Anordnung
- Schaffung von Mischbeständen
- Erhaltung oder Wiederherstellung der Bodenstruktur
- Erhaltung oder Wiederherstellung stabiler chemischer Bodenzustände
- Einrichtung nicht genutzter Ausgleichsflächen und Schutz zonen
- Verminderung oder Reduktion der Zufuhr toxischer Stoffe

Leitsatz: Erhaltung oder Wiederherstellung der Lebensraumfunktion von Waldökosystemen.

These 3:

Eine multifunktionelle Waldnutzung führt zur Steigerung der Effizienz des Einsatzes der zur Produktion notwendigen Ressourcen durch die

- Reduzierung von Stoff- und Energieverlusten (Kreislaufwirtschaft)
- Eliminierung bzw. Ausgleich von Stoffdefiziten
- Reaktivierung oder Förderung von Prozessen der Selbstregulation
- Optimierung des Wald- und Bodenschutzes
- ressourcenschonende Bewirtschaftung

Leitsatz: Langfristige Erhaltung oder Wiederherstellung der Nutzungsfunktion von Wald-Ökosystemen unter Berücksichtigung ökonomischer, ökologischer, sozialer und kultureller Gegebenheiten.

Andere Nutzungsfunktionen und Schutzfunktionen werden unter die erstgenannten Haupt-Funktionen eingereiht.

These 4:

Eine multifunktionelle Waldnutzung führt zur sozialen Stabilisierung ländlicher Gesellschaften und dient dem Wohl der gesamten Bevölkerung durch die

- Produktion nachwachsender Rohstoffe
- Sicherung von Arbeitsplätzen und Einkommen
- Erhaltung ländlicher Kulturlandschaften
- Erhaltung der Sozialfunktionen der Wälder
- Bewahrung des kulturellen Erbes

Leitsatz: Erhaltung oder Wiederherstellung der Sozial- und Kulturfunktionen von Wald-Ökosystemen.

Indikatoren

Das vorstehend umrissene Konzept der multifunktionellen Waldnutzung ist komplex wie die Waldökosysteme, für die es angewendet werden soll. Um Entscheidungen treffen zu können und um zu handeln, muß zum einen die Vielzahl der möglichen Informationen systematisiert und zum anderen zu handhabbaren Größen verdichtet werden. Es sind *Indikatoren* abzuleiten, aus denen sich der aktuelle Zustand oder die Entwicklung des Systems ablesen und bewerten lassen. Gelingt es, für Waldökosysteme die „richtigen“ Indikatoren auszuwählen, genügt ein Bruchteil der verfügbaren Daten, um damit die Systeme zu beschreiben oder aufzuklären (SRU 1994; PETSCHEL-HELD et al. 1995).

Reale Systeme bestehen aus einer Vielzahl von Elementen und Prozessen, die in einem Wirkungsgefüge eng miteinander verknüpft sind. Sie lassen sich durch verschiedene Methoden beschreiben und vermessen. Um die Vielfalt überschaubar und auch handhabbar zu machen, wird in der Regel ein vereinfachtes Modell erstellt, das die Realstruktur bewahrt und die Prozesse im gewünschten Umfang beschreibt. Eine Bodenkarte, wie sie im Rahmen der forstlichen Standortkartierung aufgenommen wird, ist ein Beispiel für ein solches Modell. Sie enthält nicht nur die Höhenlinien, die lediglich ein vereinfachtes „Modell“ der Topographie darstellen, sondern mit der räumlichen Verteilung der „Bodentypen“ enthält sie hochaggregierte Indikatoren der auftretenden Böden, ihrer Flächenanteile und ihrer Vergesellschaftung. Im Bodentyp ist nicht nur ein fest umrissenes vertikales Muster der Zustandsgrößen von Böden enthalten. Es gehen auch die langjährige Entwicklung der Böden und die damit verbundenen physikalischen, chemischen und biotischen Prozesse ein. Der aktuelle chemische Zustand von Böden wird jedoch, wie wir heute wissen, durch den Bodentyp nicht hinreichend gut beschrieben. Der Bodentyp stellt vielmehr einen schlechten Indikator für den Zustand der Bodenlösung und für den Pool mineralisierbarer Ionen dar.

Dieses Beispiel soll deutlich machen, daß es also entscheidend darauf ankommt, die „richtigen“ Indikatoren für das jeweils zu lösende Problem zu ermitteln.

Klassifikation von Indikatoren

Ökosysteme stellen Biosysteme hoher Aggregation dar, in denen nutzungsbedingte Eingriffe auf unterschiedlichen Ebenen wirksam werden können (Abb. 2). Es muß daher jeweils entschieden werden, auf welcher Ebene Indikatoren zur Beschreibung und Bewertung von Änderungen des Systems sinnvoll abgeleitet werden können. Dafür ist von grundsätzlicher Bedeutung, daß von Ebenen mit höherer Auflösung (geringerer Aggregation) kein wissenschaftlich befriedigend begründbarer Schluß auf die Erkenntnisziele höher aggregierter Ebenen möglich ist. Von gleicher grundsätzlicher Bedeutung ist, daß die Erkenntnisse auf Ebenen höherer Aggregation die Erkenntnisse auf Ebenen höherer Auflösung (niedriger Aggregation) in sich aufnehmen müssen. Da die Ökosystemforschung auf verschiedenen Ebenen von Biosystemen angesiedelt ist (Abb. 2), hat sie entsprechend auch über verschiedene Ebenen zu integrieren. Ökosystemare Aussagen müssen den biochemischen, physiologischen, populationsdynamischen und geo/pedologischen Kenntnisstand in sich enthalten und dürfen diesem nicht widersprechen (ULRICH 1987). Wie sich diese Zusammenhänge auf der Prozessebene zu einem Ganzen zusammenfügen lassen, hat ULRICH (1994b) in einer integrativen Ökosystemtheorie dargelegt, die auf einer Hierarchie der Prozesse in Waldökosystemen aufbaut. Daraus folgt, daß Indikatoren auf verschiedenen Ebenen benötigt werden. Auf jeder der genannten Ebenen läßt sich für die Beschreibung und die Bewertung der nutzungsbedingten Veränderungen eine Hierarchie von Indikatoren aufstellen (PETSCHHEL-HELD et al. 1995).

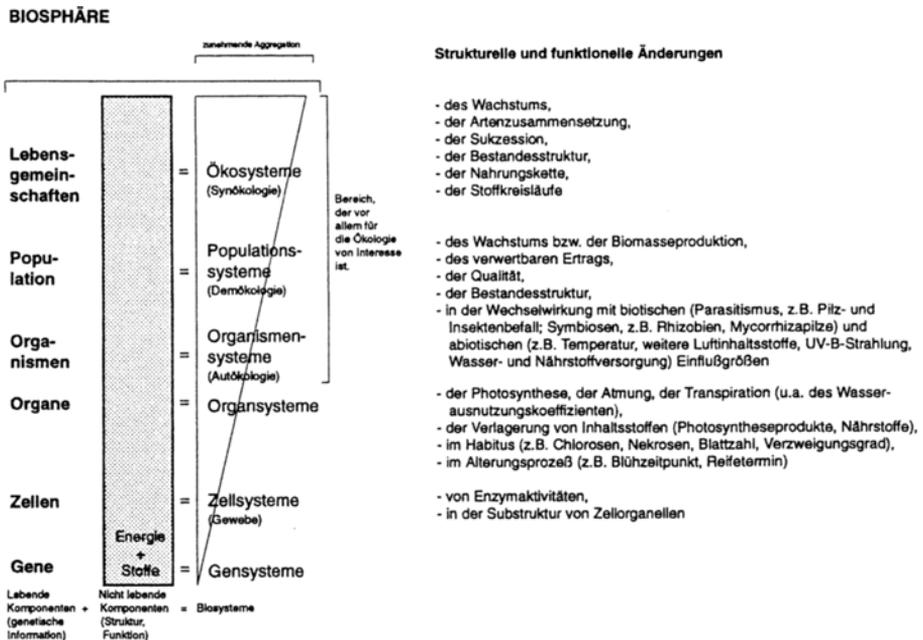


Abb. 2. Prozesse auf unterschiedlichen Niveaus von Biosystemen nach ODUM und REICHHOLF 1980, und ULRICH 1987

Fig. 2. Processes at different levels of bio-systems according to ODUM and REICHHOLF 1980, and ULRICH 1987

Die einfachsten Indikatoren sind die des einfach-analytischen Typs. Systemar-normative Indikatoren bilden die Spitze der Hierarchie. An einigen Beispielen soll diese Gliederung nachfolgend erläutert werden.

Analytische Indikatoren dienen der Beschreibung von Zuständen und Funktionen. Sie sind *nicht* bewertend, können aber quantitativ sein und unterscheiden nur zwischen groß und klein, positiv oder negativ usw. Einfache analytische Indikatoren sind z. B. einzelne Systemgrößen, die sich beobachten oder messen lassen und die sich in eine Skala oder in ein Spektrum von Möglichkeiten einordnen lassen. Als Beispiele sind die Stickstoffkonzentration in Blättern oder Böden oder die Konzentration eines Schadstoffs in den Niederschlägen zu nennen.

Zusammengesetzte Indikatoren ergeben sich, wenn Systemgrößen miteinander kombiniert werden und dadurch eine zusätzliche Aussage über das System möglich wird. Beispiele dafür sind die Depositionsraten von Säuren, die sich aus verschiedenen Prozessen ergeben, oder die Bioverfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen in Böden, die durch die physikochemischen Eigenschaften des jeweiligen Stoffes, die Eigenschaften der Böden und die Eigenschaften und Verteilung der Aufnahmeorgane bestimmt werden. Eine Weiterung in der Komplexität wird erreicht, wenn man die Ökotoxizität von Stoffen betrachtet, die neben der Bioverfügbarkeit auch noch die Reaktion des betroffenen Organismus auf die Belastung mit einschließt. Zusammengesetzte Indikatoren erhält man in der Regel durch die Addition von Beobachtungs- oder Meßgrößen.

Systemare Indikatoren sind solche, die nicht aus der Addition einfacher Indikatoren ableitbar sind, sondern in komplexer, oft nicht im einzelnen durchschaubarer Weise Indikatoren der ersten und zweiten Kategorie verknüpfen. Systemare Indikatoren zeigen Systemeigenschaften wie Komplexität, Diversität, Stabilität, Elastizität, Resilienz, Vernetztheit, Entwicklungspotential usw. an. Die Biodiversität läßt sich nicht allein anhand der Zahl der in einem Ökosystem enthaltenen Organismen oder Arten messen. Vielmehr müssen die Funktionen innerhalb des Nahrungsnetzes, die Rolle am Stoffumsatz des Ökosystems und die Rolle für den Erhalt des Systems oder dessen Reproduktion mit in die Betrachtung einbezogen werden. Als Elastizität wird das Schwingen von Systemgrößen um einen stationären Zustand bezeichnet. Sie kennzeichnet die Fähigkeit eines Ökosystems, sich innerhalb bestimmter Grenzen an wechselnde Randbedingungen anzupassen, ohne daß es dabei zu irreversiblen Veränderungen des Systems kommt, d. h. die Organismengesellschaft in ihrer Struktur und Funktion nicht verändert wird. Für systemare Indikatoren gibt es keine direkte Meßgrößen. Sie müssen vielmehr aus anderen Größen abgeleitet werden. Für den letztgenannten Fall können z. B. die Kenntnis der möglichen Pufferreaktionen des Systems, ihre Raten und Kapazitäten bei den am Standort gegebenen Depositionen Verwendung finden.

Normative Indikatoren werden dann benötigt, wenn Menschen aus ethischen, sozialen, ökonomischen oder politischen Gründen eine Bewertung vornehmen. Normative Indikatoren geben Auskunft über die *Qualität* des Systems oder über die *Richtigkeit* der Systementwicklung aus der *Sicht des Menschen*. Es ist an dieser Stelle zu betonen, daß die Naturwissenschaften allein keine normativen Indikatoren für Ökosysteme liefern. Zwar ist die Kenntnis um Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge unverzichtbar für die Ableitung der Normen, doch sagen die Zusammenhänge nichts über das notwendige Handeln. Dieses ist beeinflusst von der Risikobereitschaft der Menschen (HONNEFELDER 1993). Aus einem beschriebenen Waldzustand kann dann ein Waldschaden werden, wenn der Zustand von einem möglichen oder gewünschten Zustand negativ abweicht und sich daraus ökonomische oder ökologische „Schäden“ ableiten lassen.

Wie die analytischen Indikatoren können auch normative Indikatoren auf verschiedenen Aggregationsstufen und Komplexitätsgraden abgeleitet werden. Durch gesellschaftliche Zielvorstellungen, d. h. durch die Schaffung von bewertenden Maßstäben lassen sich analytische in normative Indikatoren verwandeln. So wird durch die Setzung eines Grenzwertes aus einem analytischen Indikator, wenn er diesen Grenzwert überschreitet, ein normativer

Indikator, der einen Zustand als schlecht oder als gefährlich bewertet und der damit als unerwünscht angesehen wird. Aus dieser Ableitung wird deutlich, daß die Indikatoren, die für die multifunktionelle Waldnutzung benötigt werden, normativen Charakter haben und somit keine Naturkonstanten darstellen, sondern vom Menschen gezielt zur Befriedigung seines Nutzungsanspruches oder zur Daseinsvorsorge eingesetzt werden.

Kompartimentmodell

Um bei der Auswahl und Anwendung von Indikatoren auf der Ebene der Ökosysteme (Abb. 2) zu einem systematischen Vorgehen zu gelangen, läßt sich das in der Ökosystemforschung bewährte Kompartimentmodell zugrundelegen. Dieser Ansatz hat den Vorteil, daß sich Zustandsgrößen von Ökosystemen klar einordnen und sich ökologische Prozesse als Flüsse ausdrücken lassen. Diese können später in Modelle überführt oder zu Indikatoren verdichtet werden.

In der Abbildung 3 ist das Grundschema dargestellt, nach dem Ökosysteme gegliedert werden können. Allgemein werden die Atmosphäre (Kompartiment 1), der Bestandesraum (Kompartiment 2), der Bodenraum (Kompartiment 3) und der Grundwasserbereich (Kompartiment 4) unterschieden. Der Bodenraum umschließt die Dränzone bis zum Grundwasser. Da die Nutzung der Ökosysteme zu temporären oder permanenten Humusaufgaben führen kann, differenziert man zwischen organischen Auflagen (Kompartiment 3a) und Horizonten des Mineralbodens (Kompartiment 3b). Es schließt sich der Bereich mit permanenter Wassersättigung, der Grundwasserbereich, an, der nicht mehr zum Teilsystem Boden gerechnet wird. Auch der bodennahe Luftraum über den Beständen wird nicht mehr dem Ökosystem zugerechnet.

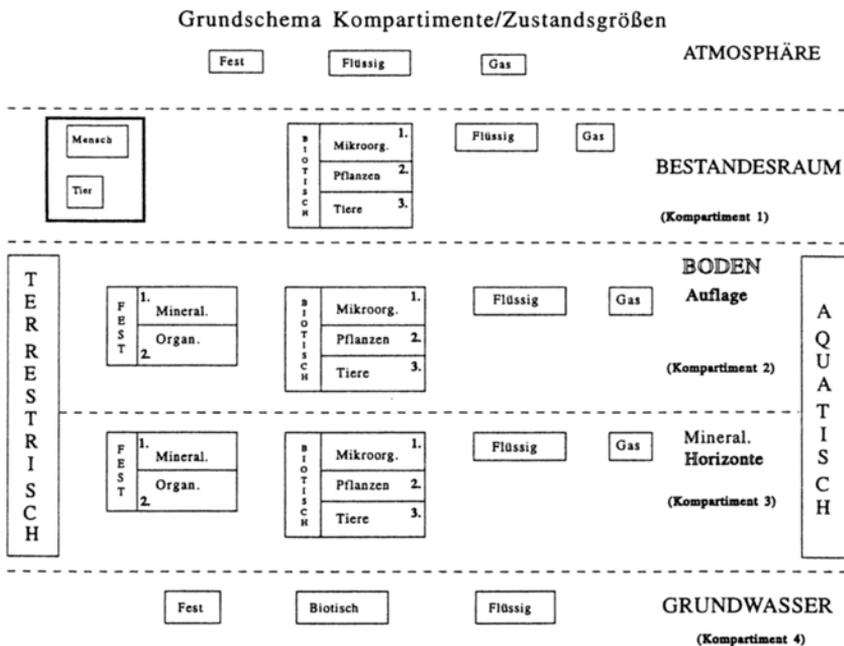


Abb. 3. Grundschema Kompartimentmodell

Fig. 3. Compartment model, basic scheme

Belastbarkeit von Waldökosystemen

Ein normativ, systemarer Indikator von Waldökosystemen ist deren Belastbarkeit mit Fremdstoffen. Anhand dieses Indikators soll beispielhaft gezeigt werden, wie der multifunktionelle Ansatz für die Bereiche der Regelungs- und Lebensraumfunktionen realisiert werden kann.

Ökologische Grenzen der Belastbarkeit

Sollen die in vielen Orten sichtbaren Degradationen der Waldökosysteme vermindert oder beseitigt werden, ist es unumgänglich, die Belastungen an den *jeweiligen Standorten* zu erfassen, ihre Wirkungen in den Ökosystemen zu ermitteln und diese in Relation zu der Belastbarkeit des Systems zu bewerten. Zur Vermeidung von Degradation reicht es jedoch nicht aus, allein deren Ursachen naturwissenschaftlich aufzuklären und dann die Symptome zu beseitigen, es müssen darüberhinaus die ökonomischen Triebkräfte in die lokalen, regionalen und globalen Vermeidungs- und Sanierungsstrategien einbezogen werden. Degradationen sind das Resultat von *Überlastungen* der jeweiligen Ökosysteme. Ein *Bewertungsrahmen*, der es erlaubt, vom Menschen verursachte Veränderungen zu quantifizieren und sie im Hinblick auf den Erhalt der natürlichen Strukturen und Funktionen und auf eine nachhaltige Nutzbarkeit zu bewerten, muß daher auf der Quantifizierung der Belastungen und der Belastbarkeit des Systems aufbauen.

Das hierzu vorgeschlagene Konzept fußt auf „kritischen Einträgen“, „kritischen Eingriffen“ und „kritischen Austrägen“, das sind Energie-, Materie- oder Informationsflüsse über die jeweiligen Systemgrenzen hinweg, welche im Ökosystem „kritische Zustände“ hervorrufen. Als kritisch werden dabei Zustände bezeichnet, bei denen eine Überlastung des Systems auftritt und deren Folge Degradationen sind. Das hier vorgestellte Konzept stellt eine Erweiterung des „critical loads“-Konzepts (NIELSSON 1986) dar, wie es im Zusammenhang mit den Luftverunreinigungen und deren Deposition in Wäldern entwickelt worden ist, (BEESE 1992; WBGU 1994). Bisher war das Konzept allein auf den stofflichen Bereich beschränkt und hat Anwendung für die Versauerung und die Stickstoff-Eutrophierung gefunden.

Das in der Abbildung 4 schematisch dargestellte Konzept hat den Vorteil, daß in die Bewertung auch Austräge mit einbezogen werden, welche für das *Gebersystem* unkritisch sein können, für *Nachbarsysteme* aber bereits als kritisch angesehen werden müssen. Als ein Beispiel seien die N₂O-Freisetzungen aus Böden genannt, die aufgrund ihrer geringen Raten die N-Bilanz nicht nennenswert beeinflussen, die aber für die Atmosphäre durchaus bedeutsam sein können. Weiter wird in dem Konzept berücksichtigt, daß über die Energie- und Stoffströme auch Verknüpfungen zu anderen Systemen vorhanden sind, die oft außerhalb des engeren Betrachtungsraumes liegen, die aber z. T. berücksichtigt werden müssen. Als Beispiele seien urbane Ballungsgebiete als Senken oder entfernt liegende Regionen als Rohstoffquellen genannt. Erst die Einbeziehung dieser Quellen und Senken macht eine vollständige Bilanzierung und Bewertung möglich.

Folgende Indikatoren sind für die Anwendung des Konzepts für Waldökosysteme zu bestimmen:

Kritische Konzentrationen (critical levels) und kritische Einträge (critical loads)

Beim Überschreiten von Grenzkonzentrationen (z. B. O₃ oder SO₂, NH₃, NO_x können direkte Schäden an Organen von Pflanzen auftreten, man spricht dann von kritischen Konzentrationen, die es zu vermeiden gilt. Ein typisches Beispiel hierfür sind die durch SO₂ verursachten Rauchschäden.

Tabelle 1. Kritische Eintragsraten für Säure in Abhängigkeit von der Verwitterungskapazität von Waldböden (Acid Rain 1995)

Table 1. Critical loads of acid in relation to decomposition capacity of forest soils (Acid Rain 1995)

	Minerale, die die Verwitterung bestimmen	Ausgangsgestein	Säure-Input ₂ ($\text{kmolc H}^+/\text{km}^2\cdot\text{a}$)
1	Quarz/ K-Feldspat	Granit, Quarzit	<20
2	Muskovit, Plagioklase Biotit (<5%)	Granit, Gneis	20–50
3	Biotit Amphibole (<5%)	Granodiorit Grauwacke Schiefer Gabbro	50–100
4	Pyroxene Epidot, Olivin (<5%)	Gabbro Basalt	100–200
5	Karbonate	Kalkstein	>200

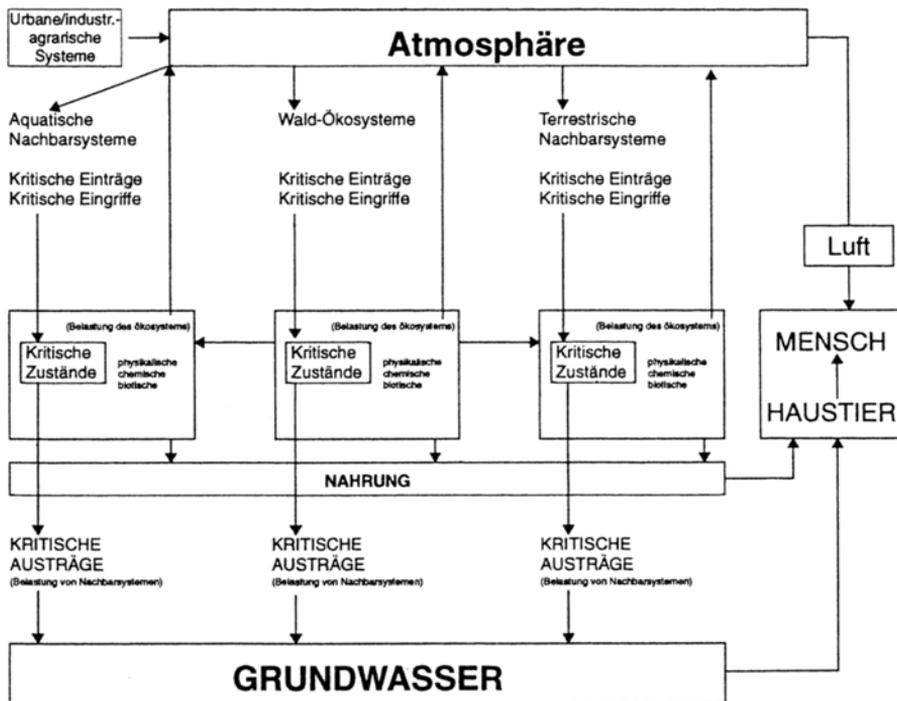


Abb. 4. Schema für ein erweitertes „Critical Load Concept“ (BEESE 1992)

Fig. 4. Diagram of an extended “Critical Load Concept” (BESSE 1992)

Als Beispiele für kritische Einträge können Depositionen von Säuren, Schwermetallen, Organika, Salzen oder von Nährstoffen (N) gelten. So orientiert sich der kritische Eintrag von Säuren an der Pufferrate von Böden im ökotoxikologisch unschädlichen Bereich. Unter pH 4,2 ist die Pufferrate aufgrund der starken Auflösung von Tonmineralen in der Regel sehr hoch; es werden dabei aber Kationensäuren (Al^{3+} , Fe^{3+}) freigesetzt, die toxisch auf Pflanzen und Bodenorganismen wirken.

Tabelle 2. Kritische Eintragsraten für Stickstoff in verschiedene Ökosysteme (kg N/ha.a) (Acid Rain 1992)

Table 2. Critical loads for nitrogen in various eco-systems (kg N/ha.a) (Acid Rain 1992)

Weichwasser-Seen	5–10	xxx
Mesotrophe Moore	20–35	xx
Obrotrophe Moore	5–10	x
Kalkhaltiges artenreiches Grasland	14–25	xxx
Neutrales artenreiches Grasland	20–30	xx
Montanes/subalpines Grasland	10–15	x
Trockene Heide (Tiefeland)	15–20	xxx
Feuchte Heide (Tiefeland)	17–22	xxx
Calluna Heide (Hochland)	7–20	x
Arktische und montane Heiden	5–15	x
Bodensaure Nadelwälder	10–20	xxx
Bodensaure Laubwälder	<15–20	xx
Mischwälder auf Kalkböden	15–20	xx

xxx verlässlich; xx recht verlässlich; x beste Schätzung

Während bei der Pufferung (Indikator für die Regelungsfunktion) ein bodeninterner Prozeß zur Festlegung des kritischen Eintrags herangezogen wird, sind es beim Eisen und Aluminium (Indikatoren für die Lebensraumfunktion) eine Menge oder eine Konzentration, d. h. Zustandsgrößen, die der Bewertung dienen.

Beim Stickstoff kann der kritische Eintrag nicht nur an bodeninternen Zuständen, sondern auch am Austrag bemessen werden. Aufgrund von Grenzwerten für die Trinkwasserqualität können bei Stickstoff-Übersättigung von Ökosystemen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auftreten, die über den gesetzlich festgelegten Richtwerten liegen. In beiden Fällen muß die Zufuhr entsprechend gedrosselt oder vermieden werden, bis die Austräge nicht mehr kritisch sind. Im zweiten Falle wird das System selbst zwar nicht degradiert, aber seine Regelungsfunktion wird überlastet, was negative Folgen für die Nachbarsysteme hat. In den Tabellen 1 und 2 sind die kritischen Einträge für H^+ , S und N für verschiedene Standorte zusammengefaßt. Während für die H^+ -Einträge bereits gute Grundlagen bestehen, werden die N-Daten noch kontrovers diskutiert.

Kritische Eingriffe (critical operations)

Hierbei handelt es sich um physikalische Eingriffe, wie Zerschneidungen, Verdichtungen und Versiegelungen, Bodenbearbeitungen und um biotische Eingriffe, wie z. B. waldbauliche, die zu kritischen Veränderungen der Struktur und der Funktionen der Waldökosysteme führen. Auch sie können kritische Austräge hervorrufen.

Als Beispiel für einen physikalischen Eingriff seien Verdichtung und Deformation infolge von Erntemaßnahmen genannt. Hierfür gilt es, zukünftig die bodeninternen kritischen Zustände für die Durchwurzelbarkeit durch verschiedene Baumarten festzulegen, die nicht über- bzw. unterschritten werden dürfen. Auch die Wasserleitfähigkeit kann durch Verdichtung so stark verändert werden, daß es bei Starkregenereignissen zu Oberflächenabfluß und damit zur Erosion kommt. Für diesen Fall kann die Überschreitung kritischer Austräge (Bodenverlust) als indirekter, grober Indikator zur Bewertung herangezogen werden.

Als Beispiel für biotische Eingriffe sind die Kahlschläge zu nennen. Die vorübergehende Zerstörung der Vegetation kann kritische Zustände in den Böden induzieren, in deren Folge Wasser- oder Winderosion und verstärkte Hangrutschung sowie Nährstoffverluste auftreten. Hier sollte der Eingriff so gestaltet werden, daß es nicht zu Überlastungen der Böden kommt, z. B. durch Lochhiebe, Einzelbaumernten und ungleiche Bestände. Aber auch

der Biomasseexport kann bereits kritisch sein, wenn die verfügbaren Vorräte im Boden so gering sind, daß kein leistungsfähiger neuer Bestand daraus aufgebaut werden kann.

Auch die Ansiedlung von nicht an die Standortbedingungen angepaßten Baumarten ist diesem Bereich zuzuordnen, wobei die Einbringung von fremdländischen Baumarten nicht in jedem Fall als negativ angesehen werden darf, da die biotische Vielfalt positiv beeinflusst werden kann.

Für die Bereiche der mechanischen Belastung, der Bodenverdichtung und der Bodendeformation lassen sich die kritischen Eingriffe aus dem Vergleich der tatsächlichen mechanischen Belastbarkeit der Böden mit den maximal auftretenden mechanischen Lasten z. B. von Traktoren, Erntemaschinen ableiten. Hierzu ist die Ermittlung des mittleren Kontaktflächendruckes der Maschinen sowie der Berechnung des „Vorbelastungswertes“ (= Eigenstabilität des Bodens) notwendig. Als Indikatoren für Gefügezerstörung sind das reduzierte Eindringvermögen für Wurzeln oder deren nicht mehr gesicherte Sauerstoffversorgung zu nennen.

Kritische Zustände und Funktionen (critical states and functions)

Kritische Zustände und Funktionen in Waldökosystemen treten auf, wenn sich aufgrund von stofflichen, mechanischen oder biotischen Belastungen (Einträge, Eingriffe und Austräge) die physikalischen und chemischen Zustände dauerhaft verändern, oder wenn sich Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismengesellschaften (biotische Zustände) so verändern, daß die Produktivität, Stabilität und biologische Vielfalt negativ beeinträchtigt werden.

Als strukturelle Indikatoren seien die Scherwiderstände, die Lagerungsdichte, die Porenverteilung und -form, der Humusvorrat, die Basensättigung, die Qualität der Bodenlösung, die Zusammensetzung und Masse der Organismengesellschaft oder die Vorräte und Konzentrationen von Nähr- und Schadstoffen genannt. Wichtig für die Beurteilung der Waldökosysteme im Hinblick auf ihre Stabilität und Elastizität haben sich die Basensättigung des Austauschers (ULRICH 1995a) und die Verhältnisse von B-Kationen zu Aluminium in der Bodenlösung erwiesen (CRONAN u. GRIGAL 1995). Indikatoren sind z. B. in den Tabellen 3 und 4 dargestellt. Kritische Funktionen können die Pufferraten, die Verwitterungsraten, die N-Mineralisation, die Dekomposition, der Wasser- und Gastransport, die Druckkompensation oder das Wachstum von Pflanzen und Bodenorganismen sein.

Generell muß festgestellt werden, daß die *Ableitung von kritischen bodeninternen Zuständen noch nicht weit entwickelt ist*. Zwar liegen für Schadstoffkonzentrationen oder Elementverhältnisse Richtwerte vor, die sich im wesentlichen aber auf die mögliche Belastung der Menschen über die Nahrungskette oder auf den Gesundheitszustand von Bäumen beziehen. Für die Bewertung von Systemfunktionen jedoch liegen bisher nur wenige verbindlichen Werte vor. Noch schlechter sieht die Situation im biotischen Bereich aus, wo zwar Indikatorpflanzen und Indikatorpflanzengesellschaften für bestimmte Standortparameter definiert wurden, für Tier- und Mikroorganismengesellschaften jedoch bestehen bisher keine sicher anwendbaren Kriterien. Auch ist wenig über die Empfindlichkeit und die Geschwindigkeit bekannt, mit der die bisher verwendeten biotischen Indikatoren auf Veränderungen der Standorteigenschaften reagieren.

Tabelle 3. Soll-Werte für den Anteil von B-Kationen* am Austauscher
* B-Kationen (Na⁺, K⁺, Mg⁺⁺, Ca⁺⁺) (ULRICH 1995)

Table 3. Nominal value for B-cation* concentrations at the exchanger
* B-cations (Na⁺, K⁺, Mg⁺⁺, Ca⁺⁺) (ULRICH 1995)

Feldahorn	90%
Bergulme, Esche, Winterlinde	70%
Spitzahorn, Kirsche	60%
Bergahorn, Hainbuche	50%
Buche, Eiche, Fichte, Tanne, Douglasie, Kiefer	>30%

Tabelle 4. Risikoschätzung im Hinblick auf Baumwachstum und Nährstoffversorgung bei unterschiedlichen Ca/Al-Verhältnissen (molar) (CRONAN u. GRIGAL 1995)

Table 4. Risk estimate as regards tree growth and nutrient supply under varying Ca/Al-conditions (molar) (CRONAN and GRIGAL 1995)

		Ca/Al in der Bodenlösung
	50% Risiko	< 1,0
	70% Risiko	< 0,5
	100% Risiko	< 0,2
4 Indikatoren für die potentielle Schädigung von Wäldern:		
	B-Kationen an KAK	<15%
	Bodenlösung Ca/Al	< 1
	Feinwurzel Ca/Al	< 0,2
	Blätter und Nadeln Ca/Al	<12,5

Kritische Austräge (critical losses)

Kritische Austräge sind Verluste von Stoffen oder Organismen, die kritisch für die Ökosysteme werden können oder die kritische Einträge für Nachbarsysteme darstellen. Die daraus resultierenden Belastungen müssen für jeden „Empfänger“ (Mensch, Tiere, Grundwasser, Atmosphäre, terrestrische und aquatische Nachbarsysteme) gesondert bewertet werden. Sie können limitierend für gewisse Nutzungen sein, ohne daß die Ökosysteme selbst degradiert werden, z. B. Nitratbelastungen von Grundwässern (Trinkwasser). Kritische Austräge, die das System selbst belasten, sind z. B. die Erosion und der Nährstoffverlust.

Während die kritischen Belastungen durch Einträge und Eingriffe bisher noch wenig festgelegt sind, gibt es bei den Austrägen bereits einige praktische Beispiele. Da der Mensch direkt über Trinkwasser oder Nahrungsmittel betroffen ist, liegen Richtwerte vor, die auch international festgeschrieben sind (EU, WHO). Dies führt zu der Situation, daß z. B. die Einträge und Eingriffe überwiegend deshalb kritisch sind, weil über die Austräge die Menschen betroffen werden. Es gibt aber auch andere Fälle. So läßt sich z. B. der kritische Bodenverlust durch Abtrag (Austrag) an der Neubildungsrate von Böden (Verwitterungsrate) bemessen, oder die Freisetzung des klimarelevanten Spurengases N_2O an der Art, Intensität und Verteilung der N-Einträge.

Das hier vorgestellte „critical loads“-Konzept ist für terrestrische Ökosysteme vielseitig einsetzbar. Das Konzept hat den großen Vorteil, daß es dynamisch ist, d. h. daß die Zeit als wichtige Größe bei der Definition einbezogen wird und daß es den Standort als Faktor für die Vielfalt der Wechselwirkungen innerhalb von Landschaften enthält. Damit besteht die Möglichkeit, nicht nur die Regelungsfunktion sondern auch die Lebensraum- und Nutzungsfunktion mit zu berücksichtigen.

Die Stoffbelastung von Waldökosystemen

Depositionen von Säuren und Nährstoffen sowie die Deposition oder der Eintrag toxischer Substanzen stellen chemische Belastungen von Waldökosystemen dar. Die Belastungen sind durch starke lokale Unterschiede gekennzeichnet und häufig an Emittenten oder bestimmte Landnutzungspraktiken gebunden. Daneben treten aber auch Stoffe auf, die eine weite, übergreifende Verbreitung haben. Bei den sauren Depositionen spielen nicht nur die Verbreitung der Emittenten, sondern – wie oben gezeigt wurde – auch Standortunterschiede eine große Rolle. Topographische Besonderheiten, aber auch die Struktur der Vegetation haben einen maßgeblichen Einfluß auf die Art und die Raten der deponierten Stoffe.

Das Übersehen der Interzeptionsdeposition in Pflanzenbeständen (Filtereffekt) hat über lange Zeiten zu einer starken Unterschätzung der Belastungen von Wäldern geführt und muß als eine der Ursachen dafür angesehen werden, daß die Bedeutung der Deposition für die Stabilität

von Waldökosystemen erst spät richtig erkannt wurde (ULRICH 1979). Zwar haben sich die Kenntnisse über die Stoffbelastungen in den vergangenen 15 Jahren erheblich verbessert, aber immer noch stellen die trockenen Depositionen unsichere Größen dar, wenn es darum geht, Aussagen über die Stoffbelastung bestimmter Standorte und Regionen zu machen.

Die Belastbarkeit eines Standorts hängt neben den Raten, mit denen ein Stoff eingetragen wird, sowie dessen physikalischen und chemischen Eigenschaften auch davon ab, wie der jeweilige Stoff im Ökosystem transportiert und transformiert wird, d. h. von den ökosysteminternen Eigenschaften. Die dabei wirksam werdenden Prozesse sind in Abbildung 5 dargestellt. Zusammen bestimmen sie die Bioverfügbarkeit des eingetragenen Stoffes. Die Bioverfügbarkeit stellt die Voraussetzung dar, ob der Stoff von den jeweiligen Organismen aufgenommen wird und in diesen gegebenenfalls toxische Wirkungen entfalten kann. Die Interaktionen der Einzelprozesse beeinflussen wiederum die Raten, mit welchen Stoffe in Nachbarsysteme transportiert werden und diese gegebenenfalls belasten. Diese kurze Darstellung macht deutlich, daß für die Abschätzung der Belastbarkeit durch Stoffe eine genaue Kenntnis der internen Abläufe unumgänglich ist, besonders dann, wenn Langzeitfolgen zu bewerten sind. Diese Kenntnisse müßten an ausgewählten Standorten mit der notwendigen Intensität erworben werden.

Will man dagegen auf größeren Flächen (beispielsweise auf Landschaftsebene) zu verwendbaren Indikatoren für die Belastbarkeit gelangen, so müssen aggregierte Strukturen und Funktionen als Indikatoren abgeleitet werden, die jedoch auf den vorgenannten Kenntnissen fußen, z. B.: Pflanzengesellschaften, Tiergesellschaften oder andere geeignete Indikatoren, die diese kennzeichnen, etwa Zeigerorganismen, Biomassen, Diversitätsindizes, physiologische Zustände oder der Bedeckungsgrad. Zu den aggregierten Prozessen in Böden sind vor allem der Umsatz organischer Substanzen (Bestandesabfälle, Humus) und die damit verbundene Freisetzung von Kohlenstoff-, Stickstoff-, Schwefel- und Phosphor-Verbindungen zu zählen. Da diese Prozesse als „Leistung“ der jeweiligen Biozönose betrachtet werden kann, erscheint die Bilanzierung der Umsatzraten als geeignetes Maß für die Ableitung kritischer Zustände der Organismengesellschaften in Böden.

Auch die Gesamtbilanz von Stoffen, die in Ökosysteme eingetragen werden oder diese verlassen, kann als Indikator für den Systemzustand dienen. Dabei ist leicht zu erkennen,

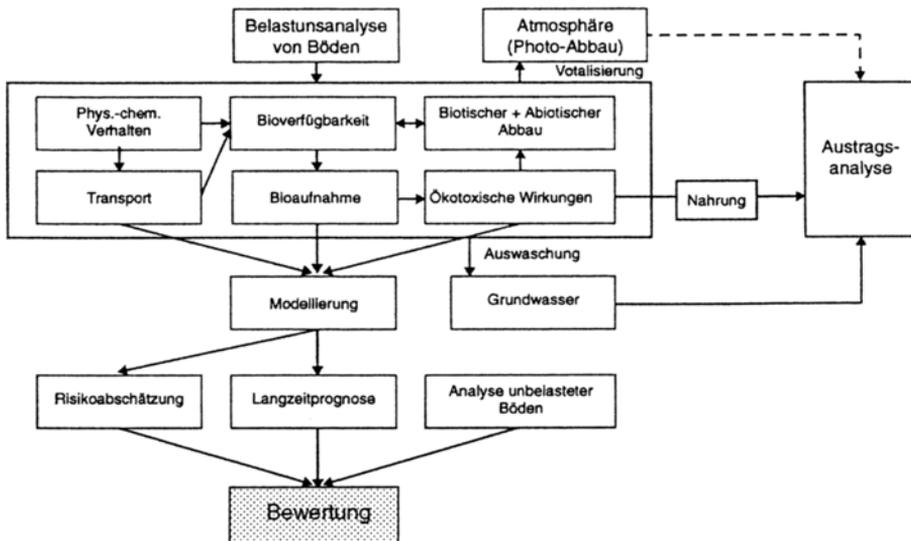


Abb. 5. Bewertungskonzept für Chemikalien in Böden (BEESE 1992)

Fig. 5. Evaluation concept for chemicals in soils (BEESE 1992)

ob sich ein System in einer Aufbauphase oder in einer Degradationsphase befindet. Weiter läßt sich berechnen, wann durch Akkumulation kritische Zustände erreicht oder wann durch Verluste Mängel im System auftreten bzw. Nachbarsysteme belastet werden. Der Ansatz der Input/Output-Analyse, der auf der Bilanzierung von Stoffflüssen beruht, ist ein wichtiges Werkzeug bei der Erfassung und Prognose von Belastungen und der Belastbarkeit. Gegenwärtig ist dieser Ansatz der am besten überprüfbare und auf größere Flächen anwendbare.

Diese Ausführungen machen deutlich, wie ein Indikatoren-System für eine multifunktionelle Waldnutzung aufgebaut sein müßte, um der Komplexität der Waldökosysteme gerecht zu werden. Die hier behandelte Regelungsfunktion stellt aber nur einen Aspekt des Gesamtgeschehens dar. Zukünftig muß eine stärkere Integration der Lebensraum-, der Nutzungs- sowie der Kultur- und Sozialfunktion angestrebt werden. Dies zu erreichen stellt eine große Herausforderung für die Forstwissenschaften dar, die nur in gemeinsamer, fachübergreifender Arbeit bewältigt werden kann.

Literatur

- Acid rain, 1992: Critical loads for air pollutants. Report of the Third International NGO Strategy Seminar on Air Pollution, Göteborg, Schweden, April 10–12.
- Acid Rain, 1995: Critical Loads Acid News, 1995, Göteborg, Sweden.
- BEESE, F., 1992: Umweltbelastungen und Standort AGF-Umweltvorsorge: Boden, Wasser, Luft. Bonn.
- BURSCHEL, P., 1995: Wald-Forstwirtschaft und globale Ökologie. Forstw. Cbl. 114, 80–96.
- CRONAN, CHR.; GRIGAL, D. F., 1995: Use of Calcium Aluminium Ratios as Indicators of Stress in Ecosystems. J. Environ. Qual. 24, 209–226.
- HILDEBRAND, E. E., 1994: Waldboden – ein konstanter Produktionsfaktor? AFZ 2, 99–104.
- HONNEFELDER, L., 1993: Welche Natur sollen wir schützen? Gaia 2, 253–264.
- IPCC, 1995: Climate Change Impacts and Mitigation Options. IPCC, Working Group II Report, Washington DC.
- KOPF, E. U., 1995: Wandel im Wald – Wandel in den Ansprüchen an den Wald. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 29, 110–114.
- NILSSON, J. (ed.), 1986: Critical loads for nitrogen and sulfur. The Nordic Council of Ministers. Report 1986: 11, Copenhagen, Denmark.
- ODUM, E. P.; REICHHOLF, J., 1980: Ökologie, Grundbegriffe, Verknüpfungen, Perspektiven. München: BLV-Verlagsgesellschaft.
- RÖHRIG, E., 1994: Auf dem Weg zum Waldbau auf ökologischer Grundlage. Forstarchiv, 65, 259–271.
- PETSCHEL-HELD, G.; BLOCK, A.; SCHELLNHUBER, H.-J., 1995: Syndrome des Globalen Wandels. Geowissenschaften 13, 3, 81–87.
- SPERBER, G., 1995: Der Umgang mit Wald – eine ethische Disziplin. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 29, 134–138.
- SRU, 1994: Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. 65180 Wiesbaden, SRU-Geschäftsstelle.
- ULRICH, B., 1987: Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluß saurer Deposition. Forstarchiv 58, 232–239.
- ULRICH, B., 1991: Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. Forst und Holz 46, 3–12.
- ULRICH, B., 1994a: Die Entwicklung der Waldschäden aus ökosystemarer Sicht. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. Texte 28/95, 9–19, Umweltbundesamt Berlin.
- ULRICH, B., 1994b: Process Hierarchy in Forest Ecosystems: An Integrative Ecosystem Theory. In: Godbold and Hüttermann (eds.): Effects of Acid Rain on Forest Processes. New York: WILEY-LISS.
- ULRICH, B., 1995: Der ökologische Bodenzustand – seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. Forstarchiv 66, 117–123.
- ULRICH, B.; PUHE, J., 1994: Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderung auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkoppelungen auf den Treibhauseffekt. In: Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre des Deutschen Bundestages“ (Hrsg.). Studienprogramm 2, Wälder. Bonn: Economica Verlag.
- VOLZ, H.-A., 1995: 10 Jahre Depositionsmessung in deutschen Wäldern – Eine Synopse. Forst und Holz 50, 483–488.
- WBGU, 1994: Welt im Wandel – Die Gefährdung der Böden. Bonn: Economica Verlag.

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. F. O. BEESE, Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsingenweg 2, D-37077 Göttingen