

**Bodenkundliche Indikatoren
für die Auswertung der
Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II)**

Winfried Riek
Barbara Wolff

Juli 2005

Projekt: Literaturstudie – Zusammenstellung von bodenkundlichen Indikatoren für die BZE II

Bearbeitungszeitraum: 01.05.05 – 31.07.05

Auftraggeber: Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
Rochusstr. 1
53123 Bonn

Ansprechpartner: Herr Hans-Albert Volz (BMVEL)
Frau Dr. Nicole Wellbrock (BFH)

Auftragnehmer: WBU – Wald+Boden Umweltconsult GmbH
Ahornstr. 1
15259 Falkenberg
Tel.: 033451-60682

Bearbeiter: Prof. Dr. W. Riek
Prof. Dr. B. Wolff

Gliederung

Einführung	1
-------------------	----------

Teil I

1	Begriffsbestimmung	3
2	Aktuelle Entwicklungen auf dem Gebiet der Umweltindikatoren	5
2.1	Indikatoren der Commission on Sustainable Development (CSD) der Vereinten Nationen (UN)	6
2.2	Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD)	7
2.3	Europäische Union	9
2.3.1	Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder der europäischen Union (MCPFE)	9
2.3.2	Weitere europäische Konzepte	11
2.4	Nachhaltigkeitsindikatoren Niedersachsen	12
2.5	Literatur	13

Teil II

1	Bodenversauerung	15
1.1	Bedeutung	15
1.2	Einflussfaktoren	16
1.3	Leitindikatoren	16
1.4	Beschreibung der Indikatormerkmale	23
1.5	Bewertungstabellen	33
1.6	Literatur	38
2	Stickstoffstatus	41
2.1	Bedeutung	41
2.2	Einflussfaktoren	42
2.3	Leitindikatoren	43
2.4	Beschreibung der Indikatormerkmale	49
2.5	Bewertungstabellen	54
2.6	Literatur	55
3	Bodenkohlenstoff	58
3.1	Bedeutung	58
3.2	Einflussfaktoren	63
3.3	Leitindikatoren	65
3.4	Beschreibung der Indikatormerkmale	68
3.5	Bewertungstabellen	75
3.6	Literatur	76

4	Schwermetallbelastung	80
4.1	Bedeutung	80
4.2	Einflussfaktoren	84
4.3	Leitindikatoren	85
4.4	Beschreibung der Indikatormerkmale	92
4.5	Bewertungstabellen	98
4.6	Literatur	106
5	Persistente organische Stoffe	109
5.1	Bedeutung	109
5.2	Einflussfaktoren	110
5.3	Leitindikatoren / Indikatormerkmale	112
5.4	Bewertung der POP-Gehalte	115
5.5	Bewertungstabellen	117
5.6	Literatur	120
6	Regenerationsfähigkeit / Standortsnachhaltigkeit	122
6.1	Bedeutung	122
6.2	Einflussfaktoren	123
6.3	Leitindikatoren	126
6.4	Literatur	126
7	Kalkung	128
7.1	Bedeutung	128
7.2	Einflussfaktoren	129
7.3	Leitindikatoren / Indikatormerkmale	129
7.4	Literatur	130

Einführung

Die Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald verfolgt gemäß der Bundesländer-Arbeitsgruppe „BZE II“ die im folgenden Auszug des Konzeptpapiers (Entwurf vom 11.02.2005) dargelegten Ziele:

„Entsprechend der Zielvorgaben der **BZE I** soll die BZE II zuverlässige, flächenrepräsentative und bundesweit vergleichbare Informationen liefern

- über den aktuellen Zustand der Waldböden und deren Veränderungen im Laufe der Zeit in Verbindung mit dem aktuellen Kronenzustand der Waldbäume (Anbindung an das Waldzustandserhebungsnetz),
- für eine bessere Übertragbarkeit der Ergebnisse der Waldbodenforschung auf größere Waldflächen,
- als Beitrag zur Identifizierung von Ursachen der Veränderungen des Bodenzustandes sowie des Einflusses von Depositionen,
- zur Einschätzung von Gefahren, die sich für den derzeitigen Waldbestand und für die nächste Waldgeneration aus dem Bodenzustand ergeben,
- zur Einschätzung von Risiken für die Qualität von Grund-, Quell- und Oberflächenwasser,
- zur Planung und Durchführung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung des Bodenzustandes sowie des Nährstoffangebotes im Boden und der Nährstoffaufnahme durch die Baumwurzeln.“

Neue Erkenntnisse, neue politische Anforderungen und neue gesetzliche Aufgaben machen es notwendig, in der Zielsetzung der BZE II neue Aspekte zu berücksichtigen. Die **BZE II** soll – über die genannten Aspekte hinaus – auch zuverlässige, flächenrepräsentative und bundesweit vergleichbare Beiträge liefern

- über den Stickstoffstatus von Waldböden und ihre Sensitivität gegenüber weiteren Stickstoffeinträgen,
- über die aktuelle Kohlenstoffspeicherung und Änderungen des Kohlenstoffvorrats in Waldböden (Klimarahmenkonvention und Kyoto-Protokoll),
- über die bodenchemische und ernährungskundliche Wirkung von Maßnahmen zur Stabilisierung der Waldökosysteme (Erfolgskontrolle, v. a. Bodenschutzkalkungen und naturnahem Waldbau),
- über die Hintergrundbelastung von Böden mit Schwermetallen und organischen Spurenstoffen (Bundes-Bodenschutzgesetz).“

Anhand der genannten Ziele lassen sich **Themenbereiche** für die Kennzeichnung und Beurteilung des Bodenzustands ableiten, welche in der vorliegenden Studie mit geeigneten Indikatoren unterlegt werden sollen. Folgende Themenbereiche sind dabei gemäß der Ausschreibung für diese Studie (BMVEL, 2005) zu berücksichtigen:

1. Status und Veränderung der Bodenversauerung
2. Status und Veränderung von Stickstoff in den Waldökosystemen
3. Status und Veränderung der Kohlenstoffspeicherung in Waldböden (Beitrag zum Treibhausgasinventar)

4. Belastung der Waldökosysteme mit Schwermetallen (Sondervorhaben der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe)
5. Belastung der Waldökosysteme mit persistenten organischen Stoffen (Sondervorhaben des Umweltbundesamtes)
6. Regenerationsfähigkeit der Waldböden / Standortnachhaltigkeit
7. Wirkung der Bodenschutzkalkung auf Bodenchemie und Ernährungszustand der Waldbäume.

Für jeden Themenbereich werden **Leitindikatoren** sowie Algorithmen zur Aufbereitung bzw. Verknüpfung von geeigneten BZE-Basisdaten mit Indikatorfunktion vorgeschlagen. Für die Basisdaten bzw. daraus aggregierten Komplexmerkmale werden gängige Bewertungsrahmen aus der Literatur zusammengestellt. Diese Kennwerte unterschiedlichen Aggregationsgrades stellen **Indikatormerkmale** für die einzelnen Themenbereiche dar, welche in ihrer Gesamtheit eine Aussage zum jeweils zugeordneten Leitindikator ermöglichen sollen.

Der Bericht ist wie folgt aufgebaut:

Teil I enthält eine Einführung in die Problematik der Umweltindikation und eine kurze Übersicht zum Stand der Diskussion auf nationaler und internationaler Ebene.

Teil II enthält die Darstellung von Leitindikatoren sowie Indikatormerkmale für die zu beschreibenden Themenbereiche. Dabei wird zunächst die **Bedeutung** der einzelnen Themenbereiche hinsichtlich der Gefährdung von Böden bzw. deren ökosystemarer Funktionen umrissen. Die im Zusammenhang mit dem forstlichen Umweltmonitoring relevanten Problemfelder werden hier skizziert und Ergebnisse der BZE I soweit vorhanden zusammengefasst. Außerdem werden die innerhalb eines Themenbereiches wirksamen **Einflussfaktoren** benannt. Es folgt die **Definition** von Leitindikatoren und Ableitung der für diese Indikatoren aussagekräftiger Kenndaten (Einzelmessgrößen sowie aggregierte Parameter). Die Auswahl der Indikatormerkmale mit aussagekräftigster Indikatorfunktion wird bezüglich der folgenden Eigenschaften schematisch beschrieben:

- Allgemeine Beschreibung (Begründung der Indikatoreignung)
- Hinweis auf die im Rahmen der BZE II eingesetzten laboranalytischen Verfahren (Handbuch Forstliche Analytik, HFA) und die Maßeinheit, in welcher der Parameter angegeben wird
- Aspekte der Datenverfügbarkeit (BZE I / BZE II)
- Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten (Art der möglichen statistischen Auswertung; Interpretierbarkeit mit Hilfe von Bewertungsrahmen bzw. Angaben zu Schwellenwerten)
- Angaben zu weiterführender Literatur

Im Anschluss an diese Übersicht werden die aus der Literatur vorliegenden **Bewertungsrahmen** zur Bewertung der einzelnen Indikatormerkmale zusammengestellt.

TEIL I

1 Begriffsbestimmung

Hier soll zunächst auf den Indikatorbegriff eingegangen werden. Eine intensive - teilweise kontrovers geführte - Diskussion um diesen Begriff ist in der aktuellen Umweltpolitik zu finden.

Generell sind Indikatoren aussagefähige Kenngrößen, die eine zusammenfassende Aussage zu einem bestimmten Themenkomplex ermöglichen. Sie dienen

- der Charakterisierung von Sachverhalten und Entwicklungen
- der Bewertung von Zuständen und Veränderungen
- der Überprüfung der Zielerreichung.

Indikatoren unterscheiden sich von einfachen Daten dadurch, dass sie in einen konkreten Bezug zu einer Fragestellung gestellt werden. Ihre Definition erfolgt somit immer problemorientiert.

Durch die zur Indikatorbildung zwangsläufig notwendige Abstraktion z.B. von Ökosystemzuständen oder Prozessen wird durch Indikatoren niemals die gesamte Realität abgebildet. Durch die Auswahl der Indikatoren kann somit zwar eine Realitätsnähe angestrebt, niemals aber eine allumfassende Charakterisierung von Systemen erreicht werden.

Indikatoren im Rahmen der Umweltberichterstattung haben sowohl deskriptive als auch normative Aufgaben zu erfüllen (Abb. I.1). Sie sollen „Wegweiser“ sein und Antwort auf die Frage geben, ob die Entwicklung in die angestrebte Richtung erfolgt bzw. wie der Handlungsbedarf einzuschätzen ist (BMUNR, 2000).

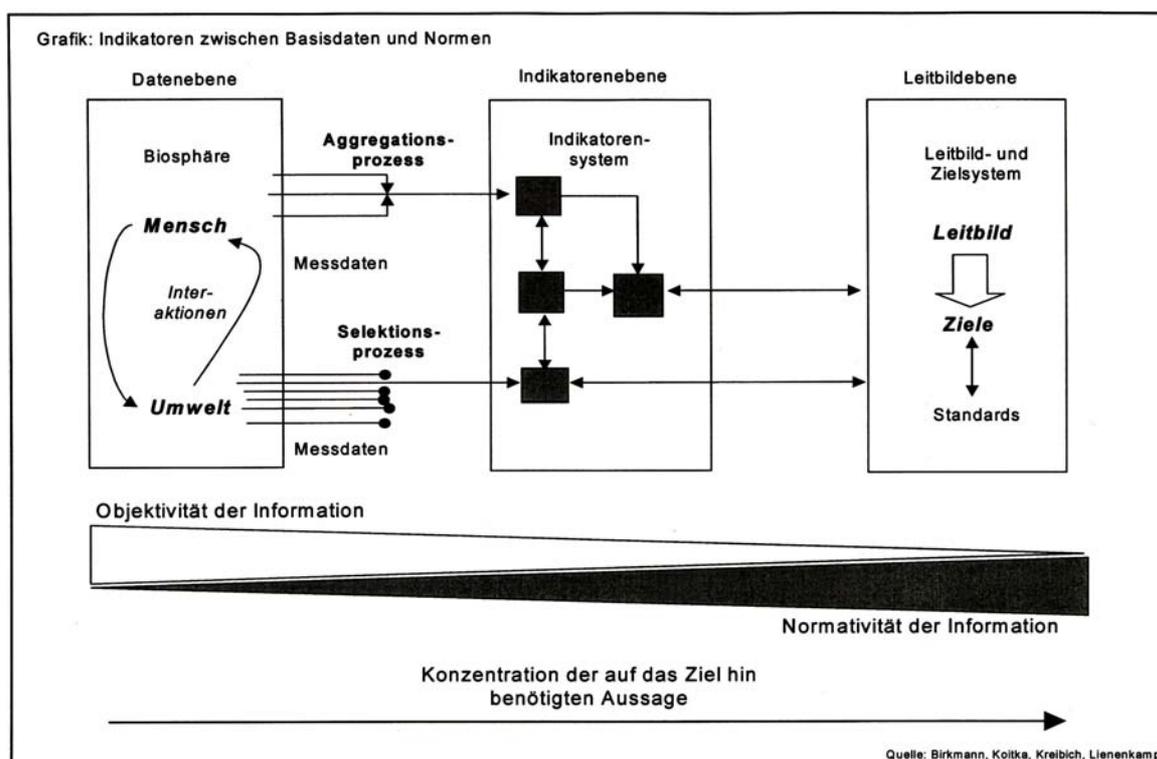


Abb. I.1: Umweltindikatoren – deskriptive und normative Elemente

Je nach Zielsetzung sind dafür unterschiedliche Abstraktions- bzw. Aggregationsniveaus zweckmäßig, wie z.B. in der seitens des BMUNR bzw. Niedersächsischen Landesamts für Ökologie (NLÖ) zur Klassifikation von Indikatorwerten verwendeten Pyramide der Umweltinformation (vgl. Abb. I.2). Das Aggregationsniveau der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) umfasst demzufolge Basisdaten sowie Indikatoren, die in Funktion und Aufgabe denjenigen der Umweltindikatoren weitgehend entsprechen.

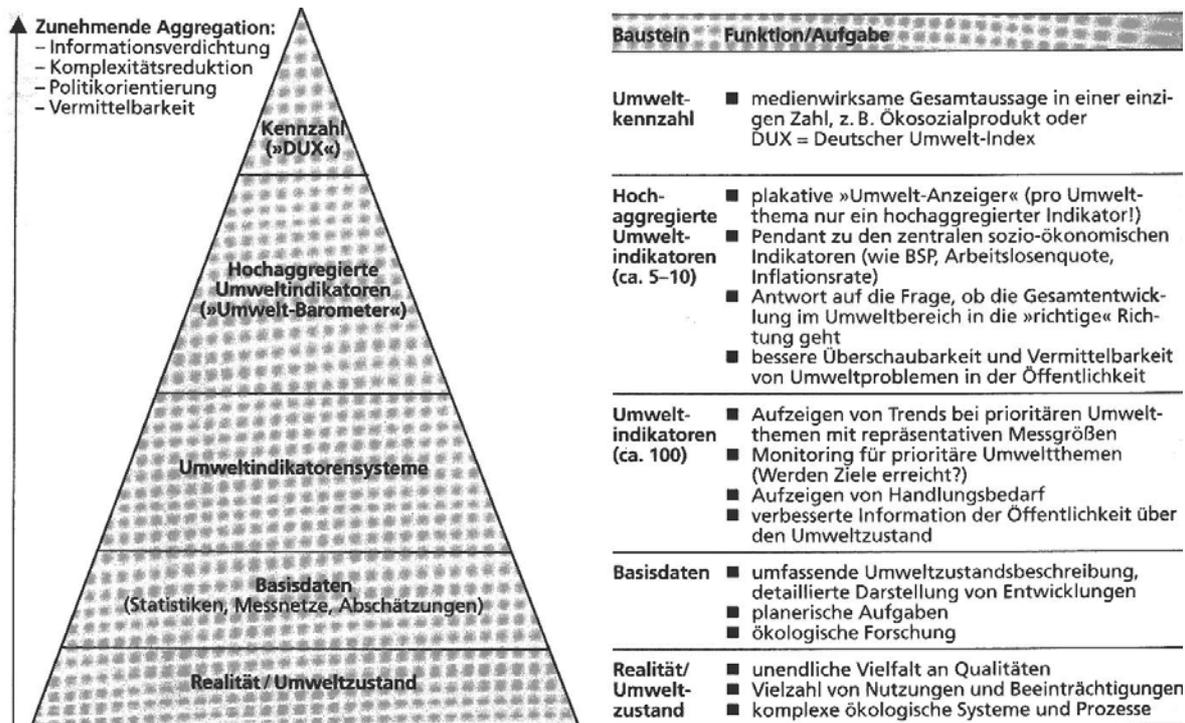


Abb. I.2: Pyramide der Umweltinformation (aus NLÖ, 2002 auf der Grundlage von BMUNR, 1998)

Im Umweltbereich weiterhin gebräuchlich ist - neben dieser hierarchischen Klassifikation der Umweltinformationen - auch die Einteilung der Indikatoren nach dem sog. Pressure (oder Driving Force) -State-Response-Ansatz (kurz PSR), welcher u.a. durch die OECD 1994 in Folge der Rio-Nachfolgeprozesse präferiert wurde. Demnach werden die Indikatoren unterteilt nach

- **Antriebsindikatoren**, die kennzeichnen, welche anthropogenen Umweltbelastungen vorliegen (z.B. Emissionen von Luftschadstoffen)
- **Zustandsindikatoren**, die den Zustand von Systemen bzw. die Umweltqualität beschreiben und immer in Verbindung mit einem Sollzustand oder Grenzwert betrachtet werden
- **Maßnahmenindikatoren**, die kennzeichnen, in welchem Ausmaß die Gesellschaft auf die Umweltveränderungen reagiert, d.h. welche Aktivitäten zur Behebung von Problemzuständen getroffen wurden bzw. welchen Erfolg diese haben.

Für die Auswertung der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) sind nach dieser Einteilung überwiegend Zustandsindikatoren gefragt, wobei im Falle der Wiederholungsinventur natürlich auch Zustandsveränderungen zu bewerten sind. In diesem Zusammenhang gewinnen auch Maßnahmenindikatoren an Bedeutung.

Nachhaltigkeitsindikatoren sind Indikatoren, mit denen Zustand und Veränderungen im Hinblick auf die nachhaltige (gesellschaftliche) Entwicklung beschrieben werden sollen. Sie umfassen i.d.R. Umweltindikatoren, sind aber i.a. weiter gefasst und enthalten Indikatoren auch für die Bereiche „Sozioökonomie“ und „Institutionelle Rahmenbedingungen“.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Begriff Indikator, je nach Ausrichtung der jeweiligen Untersuchung sehr unterschiedlich belegt ist und es daher stets erforderlich ist, die jeweils verwendete Terminologie eindeutig zu definieren. Dies soll im folgenden für die vorliegende Studie vorgenommen werden.

In der vorliegenden Studie wird der Begriff „**Leitindikator**“ für nicht direkt messbare Eigenschaften, welche über spezifische Themenbereiche Aussagen zulassen, verwendet. Leitindikatoren können dabei sowohl Ökosystemzustände oder auch den Erfüllungsgrad von Maßnahmen indizieren. Sie werden durch Kenngrößen unterlegt, welche hier als „**Indikatormerkmale**“ bezeichnet werden. Indikatormerkmale sind messbar bzw. bei der Feldansprache erfassbar oder aber werden aus messbaren Daten rechnerisch bestimmt. Leitindikatoren selbst sind komplexe Eigenschaften, die nicht durch einen (einzelnen) Kennwert quantifizierbar sind. Für die Interpretation der Indikatormerkmale werden **Bewertungskriterien** herangezogen.

Dies soll am Beispiel des Themenbereichs Bodenversauerung verdeutlicht werden. Einer der möglichen Leitindikatoren für den Status der Bodenversauerung ist die Bodenazidität. Als Indikatormerkmale kommen beispielsweise der pH(KCl)-Wert verschiedener Tiefenstufen aber auch andere indirekte Weisergrößen, wie z.B. die Humusform in Betracht. Die Indikatormerkmale sind analytisch messbar bzw. wie im Fall der Humusform qualitativ vom Erkunder ansprechbar. Kriterien für die Bewertung dieser Indikatormerkmale sind z.B. die Zuordnung der pH-Werte zu Pufferbereichen oder die Differenzierung zwischen Auflage- und Mineralbodenhumusformen.

2 Aktuelle Entwicklungen auf dem Gebiet der Umweltindikatoren (internationale und nationale Ansätze mit Waldbezug)

Zahlreiche internationale Institutionen haben sich mit der Indikatorentwicklung befasst (UN, OECD, EU, Weltbank u.a.). Insbesondere mit der Unterzeichnung der Vertragswerke der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung im Jahre 1992 in Rio begann ein intensiver Austausch zur Formulierung von Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung. Nachfolgend wird eine kurze Übersicht zum Stand der Diskussion über Umweltindikatoren auf internationaler Ebene und – soweit vorliegend – zur nationalen Umsetzung / Anpassung gegeben, wobei stets der Bezug zum Wald bzw. Waldboden in den Vordergrund gestellt werden soll.

2.1 Indikatoren der Commission on Sustainable Development (CSD) der Vereinten Nationen (UN)

Im Jahr 1995 hat die UN-Kommission für Nachhaltige Entwicklung (= Commission on Sustainable Development = CSD) umfangreiche Arbeiten zur Formulierung von Nachhaltigkeitsindikatoren begonnen. Ziel war die Erstellung einer Liste von Indikatoren für die einzelnen Kapitel der sog. Agenda 21. Diese Liste von ursprünglich 134 Indikatoren wurde mehrfach auf ihre Eignung - u.a. auch von Deutschland – überprüft und überarbeitet. Als Ergebnis wurde im Jahr 2001 eine nach den vier Themenbereichen „Soziales“, „Wirtschaft“, „Umwelt“, und „Institutionen“ gegliederte CSD-Indikatorenliste verabschiedet (CSD, 2001). Die dort aufgeführten 58 CSD-Indikatoren werden nach dem o.g. PSR-Ansatz in Antriebs-, Zustands- und Maßnahmenindikatoren unterteilt. Indikatoren mit Waldbezug finden sich im Themenbereich „Umwelt“ im Unterthema „Land / Wälder“. Genannt werden die „Prozentuale Waldfläche“ und die „Intensität der Holznutzung“. Desweiteren wird im Unterthema „Biodiversität / Ökosysteme“ der Indikator „Prozentualer Anteil von Schutzgebieten“ angeführt, der auch für Wälder Gültigkeit besitzt. Ein Bezug zum Boden findet sich in der internationalen Version der CSD-Indikatoren nicht.

Im Rahmen der deutschen CSD-Testphase wurde – koordiniert durch das BMU – ein gegenüber der internationalen Fassung wesentlich erweiterter Katalog von 218 Indikatoren mit Schwerpunkt auf dem Umweltbereich (140 Indikatoren) überprüft (BMUNR, 2000). Indikatoren mit Bezug zum Wald sind in Tab. I.1 wiedergegeben. Dabei sind diejenigen Indikatoren, welche auch im Rahmen der BZE II berücksichtigt werden können, hervorgehoben. Da angestrebt wird, dass diese u.a. Bestandteil des Indikatorensystems für die nationale Nachhaltigkeitsstrategie (UMK, 2000; BUNDESREGIERUNG, 2002) sein sollen, kommt ihnen eine besondere Bedeutung im Rahmen der BZE-Auswertungsstrategie zu.

Tab. I.1: Nationale CSD-Indikatoren mit Waldbezug

Themenkomplex	Indikator	Typ
Boden	Änderung des Landzustands – Bodenerosion	Z
	Anteil der Böden mit übermäßig hohen Stoffeinträgen	Z
Bekämpfung der Entwaldung	Holznutzungsintensität	A
	Veränderung der Waldfläche	Z
	Zustand des Waldbodens	Z
	Anteil deutlich geschädigter Bäume	Z
	Holzvorrat	Z
	Anteil geschützter Waldgebiete an Gesamtwaldfläche	M
	Erstaufforstungsfläche	M
Schutz der Erdatmosphäre	Anteil erneuerbarer Energien am Primärenergieverbrauch	A
	Fördermittel für erneuerbare Energien und rationelle Energienutzung	M
	Depositionen von trockenen, nassen, sauren, eutrophierenden Einträgen („Critical Loads“)	Z
Erhaltung der Biologischen Vielfalt	Zerschneidungseffekte	A
	Proz. Anteil bedrohter und ausgestorbener Arten	Z
	Proz. Anteil gefährdeter und verschwundener Biotope	Z
	Index für Ökosystemveränderungen (z.B. Leitvogelarten)	Z
	Proz. Anteil geschützter Gebiete	M
Schutz der Süßwasserressourcen	Durchschnittliche Größe der Schutzgebiete / Vernetzungsgrad	M
	Belastung des Grundwasser mit Nitrat, Pflanzenschutzmitteln, versauerungsrelevanten Parametern	Z
Umweltverträglicher Umgang mit gefährlichen Chemikalien	Belastung mit gefährlichen Chemikalien (z.B. Schwermetalle, PCB, PCP, Dioxine)	Z

A: Antriebsindikator, Z: Zustandsindikator, M: Maßnahmenindikator

2.2 Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD)

Die OECD hat im Jahr 1998 einen Katalog von Umweltindikatoren nach dem PRS-Ansatz veröffentlicht (OECD, 1998). Die Indikatoren werden

- unterschieden nach dem PSR-Ansatz
- getrennt nach sog. Problembereichen (z.B. Eutrophierung, Versauerung, toxische Kontamination, Waldressourcen, Wasserressourcen, Bodenressourcen, Treibhauseffekt, generelle Indikatoren)
- für Sektoren (z.B. Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Bergbau etc.) differenziert betrachtet.

Daraus resultiert eine Vielzahl von Indikatoren. Die aktuelle Liste (OECD, 2002) ist überdies nicht als abgeschlossen zu betrachten sondern kann jederzeit um Indikatoren zu aktuellen als vordringlich betrachteten Umweltproblembereichen ergänzt werden. Als Instrument zur besseren Kommunikation wurden die Indikatoren erstmals im Jahre 2001 zu Leitindikatoren zusammengefasst (OECD, 2001). Mittlerweile liegt eine neue Fassung von 2004 vor, in der die einzelnen Leitindikatoren (KEI) durch sog. Kern-Indikatoren (CEI) unterlegt sind (OECD, 2004) (Abb. I.3-5). Einen direkten Waldbezug weist lediglich der Leitindikator „Intensität der Holznutzung“ auf. Von Bedeutung ist ferner der Leitindikator „Wasserqualität“.

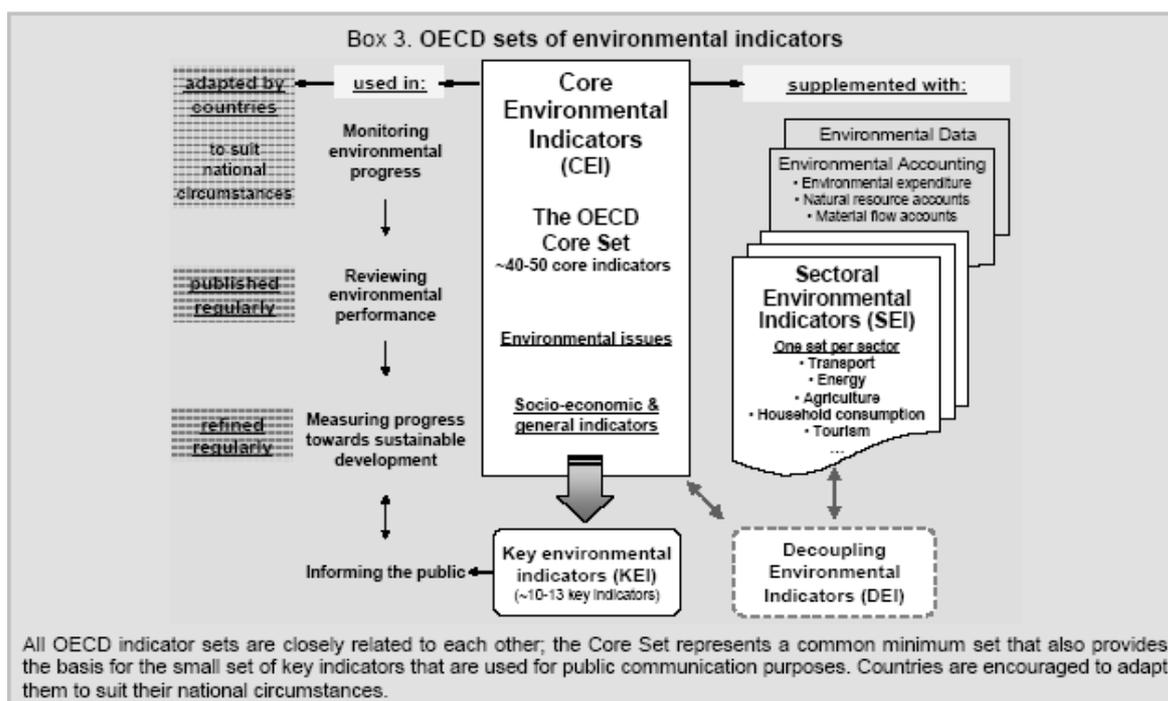


Abb. I.3: System der Leit- und Kernindikatoren der OECD (Stand 2004)

OECD set of key environmental indicators		
POLLUTION ISSUES	Available indicators*	Medium term indicators**
Climate change	1. CO2 emission intensities Index of greenhouse gas emissions	Index of greenhouse gas emissions
Ozone layer	2. Indices of apparent consumption of ozone depleting substances (ODS)	Same, plus aggregation into one index of apparent consumption of ODS
Air quality	3. SOx and NOx emission intensities	Population exposure to air pollution
Waste generation	4. Municipal waste generation intensities	Total waste generation intensities, Indicators derived from material flow accounting
Freshwater quality	5. Waste water treatment connection rates	Pollution loads to water bodies
NATURAL RESOURCES & ASSETS		
Freshwater resources	6. Intensity of use of water resources	Same plus sub-national breakdown
Forest resources	7. Intensity of use of forest resources	Same
Fish resources	8. Intensity of use of fish resources	Same plus closer link to available resources
Energy resources	9. Intensity of energy use	Energy efficiency index
Biodiversity	10. Threatened species	Species and habitat or ecosystem diversity Area of key ecosystems

* indicators for which data are available for a majority of OECD countries and that are presented in this report

** indicators that require further specification and development (availability of basic data sets, underlying concepts and definitions).

Abb. I.4: Leitindikatoren der OECD (Stand 2004)

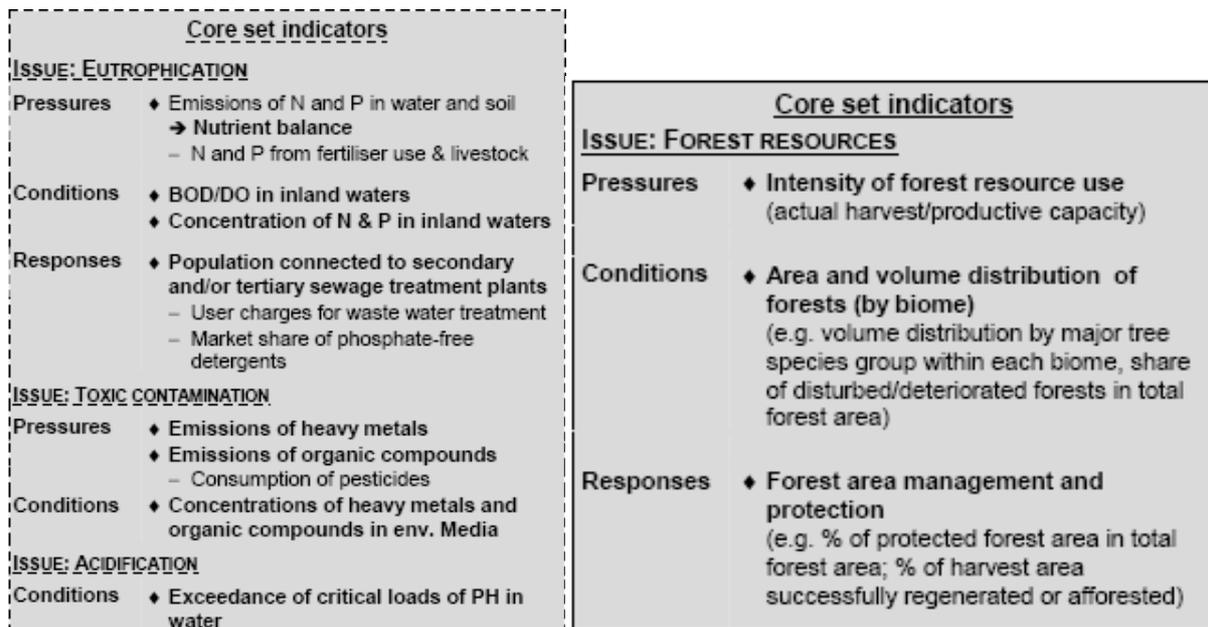


Abb. I.5: Hinterlegung der komplexen Leitindikatoren „Wasserqualität“ und „Waldressourcen“ mit einzelnen Kernindikatoren (OECD, 2004)

2.3 Europäische Union

2.3.1 Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder der Europäischen Union (MCPFE)

Für den Waldbereich wird der Rio-Folgeprozess auf europäischer Ebene v.a. durch die Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder (MCPFE) bzw. deren assoziierte Institutionen gesteuert. Deren Ziel ist es, ein einheitliches Indikatorensystem zu entwickeln, mit dem sowohl der aktuelle Umweltzustand als auch Entwicklungstrends beschrieben und bewertet werden können. Aufbauend auf der Interpretation der quantitativen und qualitativen Indikatoren sollen objektiv nachvollziehbare Strategien für eine nachhaltige Entwicklung abgeleitet und in die entsprechenden nationalen Waldprogramme übernommen werden. Im Rahmen des MCPFE-Prozesses wird unterschieden nach Kriterien und Indikatoren, welche den Erfüllungsgrad derselben anzeigen sollen. Der aktuelle Katalog zu Kriterien und Indikatoren für die nachhaltige Waldbewirtschaftung (= Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management) wurde im Jahr 2003 verabschiedet (MCPFE, 2003). Weitergehende Informationen finden sich in den folgenden Papieren der MCPFE Liaison Unit:

- Background Information for Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management (MCPFE LIAISON UNIT VIENNA, ELM October 2002)
- Relevant Definitions used for the Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management (MCPFE LIAISON UNIT VIENNA, ELM October 2002).

Die aktuelle Liste umfasst derzeit sechs Kriterien, die mit 35 quantitativen Indikatoren sowie teilweise auch qualitativen Indikatoren hinterlegt sind. Eine Übersicht ist in Tab. I.2 gegeben, der vollständige Katalog findet sich unter:

<http://www.mcpfe.org/secure/k-tools/phplib/MedienDatenbankView.inc.php?id=436>.

Alle Indikatoren weisen einen Waldbezug auf. Insbesondere für die BZE II von Bedeutung sind die Indikatoren 1.4 „Carbon stock“ und 2.2 „Soil condition“ sowie mit Einschränkungen die Indikatoren 2.3 und 4.3.

Tab. I.2: Übersicht über Kriterien und Indikatoren gem. MCPFE-Prozess (MCPFE, 2003)

Criterion 1: Maintenance and Appropriate Enhancement of Forest Resources and their Contribution to Global Carbon Cycles
1.1 Forest area Area of forest and other wooded land, classified by forest type and by availability for wood supply, and share of forest and other wooded land in total land area
1.2 Growing stock Growing stock on forest and other wooded land, classified by forest type and by availability for wood supply
1.3 Age structure and/or diameter distribution Age structure and/or diameter distribution of forest and other wooded land, classified by forest type and by availability for wood supply
1.4 Carbon stock <i>Carbon stock of woody biomass and of soils on forest and other wooded land</i>
Criterion 2: Maintenance of Forest Ecosystem Health and Vitality
2.1 Deposition of air pollutants Deposition of air pollutants on forest and other wooded land, classified by N, S and base cations
2.2 Soil condition <i>Chemical soil properties (pH, CEC, C/N, organic C, base saturation) on forest and other wooded land related to soil acidity and eutrophication, classified by main soil types</i>

2.3 Defoliation <i>Defoliation of one or more main tree species on forest and other wooded land in each of the defoliation classes “moderate”, “severe” and “dead”</i>
2.4 Forest damage Forest and other wooded land with damage, classified by primary damaging agent (abiotic, biotic and human induced) and by forest type
Criterion 3: Maintenance and Encouragement of Productive Functions of Forests (Wood and Non-Wood)
3.1 Increment and fellings Balance between net annual increment and annual fellings of wood on forest available for wood supply
3.2 Roundwood Value and quantity of marketed roundwood
3.3 Non-wood goods Value and quantity of marketed non-wood goods from forest and other wooded land
3.4 Services Value of marketed services on forest and other wooded land
3.5 Forests under management plans Proportion of forest and other wooded land under a management plan or equivalent
Criterion 4: Maintenance, Conservation and Appropriate Enhancement of Biological Diversity in Forest Ecosystems
4.1 Tree species composition Area of forest and other wooded land, classified by number of tree species occurring and by forest type
4.2 Regeneration Area of regeneration within even-aged stands and unevenaged stands, classified by regeneration type
4.3 Naturalness <i>Area of forest and other wooded land, classified by “undisturbed by man”, by “semi-natural” or by “plantations”, each by forest type</i>
4.4 Introduced tree species Area of forest and other wooded land dominated by introduced tree species
4.5 Deadwood Volume of standing deadwood and of lying dead-wood on forest and other wooded land classified by forest type
4.6 Genetic resources Area managed for conservation and utilisation of forest tree genetic resources (in situ and ex situ gene conservation) and area managed for seed production
4.7 Landscape pattern Landscape-level spatial pattern of forest cover
4.8 Threatened forest species Number of threatened forest species, classified according to IUCN Red List categories in relation to total number of forest species
4.9 Protected forests Area of forest and other wooded land protected to conserve biodiversity, landscapes and specific natural elements, according to MCPFE Assessment Guidelines
Criterion 5: Maintenance and Appropriate Enhancement of Protective Functions in Forest Management (notably Soil and Water)
5.1 Protective forests – soil, water and other ecosystem functions Area of forest and other wooded land designated to prevent soil erosion, to preserve water resources, or to maintain other forest ecosystem functions, part of MCPFE Class “Protective Functions”
5.2 Protective forests – infrastructure and managed natural resources Area of forest and other wooded land designated to protect infrastructure and managed natural resources against natural hazards, part of MCPFE Class “Protective Functions”
Criterion 6: Maintenance of Other Socio-Economic Functions and Conditions
6.1 Forest holdings Number of forest holdings, classified by ownership categories and size classes
6.2 Contribution of forest sector to GDP Contribution of forestry and manufacturing of wood and paper products to gross domestic product
6.3 Net revenue Net revenue of forest enterprises
6.4 Expenditures for services Total expenditures for long-term sustainable services from forests
6.5 Forest sector workforce Number of persons employed and labour input in the forest sector, classified by gender and age group, education and job characteristics
6.6 Occupational safety and health Frequency of occupational accidents and occupational diseases in forestry

6.7 Wood consumption Consumption per head of wood and products derived from wood
6.8 Trade in wood Imports and exports of wood and products derived from wood
6.9 Energy from wood resources Share of wood energy in total energy consumption, classified by origin of wood
6.10 Accessibility for recreation Area of forest and other wooded land where public has a right of access for recreational purposes and indication of intensity of use
6.11 Cultural and spiritual values Number of sites within forest and other wooded land designated as having cultural or spiritual values

2.3.2 Weitere europäische Konzepte

- Nachhaltigkeitskonzept der EU -

Mit der Verabschiedung der EU Nachhaltigkeitsstrategie in Göteborg 2001 wurde beschlossen, jährlich auf den europäischen Gipfeltreffen über den Stand der Umsetzung zu berichten. In den dafür anzufertigenden sogenannten Syntheseberichten sind aktuell nur 6 Umweltindikatoren aufgeführt. Diese sind hoch aggregiert und ohne direkten Bezug zu Wald und Boden.

- Umweltaktionsprogramme der EU -

Die Indikatoren der Umweltaktionsprogramme der EU zielen auf die Erfassung der Wirksamkeit von umweltpolitischen Maßnahmen ab. Sie sind hoch aggregiert und ohne direkten Bezug zu Wald und Boden.

- EU Umwelt Schlüsselindikatoren -

Im „Environmental Signals Report 2002“ (EEA, 2004) werden die Umweltindikatoren vorgestellt, welche die EU Expert Group on Indicators in Zusammenarbeit mit der europäischen Umweltagentur seit 1998 erarbeitet hat (Tab. I.3). Es ist der dritte, der jährlich vorgeschriebenen Umweltberichte der EEA, welcher sich in erster Linie an die Entscheidungsträger der Umweltpolitik richtet. Einziger Indikator mit Waldbezug ist der jährliche Holzeinschlag.

Tab. I.3: Umweltindikatoren gem. EEA (2004)

Umweltthema (nach Prioritäten gemäß dem 6.UAP)	Indikator
Maßnahmen gegen die Klimaveränderung	
Emission von Treibhausgasen	Entwicklung der Emissionen und Entfernung vom Ziel des Kyoto-Protokolls für 2008–2012
Natur und biologische Vielfalt – Schutz einer einzigartigen Ressource	
Waldressourcen	Jährlicher Holzeinschlag
Landressourcen	Flächenverbrauch und Fragmentierung großer Lebensräume
Emissionen von Säurebildnern	Emissionstrends und Entfernung vom EU-Ziel für 2010
Umwelt und Gesundheit	
Emissionen von Ozonvorläufern	Entwicklung der Emissionen und Entfernung vom EU-Ziel für 2010
Städtische Luftqualität	Überschreitung von Grenzwerten bei Ozon, Feinstaub, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid

Süßwasser	Phosphat- und Stickstoffkonzentrationen in den Flüssen
Nachhaltige Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen und des Abfalls	
Materialaufwand	Globaler Materialaufwand (GMA) im Verhältnis zum BIP
Fischbestände	Laichbestände (Biomasse) des Nordseekabeljau
Siedlungsabfälle	Entwicklung der Siedlungsabfallmengen
Wasserverbrauch	Wassernutzungsindex
Flächenverbrauch durch Besiedlung	Entwicklung von Ballungsräumen, Bevölkerung und Straßennetzdichte

2.4 Nachhaltigkeitsindikatoren Niedersachsen

Auch auf der Ebene der Bundesländer wurde der Frage der Etablierung von Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren nachgegangen. Dies erfolgte in unterschiedlicher Intensität. Die im Land Niedersachsen durchgeführte Studie zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren (NLÖ, 2002) zählt zu den intensivsten Untersuchungen und wird nachfolgend kurz in Bezug auf für Wald relevante Indikatoren umrissen.

Die Untersuchungen begannen 1998, Ergebnisse der Testphase wurden 2002 veröffentlicht. Der für Niedersachsen vorgeschlagene Indikatorensatz umfasste 169 Indikatoren (45 Antriebs-, 80 Zustands- und 44 Maßnahmeindikatoren). Diese gliedern sich auf in 13 Problemfelder. Die für Wald relevanten Indikatoren gibt Tab. I.4 wieder. Von den darüber hinaus definierten sog. „Kernindikatoren Umwelt“ für Niedersachsen sind alle ohne direkten Bezug zum Wald / Waldboden.

Tab. I.4: Umweltindikatoren für Niedersachsen mit Bezug zu Wald bzw. Waldböden (NLÖ, 2002)

Themenkomplex	Indikator	Typ
Eutrophierung	Atmosphärischer N-Eintrag in Böden	A
	P-Gehalte in Böden	Z
Versauerung	Saure Niederschläge	A
	pH-Wert in Waldböden	Z
	Belastung des Grundwassers / Quellwassers mit versauerungsrelevanten Parametern	Z
	Waldschadensbilanz	Z
	Kalkung	M
Toxische Kontamination	Atmosphärische Schwermetallniederschläge	A
	Belastung des Grundwassers mit toxischen Stoffen	Z
	Belastung oberirdischer Gewässer mit toxischen Stoffen	Z
	Aggregierter Indikator Schwermetalle in Böden	Z
Biologische Vielfalt, Landschaft	Veränderung der Standortbedingungen ausgewählter Biotoptypen	Z
	Laubbaumanteil am Wald	Z
	Anteil der Naturwaldgebiete am Landeswald	M
Gewässerressourcen, Gewässerqualität	Sickerwasserqualität	Z
	Nitratgehalt im Grundwasser	Z
Bodenqualität, Bodenressourcen	Anteil erosionsgefährdeter Böden	Z
	Bodenverdichtung	Z
	Anteil der schutzwürdigen Böden	Z
	Anteil der geschützten Böden	Z?
	Bodenbiologische Aktivität	M?
Radioaktivität, Strahlenbelastung	Cäsium-137-Belastung des Bodens	Z
Energie, Verkehr	Anteil regenerativer Energien	M

2.5 Literatur

BMUNR, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland – Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. Bonn.

BMUNR, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2000): Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitskriterien in Deutschland. Berlin.

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. <http://www.dialog-nachhaltigkeit.de>

BMVEL, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2005): Ausschreibungstext zur BZE-Studie „Indikatoren“. Bonn.

CSD, UN-Commission of Sustainable Development (2001): Liste der Nachhaltigkeitsindikatoren. New York. <http://www.un.org/esa/sustdev/indisd/indisd-mg2001/pdf>.

EEA, European Environmental Agency (2004): EEA Signal 2004. Environmental Assessment Report. Kopenhagen.

MCPFE (2003): Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. MCPFE Liaison Unit, Vienna. <http://www.mcpfe.org/index.php?kat=26&sel=26>.

NLÖ, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.) (2002): Entwicklung von Umweltindikatoren für Niedersachsen. Statusbericht. Nachhaltiges Niedersachsen – Dauerhaft umweltgerechte Entwicklung Heft 19. Hildesheim.

OECD, Organisation for Economic Co-Operation and Development (1994): Environmental Indicators – OECD Core set. Paris.

OECD, Organisation for Economic Co-Operation and Development (1998): Towards Sustainable Development, Environmental Indicators. Paris.

OECD, Organisation for Economic Co-Operation and Development (2002): Environmental Indicators - Towards Sustainable Development 2001. 156pp. <http://www.oecd.org>

OECD, Organisation for Economic Co-Operation and Development (2004): OECD Key Environmental Indicators. <http://www.oecd.org>

UMK, Umweltministerkonferenz (2000): Bericht des Bundes zum Stand der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. 55. Umweltministerkonferenz. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Berlin.

TEIL II

Unter Berücksichtigung der in Teil I beschriebenen Indikatorkonzepte werden im folgenden für die einzelnen Themenbereiche der BZE Leitindikatoren benannt. Diesen Leitindikatoren werden Indikatormerkmale zugeordnet und tabellarisch nach sich wiederholendem Muster dargestellt.

Die Kapitel sind entsprechend der folgenden Themenbereiche gegliedert:

- 1 Status und Veränderung der Bodenversauerung
- 2 Status und Veränderung von Stickstoff in den Waldökosystemen
- 3 Status und Veränderung der Kohlenstoffspeicherung in Waldböden (Beitrag zum Treibhausgasinventar)
- 4 Belastung der Waldökosysteme mit Schwermetallen (Sondervorhaben der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe)
- 5 Belastung der Waldökosysteme mit persistenten organischen Stoffen (Sondervorhaben des Umweltbundesamtes)
- 6 Regenerationsfähigkeit der Waldböden / Standortsnachhaltigkeit
- 7 Wirkung der Bodenschutzkalkung auf Bodenchemie und Ernährungszustand der Waldbäume.

1 Themenbereich

BODENVERSAUERUNG

1.1 Bedeutung

In den Themenbereich „Bodenversauerung“ fallen Indikatoren, die den Versauerungszustand des Bodens und seine Veränderung infolge natürlicher und anthropogener Versauerungsprozesse beschreiben. Die Problematik der Auswirkungen der Bodenversauerung auf den Stoffbestand und Stoffkreisläufe in Waldböden und davon ausgehende ökologische Gefahren wurden von VEERHOFF ET AL. (1996) auf der Grundlage einer Sichtung von Untersuchungsbefunden aus der Waldschadensforschung umfassend dargelegt.

Die Bodenversauerung ist mit einer Abnahme der Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung verbunden. Übersteigt die Rate der Verluste an „basischen“ Kationen (Ca, Mg, K) deren Nachlieferung aus atmogenen Einträgen und der Silikatverwitterung, stellen sich langfristig Engpässe in der Nährstoffversorgung der Waldbäume ein.

Im Zuge der Versauerung nimmt die Konzentration der „basischen“ Kationen in der Bodenlösung ab und die des potenziell toxisch wirkenden Aluminiums zu. Feinwurzelschäden an säureintoleranten Pflanzenarten werden bei engen molaren Ca/Al-Verhältnissen in der Bodenlösung beobachtet (CRONAN & GRIGAL, 1995). Die dadurch reduzierte Nährstoff- bzw. Wasseraufnahmefähigkeit der Waldbäume führt zu einer insgesamt größeren Stressanfälligkeit.

Bodenbiologische Prozesse sind an bestimmte pH-Bereiche und verfügbare Basengehalte gebunden. Die Aktivität der Bodenorganismen wird durch die Versauerung beeinträchtigt. Es kommt zu verzögertem Streuabbau und zum Anwachsen der Humusaufgabe. Der ökosystemare Stoffkreislauf wird durch die Ausbildung ungünstiger Humusformen (Rohhumus) unterbrochen. Gleichzeitig können durch die Einschränkung der Bioturbation auch die bodenphysikalischen Bedingungen negativ verändert werden. So führen verringerte Humusgehalte im Mineralboden zur Einschränkung der pflanzenverfügbaren Wasserspeicherfähigkeit. Je nach Substrat hat die verminderte Bioturbation mehr oder weniger ausgeprägte Oberbodenverdichtungen und Beeinträchtigungen der Bodenbelüftung zur Folge (GAERTIG ET AL., 2000).

Infolge von Anpassungsprozessen an das veränderte bodenchemische Milieu treten bei den Bodenorganismen und Krautpflanzen zunehmend säureverträglichere Arten auf; die Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse führt zum Verlust von Spezies und insgesamt zur Einschränkung der Biodiversität.

Die Auswaschung von Kationsäuren und von im Zuge der Versauerung mobilisierten Schwermetallen kann zur Belastung des Grund- und Oberflächenwassers führen.

In der bundesweiten BZE I-Auswertung wurde dem aktuellen Säurestatus breiter Raum geschenkt (WOLFF & RIEK, 1997). Im Ergebnisse zeigte die BZE I, dass von einer flächendeckenden weitgehend substratunabhängigen Versauerung der Oberböden auszugehen ist. Die Folgen hinsichtlich i) möglicher säurebedingter Schäden an den Pflanzenwurzeln, ii) einer Beeinträchtigung der Stofftransformationsfunktion, iii) erhöhter Schwermetallmobilität sowie iv) der daraus resultierenden Risiken für das

Quell- und Grundwasser werden von den Autoren auf der Datengrundlage der BZE I dargelegt und diskutiert (vgl. S. 102-107; Deutscher Waldbodenbericht 1996).

1.2 Einflussfaktoren

Unter humiden Klimaverhältnissen stellt die Bodenversauerung einen natürlichen Vorgang dar (vgl. Kap.6). Die Versauerungsdynamik ergibt sich aus der Bilanz von Säureproduktion und Säurepufferung. Böden versauern, wenn die an der Pufferung maßgeblich beteiligten „basischen“ Kationen, wie Ca, Mg, K und Na von den Bodenaustauscherplätzen verdrängt werden, mit dem Sickerwasser das System verlassen und dieser Verlust nicht durch die Stofffreisetzung aus der Silikatverwitterung oder durch atmosphärische Stoffeinträge kompensiert wird. Neben der Auswaschung stellt der Verlust von „basischen“ Kationen durch Biomassentnahme (Ernteentzug) eine wichtige Ursache für die Verringerung von Pufferkapazität – insbesondere auf von Natur aus nährstoffarmen Standorten – dar.

Säuren entstehen im Boden natürlicherweise vor allem durch das beim mikrobiellen Abbau von Biomasse und der Wurzelatmung freigesetzte CO₂ sowie bei der Nitrifizierung und Humifizierung. Die natürliche Versauerung der Böden wird durch den anthropogenen Säureeintrag und Biomasseexport beschleunigt. Durch den atmosphärischen Eintrag von Stickstoff- und Schwefeloxiden mit dem Niederschlag entstehen starke Mineralsäuren, welche im Boden Pufferreaktionen auslösen. Gebunden an die Säurereste der Salpeter- und Schwefelsäure (SO₄²⁻, NO₃⁻) werden „basische“ Kationen verstärkt ausgewaschen, wodurch die vorhandene Pufferkapazität abnimmt und der pH-Wert weiter absinkt. Zahlreiche Autoren gehen davon aus, dass der aktuell zu konstatierende Versauerungs- und Entbasungsgrad der Waldböden in erheblichem Maß durch versauernd wirkende atmosphärische Stoffeinträge mit verursacht wird (BREDEMEIER, 1987; VEERHOFF ET AL., 1996). Daneben spielen für den heutigen Versauerungsstatus auf vielen Standorten historische Nutzungsformen, wie Waldweide und Streunutzung eine bedeutende Rolle.

Die Dynamik der Versauerung ist somit abhängig von Standortseigenschaften wie Klima (klimatische Wasserbilanz, Sickerwassermenge), Bodentyp und Ausgangssubstrat (Wasserleitfähigkeit, Silikatverwitterungsrate) sowie von der Vegetation (Abbaubarkeit der Streu), der Nutzung (Entzug von Biomasse) und dem aktuellen atmosphärischen Eintragsgeschehen (Säurebildner, basische Staubeinträge).

1.3 Leitindikatoren

Aus den dargelegten Einflussfaktoren ergibt sich eine Vielzahl bodenchemischer Kennwerte, die zur Charakterisierung des Versauerungsstatus geeignet erscheinen. Chemisch-analytische Kennwerte beziehen sich im wesentlichen auf die *Bodenazidität*, die *Zusammensetzung des Kationenbelags* der Bodenaustauscher bzw. die daraus abgeleiteten pflanzenverfügbaren *Elementvorräte* sowie die *Pufferfähigkeit* der Böden. Morphologische Merkmale, wie die *Humusform*, der *Bodentyp* oder der *Podsoligkeitsgrad* bei sauren Braunerden sind ebenfalls zur Kenzeichnung des Säurestatus geeignet. Die Parameter können entweder über das Gesamtkollektiv vergleichend ausgewertet werden oder stratenbezogen. Letzteres ist unbedingt zusätzlich nötig, wenn z.B. Aussagen zur anthropogenen Versauerung gemacht werden sollen. Dabei sind ergänzende Standorts- bzw. Bestandesparameter (Baumart, Ausgangsgestein, klimatische Wasserbilanz, Depositionstyp, u.a.) zu berücksichtigen.

Die Bodenversauerung beginnt im allgemeinen im Oberboden und schreitet in die Tiefe fort. Zu ihrer Kennzeichnung ist daher die Beschreibung des Säurezustandes über das Bodenprofil als Ganzes notwendig. Der Tiefenverlauf von *pH-Wert*, *Austauschazidität*, *Basensättigung* und *Elementanteilen* sowie auf Carbonatstandorten die *Entkalkungstiefe* sind deshalb geeignete Indikatormerkmale. Die Tiefe der Versauerungsfront ergibt sich durch die Gegenüberstellung von „basischen“ und sauer wirkenden Kationen im Tiefenverlauf. Bei den Nährstoffkationen gibt des weiteren die Gegenüberstellung der in der Humusaufgabe und im Mineralboden gebundenen Elementmengen wichtige Hinweise auf säurebedingte Störungen der bodeninternen Nährstoffkeisläufe (Mineralisierung).

Folgende Leitindikatoren zur Kennzeichnung des Versauerungsstatus können im einzelnen definiert werden:

- Bodenazidität -

Sie ist eine zentrale ökologische Steuergröße, welche direkt oder indirekt auf nahezu alle in Böden ablaufenden biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse Einfluss nimmt. Als Indikatormerkmale kommen in erster Linie der pH-Wert und die Austauschazidität in Frage. Die häufigkeitsstatistische Auswertung sollte tiefenstufenweise erfolgen. Zusätzlich lassen sich Tiefenprofile der Merkmalsausprägung klassifizieren und zum Beispiel im Zusammenhang mit der Lage der Versauerungsfront (s.u.) interpretieren.

Der im wässrigen oder salzhaltigen Bodenextrakt gemessene pH-Wert lässt nur eingeschränkt einen Schluss auf den pH-Wert der Bodenlösung zu, weil dieser saisonal stark schwankt. Ziel ist hingegen eine stabile Messung des Säurepotenzials (Messung in KCl- bzw. CaCl₂-Suspension) als Hinweis auf die Bodenazidität. Die austauschbare Azidität wird jedoch auch bei der pH-Messung in salzhaltiger Suspension zumeist nicht vollständig erfasst und der erhaltene Schätzwert ist nach Block et al. (2000) daher unzuverlässig. Besser lässt sich das Säurepotenzial über die Analyse der gesamten austauschbaren Azidität im Rahmen der Bestimmung der austauschbaren Kationen im NH₄Cl-Extrakt abschätzen.

Indirekten Weiserwert für die Bodenazidität hat die Humusform, weil die biologische Aktivität in Waldböden häufig säurelimitiert ist. Insbesondere geben Diskrepanzen zwischen morphologischen und analytischen Merkmalen des Oberbodens Hinweise auf aktuelle Versauerungstendenzen. Da profilmorphologische Eigenschaften natürlicherweise mit bestimmten bodenchemischen Ausprägungen korrespondieren, ist bei größeren Unterschieden (z.B. zwischen dem für bestimmte Humusformen erwarteten und dem tatsächlichen pH-Wert im Oberboden) davon auszugehen, dass jüngere anthropogene Einflussfaktoren eine Veränderung des chemischen Milieus induziert haben, die sich in den makromorphologischen Merkmalen noch nicht wiederfindet.

In diesem Zusammenhang ist auch besonderes Augenmerk auf die Stoffakkumulation in der Humusaufgabe zu richten. Die zu beobachtende Zunahme der Elementmengen im Auflagehumus (insbesondere C, N, Ca, P) hat seine Ursachen in einer offensichtlich verzögerten Mineralisierung, welche auf Veränderungen in den Streuzersetzungsbedingungen zurückzuführen ist (MEIWES ET AL., 2002). Welche Rolle dabei dem Aziditätszustand (auch im Zusammenhang mit der Mobilisierung von Schwermetallen unter sauren Bedingungen) zukommt, ist noch nicht endgültig geklärt. Die generelle Weiserfunktion der Auflagehumusakkumulation für den Aziditätszustand des Oberbodens ist jedoch unstrittig.

- Austauscherbelegung -

Zur Erfassung der Versauerungsdynamik ist die alleinige Messung der Bodenreaktion nicht geeignet. Der pH-Wert ist eine Intensitätsgröße; die Abnahme des Vorrats an basischen Kationen, d.h. an Pufferkapazität kann indes auch bei konstantem pH-Wert erfolgen. Deshalb lassen sich zuverlässige Aussagen zu Versauerungsvorgängen nur anhand der Abnahme der Basenvorräte treffen.

Eine bedeutende Indikatoreignung besitzt die Belegung der Bodenaustauscher. Man versteht darunter die anteilmäßige Zusammensetzung der Kationen Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn und H (%) an der Kationenaustauschkapazität. Diese steht in einem Gleichgewicht mit den Kationen der Bodenlösung. Zusätzlichen Weiserwert haben die Kationenaustauschkapazität selbst sowie die absoluten Konzentrationen der genannten Kationen (mg/kg, mmol_c/kg) bzw. die daraus berechneten, auf festgelegte Tiefenbereiche bezogenen austauschbaren Elementmengen (kg/ha, kmol_c/ha). Beim Schluss von der Bodenfest- auf die Bodenlösungsphase sind die prozentualen Anteile (Elementsättigungen) von wesentlich größerer Bedeutung als die absolut extrahierbaren Mengen (ULRICH, 1988). Die kapazitiven Kenngrößen sind indes besser zur Kennzeichnung des Versauerungswiderstands aber auch der akkumulierten Säuremenge (vergleichbar mit Basenneutralisationskapazität) des Bodens geeignet.

Bei der Interpretation dieser Indikatorwerte ist zu beachten, dass die Belegung des Kationenaustauschers in hohem Maße vom Mineralbestand des Ausgangssubstrates abhängig ist, welches deshalb in die Bewertung mit einbezogen werden sollte (stratifizierte Auswertung).

Die ökologische Gruppierung von Standorten mit ähnlicher Austauscherbelegung kann mit Hilfe von Tiefenprofilen der Basensättigung (RIEK, 1999) bzw. Al-Sättigung (KÖLLING, 1996) erfolgen. Kölling unterscheidet 13 unterschiedliche Typen an Vertikalgradienten der Al-Sättigung und findet auf der Grundlage dieser Typen eine relativ hohe Übereinstimmung zwischen Al-Sättigung der Bodenfestphase und dem Al-Anteil an der Kationensumme in der Bodenlösung. Die Verteilung der Tiefenprofiltypen der Basensättigung lassen sich vor dem Hintergrund weiterer Informationen wie Ausgangsgestein, Entkalkungstiefe, Bodentyp, Wuchsgebiet usw. bewerten. Wenn ein hoher Anteil der gefundenen Profiltypen nicht mit den genannten natürlichen Einflussfaktoren korrespondiert, muss davon ausgegangen werden, dass ein externer Faktor, wie z.B. anthropogene Depositionen, die natürliche bodenchemische Charakteristik überprägt hat (BLOCK ET AL., 2000).

Um Aussagen für die Bestandesernährung zu treffen und versauerungsbedingte Nährstoffengpässe offen zu legen, sind neben der Betrachtung der Basensättigung auch analoge Auswertungen für jedes einzelne Element prinzipiell zu empfehlen. Besondere Bedeutung kommt bei den einzelelementbezogenen Betrachtungen dem Element Mangan zu. Beginnende Manganchfreisetzung markiert den Übergangsbereich von Austauscher- und Al-Pufferbereich. Das Auftreten von Mn in Böden zeigt die Initialphase der Versauerung an (ULRICH, 1987). Ein Mn-Schub kann wenige Jahrzehnte dauern; das freigesetzte Mn wird dann rasch wieder durch freiwerdendes Al verdrängt. Die Ausprägung der Mn-Freisetzung hängt dabei auch stark vom Mn-Gehalt des Ausgangsgesteines und vom Redoxpotential ab. Es zeigt sich aber, dass das Auftreten erhöhter Mn-Gehalte in verschiedenen Ökosystemkompartimenten als Indikator für Versauerungsvorgänge dienen kann.

- Pufferfähigkeit -

Definitionsgemäß ist ein Boden umso besser gepuffert, desto geringer die pH-Abnahme bei gleichem Säureeintrag ist. Die Pufferraten von Böden sind in hohem Maße von der mineralischen Zusammensetzung der Ausgangssubstrate abhängig. Entsprechend der unterschiedlichen Verwitterungsraten der gesteinsbildenden Minerale verwittern beispielsweise basische Gesteine leichter als saure Gesteine wie Granite und Gneise. Die Bodenform als integraler Ausdruck von Bodentyp und Ausgangsgestein der Bodenbildung hat daher einen hohen Weiserwert für die Pufferkapazität.

Aus der Verwitterbarkeit der Minerale ergeben sich unterschiedliche Versauerungsempfindlichkeiten. So kann die auf der Grundlage der Säureneutralisationskapazität abgeleitete, im Rahmen der BZE I verwendete Substratgruppe zur ersten groben Kennzeichnung der Pufferkapazität der Böden dienen. Weitere Schätzwerte zur Silikatverwitterungsrate verschiedener Ausgangssubstrate sind in Kap.1.5 dargestellt. Für eine genauere Schätzung der „nachschaaffenden Kraft“ der Substrate sind aufwendige mineralogische Untersuchungen notwendig. Detaillierte Angaben zur Tonmineralzusammensetzung (oder ersatzweise auch Elementgesamtgehalte) können mit Hilfe von Rechenmodellen wie SMB oder PROFILE (SVERDRUP & WARFVINGE, 1995) dazu verwendet werden, die Kationenfreisetzung durch Verwitterungsvorgänge zu quantifizieren. Darauf aufbauend lassen sich mit Hilfe weiterführender Modellrechnungen die „Critical Load“-Werte für Säureinträge ableiten (NAGEL & GREGOR, 1999). Diese Kennwerte korrespondieren mit langfristig mobilisierbaren Pufferreserven der Böden. Die kurz- bis mittelfristig wirksame Pufferung (Säureneutralisationskapazität) kann mit Hilfe von Titrationsverfahren ermittelt werden (Van den Sand & Fischer, 1994, 1996), welche jedoch nicht Bestandteil des BZE-Programms sind.

Zur Kennzeichnung der Puffermechanismen und Pufferkapazität kann die Zuordnung zu Pufferbereichen nach ULRICH (1986) erfolgen. Das Konzept der Pufferbereiche ist ein in Deutschland in der Ökosystem- bzw. Waldschadensforschung weithin angewandter Ansatz. Die angegebenen pH-Grenzen sind dabei nicht als strenge Grenzen aufzufassen. Sie sind u.a. abhängig von der Art der am jeweiligen Standort vorherrschenden Puffersubstanzen und damit nur eingeschränkt verallgemeinerbar.

Die von ULRICH (1986) gefundenen Zusammenhänge zwischen pH-Bereich, Puffermechanismen und Pufferkapazität werden von den Häufigkeitsverteilungen der im Rahmen von Masseninventuren erhobenen pH-Werte weitgehend bestätigt (WOLFF & RIEK, 1997; WALTHER ET AL., 2004). Danach befinden sich die meisten Böden in pH-Bereichen, die den Pufferbereichen mit hoher Kapazität entsprechen (z.B. pH > 7, pH 3.8-4.6); die Pufferbereiche mit geringer Kapazität sind dagegen schnell erschöpft und dementsprechend weniger häufig vertreten. Auf der Grundlage der Häufigkeitssummenkurve von pH-Werten klassifizieren WALTHER ET AL. (2004) die Versauerungsempfindlichkeit des Bodens anhand von fünf empirisch abgeleiteten pH-Wert-Bereichen. Die Versauerungsempfindlichkeit wird hierbei definiert als Ausmaß der pH-Abnahme, mit welcher der Boden bei Säurezufuhr reagiert, sie bringt also das Säurepufferpotenzial zum Ausdruck.

Einen wichtigen Anhaltspunkt für die Nachlieferung von basischen Kationen aus der Silikatverwitterung liefern die im Säureaufschluss (Königswasser, Flusssäure) bestimmten Elementgehalte. Ihre Relation zu den im NH₄Cl-Extrakt ermittelten Gehalten lässt Aussagen zur „nachschaaffenden Kraft“ des Bodens zu. Ist die Differenz zwischen den Elementgehalten der beiden unterschiedlichen Extraktionsverfahren gering, so muss von einem geringen Potenzial der Nährstoffnachlieferung durch Silikat-

verwitterung ausgegangen werden. Die im Tiefenverlauf dargestellte Differenz lässt Aussagen zu Versauerungsvorgängen und möglichen verwitterbaren Reserven im Mineralbestand zu (BLOCK ET AL., 2000).

Der aktuelle Verlust von Pufferkapazität äußert sich ferner in der Sulfatkonzentration in der Bodenlösung, die näherungsweise in der BZE II für den Tiefenbereich unterhalb des Wurzelraums mit Hilfe des wässrigen 1:2-Bodenextraktes ermittelt werden soll. Der Sulfataustrag kann auch nach reduzierten S-Einträgen die treibende Kraft der Bodenversauerung bzw. Auswaschung von „basischen“ Kationen darstellen. Sulfat wird im Oberboden kaum sorbiert. Zusammen mit einem Begleitkation wird es tiefer verlagert und trägt zur Verarmung der Oberböden an Nährstoffkationen bei. Eine ähnliche Bedeutung kann bei stark erhöhten Stickstoffeinträgen oder bei N-Immobilisierung die Nitratkonzentration in der Bodenlösung besitzen, da auch hier „basische“ Begleitkationen mit dem NO_3 -Anion das System verlassen.

- Critical Load-Überschreitung -

Kritische Eintragungsschwellen, sog. Critical Loads, sind in der Luftreinhaltepolitik als quantitativer Index für die Belastung von Waldökosystemen als Akzeptor anerkannt. Als Critical Load ist diejenige Deposition an Luftschadstoffen definiert, bei deren Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand keine signifikant schädlichen Effekte an Ökosystemen und Teilen davon zu erwarten sind (NAGEL & GREGOR, 1999, s. Abb.II.1.1). Die Critical Loads stellen dabei eine langfristig betrachtete kritische Eintragungsschwelle dar, die sich an einem Zeitraum von etwa hundert Jahren orientiert. Überschreitet die Deposition anhaltend die Critical Load-Werte ist dies ein Indikator für eine langfristige Überschreitung der ökosystemaren Regelmechanismen.

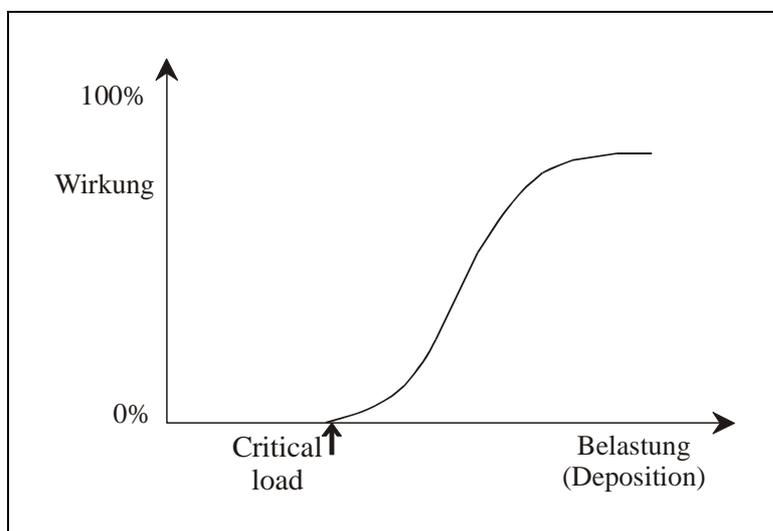


Abb.II.1.1: Wirkungsschwelle und Critical Load (NAGEL & GREGOR, 1999, verändert)

Für die Betrachtung von Waldökosystemen als Rezeptor für versauernde Schwefel- und Stickstoffverbindungen wird derzeit im nationalen Maßstab der sog. Massenbilanzansatz (Simple mass balance, SMB) verwendet. Für deutsche Standorte des EU-Monitoring-Programms Level II liegen Werte des „steady-state-Modells“ PROFILE (WARINGE & SVERDRUP, 1995) vor. Dieses ebenfalls am Massenbilanzansatz orientierte Modell betrachtet die Stoffkonzentration in der Bodenlösung als Indikator (BECKER ET AL., 2000). Daneben sind dynamische Modelle zur Beurteilung der zeitlichen

Entwicklung des Stoffhaushaltes in der Anwendung (z.B. SAFE). Abschließende Ergebnisse auf nationaler Ebene dazu liegen bisher noch nicht vor.

Critical Loads eignen sich zur Kennzeichnung der Belastbarkeit der BZE-Standorte durch versauernde Schwefel- und Stickstoffverbindungen. Die **kritischen Eintragungsschwellen für versauernde Schwefel- und Stickstoffverbindungen** werden im SMB-Ansatz nach folgender Gleichung berechnet (VGL. BOLTE & WOLFF, 2001; UBA, 1996; KLAP ET AL., 2000):

$$CL_{(S+N)} = CL_{(S)} + CL_{(N)} = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} + ANC_{le(crit)}$$

mit

CL	=	Critical Load (Kritischer Eintragungsschwellwert) [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
S	=	Schwefelverbindungen
N	=	Stickstoffverbindungen
BC [*] _{dep}	=	Depositionsrates basischer Kationen (*seesalzkorrigiert) [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
Cl [*] _{dep}	=	Depositionsrates Chloridionen (*seesalzkorrigiert) [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
BC _w	=	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
BC _u	=	Netto-Aufnahmerates basischer Kationen im Baumbestand [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N _i	=	Stickstoff-Immobilisierungsrates [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N _u	=	Stickstoff-Aufnahmerates im Baumbestand [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N _{de}	=	Stickstoff-Denitrifikationsrates [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
ANC _{le(crit)}	=	Kritische Sickerwasser-Austragsrates der Säureneutralisationskapazität [eq ha ⁻¹ a ⁻¹].

Die wichtigsten Eingangsgrößen und Methoden für die flächenhafte und standort-spezifische Modellierung von CL sind in Tab. II.1.1 dargestellt. Für die Parameter, die für die BZE-Punkte nicht vorliegen, werden vereinfachte Annahmen zugrunde gelegt. Eine detaillierte Beschreibung zur Ableitung von standortsspezifischen CLs nach dem SMB-Ansatz sowie deren Überschreitung zum Zeitpunkt der BZE I geben BOLTE & WOLFF (2001).

Tab. II.1.1: Methodik und Eingangsdaten für die Berechnung von kritischen Eintragungsrates (Critical Loads), aus BOLTE & WOLFF (2001) verändert

Daten/Methodik	Critical Loads [CL(area)], flächenhaft (Pufferzonen) nach ÖKO-DATA (2001)	Critical Loads [CL(site)], standortsbezogen (BZE-Punkte), BOLTE & WOLFF (2001)
Kritischer Säure-Eintrag [CL _{max(S)}]	Gleichung 5.17, UBA-Manual (1996)	Vgl. CL(area)
Kritischer Stickstoff-Eintrag, eutrophierend [CL _{nut(N)}]	Gleichung 5.21, UBA-Manual (1996)	Vgl. CL(area)
Gesamtdeposition an basischen Kationen und Chloridionen, seesalzkorrigiert [BC [*] _{dep} , Cl [*] _{dep}]	Interpolierte Gesamt-Depositionsrates des Jahres 1995, seesalzkorrigiert, nach GAUGER ET AL. (1999)	BZE: Vgl. CL(area), Werte der BZE-Punkte nach Lagekoordinaten Level II: Summe aus Nassdeposition (GAUGER ET AL. 1999) und Trockener Deposition, seesalzkorrigiert, nach BLEEKER ET AL. (2000)
Mittlere Lufttemperatur [T]	Langjährige DWD-Lufttemperaturkarte	Vgl. CL(area) Werte für den einzelnen BZE-Punkt nach Lagekoordinaten

Basenfreisetzung aus Verwitterung [Bc_w]	nach Verwitterungsklassen von DE VRIES ET AL. (1993), deren Bestimmung nach Angaben der Bodenübersichtskarte BÜK1000 (BGR 1995) erfolgt, Temperaturkorrektur nach Arrhenius-Gleichung	Vgl. CL(area) , aber Bestimmung von Ausgangsmaterial- und Texturklassen (Tongehalt) nach Angaben zur Substratgruppe am BZE-Standort (s. WOLFF U. RIEK, 1997)
Basen- und Stickstoff-Aufnahme im Baumbestand [BC_u, N_u]	nach dGZ (Derbholz) bis Alter 100 (k _{gr}) und volumengewichtetem Mittel von Holz- (ctX _{st}) und Rindengehalten (ctX _{ba}): X _u = k _{gr} · (ctX _{st} + f · ctX _{ba}), X=Bc, N f=Rinden/Holzverhältnis k _{gr} nach ÖKO-DATA (2001), auf Grundlage von ET Schober, Baumartenverteilung modelliert	Vgl. CL(area) , aber Baumartenverteilung nach Angaben Baumartenanteil am BZE-Standort (BMELF 1994), Variante 1: k _{gr} =dGZ ₁₀₀ nach ET Schober Variante 2: k _{gr} =dGZ ₁₀₀ nach regionaler Schätzung von ÖKO-DATA (2001), Rückbonitierung nach ET Schober
Sickerwasserhöhe [Q]	Abfluss-Karte der Univ. Gießen nach Methode KUNKEL & WENDLAND (1998), Mittel Zeitraum 1961-1990	Berechnung nach Methode KUNKEL & WENDLAND (1998), z.T. Verwendung standortsbezogener Angaben nach BZE-Aufnahme (Bodentyp, Baumartenanteil), Mittel Zeitraum 1961-1990
Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität [ANCL_{e(crit)}]	Minimalwert nach kritischem Verhältnis: - BC/Al (1a) - BC/H+-(1b) oder - krit. Al-Mobilisierungsrate (2), s. UBA (1996), ANCL _{e(crit)} =0, wenn Basensättigung ≥30%	Vgl. CL(area) , aber Einschätzung der natürlichen Basensättigung nach Substratgruppen, Baumartenanteil aus der BZE-Aufnahme
Stickstoffimmobilisierung [N_i]	nach Klassen der Jahresmitteltemperatur (UN ECE/CCE 1993)	Vgl. CL(area)
Denitrifikation [N_{de}], Denitrifikationsfaktor [f_{de}]	nach N _{le(acc)} und Denitrifikationsfaktor f _{de} , f _{de} nach Tonanteils-Klassen, feste f _{de} -Werte für Histosole (Moore), Podsole	Vgl. CL(area)
Tolerierbarer Stickstoffaus-trag mit dem Sickerwasser [N_{le(acc)}]	nach mittl. Sickerungshöhe [Q] (1961-1990) und maximalem N-Gehalt [N _{crit}]=0,0143 [eq·m ⁻³]	Vgl. CL(area)

1.4 Beschreibung der Indikatormerkmale

Substrat(schichtung), Bodentyp und Humusform

Beschreibung	Azidität, Austauschbelegung und Pufferkapazität entwickelter Böden korrespondieren unter natürlichen Bedingungen mit dem Ausgangssubstrat der Bodenbildung und den darauf entwickelten Bodentypen. Aktuelle und in früherer Zeit abgelaufene pedogene Prozesse sind vom Versauerungsstatus des Bodens abhängig (z.B. $\text{pH} < 6.5$: Verbraunung, $4.5 < \text{pH} < 5.5$: Lessivierung, $\text{pH} < 4.5$: Podsolierung) und äußern sich deshalb in den morphologischen diagnostischen Merkmalen. Die Humusform kann Ausdruck des aktuellen Säurestatus' sein. Die morphologische Ansprache des Bodenprofils lässt daher in groben Zügen Schlussfolgerungen auf den pedogenen Versauerungsstatus zu, der allerdings – wie die Ergebnisse der BZE I belegen – durch aktuelle Säureinträge insbesondere im Oberboden stark überprägt sein kann.
Laborverfahren / Maßeinheit	[-]
Datenverfügbarkeit	Die morphologische Kennzeichnung der Bodenprofile liegt für alle BZE-Punkte vor.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertung ggfs. stratifiziert nach Wuchsgebieten ▪ Grundlage für die stratifizierte Auswertung von laboranalytischen Messgrößen
Weiterführende Literatur	AG BODEN (2005)

Carbonatgehalt

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bei Anwesenheit von Carbonat (z.B. CaCO_3, $\text{CaMg}[\text{CO}_3]_2$) erfolgt die Säurepufferung primär durch Verwitterung des carbonathaltigen Gesteins (Kalkstein, Mergel, Dolomit). Diese Gesteine verwittern in der Regel leicht, wobei Säuren unter Freisetzung äquivalenter Mengen Ca-Ionen vollständig neutralisiert werden. Der Bodenaustauscher ist zum allergrößten Teil mit Calciumionen belegt. Der Carbonatpufferbereich gilt als stabil und in seiner Wirkung am effizientesten, wobei die Feinheit der Carbonate und deren Verteilung im Boden eine zusätzliche Rolle spielen. ▪ Ausschlaggebend für den Vergleich der BZE-Standorte ist die Entkalkungstiefe, d.h. die Tiefenlage des Bodenhorizontes, in dem Carbonat nachgewiesen werden kann. Bei Lockersedimenten (Mergel) oder Oberböden gekalkter Flächen kann auch die bis in eine definierte Bodentiefe aus der Carbonatkonzentration im Feinboden ermittelte Carbonatmenge für standortsvergleichende Auswertungen herangezogen werden.
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. D31.1 [mg/g]
Datenverfügbarkeit	Die Nachweisprobe von Carbonat im Feld (HCl-Probe) liegt für alle Horizonte der BZE I und BZE II vor; für alle kalkhaltigen Bodenproben wurde der Carbonatgehalt laboranalytisch bestimmt.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertung der Entkalkungstiefe ggfs. stratifiziert nach Wuchsgebieten oder geologischen Serien ▪ Grundlage für die stratifizierte Auswertung von laboranalytischen Messgrößen
Weiterführende Literatur	BRUMME (1986), MEIWES & BEESE (1988), SÜSSER (1987)

pH-Wert (H₂O, KCl, CaCl₂)

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Maßzahl für die <i>Bodenreaktion</i>, die H⁺-Ionenkonzentration (bzw. die chemische Aktivität der H⁺-Ionen) in der Bodenlösung und damit die <i>Säurestärke</i> im Boden kennzeichnend (<i>Intensitätskenngröße</i>) ▪ Unterschiede bei Messung in <i>wässriger oder salzhaltiger Suspension</i> durch Freisetzung von austauschbar gebundenen Kationsäuren und H⁺-Ionen.
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. A3.1.1 [-]
Datenverfügbarkeit	Messwerte des pH(H ₂ O) und pH(KCl) liegen für alle beprobten Tiefenstufen der BZE I und BZE II vor; zusätzlich liegen für die BZE II pH(CaCl ₂)-Werte vor.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertung der aktuellen Ausprägung sowie Veränderungen zwischen BZE I und BZE II (ggfs. für räumliche und inhaltliche Straten wie Boden- / Substrattyp, Humusform, Bestockungstyp, Depositionstyp, Wuchsgebiet, etc.) ▪ Tiefenstufenweiser Vergleich für alle Tiefenstufen (inkl. Humusaufgabe) sowie Klassifizierung von Tiefenprofilen ▪ Zuordnung zu Pufferbereichen nach Ulrich (1986) oder zu empirischen Pufferbereichen in Anlehnung an WALTHER ET AL. (2004) (Kap.1.5) ▪ Schwellenwerte von Pufferbereichen (z.B. pH 4.2 für zunehmende Tonmineralzerstörung) und für die ökologische Wirksamkeit (Kap.1.5)
Weiterführende Literatur	SCHWERTMANN & FISCHER (1982), ULRICH (1981, 1986), WALTHER ET AL. (2004)

Austauschbare „basische“ Kationen (Ca, Mg, K, Na)

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Entsprechend der jeweiligen <i>Eintauschstärken</i> erfolgt die Sorption der Elemente in unterschiedlichen Anteilen: <i>Calcium</i> ist am eintauschstärksten; ein relativ hoher Anteil bleibt daher auch bei zunehmender Auswaschung von basischen Kationen erhalten. Sehr niedrige Ca-Sättigungen sind ein Anzeichen für eine fast vollständige Verarmung an basischen Kationen. <i>Magnesium</i> wird am Austauscher weniger effektiv gebunden als Ca, weshalb selbst bei höheren Mg-Gehalten des Ausgangssubstrates die austauschbare Fraktion niedriger sein kann. <i>Kalium</i> wird nur schwach von den Austauschern sorbiert; die Sättigungsgrade liegen meist deutlich unter denen von Ca und Mg; insgesamt verhält sich K anders als Ca und Mg, was u.a. mit seiner selektiven Bindung an Tonmineralen zusammenhängt. ▪ Die Ca- und Mg-Sättigung im Tiefenverlauf eignet sich besonders zur Bestimmung der <i>Versauerungsfront</i> nach ULRICH & MALESSA (1989). ▪ Negative Effekte von Al-Ionen auf Pflanzen lassen sich durch <i>Ca/Al-</i> und <i>Mg/Al-Quotienten</i> (der Bodenlösung) abschätzen. Die Ca- bzw. Mg-Quotienten erweisen sich als deutlich wirksamer als K- oder Na-Quotienten (CRONAN & GRIGAL, 1995; SVERDRUP & WARFVINGE, 1993; McLAUGHLIN & WIMMER, 1999). ▪ Ein Vergleich der <i>Ca-, Mg- und K-Vorräte</i> der Böden mit den in der Biomasse von Waldbeständen gebundenen Elementvorräten ermöglicht im Kontext der Bodenversauerung die Abschätzung der aktuellen bis mittelfristigen Nährstoffversorgung der Waldbestände.
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. A3.2.1 [mg/kg]; [mmol _e /kg]; [kmol _e /ha]; [kg/ha]
Datenverfügbarkeit	Mineralboden: BZE I und II; Humusaufgabe: nur BZE II
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertungen der Elementsättigungen und -gehalte nach Tiefenstufen sowie der Elementmengen differenziert nach Humusaufgabe und Mineralboden bis in unterschiedliche Tiefenbereiche; aktuelle Werte sowie Unterschiede zwischen BZE I und II für räumliche und inhaltliche Straten (s.o.) ▪ Bewertungsrahmen für die Vorräte an Ca, Mg und K sowie die Sättigungsgrade (Ca+Mg, Mg, K) vgl. Kap.1.5

Weiterführende Literatur AK STANDORTSKARTIERUNG (2003), BLOCK ET AL. (2000), CRONAN & GRIGAL (1995), McLAUGHLIN & WIMMER (1999), SVERDRUP & WARFVINGE (1993, 1995), ULRICH & MALESSA (1988, 1989)

Austauschazidität

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gestattet (im Gegensatz zum pH-Wert) als <i>kapazitärer Bodenkennwert</i> (mmol_c/kg bzw. kmol_c/ha) die quantitative Beurteilung der Kationsäuren- und Protonenakkumulation (<i>Gesamtsäurespeicherung</i>) ▪ Nimmt mit abnehmendem pH-Wert und steigender Kationenaustauschkapazität des Bodens zu
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. A 3.2.1.1 c2 [mmol _c /kg; kmol _c /ha]
Datenverfügbarkeit	Messwerte aller beprobten Tiefenstufen der BZE II liegen vor
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertung der aktuellen Ausprägung (ggfs. für räumliche und inhaltliche Straten wie Boden- / Substrattyp, Humusform, Bestockungstyp, Depositionstyp, Wuchsgebiet, etc.) ▪ Tiefenstufenweiser Vergleich für alle Tiefenstufen (mmol_c/kg) sowie Vergleich der tiefenstufenübergreifenden Säuremengen (kmol_c/ha)
Weiterführende Literatur	ULRICH (1988)

Austauschbare Kationsäuren und Protonen (Al, Fe, Mn, H)

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Al wird als dreiwertiges Kation bevorzugt sorbiert; die <i>Al-Sättigung</i> am Austauscher ist gegenüber der Konzentration in der Bodenlösung erhöht. Im weit fortgeschrittenen Stadium der Versauerung nimmt der Al-Anteil zugunsten von <i>H- und Fe-Ionen</i> wieder ab. Die Kationsäurezusammensetzung am Austauscher (Al, Fe+H) bietet so die Möglichkeit auch auf Böden mit sehr niedriger Basensättigung das weitere Fortschreiten der Versauerung dokumentieren zu können. Demgegenüber eignet sich die <i>Mn-Sättigung</i> im weniger sauren Bereich zur Kennzeichnung der Versauerung. Mn gilt als besonders mobiles Kation; bei Anwesenheit von Al wird es leicht vom Austauscher verdrängt und ausgewaschen. Eine hohe Mn-Sättigung kann folglich ein Anzeichen für einen Boden sein, der am Beginn der Versauerung steht. ▪ Die austauschbaren <i>Elementgehalte und -vorräte</i> vermitteln einen Eindruck darüber, welche Mengen an Protonen und Kationsäuren im Zuge der Versauerung freigesetzt worden sind; sie sind abhängig vom Versauerungsfortschritt und der Kationenaustauschkapazität des Bodens ▪ Al, Fe und Mn können durch Hydrolyse Protonen in der Bodenlösung bilden und leisten unterhalb von pH 4,2 als „Kationsäuren“ einen maßgeblichen Beitrag an der <i>Bodenazidität</i>. Sie korrelieren eng mit dem in salzhaltiger Suspension gemessenen pH-Wert bzw. der Gesamtaustauschkapazität (s.o.).
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. A 3.2.1 [mg/kg]; [mmol _c /kg]; ; [kmol _c /ha]
Datenverfügbarkeit	Mineralboden: BZE I und II; Humusaufgabe: nur BZE II
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertungen der Elementsättigungen und -gehalte nach Tiefenstufen sowie der Elementmengen differenziert nach Humusaufgabe und Mineralboden; aktuelle Werte sowie Unterschiede zwischen BZE I und II für räumliche und inhaltliche Straten (s.o.) ▪ Bewertungsrahmen für (H+Fe) vgl. Kap.1.5 ▪ Übertragbarkeit von Schwellenwerten für Al/Ca-Quotienten der Bodenlösung zur Kennzeichnung des toxischen Wirkungspotenzials (BLOCK ET AL., 2000) auf die Festphase nur sehr beschränkt möglich.
Weiterführende Literatur	BLOCK ET AL. (2000), CRONAN & GRIGAL (1995), PANNA-TIER ET AL. (2004), ROST-SIEBERT (1986)

Basensättigung (BS)

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gilt in Verbindung mit der Kationenaustauschkapazität als guter Weiser für die Elastizität der Böden gegenüber Säurebelastungen bzw. für die Möglichkeit der Standorte, diese Säurebelastung ohne negative ökologische Konsequenzen zu puffern. ▪ Die Basensättigung steht in enger Beziehung zu den meisten Parametern der Bodenlösung und gestattet somit auf vergleichsweise einfache Weise eine Abschätzung des Säure/Basenzustandes der Bodenlösung. Dabei ist die Beziehung zwischen BC/Al-Verhältnis¹ in der Bodenlösung und dem Wachstum von Pflanzen/Bäumen belegt (SVERDRUP & WARFVINGE, 1993); andere Kennwerte wie pH-Wert, Al-Konzentration, Ca/Al-, (Ca+Mg)/Al-Quotienten der Bodenlösung zeigten weniger konsistente Beziehungen zu den Wachstumskennwerten. ▪ Der Vergleich der Basensättigung von Humusaufgabe und Mineralboden gibt (für den Fall, dass Kalkung auszuschließen ist) Hinweise auf mögliche positiv zu bewertende „Basenpumpeneffekte“.
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. A 3.2.1 [%]
Datenverfügbarkeit	Messwerte aller im Mineralboden beprobten Tiefenstufen der BZE I und BZE II liegen vor; Werte der Humusaufgabe sind für die BZE II verfügbar
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertungen nach Tiefenstufen; aktuelle Werte sowie Unterschiede zwischen BZE I und II für räumliche und inhaltliche Straten (s.o.) ▪ Als kritischer Schwellenwert gilt BS <15%; Unterschreitung dieses Schwellenwertes führt zu signifikantem Anstieg potenziell phytotoxischer Al-Ionen in der Bodenlösung (REUSS, 1983; REUSS & JOHNSON, 1996). Für BS >15% am Austauscher bedingt die höhere Selektivität des Austauscherkomplexes für Al eine Basensättigung in der Bodenlösung >60%; für BS >50% am Austauscher liegt die Basensättigung der Bodenlösung bei 100 % ▪ Bewertungsrahmen vgl. Kap. 1.5
Weiterführende Literatur	BLOCK ET AL. (2000), KÖLLING ET AL (1996), PANNATIER ET AL. (2004), REUSS & JOHNSON (1986)

¹ BC/Al-Verhältnis = Verhältnis der „basischen“ Kationen (base cations) in der Bodenlösung zum Al der Bodenlösung (analoger Wert zur Basensättigung der Festphase)

Ca-, Mg-, K-Gehalte im Säureaufschluss

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gesamtgehaltsbestimmungen dienen dazu die „nachschaufende Kraft“ des Bodens zu kennzeichnen. Die Ergebnisse vermitteln einen Eindruck davon, mit welcher Nährstoffnachlieferung aus der Mineralisation der organischen Substanz und der Mineralverwitterung zu rechnen ist. ▪ Die ermittelten Elementgehalte sind nur sehr langfristig, in ihrer Gesamtheit wahrscheinlich nie vollständig pflanzenverfügbar.
Laborverfahren / Maßeinheit	<p>Königswasseraufschluss vgl. HFA Abschn. A3.3.2; Gesamtaufschluss mit Salpeter- und Flusssäure vgl. HFA Abschn. A 3.3.1 [mg/kg; kg/ha]</p>
Datenverfügbarkeit	<p>Gesamtaufschluss: Erhebung ist fakultativ (voraussichtliche Datenlage noch unklar); Königswasseraufschluss: kompletter Datensatz für Humusaufgabe (BZE I und II) sowie Tiefenbereich 0-10 cm (BZE II) vorhanden, zusätzliche (horizontweise) Daten von ausgewählten Punkten (BZE II)</p>
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertungen der Elementgehalte nach Tiefenstufen sowie der Elementmengen; Stratifizierung insbesondere nach Ausgangssubstrat, Bodenart, Bodentyp usw. ▪ Auswertung und Interpretation in Kombination mit den austauschbaren Elementgehalten zur Kennzeichnung der Nährstoffnachlieferung ▪ Bewertung der Vorräte nach Kap.1.5
Weiterführende Literatur	<p>AK STANDORTSKARTIERUNG (2003), CALLESEN & RAULAND-RASMUSSEN (2004)</p>

Kationenaustauschkapazität (AKe, AKp)

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Hohe Humus- und Tonmineralgehalte bewirken eine hohe Kationenaustauschkapazität; bei fortgeschrittenem Säureangriff lagern sich ab pH<4,2 zunehmend Al-Hydroxy-Polymere in die Zwischenschichten der Tonminerale ein und es kommt durch Tonmineralzerstörung zur Reduktion des Kationenaustauschvermögens. ▪ Die effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) ist vom pH-Wert abhängig; die Differenz zwischen AKe und potenzieller Kationenaustauschkapazität (AKp) weist auf erfolgte Bodenversauerung hin. ▪ Umso geringer die AKe, desto empfindlicher reagieren Böden auf Säurebelastung; andererseits benötigen stark versauerte Böden mit hoher AKe mehr basische Kationen, um ihren Puffer wieder aufzufüllen - sie reagieren relativ langsam aber nachhaltig auf Meliorationsmaßnahmen
Laborverfahren / Maßeinheit	<p>HFA Abschn. A3.2.1.1 (AKe); HFA Abschn. A3.2.1.2 (AKp)</p> <p>[mmol_c/kg] ; [kmol_c/ha]</p>
Datenverfügbarkeit	<p>Kompletter Datensatz für die BZE II-Proben, unvollständiger Datensatz für die BZE I-Proben vorhanden; AKe an carbonatfreien, AKp von carbonathaltigen Bodenproben (pH>6.2)</p>
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertungen der AKe tiefenstufenweise sowie der AKe des Gesamtprofils (kmol_c/ha); Stratifizierung nach Ausgangssubstrat, Bodenart, Bodentyp usw. ▪ Bewertungsrahmen vgl. Kap.1.5
Weiterführende Literatur	<p>AK STANDORTSKARTIERUNG (2003), HORN ET AL. (2005), RIEK (1998)</p>

Sulfat-, Nitrat-Konzentration im wässrigen 1:2-Extrakt

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bei Probennahme unterhalb des Hauptwurzelraumes und Messung im wässrigen 1:2-Extrakt entsprechen die Werte annähernd der Bodenlösungskonzentration in diesem Tiefenbereich, d.h. dem voraussichtlich der Auswaschung unterliegenden Anteil an Sulfat und Nitrat ▪ Kennzeichnend für aktuelle Verluste an Pufferkapazität (Auswaschung von „basischen“ Kationen als Begleitungen der Sulfat- bzw. Nitrationen)
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. A3.2.2.1 [mg/l]
Datenverfügbarkeit	Obligatorischer Parameter der BZE II; Daten der BZE I von einzelnen Ländern vorliegend
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertung der Konzentrationen für räumliche und inhaltliche Straten wie Boden-/ Substrattyp, Humusform, Bestockungstyp, Depositionstyp, Wuchsgebiet, etc. ▪ Ableitung und häufigkeitsstatistische Auswertung von Austragsraten [kg N/ha,a]: Berechnung auf der Basis der Konzentrationswerte und mittels einfacher Wasserhaushaltsmodelle unter Verwendung von bodenphysikalischen Kennwerten, Klima- und Bestandesdaten ermittelten Sickerwasserraten (MELLERT ET AL., 2005)
Weiterführende Literatur	DISE ET AL. (1998), DISE & WRIGHT (1995), GUNDERSEN (1995), KÖLLING & NEUSTIFTER (1997), MELLERT ET AL. (2005)

1.5 Bewertungstabellen für Indikatormerkmale

Allgemeine Einstufung der Bodenreaktion (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

pH	3,0	4,0	5,0	6,0	6,5	7,0	7,0	7,5	8,0	9,0	10,0	11,0	
(Salz)	äus- serst	sehr stark	stark	mittel	schwach	sehr schwach	neu- tral	sehr schwach	schwach	mittel	stark	sehr stark	äus- serst
	sauer							alkalisch					

Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand (pH-Wert in Gleichgewichtsbodenlösung) nach ULRICH (1981)

pH-Bereich (Gbl.)	Pufferbereich
> 6.2	Karbonat
6.2 – 5.0	Silikat
5.0 – 4.2	Austauscher
4.2 – 3.8	Aluminium
3.8 – 3.0	Aluminium / Eisen
< 3.0	Eisen

Risiko durch Säurebelastung für mittlere und anspruchsvolle Pflanzengesellschaften (BLOCK ET AL., 2000)

Bewertung	Bewertungskriterien	pH-Bereich
minimal	gesamter Wurzelraum im Carbonat- oder Silikat-Pufferbereich	> 5,0
gering	Oberboden im Kationenaustauscher-Pufferbereich Folge: Beeinträchtigung säureintoleranter (kalkholder)Arten	4,2 – 5,0
mittel	Ober- und Unterboden im Aluminium (Al)- oder Aluminium-Eisen(Al-Fe)-Pufferbereich und Unterboden im Silikat- oder Kationenaustausch-Pufferbereich Folge: Verdrängung säureintoleranter Arten	Oberboden : < 4,2 Unterboden: > 4,2
stark	Ober- und Unterboden im Al- oder Al-Fe-Pufferbereich und im pH im O _h > 3.0 Folgen: - geringe bis sehr geringe Vorräte an (austauschbaren) Ca-, K-, Mg- und Na-Ionen - niedrige Ca- und hohe Al-Gehalte in den Feinwurzeln - Schäden im Meristem und gehemmttes Längenwachstum von Feinwurzeln	< 4,2
sehr stark	Ober- und Unterboden im Al- oder Al-Fe-Pufferbereich und im pH im O _h > 3.0	< 4,2 in O _h < 3,0

Empirische Pufferbereiche auf der Grundlage der Summenhäufigkeiten von pH-Werten von 262 Bodenprofilen der Schweiz nach WALTERTH ET AL. (2004)

Säureklassen	Säurezustand (pH-Stufe)	Basensättigung (%)	Säurepufferung (dominierende Puffersubstanzen)
1	> 7.00 alkalisch	100	Karbonate
2	5.61 – 7.00 schwach sauer	95 – 100	Silikate
3	4.61 – 5.60 mäßig sauer	Median 84 Maximum 100 Minimum 3	Kationenaustauscher Protonierung variabler Ladung
4	3.80 – 4.60 stark sauer	Median 18 Maximum 94 Minimum 1	Al-Verbindungen
5	< 3.80 sehr stark sauer	Median 7 Maximum 38 Minimum 1	Fe-Verbindungen

Säureklassen	Risiko für Pflanzen	Bodenversauerung (Veränderungen im Boden)	Empfindlichkeit des Bodens gegenüber Säurezufuhr (pH – Abnahme)
1	kein Risiko: sehr große Aust.belegung durch Ca	sehr langsame pH-Abnahme	klein
2	kein Risiko: ausgewogene Aust.belegung mit Nährstoffkationen	rasche pH-Abnahme aber keine Verdrängung von Nährstoffkationen	groß
3	mäßiges Risiko: BC/Al-Verhältnis ist bei pH5 in 50% der Unterböden kritisch; Aust.belegung mit Nährstoffkationen noch ausreichend	rasche pH-Abnahme zunehmende Verdrängung von Nährstoffkationen durch Al	groß
4	großes Risiko: Verarmung an Nährstoffkationen; BC/Al-Verhältnis in der Mehrzahl der Unterböden kritisch	langsame pH-Abnahme; Verdrängung von Nährstoffkationen durch Al	klein
5	großes Risiko: starke Verarmung an Nährstoffkationen; BC/Al-Verhältnis in Unterböden durchwegs kritisch	mäßige pH-Abnahme; nur noch geringe Verdrängung von Nährstoffkationen durch Al und Fe	mäßig

Bewertung der Elastizität bezüglich der Säurebelastung auf der Grundlage der Basensättigung (WOLFF & RIEK, 1997)

$$BS = (Ca+Mg+K+Na) / Ak_e \cdot 100 [\%]$$

Elastizität	Basensättigung
sehr gering	< 5
gering	5 – 15
mäßig	15 – 30
mittel	30 – 50
mäßig hoch	50 – 70
hoch	70 – 85
sehr hoch	> 85

Ca+Mg-Anteil an der Summe der austauschbaren Kationen als Elastizitätsparameter zur Abschätzung des Puffervermögens gegenüber Säureinträgen (VERHOFF ET. AL., 1996)

Anteil von Ca+Mg	Grad der Elastizität
< 5%	sehr gering
5 – 15%	gering
15 – 30%	mittel
30 – 50%	hoch
> 50%	sehr hoch

Bewertung der relativen Austauscherbelegung bezogen auf die AK_e in Mineralböden (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

Bewertung (Elastizität)	Ca+Mg %	Mg %	K %	H + Fe %	Ca/(Ca+Fe+Al) *	Basensättigung %	
sehr gering	< 5	> 1	> 1	< 10	< 5	< 7	basenarm
gering	5 - 15	1 - 2	1 - 2	2(5) - 10	5 - 10	7 - 20	
mäßig	15 - 30	/	/	/	/	20 - 30	mittel
mittel **	30 - 50	2 - 4	2 - 4	/	> 10	30 - 50	
mäßig hoch	50 - 70	/	/	/	/	50 - 70	basenreich
hoch	70 - 85	4 - 8	4 - 8	/	/	70 - 85	
sehr hoch	> 85	> 8	> 8	/	/	> 85	
äußerst hoch	Al = 0, $AK_e = AK_p$					/	

* Ionenäquivalente der Gesamtgehalte in Oh-Horizonten

** ≈ Gleichgewichtszustand unbelasteter mittlerer Waldstandorte

Bewertung der potentiellen Kationenaustauschkapazität (AK_p) (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

AK_p (mmol _c /kg)	25	50	100	200	400	800	
Bewertung	sehr gering	gering	gering/mittel	mittel	mittel/hoch	hoch	sehr hoch

Bewertung der effektiven Kationenaustauschkapazität (AK_e) (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

AK_e (mmol _c /kg) A-Horizonte	15	40	70	120	240	480	
AK_e (mmol _c /kg) B/C Horizonte	10	30	60	120	240	480	
Bewertung	sehr gering	gering	gering/mittel	mittel	mittel/hoch	hoch	sehr hoch

Bewertung der AK_e im effektiven Wurzelraum (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

AK_e (kmol _c /ha)	50	100	250	500	1000	2000	
Bewertung	sehr gering	gering	gering/mittel	mittel	mittel/hoch	hoch	sehr hoch

Bewertung der kurz- und mittelfristig verfügbaren Vorräte im effektiven Wurzelraum (organische Auflage und Mineralboden) als Vielfaches der durchschnittlichen Nährstoffvorräte von Baumhölzern (K = 400 kg/ha; Ca = 400 kg/ha und Mg = 100 kg/ha) (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

K (kg/ha) (Faktoren)	200 (¹ / ₂)	400 (1)	600 (1,5)	800 (2)	1200 (3)	1600 (4)	
Ca (kg/ha) (Faktoren)	200 (¹ / ₂)	400 (1)	800 (2)	2000 (5)	4000 (10)	8000 (20)	
Mg (kg/ha) (Faktoren)	50 (¹ / ₂)	100 (1)	200 (2)	500 (5)	1000 (10)	2000 (20)	
Bewertung	sehr gering	gering	gering/mittel	mittel	mittel/hoch	hoch	sehr hoch

Bewertung des Vorrats austauschbarer (Mineralboden) bzw. säurelöslicher (Auflagehumus) „basischer“ Kationen (bis 100 cm Profiltiefe) (BLOCK ET AL., 2000)

M_b – Vorrat (kmol_c/ha/m)	davon im Auflagehumus (%)	Bewertung
< 20	> 50%	sehr niedrig
20 – 50	10 – 50%	niedrig
50 – 200	< 10%	mittel
200 – 500	< 10%	hoch
> 500	< 10%	sehr hoch

Substratgruppen (nach WOLFF & RIEK, 1997)

Substratgruppen		Säureneutralisationskapazität (SNK)
1	Karbonathaltige Lockersedimente über karbonathaltigen Ausgangsgesteinen bzw. karbonathaltiges Ausgangsgestein	sehr hoch
2	Karbonatfreie Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsmaterial	hoch
3	Umgelagerte kalkfreie Lockersedimente	mittel bis gering (je nach Tonmineralanteil)
4	VWL bzw. Decklehme über Ton- und Schluffstein; Ton, Tonsteine, Grauwacken	mittel bis gering
5	Verwitterungslehme und Decklehm über quarzreichen Ausgangsgesteinen sowie quarzreiche Ausgangsgesteine (z.B. Buntsandsteine, paläozoische Sandsteine, Quarzite, sonstige Sandsteine)	gering
6	Arme (pleistozäne) Sande	sehr gering
7	Basische Magmatite oder Metamorphite sowie Lehme oder Mischsubstrate über basischen Magmatiten oder Metamorphiten	hoch bis sehr hoch
8	Intermediäre und saure Magmatite oder Metamorphite sowie Lehme oder Mischsubstrate über Intermediären oder sauren Magmatiten oder Metamorphiten (z.B. Keratophyne, Andesite, Bims, Granite, Gneise)	mittel bis hoch
9	Moore	
10	Anthropogene Substrate und nicht den Gruppen 1-9 zuzuordnende Substrate	

Qualitative Bestimmung der Nährstoffreserven von Böden nach Gesteinsart und Verwitterung (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003, verändert nach BLUME & FRIEDRICH, 1979)

Ausgangsgesteine Beispiele	Verwitterung			
	stark	mittel	schwach	sehr schwach
Sand, Quarzsandgestein, Quarzit, Kieselschiefer	sehr gering	gering	mäßig	gering
Sandmergel, Siltstein, Ton/Sandstein, Granit, Q-Porphyr, Grauwacke, Bims	gering	gering/mittel	mittel	gering/mittel
Mergel, Löß, Auenlehm, Kalkstein, Syenit	gering/mittel	mittel	mittel/hoch	mittel
Diorit, Ton, Tonmergel, Tonschiefer	gering/mittel	mittel/hoch	hoch	mittel/hoch
Gabbro, Basalt*	gering/mittel	hoch	sehr hoch	hoch

* gilt nicht für Kalium

Bewertung der Silikatverwitterungsrate im Wurzelraum und Beispiele mittlerer Verwitterungsraten in Böden aus unterschiedlichen Ausgangsgesteinen (kalkuliert von ULRICH nach SVERDRUP & WARFVINGE, 1988) (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

kmol/ha·a ⁻¹	0,2		0,4	0,8	1,6
Bewertung	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Beispiele von Böden aus (bis 1m Bodentiefe)	Sandstein Grauwacke kaolinitischem Ton mittlerem Bundsandstein	Löß Geschiebelehm Tonschiefer	Granit Rhyolith	Gneis Granodiorit Gabbro Andesit	Basalt

Ansprache von Silikatgehalt und Silikatverwitterungsrate bei pleistozänen Sanden in Nordwestdeutschland (Saale- und Wartevereisung; Variabilität der Verwitterungsrate ca. ± 50%) (ULRICH verändert nach WITTICH in: AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

Silikatgehalt (%)	3	7	15	25	
Verwitterungsrate (kmol/ha·a ⁻¹)	0,02	0,05	0,1	0,2	
Verlehmungstiefe (cm)	< 30		30 - 60	> 70 - 80	
Bodenentwicklung	primäre Podsolierung			Braunerde	
Bewertung	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch

Mittel- und langfristig freisetzbare Nährstoffvorräte (HCl-, Königswasseraufschluss) im effektiven Wurzelraum (organische Auflage und Mineralboden). Stufeneinteilung als Vielfaches (50, 100, 200, 500 Jahre) einer angenommenen jährlichen Verwitterungsrate von 1 kmol/ha bei K, Ca, Mg bzw. ½ kmol/ha bei P (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

K (t/ha)	2	4	8	20	
Ca (t/ha)	2	4	8	20	
Mg (t/ha)	1,25	2,5	5	12	
Bewertung	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch

1.6 Literatur

AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage.

AK Standortkartierung (2003): Forstliche Standortaufnahme. Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung. 6. Auflage. München.

BGR (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen; Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

Bleeker, A.; Draaijers, G. P. J.; Klap, J. M.; Van Jaarsveld, J. A. (2000): Deposition of acidifying components and base cations in Germany in the period 1987-1995. RIVM-Report Nr. 722108027, Bilthoven.

Block, J., Eichhorn, J., Gehrman, J., Kölling, C., Matzner, E., Meiwes, K.J., von Wilpert, K., Wolff, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bund-Ländergruppe Level I. BML (Hrsg.). Bonn.

Blume, H.-P., Friedrich, F. (1979): Bodenkartierung, Standortbewertung und Ökoplannung. – Verhandl. d. Ges. f. Ökologie 7, 145 – 152.

BMVEL (2005): „Literaturstudie – Zusammenstellung von bodenkundlichen Indikatoren für die BZE II“ Ausschreibungstext.

Bolte, A. und Wolff, B (2001): Validierung von Critical Loads Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Arbeitsbericht Institut für Forstökologie und Walderfassung 2001/4. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Abschlussbericht zum UBA-Forschungsprojekt: FKZ 298 43 209

Bredemeier, M. (1987): Stoffbilanzen, interne protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme. Reihe A, Bd. 33. 1-183.

Brumme, R. (1986): Modelluntersuchungen zum Transport und Stoffumsatz in einer Terra fusca - Rendzina auf Muschelkalk. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Rh.A.Bd.24.

Callesen, I., Rauland-Rasmussen, K. (2004): Base cation, aluminium, and phosphorus release potential in Danish forest soils. J. Plant Nutr. Soil Sci., 167, 169-176.

Cronan, C.S., Grigal, D.F. (1995): Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. J. Environ. Qual. 24, 209-226.

De Vries, W. (1993): Average critical loads for nitrogen and sulphur and its use in acidification abatement policy in The Netherlands. Water, Air and Soil Pollution 68: 399-434

Gaertig, T., Schack-Kirschner, H., Volkmann, J., v. Wilpert, K. (2000): Physikalische und chemische Bodeneigenschaften als prädisponierende Faktoren neuartiger Eichenschäden. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 23.

Gauger, Th.; Köble, R.; Anselm; F. (1999): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 108 03 079. Institut für Navigation, Universität Stuttgart.

- Horn, A.L., Düring, R.-A., Gäth, S. (2005): Comparison of the prediction efficiency of two pedotransfer functions for soil cation-exchange capacity. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.*, 168, 372-374.
- Klap, J. M.; Reinds, G. J.; Bleeker, A.; De Vries, W. (2000): Environmental stress in German forests: Assessment of critical deposition levels and their exceedances and meteorological stress for crown monitoring sites in Germany. *Alterra-Rapport 134*, 74 S.
- Kölling, Chr., Hoffmann, M., Gulder, H.-J. (1996): Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 159, 69-77.
- Kunkel, R und Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe, Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/ Environment Volume 12, 107 S.
- McLaughlin, S.B., Wimmer, R. (1999): Calcium physiology and terrestrial ecosystem processes. *New Phytologist* 142, 373-417.
- Meiwes, K.J. und Beese, F. (1988): Ergebnisse der Untersuchung des Stoffhaushaltes eines Buchenwaldökosystems auf Kalkstein. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme / Waldsterben*, Rh.B.Bd.9.
- Meiwes, K.J.; Meesenburg, H., Bartens, H., Rademacher, P., Khanna, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst u. Holz* 57, 428-433.
- Mellert, K.H., Gensior, A., Kölling, Chr. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* 76, 35-43.
- Nagel, H.-D., Greor, H.-D. (1999): *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels*. Springer Verlag Berlin Heidelberg.
- Öko-Data (2001): Abschlussbericht zum F/E-Vorhaben 297 73 011, Strausberg.
- Pannatier, E. Graf, Walthert, L., Blaser, P. (2004): Solution chemistry in acid forest soils: Are the BC:Al ratios as critical as expected in Switzerland? *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, 160-168.
- Raben, G., Andreae, H., Karst, H., Symossek, F., Leube, F. (2004): Bodenzustandserhebung in den sächsischen Wäldern. Landesforstpräsidium (Hrsg.). Graupa.
- Reuss, J.O., Johnson, D.W. (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecol. Studies* 59, 1-119.
- Riek, W. (1998): Kationenaustausch- und Säurepufferkapazität von Waldböden aus pleistozänen Sanden des Nordostdeutschen Tieflandes. *Forstarchiv* 69 (3), 87-92.
- Riek, W. (1999): Stratifizierung der BZE-Stichprobe hinsichtlich der Dynamik bodenchemischer Eigenschaften. Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Rost-Siebert, K. (1986): Untersuchungen zur H- und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst) und Buche (*Fagus silvatica* L.) in Lösungskultur. *Ber. d. Forschungsz. Waldökosysteme / Waldsterben*, 12.
- Schäffer, J., Geißen, V., Hoch, R., Von Wilpert, K. (2001): Waldkalkung belebt Böden wieder. *AFZ-Der Wald* 21, 1106-1109.

- Schwertmann, U., Fischer, W.R. (1982): pH-Verteilung und Pufferung von Böden. Z. Pflanzenern. Bodenk. 145, 221-223.
- Süsser, P. (1987): Art, Menge und Wirkungsweise von Puffersubstanzen in Mineralbodenhorizonten forstlich genutzter Böden des Fichtelgebirges. Diss. TU München - Weihenstephan.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the $(Ca+Mg+K)/Al$ ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering 2, 1-177.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1995): Critical Loads of acidity to Swedish forest soils. Reports in Ecology and Environmental Engineering 5, 1-104.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1995): The $(Ca+Mg+K)/Al$ -ratio as an indicator of soil acidification effects on tree growth. In: Ecosystem Research Report 21. Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems. Nilson, L.O. et al (Hrsg.).
- UBA (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels/Loads. Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Texte 71/96, UBA, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Ulrich, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenern. Bodenk. 144, 289-305.
- Ulrich, B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification. Z. Pflanzenern. Bodenk. 149, 702-717.
- Ulrich, B. (1987): Stability, elasticity and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. Ecol. Studies 61, 11-49.
- Ulrich, B. (1988): Ökochemische Kennwerte des Bodens. Z. Pflanzenern. Bodenk. 151, 171-176.
- Ulrich, B., Malessa, V. (1988): Tiefengradient der Bodenversauerung. Z. Pflanzenern. Bodenk. 152, 81-84.
- Van den Sand, M., Fischer, W.R. (1996): Die Bedeutung amorpher Al-Verbindungen für Al-Freisetzungsraten in carbonatfreien, sandigen Böden. Z. Pflanzenern. Bodenk. 159, 365-371.
- UN ECE/CCE (1993): Calculation and mapping of critical loads for Europe. Coordination Center for effects, Status Rep. 1993. National Institute of Public Health and Environment Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Van den Sand, M., Fischer, W.R. (1994): Quantifizierung der wichtigsten Mechanismen zur Säurepufferung carbonatfreier Böden. Z. Pflanzenern. Bodenk. 157, 369-373.
- Veerhoff, M., Roscher, S., Brümmer, G. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. UBA-Texte 1/96. Umweltbundesamt (Hrsg.).
- Walther, L.; Zimmermann, S.; Blaser, P.; Luster, J.; Lüscher, P., (2004): Waldböden der Schweiz. Band 1. Grundlagen und Region Jura. - Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Bern, Hep Verlag. 768 S.
- Wolff, B., Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. BMELF (Hrsg.). Bonn

2 Themenbereich

STICKSTOFFSTATUS

2.1 Bedeutung

Biomasseexport durch Übernutzung hat über Jahrhunderte hinweg die Stickstoffvorräte der meisten Waldböden reduziert. Stickstoff war bis vor einigen Jahrzehnten der wesentliche wachstumsbegrenzende Standortfaktor. Etwa seit den 60er Jahren hat sich diese Situation grundlegend verändert. Mit der Zunahme des Kfz-Verkehrs und der Intensivierung der Landwirtschaft erhöhte sich der atmosphärische N-Eintrag in Wälder. In ganz Deutschland akkumuliert derzeit Stickstoff – regional in unterschiedlichem Ausmaß – in den Waldökosystemen und führt teilweise sogar zu einer Überversorgung an diesem ehemaligen Mangellement. Der Eintrag von derzeit 10 bis zu 80 kg N/ha,a (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003) kann die Stickstofffestlegung im Zuwachs von Baumhölzern (10-15 kg N/ha,a) weit übersteigen.

Allgemein wirken die atmosphärischen Stickstoffeinträge zum einen unmittelbar über den "Luftpfad" auf die Vegetation; zum anderen haben sie über Veränderungen des ökosystemaren Stoffhaushalts indirekte Wirkungen auf die Pflanzen. Hierbei besitzt der Waldboden als Bindeglied zwischen belebten und unbelebten Ökosystemkomponenten eine zentrale Bedeutung. Der direkte Wirkungspfad spielt vor allem in Gebieten mit extrem hohen Belastungen eine Rolle; hier kann es zu physiologischen Schäden an Waldbäumen kommen. Im allgemeinen ist jedoch davon auszugehen, dass der indirekte Wirkungspfad, d.h. das Auftreten von Störungen im Stoffhaushalt von Waldökosystemen infolge von langfristiger N-Anreicherung, den maßgeblicheren Belastungsfaktor für unsere Wälder darstellt. Die im Zuge der Waldschadensforschung entwickelte sogenannte „Stickstoffhypothese“ (NIHLGARD, 1985) geht davon aus, dass die angestiegenen Stickstoffeinträge wesentlich an den Erscheinungen der neuartigen Waldschäden beteiligt sind. Die schadauslösenden Faktoren werden hierbei vor allem in negativen Effekten durch einseitige N-Düngung und in den Folgen einer durch Stickstoffeintrag forcierten Bodenversauerung gesehen.

Die atmogene Stickstoffdüngung führt zunächst zu erhöhten Zuwächsen (SPIECKER, 1999); wenn Stickstoff nicht mehr der limitierende Faktor ist, treten jedoch andere Standortfaktoren in einen relativen Mangel, falls der Standort mit ihnen schlecht ausgestattet ist. So hat das durch Stickstoffeintrag angeregte Wachstum zur Folge, dass auch andere essentielle Nährstoffe sowie Wasser in größeren Mengen aufgenommen werden müssen. Mit zunehmender stickstoffbedingter Wachstumssteigerung können Elementdisharmonien auftreten. Ernährungsstörungen mit relativer Unterversorgung insbesondere an Kalium und Magnesium sowie Wassermangelsituationen nehmen zu (RIEK, 1998). Erhöhte Disposition gegenüber abiotischen (Fröste, Temperaturstürze) und biotischen Schadfaktoren (Insekten, Pilze) können ebenfalls als Folge der N-Überversorgung auftreten.

Neben den physiologischen Wirkungen auf die einzelne Pflanze führen anhaltende Stickstoffeinträge zu Veränderungen der Artenspektren in Waldökosystemen und zur Verringerung der Biodiversität. Besonders auf von Natur aus nährstoffarmen Standorten treten zunehmend standortsuntypische konkurrenzstarke Pflanzen auf. Durch die Dominanz des Standortfaktors Stickstoff werden standortsbedingte Unterschiede der Waldbodenvegetation vielerorts nivelliert. Die natürliche Reproduktionsfähigkeit der Wälder kann durch diesen Vegetationswandel erheblich erschwert werden. So

sind beispielsweise in Waldökosystemen Brandenburgs flächendeckend wachsende nitrophile Störungszeiger wie Sandrohr und Spätblühende Traubenkirsche so konkurrenzstark, dass die natürliche Verjüngung der heimischen Baumarten kaum eine Chance hat zu keimen und aufzuwachsen (MLUR, 2001).

In stickstoffgesättigten Waldökosystemen wird überschüssiger Stickstoff teilweise in gasförmiger Form an die Atmosphäre abgegeben, teilweise in Form von Nitrat mit dem Sickerwasser ausgetragen. Dadurch kann einerseits der Spurengashaushalt der Atmosphäre beeinträchtigt werden, andererseits wird die Bodenversauerung vorangetrieben und das Grundwasser mit Nitrat belastet. Die zu beobachtende Stickstoffeutrophierung manifestiert sich vielerorts in zunehmenden Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, wie eine in Bayern durchgeführte Studie (Nitratinventur) an 399 Erhebungspunkten belegt (MELLERT ET AL, 2005). Nach dieser Erhebung weisen 37 % der Wälder Bayerns erste Anzeichen einer N-Sättigung auf (Nitratkonzentration unterhalb des Wurzelraumes: 2.5 – 10.0 mg/l). Bei 15 % der Inventurbestände lag eine Überschreitung des ehemaligen EU-Richtwertes für Trinkwasser (25 mg/l) vor, bei 8 % gar eine Überschreitung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung (50 mg/l).

Im Rahmen der bundesweiten BZE I-Auswertung (WOLFF & RIEK, 1997) wurden Fragen des Stickstoffstatus' der BZE-Punkte im Zusammenhang mit Veränderungen der Humusformen sowie anhand der Baumernährungsdaten (N/P-, N/Mg-, N/Ca-, N/K-Quotienten als Indikatoren von Nährstoffimbancen) diskutiert. Die BZE I-Ergebnisse verdeutlichen eine Diskrepanz zwischen Aziditätsstatus, C/N-Verhältnissen und morphologischer Humusform. Das ungewöhnliche Auftreten von äußerst starker Oberflächenversauerung bei gleichzeitig relativ engen C/N-Verhältnissen wird auf den betroffenen Standorten als Indiz für die Überlagerung der bodenökologischen Transformationsprozesse durch atmogene Einträge sowohl von Säure als auch von Stickstoff interpretiert (vgl. Kap. 6). Auf vielen Untersuchungsstandorten wird eine vermutlich eintragsbedingte N-Überernährung konstatiert, welche bei anderen Nährelementen eine Mangelsituation hervorrufen kann.

2.2 Einflussfaktoren

Die Quellen des Bodenstickstoffs sind die Mineralisierung der abgestorbenen organischen Substanz, die Fixierung von Luftstickstoff durch Bakterien und der atmogene Eintrag von Stickstoff als nasse und trockene Deposition. In natürlichen Waldökosystemen existieren enge Zusammenhänge zwischen der Stickstoff- und Basenausstattung der Böden. Entwickelte Waldökosysteme auf basenreichen Böden sind stickstoffreich, auf basenarmen Böden stickstoffarm. Ein basenarmer Bodenzustand, der mit einem reichen Stickstoffzustand im Boden verknüpft ist, deutet auf anthropogene Stickstoffeinträge hin. Die Auswirkungen der N-Einträge auf Bodenvegetation (Artenverschiebungen) und Bäume (physiologische Schäden) sind umso gravierender, desto geringer die - im wesentlichen durch das Ausgangssubstrat vorgegebene - natürliche Nährstoffausstattung der Böden ist.

Gegenwärtig wird der Stickstoffstatus der Waldökosysteme wesentlich durch die anthropogene Immission von Stickoxiden und Ammoniak beeinflusst. Stickoxide entstehen nahezu ausschließlich bei Verbrennungsvorgängen in Anlagen und Motoren durch Oxidation des in Brennstoff und Verbrennungsluft enthaltenen Stickstoffs. Sie werden überwiegend als Stickstoffmonoxid (NO) emittiert und anschließend atmosphärisch zu Stickstoffdioxid (NO₂) oxidiert. Ammoniak (NH₃) entsteht zum überwiegenden Teil durch Tierhaltung und Düngemittelverwendung in der Landwirtschaft.

Selbst bei vergleichbar hohen Stickstoffeinträgen werden jedoch sehr unterschiedliche Auswirkungen im Ökosystem beobachtet. Dies zeigt, dass die standörtlichen Randbedingungen, die Bestandesgeschichte sowie die derzeitige forstliche Bewirtschaftung für die Interpretation des Stoffhaushaltsgeschehens von Bedeutung sind. Jeder Waldstandort ist durch seine individuelle Nutzungsgeschichte geprägt. Atmosphärische Stickstoffeinträge treffen also auf Böden, die sich hinsichtlich ihrer Stoffhaushaltsprozesse stark unterscheiden; eine generelle Antwort auf die Frage nach den Auswirkungen von Stickstoffeinträgen in Böden kann es daher nicht geben. Daraus folgt, dass der statistischen Auswertung von stickstoffbezogenen Daten der BZE unbedingt eine differenzierte Stratenbildung vorausgehen sollte. Als Einheiten der Stratifizierung kommt neben Bestandesdaten (Baumart, Alter, waldbauliche Behandlung, Bestandesgeschichte) die Zuordnung zu Wuchsgebiet, Depositionstyp, Substratgruppe und Bodentyp in Frage.

Die Wirkung des eingetragenen Stickstoffs im Boden hängt darüber hinaus stark von seiner chemischen Form ab, d.h. davon, ob der Stickstoff als Anion (NO_x^-) oder Kation (NH_4^+) eingetragen wird. Zur Bodenversauerung durch Stickstoffeintrag kommt es zum einen, wenn die Pflanzen Ammonium (NH_4^+) aufnehmen, weil bei der Aufnahme von NH_4^+ jeweils ein Proton (H^+) von den Pflanzenwurzeln in die Bodenlösung abgegeben wird; zum anderen, wenn Nitrat (NO_3^-) ausgewaschen wird und dabei Basen (Ca, Mg, K) als Begleitkationen mit weggeführt werden. Der mit dem NO_3^- -Austrag verbundene irreversible Basenverlust könnte in Zukunft auf Standorten mit geringen Silikatverwitterungsraten eine zunehmende wachstumslimitierende Bedeutung erlangen.

2.3 Leitindikatoren

Als Leitindikatoren wurden der *Stickstoffaustrag*, die *N-Mineralisierungsbedingungen* sowie die akkumulierten *N-Mengen* in Humusaufgabe und Mineralboden identifiziert. Bodeneigenschaften mit Weiserwert für den Stickstoffstatus lassen sich i.d.R. einer dieser wesentlichen Merkmalsgruppen zuordnen. Einen integralen Weiserwert stellen darüber hinaus die modellierten *Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff* dar. Nicht berücksichtigt sind im folgenden Indikatoren aus den Bereichen *Bestand* (Ernährung, Wachstum) und *Vegetation*, die ebenfalls einen hohen diagnostischen und bioindikativen Wert besitzen, aber nicht Gegenstand dieser Studie sind, welche sich auf den Bereich Boden beschränken soll.

- Stickstoffaustrag -

Für natürliche Waldökosysteme ist es von Vorteil, Stickstoffverluste so gering wie möglich zu halten; sie sind evolutionär darauf eingerichtet, Stickstoff zu akkumulieren. Stickstoff tritt in Waldökosystemen überwiegend in den Pflanzen und im Humus auf. Der Mineralboden ist i.A. stickstoffarm. Unter Bedingungen der N-Eutrophierung nehmen indes die Stickstoffgehalte in der Bodenlösung zu.

In der Waldschadensforschung wurde der Begriff der Stickstoffsättigung geprägt. Hinweise auf Stickstoffsättigung bestehen, wenn die eingetragenen Stickstoffmengen und die Netto-N-Mineralisation weder in Mehrzuwachs umgesetzt noch im Humus gespeichert werden können und verstärkt N-Auswaschung erfolgt (ABER ET AL., 1989 u. 1998; AGREN & BOSATTA, 1988; KÖLLING, 1991).

Zur kurzzeitigen Stickstoffverlagerung mit dem Sickerwasser kommt es aber auch unter natürlichen Bedingungen immer wieder durch interne Umsetzungsprozesse,

beispielsweise bei Wiederbefeuchtung des Bodens nach einer längeren Trockenphase. Vereinfacht geht man häufig von stickstoffgesättigten Systemen aus, wenn die jährlichen Stickstoffraten im Sickerwasser nahezu den Eintragsraten entsprechen oder diese übertreffen. Dies macht die Schwierigkeit besonders deutlich, im Rahmen einer Momentaufnahme, wie sie die BZE darstellt, Aussagen zum N-Sättigungszustand der Ökosysteme zu treffen.

Zudem muss auch die klimatisch-hydrologische Situation berücksichtigt werden. So sind z.B. die Böden des Bundeslandes Brandenburg durch sehr geringe Versickerungsraten gekennzeichnet. Die Tiefensickerung erfolgt zudem fast ausschließlich im zeitigen Frühjahr, wenn die N-Umsetzungsprozesse gerade erst beginnen und somit nur wenig Nitratstickstoff in der Bodenlösung vorhanden und verlagerbar ist. Deshalb kann in Brandenburg das Kriterium der N-Austräge zur Kennzeichnung des Sättigungszustandes nur bedingt angewendet werden. Vor diesem Hintergrund zeigen Untersuchungen von JENSEN ET AL. (2000) eine deutliche Zunahme der Ausgasungen von Stickstoffpurengasen aus denjenigen brandenburger Waldböden, die von sehr hohen atmosphärischen Stickstoffeinträgen betroffen sind. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die N-Speicherkapazität zumindest der historisch und aktuell stark N-belasteten Waldökosysteme in Brandenburg trotz geringer Nitratauswaschung nahezu erschöpft ist. Darauf deuten auch Zuwachsuntersuchungen in Kiefernökosystemen hin, nach denen auf N-belasteten Standorten keine Mehrzuwächse zu verzeichnen sind und sich stattdessen dichte Gras- und Kleinstrauchdecken mit Drahtschmiele und Himbeere ausbreiten (BOLTE & BECK, 1997).

Auf der Basis des wässrigen 1:2-Bodenextraktes einer unterhalb des Wurzelraumes entnommenen Bodenproben (obligatorischer Parameter der BZE II) lässt sich der N-Sättigungszustand in Anlehnung an MELLERT ET AL. (2005) abschätzen. Von MELLERT ET AL. (2005) wird die Nitratkonzentration auf den Wassergehalt bei Feldkapazität bezogen, was nach MELLERT (2003) eine gute Grundlage für eine konservative Schätzung von Nitratausträgen darstellt.

In grober Annäherung lassen sich aus den NO_3 -Konzentrationen unterhalb des Wurzelraumes und den mit Hilfe von Wasserhaushaltsmodellen geschätzten Sickerwassermengen Austragsraten für Stickstoff berechnen. Der rechnerische Zusammenhang ist nomografisch bei BLOCK ET AL. (2000) dargestellt (Abb. II.2.1). Von MELLERT ET AL. (2005) wurde für die Berechnung des langjährigen mittleren, standorts- und bestandesspezifischen Sickerwasserabflusses ein auf einem deterministischen Wasserhaushaltsmodell (BROOKS) beruhendes Regressionsmodell verwendet.

Die Bewertung der Daten kann nach MELLERT ET AL. (2005) unter verschiedenen Aspekten erfolgen: Unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes steht die Qualität des Sickerwassers (Nitratkonzentration als Intensitätsparameter) im Vordergrund. Die Evaluierung von Bodenversauerung und Nährstoffexport erfolgt hingegen auf der Basis der Schätzung des Stickstoffaustrags (Stofffracht als Kapazitätsparameter).

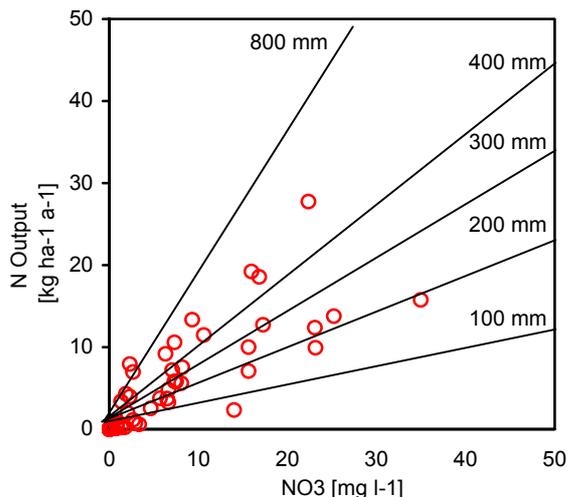


Abb. II.2.1: Nomogramm zur Umrechnung von NO_3 -Konzentrationen (mg/l) in N-Output (kg/ha,a) bei gegebener Sickerwassermenge. Die Datenpunkte repräsentieren 53 Level II-Plots (aus: BLOCK ET AL., 2000)

Liegen größenordnungsmäßige Angaben zu den Stickstoffeinträgen vor (z.B. aus der Zugehörigkeit zu Depositionstypen (WELLBROCK ET AL., 2005) und werden die Austräge abgeschätzt, lassen sich anhand von Output, Input und Verhältnis Output/Input nach BLOCK ET AL. (2000) Typen der N-Ökosystembilanz ableiten (vgl. Kap. 2.5).

Stochastische Beziehungen zur Schätzung der N-Austräge anhand des C/N-Verhältnisses werden von MATZNER & GROSHOLZ (1997) und DISE ET AL. (1998) vorgestellt. Dabei erklärt das C/N-Verhältnis im Oh-Horizont die Höhe der NO_3 -Auswaschung mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2=0.51$ ($p=0.001$). Die Einbeziehung der Stickstoffflüsse mit der Kronentraufe (NKR) verbessert das Modell auf ein Bestimmtheitsmaß von 0.74. Danach gilt:

$$\text{N-Output} = -0.169 * \text{C/N} + 0.41 * \text{NKR} + 4.63 \quad \text{mit } R^2 = 0.74$$

Ein auf der Grundlage von Level II-Flächen entwickeltes Vorhersagemodell des N-Austrags, in dem das C/N-Verhältnis und der N-Input als Prädiktoren fungieren, führt zu folgenden Regressionsgleichungen:

$$\text{N-Output} = 0.9 + 0.51 * \text{N-Input} - 0.21 * \text{C/N} \quad \text{mit } R^2 = 0.34 \quad \text{oder alternativ}$$

$$\log(\text{N-Output}) = 0.17 + 0.065 * \text{N-Input} - 0.05 * \text{C/N} \quad \text{mit } R^2 = 0.34$$

(BLOCK ET AL., 2000).

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen AUGUSTIN & WOLFF (2003) bei der Analyse des N-Austrages von mit Fichten bestockten Level II-Flächen. Demnach kann der N-Austrag als Funktion von C/N-Verhältnis sowie Jahresniederschlagssumme (ND_{Jahr}) mit einem Bestimmtheitsmaß von 0.82 abgeschätzt werden:

$$\text{N-Austrag (kg/ha/a)} = 68,157 - 1,9539 \text{ C/N-Verh. (Oh)} - 0,0128 \text{ ND}_{\text{Jahr}} [\text{mm}].$$

Eine Übertragung des Regressionsansatzes auf mit Fichten bestockte BZE-Punkte ergab plausible Ergebnisse, wie durch die Verifikation mit Daten der Wasserwirtschaftsämter gezeigt werden konnte.

Nach v. WILPERT & ZIRLEWAGEN (2003) lässt sich der N-Austrag an BZE-Punkten im Schwarzwald als Funktion von Deposition, Niederschlag und Bodenparametern zu 50 – 60 % ($R^2=0,62$; adj. $R^2=0,52$) erklären. Als Prädiktoren des multiplen Regressionsmodells gehen mit positiven Vorzeichen der Kohlenstoffvorrat im Mineralboden (bis 30 cm) und die CL-Überschreitung für eutrophierenden Stickstoff ein, mit negativem Vorzeichen – der pH-Wert (10-30cm), die austauschbare Menge an Ca (0-5 cm), der C/N-Gradient zwischen Humusaufgabe und oberster Mineralbodentiefe sowie der Jahresniederschlag.

- Umsetzungsbedingungen -

Die Mineralisationsleistung in Waldökosystemen als Ausdruck der N-Umsetzungsbedingungen ist ein wesentlicher Parameter zur Kennzeichnung des internen Stickstoffhaushaltes. Die Mineralisierungsrate lässt sich morphologisch anhand der Humusform und des Bodengefüges beurteilen. Das Gefüge lässt Rückschlüsse auf die biologische Aktivität, insbesondere auf die Wühltätigkeit und Tiefenwirkung der Bodenlebewesen zu. Die Humusform ist ein integraler Ausdruck der vorherrschenden Abbaubedingungen und zeigt, wie schnell die anfallende Streu umgesetzt wird. Veränderungen der Humusform können durch N-Deposition und forstliche Bewirtschaftung (Baumartenwechsel, Kahlschlag, Durchforstungsintensität, Kalkung) verursacht werden und sind dementsprechend zu berücksichtigen. Die mittlere Verweildauer von Stickstoff in Pflanzenresten kann zwischen einem halben Jahr (Mull), Jahren (Moder) bis Jahrzehnten (Rohhumus) schwanken; in der gleichen Reihenfolge verschlechtert sich i.d.R. die Stickstoffversorgung der aufstockenden Vegetation (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003).

Als analytische Kenngrößen zur Kennzeichnung der Umsetzungsbedingungen lassen sich die C/N- und C/P-Verhältnisse heranziehen. Je enger diese Verhältnisse sind, desto höher ist in der Regel die Humusmineralisation und –umsetzung und damit die Stickstoffversorgung. Da die mikrobiologische Aktivität in Oberböden häufig durch die Bodenazidität begrenzt wird, geben auch Indikatoren des Versauerungsstatus (vgl. Kap.1) wichtige Hinweise auf die Umsetzungsbedingungen.

Die Befunde der BZE I haben jedoch gezeigt, dass die konventionellen Rahmenwerte der C/N- (und C/P-) Verhältnisse zur Kennzeichnung der morphologischen Humusform nur noch eingeschränkte Bedeutung besitzen (BUBERL ET AL., 1994; RABEN ET AL. 2004; WOLFF & RIEK, 1997). Es ist davon auszugehen, dass gegenüber Werten aus den 70er Jahren eine starke Verengung der C/N-Verhältnisse stattgefunden hat, so dass insbesondere bei den Auflagehumusformen kein Rückschluss aus dem C/N-Verhältnis auf die Humusform mehr möglich ist. Als Ursache werden von den Autoren atmogene Säure- und Stickstoffeinträge verantwortlich gemacht.

Bei der Streuzersetzung wird zunächst die leicht mineralisierbare Zellulose abgebaut. Das schwerer abbaubare Lignin reichert sich an; es kann bei hohen Gehalten an Stickstoff mit diesem stabile Verbindungen eingehen. Das bedeutet dass in späteren Phasen der Streuzersetzung hohe Stickstoffgehalte die weitere Mineralisierung hemmen. Nach MEIWES ET AL. (2002) kommen deshalb für die in einem Buchen- und einem Fichtenbestand im Solling zu konstatierende starke Akkumulation von Auflagehumus im Zeitraum 1966 – 2005 Veränderungen in den Streuzersetzungsbedingungen durch zu hohe Stickstoffkonzentrationen in Frage. Im Stickstoff sehen die Autoren aktuell den deutschlandweit wahrscheinlich wichtigsten Hemmfaktor der Zersetzung.

- Akkumulierte Stickstoffmenge -

Der im Boden und insbesondere im Auflagehumus gespeicherte Stickstoffvorrat gibt weniger Hinweise auf die Pflanzenversorgung und N-Verfügbarkeit als vielmehr auf den gegenwärtigen Stand der N-Akkumulation im Ökosystem. Aufgrund ihrer organischen Bindungsform sind die N-Vorräte eng mit den Humusvorräten korreliert. Ein Vergleich der absoluten N-Mengen im Boden sollte deshalb innerhalb von Straten vergleichbarer Humusvorräte erfolgen. Standortseigenschaften, welche differenzierend auf den Humusvorrat wirken (Grundwasserstand, Humusform, Bodentyp usw.) sollten die Grundlage sein für eine Typisierung und Bildung von Straten für die statistische Auswertung.

Bei der Beurteilung der N-Vorräte ist des Weiteren die Vornutzung zu berücksichtigen. Bei landwirtschaftlicher Vornutzung ist infolge regelmäßigen Biomasseentzugs von erhöhtem Verlust an Humus und Pflanzennährstoffen – insbesondere auch Stickstoff – im Boden auszugehen. Waldweide und Streunutzung haben über Jahrhunderte zu verschärften Stickstoffmangelsituationen geführt, die erst in den vergangenen Jahrzehnten durch den anthropogenen N-Eintrag über die Atmosphäre ausgeglichen worden ist. Im Falle jüngerer Aufforstungsflächen können düngungsbedingt aber auch erhöhte N-Vorräte zu verzeichnen sein.

Die Bewertung der N-Mengen in Auflage- und Mineralboden sollte anhand von Vergleichszahlen der Speichermengen in Beständen erfolgen.

- Critical Loads–Überschreitung -

Kritische Eintragungsschwellen, sog. Critical Loads, sind in der Luftreinhaltepolitik als quantitativer Index für die Belastung von Waldökosystemen als Akzeptor anerkannt. Als Critical Load ist diejenige Deposition an Luftschadstoffen definiert, bei deren Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand keine signifikant schädlichen Effekte an Ökosystemen und Teilen davon zu erwarten sind (NAGEL & GREGOR, 1999, s. Abb. II.1.1, Kap.1.3). Die Critical Loads stellen dabei eine langfristig betrachtete kritische Eintragungsschwelle dar, die sich an einem Zeitraum von etwa hundert Jahren orientiert. Überschreitet die Deposition anhaltend die Critical Load-Werte ist dies ein Indikator für eine langfristige Überschreitung der ökosystemaren Regelmechanismen.

Für die Betrachtung von Waldökosystemen als Rezeptor für den Eintrag eutrophierender Stickstoffverbindungen wird derzeit im nationalen Maßstab der sog. Massenbilanzansatz (Simple mass balance, SMB) verwendet. Für deutsche Standorte des EU-Monitoring-Programms Level II liegen Werte des „steady-state-Modells“ PROFILE (WARFVINGE & SVERDRUP, 1995) vor. Dieses ebenfalls am Massenbilanzansatz orientierte Modell betrachtet die Stoffkonzentration in der Bodenlösung als Indikator (BECKER ET AL. 2000). Daneben sind dynamische Modelle zur Beurteilung der zeitlichen Entwicklung des Stoffhaushaltes in der Anwendung (z.B. SAFE). Abschließende Ergebnisse auf nationaler Ebene dazu liegen bisher noch nicht vor.

Critical Loads eignen sich zur Kennzeichnung der Belastbarkeit der BZE-Standorte durch Stickstoff; der N-Status lässt sich mit Hilfe der berechneten CL-Überschreitungen charakterisieren.

Die **kritischen Eintragungsschwellen für eutrophierenden Stickstoff** werden im SMB-Ansatz nach folgender Gleichung berechnet (vgl. BOLTE & WOLFF, 2001 bzw. UBA, 1996, KLAP ET AL., 2000):

$$CL_{nut(N)} = N_i + N_u + N_{de} + N_{le(acc)}$$

- N_i = Stickstoff-Immobilisierungsrate [$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$]
 N_u = Stickstoff-Aufnahmerate im Baumbestand [$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$]
 N_{de} = Stickstoff-Denitrifikationsrate [$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$]
 $N_{le(acc)}$ = Tolerierbarer Stickstoff-Austrag mit dem Sickerwasser [$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$].

Die wichtigsten Eingangsgrößen und Methoden für die flächenhafte und standortspezifische Modellierung von CL sind in Tab. II.1.1 dargestellt. Für die Parameter, die für die BZE-Punkte nicht vorliegen, werden vereinfachte Annahmen zugrunde gelegt. Eine detaillierte Beschreibung zur Ableitung von standortsspezifischen CLs nach dem SMB-Ansatz sowie deren Überschreitung zum Zeitpunkt der BZE I geben BOLTE & WOLFF (2001).

2.4 Beschreibung der Indikatormerkmale

Stickstoffgehalt / -vorrat (Auflage, Mineralboden)

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Stickstoffgehalte sind vom Humusgehalt und der Qualität der organischen Substanz abhängig. Letzteres kommt in dem C/N-Verhältnis zum Ausdruck (s.u.). Zur Berechnung der N-Vorratsmengen im Mineralboden sind die Trockenrohichte des Feinbodens und der Skelettgehalt mit maximal möglicher Genauigkeit zu berücksichtigen. Der in der Auflage akkumulierte N-Vorrat ist in erster Linie von der Humusform abhängig. ▪ Für die Kennzeichnung der N-Dynamik kann der Vergleich der BZE I- mit den BZE II-Vorratsdaten wichtige Erkenntnisse erbringen. ▪ Nach MATZNER & BERG (1997) und BERG (1998, 2000) lässt die Rückhaltung der N-Vorräte im Auflagehumus Aussagen zur Entwicklung des Stickstoffstatus zu. Die Relation der Stickstoffvorräte in Auflage und Mineralboden kann als Weiser für die Funktionsfähigkeit des N-Kreislaufs verwendet werden. N-eintragsbedingte Störungen der Zersetzerbedingungen finden hierin möglicherweise ihren Ausdruck (MÄKIPÄÄ, 1995; MEIWES ET AL., 2002; PERSSON ET AL., 2000). ▪ Der N-Vorrat der Auflage besitzt Indikatorwert für das Gefährdungspotenzial für erhöhte N-Austräge durch Humusabbau nach forstlichen Eingriffen (Kalkung, Kahlschlag) oder Sturmwurf. ▪ Der N-Gehalt / -Vorrat im Mineralboden kann das Gefährdungspotenzial für erhöhte N-Austräge durch Humusabbau nach Grundwasserabsenkung indizieren.
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. D58.1 [%]; [kg/ha]
Datenverfügbarkeit	Messwerte aller beprobten Tiefenstufen der BZE I und BZE II liegen vor.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertungen der N-Vorräte differenziert nach Humusaufgabe und Mineralboden sowie der Gehalte im Mineralboden; Vergleich der Daten aus der BZE I- und BZE II-Erhebung ▪ Die Auswertung sollte innerhalb von Straten erfolgen, die sich hinsichtlich der Humusmengen vergleichen lassen. Deshalb sind Humusform, Bodentyp und Bestandesdaten besonders zu berücksichtigen. ▪ Bewertungsrahmen vgl. Kap.2.5
Weiterführende Literatur	BERG & MATZNER (1997), BINKLEY & HART (1989), MÄKIPÄÄ (1995), MEIWES ET AL. (2002), PERSSON ET AL. (2000)

C/N-Verhältnis

Beschreibung

- Das C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe bzw. bei mullartigen Humusformen in der obersten Mineralbodenschicht ist von großer ökologischer Relevanz. Es sagt etwas über die mikrobielle Zersetzbarkeit der organischen Substanz bzw. die biologische Aktivität aus und lässt sich indirekt als Ausdruck der Mineralisierungsrate interpretieren. Unter natürlichen Bedingungen wird die Streu umso rascher abgebaut, je stickstoffreicher sie ist. Während C/N-Verhältnisse < 20 als günstig für die Zersetzungsbedingungen angesehen (Entstehung mullartiger Humusformen), geht man bei Werten > 25 konventionell von einer so starken Hemmung der Umsetzung aus, dass sich Rohhumus bildet. Die Gültigkeit dieser Werte erscheint gegenwärtig stark eingeschränkt, da für Rohhumus und rohhumusartigen Moder häufig deutlich engere C/N-Verhältnisse zu verzeichnen sind (RABEN ET AL. 2004; WOLFF & RIEK, 1997).
- Ein weites C/N-Verhältnis signalisiert eine geringe Sättigung des Humus mit N, ein enges C/N-Verhältnis gibt Hinweise auf N-Sättigung. Darauf basieren korrelative Beziehungen zwischen dem N-Output und dem C/N-Verhältnis in der Auflage von MATZNER & GROSHOLZ (1997) und DISE ET AL. (1998), die eine grobe Vorhersage der Nitratauswaschungsgefahr in Waldböden zulässt (Kap.2.5). Die Auswertung von Level II-Standorten von BORKEN & MATZNER (2004) ergab, dass Waldböden mit einem C/N-Verhältnis in der Auflage bzw. im obersten Mineralboden < 25 signifikant mehr NO₃- freisetzen als Wälder mit einem weiteren C/N-Verhältnis.
- Für die Indikation und Interpretation aktuell ablaufender Veränderungen im bodenchemischen Milieu kann der Vergleich zwischen morphologischen Merkmalen (Humusform) und C/N-Verhältnis aufschlussreich sein (WOLFF & RIEK, 1997).

Laborverfahren / Maßeinheit

HFA Abschn. D 58.1; D 31.1
Der Bezugshorizont für die Ermittlung des C/N-Verhältnisses ist bei Mull-Humusformen der Ah-, ansonsten der Oh-Horizont.

Datenverfügbarkeit

Messwerte aller beprobten Tiefenstufen der BZE I und BZE II liegen vor.

Auswertungs- und Interpretations- möglichkeiten

- Häufigkeitsstatistische Auswertungen für räumliche und inhaltliche Straten sowie Unterschiede zwischen BZE I und II
- Bewertungsrahmen vgl. Kap.2.5

Weiterführende Literatur

BORKEN & MATZNER (2004), DISE ET AL (1998), GUNDERSEN ET AL. (1998), MATZNER & GROSHOLZ (1997), RABEN ET AL. (2004); WOLFF & RIEK (1997)

Nitrat-Konzentration im wässrigen 1:2-Extrakt

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bei Probennahme unterhalb des Hauptwurzelraumes und Messung im wässrigen 1:2-Extrakt entsprechen die Werte annähernd der Bodenlösungskonzentration in diesem Tiefenbereich, d.h. dem voraussichtlich der Auswaschung unterliegenden Anteil an Nitrat. Die indikative Bedeutung besteht vor allem in Bezug auf das vom N-Eintrag ausgehende Gefährdungspotenzial für Grundwasser. ▪ Auf der Basis der Nitrat-Konzentrationswerte und mittels einfacher Wasserhaushaltsmodelle unter Verwendung von bodenphysikalischen Kennwerten, Klima- und Bestandesdaten ermittelten Sickerwasserraten lassen sich näherungsweise Nitrataustragsraten abschätzen (MELLERT ET AL., 2005). ▪ Die Nitratinventur in Bayern zeigt, dass die Konzentrationen in Gebieten mit geringerem Niederschlag bzw. Sickerwasserabfluss bei gleichem N-Austrag deutlich höher liegen als in niederschlagsreichen Regionen (MELLERT ET AL., 2005). Eine Ableitung des 'Stickstoffstatus' aus der Nitratkonzentration anstelle der Frachten kann daher zu Fehlschlüssen führen. Die näherungsweise Berechnung (Modellierung) der N-Frachten sollte ergänzend zu den Konzentrationen daher mit herangezogen werden. Um die Vergleichbarkeit der Konzentrationswerte annähernd zu gewährleisten sollte eine Stratifizierung nach Klimaregionen erfolgen.
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. A3.2.2.1 [mg/l]
Datenverfügbarkeit	Obligatorischer Parameter der BZE II; Daten der BZE I von einzelnen Ländern vorliegend
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertung der Konzentrationen [mg/l] und Austragsraten [kg/ha,a] für räumliche und inhaltliche Straten insbesondere Klimaregion, Wuchsgebiet, Bestandestyp, Humusform, Depositionstyp sowie Boden- / Substrattyp ▪ Vergleich zwischen N-Eintrag und Austragsraten und Typisierung nach Kap. 2.5 ▪ Schwellenwerte für Nitratkonzentrationen und Austragsraten vgl. Kap. 2.5
Weiterführende Literatur	ABER ET AL. (1998), DISE ET AL. (1998), DISE & WRIGHT (1995), GUNDERSEN (1995), KÖLLING & NEUSTIFTER (1997), MELLERT ET AL. (2005)

Humusform

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Humusform kennzeichnet die unterschiedlichen makroskopischen Erscheinungsformen des Humus und ist integraler Ausdruck der Stoffumsetzung an einem Standort. ▪ Als im Vergleich zum Bodentyp relativ variable Standortseigenschaft wird die morphologische Humusform von den folgenden Faktoren beeinflusst: Mikro-, Meso-, Makroklima, Substrat, Bestand (Baumart, Alter, Struktur), Bodenvegetation, Nutzungsgeschichte, Bodenazidität, Nährstoff-, Wasser- und Lufthaushalt sowie atmosphärischer Stoffeintrag. Soll der Einfluss eines dieser Faktoren statistisch untersucht werden, sind die verbleibenden Faktoren somit durch Stratifizierung annähernd konstant zu halten. ▪ Unter natürlichen Bedingungen besteht ein enger Zusammenhang zwischen den chemischen Eigenschaften des Auflagehumus (C/N-Verhältnis, pH-Wert) und der Humusmorphologie. Unter dem Einfluss erhöhter Stoffeinträge weichen Humusprofil und -chemismus oftmals stark voneinander ab (BUBERL ET AL., 1994; WOLFF & RIEK, 1997). Die makroskopisch erkennbaren Humusmerkmalen spiegeln in diesem Fall nicht die aktuell ablaufenden Prozesse der Streuumsetzung wider. ▪ Erhöhte Stickstoffeinträge können zur Reduktion der Abbauleistung der Zersetzer führen und ungünstige Humusformen (Rohhumus) zur Folge haben (MÄKIPÄÄ, 1995; MEIWES, 2002). Unter diesen Bedingungen reichert sich verstärkt Stickstoff im Auflagehumus an.
Laborverfahren / Maßeinheit	(-)
Datenverfügbarkeit	Die morphologische Humusform liegt für alle BZE-Punkte vor.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische ggfs. stratifizierte Auswertung ▪ Grundlage für die stratifizierte Auswertung laboranalytischer Messgrößen
Weiterführende Literatur	AG BODEN (2005), BUBERL ET AL (1994), MÄKIPÄÄ (1995), MEIWES (2002), VON ZEJSCHWITZ (1980, 1985), WOLFF & RIEK (1997)

Bodengefüge

Beschreibung	Die makroskopische Gefügeansprache lässt Aussagen zur Tiefenwirkung der bodenbiologischen Aktivität und damit der Streuumsetzung und Stickstoffmineralisation zu. Im Vordergrund steht die Frage, ob sich durch bodenbiologische Prozesse eine Aufbaugesügeform (Krümel- / Wurmlosungsgefüge) ausbilden konnte und bis in welche Tiefe die von erhöhten N-Einträgen betroffenen Horizonte reichen.
Laborverfahren / Maßeinheit	(-)
Datenverfügbarkeit	Die Gefügeansprache liegt für alle Horizonte der BZE-Punkte vor.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische ggfs. stratifizierte Auswertung ▪ Grundlage für die stratifizierte Auswertung laboranalytischer Messgrößen
Weiterführende Literatur	AG BODEN (2005)

2.5 Bewertungstabellen für Indikatormerkmale

C/N-, C/P-Verhältnisse der organischen Substanz (OS) (nach AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

C/N	10	12	16	20	25	35	
C/P	50	100	200	400	800	1200	
Einstellung	sehr eng	eng	mäßig eng	mittel	mäßig weit	weit	sehr weit

N- und C-Vorräte im effektiven Wurzelraum (organische Auflage und Mineralboden) (nach AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003)

N_t (t/ha)	2,5	5	10	20	
C_{org} (t/ha)	50	100	200	400	
Bewertung	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch

Bewertung des verfügbaren und kurzfristig mineralisierbaren N (nach ZÖTTL, 1958 - Methodik siehe SCHLICHTING ET AL. 1995)

N (kg/ha)	5	15	30	
Bewertung	gering	mittel	hoch	sehr hoch

Kennwerte des Stickstoffstatus' aus der Ökosystembilanz (BLOCK ET AL., 2000)

Typ	Output	Input	Output:Input	N-Status
1	$< 5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$< 25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	≤ 1	nicht gesättigt
2	zwischen 5 und $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	zwischen 5 und $35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	≤ 1	gesättigt auf niedrigem Niveau
3	$> 15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$> 15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	≤ 1	gesättigt auf hohem Niveau
4			> 1	N-Freisetzung im System (Störung)

Bedeutung von Schwellenwerten der Nitratkonzentration mit Quellenangaben (aus MELLERT ET AL., 2005)

Bedeutung	Nitrat [mg l^{-1}]	Quelle
Maximal tolerierbare Konzentration in der Bodenlösung	Nadelwald 0,9 Laubwald 1,8	UN ECE/CCE (1993)
Erste Anzeichen für N-Sättigung	2,5	Gensior et al. (2004)
(Besondere) Eignung von Trinkwasser zur Zubereitung von Säuglingsnahrung	10	Mineral- und Tafelwasserverordnung (BMJ, 1984; Fessler, 1999)
Ehemaliger Richtwert für Trinkwasser	25	Trinkwasserverordnung (BMJ, 1990)
Gesetzlicher Trinkwassergrenzwert	50	Trinkwasserverordnung (BMJ, 2001)

Bedeutung von Schwellenwerten der Nitratfrachten mit Quellenangabe (aus MELLERT ET AL., 2005)

Bedeutung	Nitrat [$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Quelle
Maximal tolerierbarer N-Austrag	Nadelwald 0,5 - 3 Laubwald 2 - 4	UN ECE/CCE (1993) in Nagel & Gregor (1999)
Nicht N-gesättigt	0 - 5	BML (2000)
N-gesättigt auf niedrigem Niveau	5 - 15	BML (2000)
N-gesättigt auf hohem Niveau	> 15	Trinkwasserverordnung (BMJ, 1990)

2.6 Literatur

Aber, J.D., Nadelhofer, K.J., Steudler, P., Melillo, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39, 378-386.

Aber, J.D., McDowell, K., Nadelhoffer, et al. (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems – Hypothesis revisited. *Bioscience* 48, 921-934.

AG Boden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 5. Auflage.

Agren, G.I., Bosatta, E. (1988): Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Environ. Pollution* 54, 185-197.

Augustin, S., Wolff, B. (2003): Beziehungen zwischen Critical Loads-Überschreitungen und Daten des Forstlichen Umweltmonitorings am Beispiel des Stickstoffhaushalts von Fichtenwäldern. *Berichte Freiburger Forstl. Forschung, H. 49, Boden und Wasservorsorge*, 115-123.

Berg, B. (1998): Organic Matter quality and C/N ratio as controlling factors of RSOM turn over. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. 62, 169 - 174.

Binkley, D. und Hart, S.C. (1989): The components of nitrogen availability assessments in forest soils. In: Steward, B.A. (ed.): *Advances in soil science*. Springer Verlag New York, 10, 57.

Berg, B. (2000): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.* 133, 13-22.

Berg, B., Matzner, E. (1997): Effect of N-Deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environ. Rev.* 5, 1-25.

Bolte, A., Beck, W. (1997): Stickstoffsättigung und Destabilisierung von Kiefernökosystemen. *AFZ / Der Wald* 11, 593-595.

Bolte, A. und Wolff, B. (2001): Validierung von Critical Loads Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. *Arbeitsbericht Institut für Forstökologie und Walderfassung 2001/4*. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Abschlussbericht zum UBA-Forschungsprojekt: FKZ 298 43 209

Borken, W., Matzner, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 277-283.

Buberl., H.G., v. Wilpert, K., Trefz-Malcher, G. et al. (1994): Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. *Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE)*. Mitt. Forstl. Versuchs- und Forsch.-Anstalt Baden-Württemberg.

Dise, N.B.; Matzner, E. and Gundersen, P. (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*. 105, 143-154.

Dise, N.B. and Wright, R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management* 71, 153-161.

Gundersen, P. (1995): Nitrogen deposition and leaching in European forests: Preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution*. 85 (3), 1179-1184.

Gundersen, P., Callesen, I., de Vries, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environ. Pollut.* 102, 403-407.

- Jensen, M., Butterbach-Bahl, K., Hofmann, G., Papen, H. (2000): Modellierung von Beziehungen zwischen der Emission von N-Spurengasen aus Waldböden und den vegetationsstrukturen in Kiefernökosystemen des nordostdeutschen Tieflandes. Beitr. Forstwirtschaft. u. Landschaftsökol. (34), 116-121.
- Klap, J. M.; Reinds, G. J.; Bleeker, A.; De Vries, W. (2000): Environmental stress in German forests: Assessment of critical deposition levels and their exceedances and meteorological stress for crown monitoring sites in Germany. Alterra-Rapport 134, 74 S.
- Kölling, C. (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. Allgemeine Forstzeitschrift 46, 10, 513-517.
- Kölling, c. und Neustifter (1997): Stickstoffeintrag in Wäldern und Nitratkonzentration im Sickerwasser - Ergebnisse aus dem Messnetz der Bayrischen Waldklimastationen. Allgemein. Forstz. 52, 1107-1110.
- Mäkipää, R. (1995): Effect of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soils and ground vegetation. Forest Ecology and Management 79, 217-226.
- Matzner, E. und Berg, B. (1997): Effect of N deposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. Environ. Rev. 5, 1-25.
- Matzner, E. und Grosholz, C. (1997): Beziehungen zwischen NO_3 -Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflage und N-Einträgen in Fichtenwald (*Picea abies* Karst.)-Ökosystemen Mitteleuropas. Forstw. Centralbl. 116, 39-44.
- Meiwes, K.J.; Meesenburg, H., Bartens, H., Rademacher, P., Khanna, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst u. Holz 57, 428-433.
- Mellert, K.H. (2003): Abschlussbericht für das Forschungsvorhaben: „Quantifizierung und Validierung der Ergebnisse der bayerischen Nitratinventur zur Erstellung von Planungs- und Entscheidungsgrundlagen für die forstliche Praxis“. LWF-Bericht. Freising.
- Mellert, K.H., Gensior, A., Kölling, Chr. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. Forstarchiv 76, 35-43.
- MLUR (2001): Waldzustandsbericht 2001 der Länder Brandenburg und Berlin. Ministerium für Landwirtschaft Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.). Potsdam, Berlin.
- Nihlgard, B. (1985): The ammonium hypothesis – an additional explanation to the forest die back in Europe. Ambio 14 (1). 2-8.
- Persson, T.P., Karlson, U., Seyferth, R.M. et al. (2000): Carbon mineralization in European forest soils, in: Carbon and nitrogen cycling in European Forest Ecosystems. Ecological Studies 142, 257-275.
- Raben, G., Andreae, H., Karst, H., Symosseck, F., Leube, F. (2004): Bodenzustandserhebung in den sächsischen Wäldern. Landesforstpräsidium (Hrsg.). Graupa.
- Riek, W. (1998): Wirkungszusammenhänge zwischen Standortfaktoren und Wuchsleistung in den stadtnahen Berliner Forsten. Allg. Forst- und Jagdzeitung 169 (8), 149-156.
- Schlichting, E.; Blume, H.-P. und Stahr, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. 2. neubearb. Aufl., Pareys Studentexte 81.

- Spiecker, H. (1999): vgl. Literatur: J. Plant Nutr. Soil Sci. Mnatzner Artikel S. 283
- UBA (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels/ Loads. Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Texte 71/96, UBA, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Wilpert, K. v., Zirlewagen, D. (2003): Indikatoren der N-Sättigung und des N-Austrags an BZE-Standorten im Schwarzwald. Berichte Freiburger Forstl. Foschung, H. 49, Boden und Wasservorsorge, 125-135.
- Wellbrock, N., Riek, W.; Wolff, B. (2005): Characterisation of and changes in the atmospheric deposition situation in German forest ecosystems using multivariate statistics. EJFR (in press).
- Wolff, B. und Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996, Band 1 Bundesministerium für Landwirtschaft und Forsten.
- Zeuschwitz, E. von (1980): Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. Z. Pflanzenern. Bodenk., 143, 692-700.
- Zeuschwitz, E. von (1985): Qualitätsänderungen des Waldhumus. Forstwiss. Cbl. 104, 205-220.
- Zöttl, H. (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. Zeitschr. Pflanzenern., Düng. Und Bodenkde. 81, 35-50.

3 Themenbereich

BODENKOHLENSTOFF

3.1 Bedeutung

Im Themenbereich der globalen Klimaveränderung existieren im wesentlichen drei rechtliche Normen, auf die stets Bezug genommen wird. Dies ist zunächst einmal die Klimarahmenkonvention (KRK) zum Schutz der Erdatmosphäre. Bereits bei der ersten Vertragsstaatenkonferenz (VSK) zur KRK im Jahr 1995 in Berlin wurde allerdings klar, dass die Vereinbarungen der KRK nicht ausreichend sind, um die für einen konsequenten Klimaschutz notwendige Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen auf einem unschädlichen Niveau (vgl. KRK Art.2) zu gewährleisten. Daher wurde mit dem sog. Kyoto-Protokoll (und den nachträglich erfolgten und auch für die Zukunft vorgesehenen Präzisierungen und Fortschreibungen) versucht, ein Vertragswerk zu schaffen, das den Zielen der KRK besser gerecht wird. Im Rahmen der 7. VSK zur KRK wurde dann mit den sog. Marrakesch-Beschlüssen eine Art Durchführungsbestimmung zur Umsetzung der KRK- und Kyoto-Verpflichtungen aufgestellt. Bis Ende 2006 muss demnach ein nationales Inventur- und Berichtssystem feststehen. Innerhalb der EU muss da System bereits bis Ende 2005 festgeschrieben sein. Die Emissionsinventare des sog. Eröffnungsberichtes müssen bis zum Jahr 2006 vorgelegt werden, ab 2007 müssen jährliche Berichte erstellt werden (STRICH, 2002). Die Etablierung des nationalen Inventur- und Berichtssystems nach IPCC-Richtlinien (IPCC = International Panel on Climate Change) ist eine wesentliche Voraussetzung für die Nutzung der Kyoto-Mechanismen (z.B. Emissionshandel, Anerkennung von Clean Development Mechanism = CDM-Projekten (s.u.) oder Joint Implementation-Leistungen).

Gem. Klimarahmenkonvention Art. 4.1 besteht für alle Länder die Verpflichtung zur Erstellung von Inventaren über die anthropogenen Emissionen und Festlegungen von Treibhausgasen. Für alle Kyotostaaten soll im Durchschnitt der Jahre 2008 – 2012 (= erste Verpflichtungsperiode) der Treibhausgas(THG)-Ausstoß auf 20 Mrd. t reduziert werden; das sind 5,2 % weniger als im Jahr 1990 (vgl. Abb. II.3.1). Für Industrieländer werden überdies in Art. 3 des Kyotoprotokolls (KP) die jeweiligen Minderungsziele (in Prozent der Werte für das Bezugsjahr 1990) für die erste Verpflichtungsperiode 2008-2012 festgelegt. Für die Länder der EU ist insgesamt eine Minderung von 8% vorgesehen, allerdings mit stark unterschiedlichen Anteilen der einzelnen Staaten. Für Deutschland ist in Annex B des KP ein Minderungsziel von 21% festgeschrieben.

Zusätzlich zu den Festlegungen im Kyotoprotokoll hat die deutsche Bundesregierung im Nationalen Klimaschutzprogramm von 2000 ein Minderungsziel von 25 % gegenüber dem Stand von 1990 festgelegt. Dieses Ziel sollte bis zum Jahr 2005 erfüllt werden, was jedoch nicht der Fall sein wird. Damit ist Deutschland allerdings nicht allein. Insgesamt stellte die EU im Jahr 2000 fest, dass – bezogen auf alle Treibhausgase – anstelle einer Reduktion eine Vermehrung stattgefunden hat (s. Abb. II.3.2), so dass – diesen Trend auch für die Zukunft vorausgesetzt – im Jahr 2010 nicht die angestrebte Reduzierung von 8 % sondern vielmehr eine Vermehrung des THG-Ausstoßes um 7 % eintreten würde.

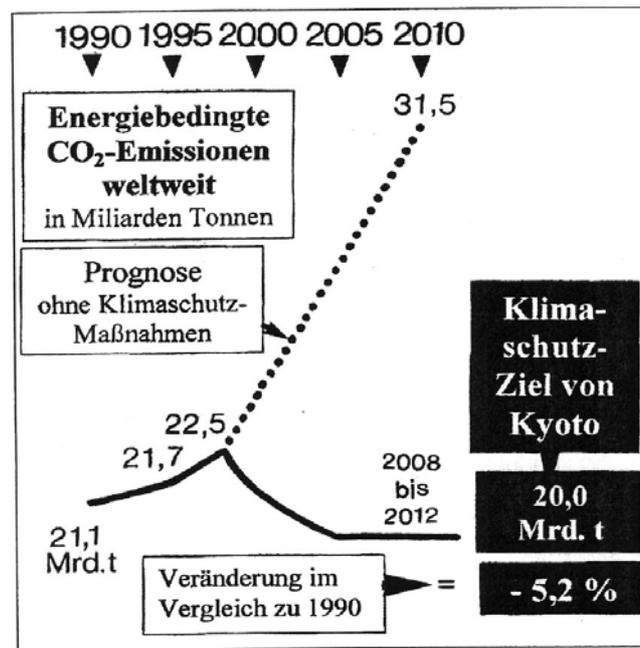


Abb. II.3.1: Klimaschutzziel des Kyotoprotokolls (aus MÜLLER-USING, 2002)

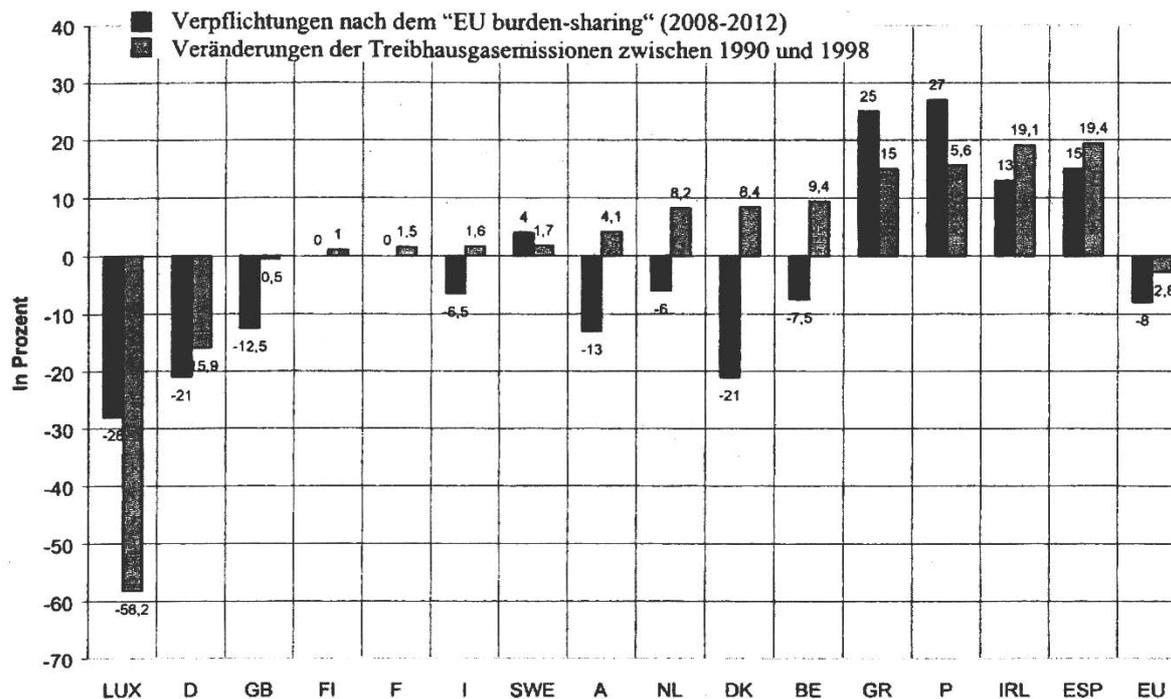


Abb. II.3.2: Einsparvorgaben gem. Kyotoprotokoll und tatsächliche Veränderungen (aus MÜLLER-USING, 2002)

Klimarelevante, anrechenbare Treibhausgase (THGs) gem. KRK bzw. KP sind Kohlendioxid, Methan, Lachgas, teilfluorierte Kohlenwasserstoffe, vollfluorierte Kohlenwasserstoffe und Schwefelhexafluorid. Da diese in unterschiedlicher Intensität zur globalen Erwärmung beitragen können, werden sie alle einheitlich in sog. CO₂-Äquivalente umgerechnet (über sog. stoffspezifische GWP-Werte = Global Warming Potential-Werte, IPCC 1996). Leider werden alle Emissionen des Luftverkehrs aus den Berechnungen ausgeklammert.

Nach Ablauf der ersten Verpflichtungsperiode werden die erfolgten Emissionen mit dem anzurechnenden Emissionsbudget verglichen. In letzteres fließen neben den über die Minderungsziele definierten Emissionsmengen auch Veränderungen der anrechenbaren Kohlenstoffvorräte (d.h. anrechenbare Quellen und Senken) sowie Gut-/Lastschriften aus dem Emissionshandel bzw. infolge von Projekten im Rahmen des Clean Development Mechanism (= CDM, Aufforstungs- / Wiederaufforstungsprojekte mit Entwicklungsländern zur THG-Reduktion) ein.

Obwohl das Kyoto-Protokoll ganz eindeutig eine Reduktion der Emissionen anstrebt (Art.3.1), eröffnet es (nicht ganz konsequent) – offiziell zur Minderung der negativen Effekte der THG-Emissionen – auch die Möglichkeit das Potential von Pflanzen und insbesondere Wäldern zur mittel- bis langfristigen Einbindung von CO₂ in Waldbäumen und Waldböden zu nutzen und auf die Minderungsverpflichtung anzurechnen. Diese Aktivitäten werden auch als LULUCF-Maßnahmen (d.h. Landuse, Landuse Change & Forestry) bezeichnet.

Sie umfassen einerseits die in **Artikel 3.3 KP** definierten „ARD“-Maßnahmen, d.h.

Afforestation = Aufforstungsmaßnahmen (von Flächen, die mindestens 50 Jahre nicht bewaldet waren)

Reforestation = Wiederbewaldungen (von Flächen, die nicht bewaldet waren bis zum 31.12.1989)

Deforestation = Entwaldungen.

Gemäß Untersuchungen von ZELL (2004) spielen Waldflächenveränderungen in Deutschland eine untergeordnete Rolle. Für den Zeitraum 1997 bis 2002 ermittelte er eine Waldflächenzunahme von lediglich 53600 ha.

Umstritten ist die Anrechnung von weiteren Maßnahmen der Forstwirtschaft zur Einbindung von Kohlenstoff in Wälder oder Waldböden (vgl. **Artikel 3.4 KP**). Um die Ziele des KP nicht zu konterkarieren, wurde der maximal mögliche Anteil der Senkenanrechnung hart diskutiert. In Artikel 3.4 KP wird z.B. festgelegt, bis zu welchem Ausmaß der Zuwachs von bestehenden Wäldern angerechnet werden kann. Generell liegen primär politisch motivierte nationale Obergrenzen für die Anrechnung von forstlichen Maßnahmen / Projekten vor. Der für Deutschland anrechenbare Maximalwert von 1,24 t C jährlich ist vergleichsweise gering. Nach Untersuchungen von BÖSWALD UND WIERLING (1997) wird er bereits allein durch die für das Land Niedersachsen prognostizierte Differenz zwischen Einschlag und Zuwachs (d.h. den Vorratsaufbau) weitgehend abgedeckt (ca.1 Mio t C jährlich).

Der im Vergleich zur aktuellen Senke niedrige anrechenbare Wert ist u.a. auch darauf zurückzuführen, dass nicht direkt durch den Menschen verursachte Senkenwirkungen ausgeklammert werden sollen – was mit derzeitigen Inventurdaten und Modellen nur mit größten Unsicherheiten erfüllt werden kann. Zu diesen Wirkungen gehören Düngeeffekte durch erhöhte CO₂-Konzentrationen, Altersklasseneffekte, Klimaveränderungen und erhöhte N-Depositionen. Da auch die atmosphärisch-klimatisch bedingten Senken zum Klimaschutz beitragen, ist die Zweckmäßigkeit dieses Vorgehens fraglich. Es kann jedoch erwartet werden, dass im Zuge der Verhandlungen über die Berichterstattung in zukünftigen Verpflichtungsperioden die Behandlung dieser indirekten Effekte überarbeitet wird.

Die alleinige Existenz von Kohlenstoffspeichern führt zwar nicht zur Anrechnung derselben, berichtet werden muss jedoch gem. KP bzw. Marrakesch-Beschluss über alle Kohlenstoffspeicher, es sei denn, es kann eindeutig belegt werden, dass diese Spei-

cher keine Quelle werden können. Insofern konzentrieren sich die Untersuchungen in verschiedenen Staaten aktuell auf die Frage der Permanenz von C-Speichern.

Zur Gewährleistung einer qualitativ hochwertigen Berichtserstattung legen die IPCC-Richtlinien von 1996 in 70 Übersichtstabellen die zu übermittelnden Informationen eindeutig fest (sog. CRF-Tabellen = Common Reporting Format-Tabellen). Des Weiteren ist ein umfangreicher Begleitbericht = National Inventar Report (NIR) zu erstellen, der u.a. alle Datenquellen benennt, deren Qualität / Unsicherheit beurteilt, die angewendeten Berechnungsalgorithmen darlegt, Maßnahmen zur Qualitätssicherung oder -verbesserung sowie politische Maßnahmen, Nutzung von Kyoto-Mechanismen, erwartete Auswirkungen von Klimaveränderungen oder auch Forschungs- und Monitoringaktivitäten aufführt. Die Errichtung des zur Berichterstattung erforderlichen Netzwerkes (= Nationales System) ist in Deutschland noch in Vorbereitung.

Für den Forstsektor zeichnet sich ab, dass durch die Vermeidung von Waldverlusten insbesondere von Primärwäldern, die gezielte Aufforstung/Wiederaufforstung, die nachhaltige Bewirtschaftung von Wirtschaftswäldern (inkl. Waldböden) sowie die Festlegung von Holz in Holzprodukten eine zumindest temporäre CO₂-Senke existiert. Auch durch die Verwendung von regenerativen Energien besteht die Möglichkeit der CO₂-neutralen Substitution und somit zeitlichen Verlagerung von Emissionen. Nach KIRSCHBAUM (2003) kann durch gezielte Aufforstung theoretisch eine Verlagerung der negativen Effekte infolge der Verbrennung fossiler Energierohstoffe um 12 Jahre erfolgen. Nach SATHAYE ET AL. (2003) gilt diese Größenordnung auch im Falle der Vermeidung von Waldverlusten. Wald kann somit zumindest als temporäre Senke Klimaschutzziele fördern.

Der europäische Wald assimiliert zwischen 200 und 500 Tg C/a. Das sind im Mittel 20 % der europäischen Emissionen aus fossilen Brennstoffen bzw. etwa das 2,5 fache der europäischen Reduktionsverpflichtung (WIRTH ET AL., 2004). In Deutschland werden ca. 8,5% der Emissionen durch Wälder aufgefangen, etwa das Vierfache dessen, was aktuell durch erneuerbare Technologien an Einsparungspotential gegeben ist.

In der bundesweiten BZE I-Auswertung wurde eine erste Abschätzung der C-Vorräte in Waldböden vorgenommen (WOLFF & RIEK, 1997). Im Ergebnisse zeigte die BZE I, dass in den Humusaufgaben zwischen 4 und 43 t/ha Kohlenstoff gebunden ist (10- bzw. 90-Perzentil, Median bei 18 t/ha). Extrem hohe Auflagevorräte (>100 t/ha) weisen hydromorph beeinflusste Böden mit Feuchthumusformen auf. Die C-Vorräte im Wurzelraum (Mineralboden bis 60 cm Tiefe + Auflage) variieren zwischen 49 und 173 t/ha (10- bzw. 90-Perzentil, Median bei 91 t/ha). Unterhalb des Wurzelraumes traten i.d.R. nur geringfügige C-Vorräte auf (vgl. S. 27; Deutscher Waldbodenbericht 1996).

In Deutschland wurde bisher im Rahmen der Berichtspflichten der KRK (= UNFCCC Greenhouse Gas Inventory) v.a. über den in der oberirdischen Biomasse gebundenen CO₂-Anteil berichtet. Aufgrund der fehlenden Datenlage wurden keine Angaben zu Auswirkungen von Waldflächenveränderungen gemacht. Der im Boden gebundene Kohlenstoff wurde ebenfalls ausgeklammert, obwohl dieser nach Berechnungen von BARITZ (1998), BARITZ ET AL. (1999) sowie BARITZ & STRICH (2000) mehr als die Hälfte des insgesamt in deutschen Waldökosystemen gebundenen Kohlenstoffs ausmacht. Allerdings liegen keine bodenbezogenen, für die Berichterstattung verwertbaren Ergebnisse (zum Beispiel aus Modellrechnungen) bzgl. Veränderungen des Bodenkohlenstoffpools vor. Verbreitet wird davon ausgegangen, dass der im Waldboden gebundene Kohlenstoff als stabil angesehen werden könne. Andererseits sei der

Anteil von Flächen, bei denen mit einer signifikanten C-Vorratsänderung zu rechnen ist, das sind Aufforstungsflächen bzw. Waldflächenabgänge, in Deutschland gering ist.

Für die Berichterstattung im Rahmen des Kyoto-Protokolls ist jedoch über alle C-Pools zu berichten, d.h. einerseits der Kohlenstoffvorrat in Waldböden zu ermitteln sowie andererseits auch seine mögliche Veränderung herzuleiten. Zumindest muss über Wiederholungsinventuren, Zeitreihen, oder Modelle gezeigt werden, unter welchen Bedingungen nachweisbare Veränderungen eintreten (z.B. Senke nach Aufforstung, Quelle auf entwässertem Moorboden). Weil mit der BZE I und der BZE II Wiederholungsinventuren vorliegen, besteht die Möglichkeit den Kohlenstoffvorrat in deutschen Waldböden zu zwei Inventurzeiträumen zu berechnen und überdies die Veränderung zwischen den Aufnahmezeitpunkten über die „Stock-Change Method“ zu ermitteln. Allerdings besteht dadurch, dass die BZE-Inventurzeiträume nicht mit den für die KP-Berichterstattung geforderten übereinstimmen, die Notwendigkeit der Entwicklung von Prognosemodellen für die Entwicklung der Kohlenstoffvorräte in Waldböden. Es muss ferner berücksichtigt werden, dass sowohl nach UNFCCC als auch KP für Wald zukünftig jährliche Veränderungen quantifiziert werden müssen.

Generell sollte die BZE II zu folgenden Fragestellungen beitragen können.

- C-Vorrat im Boden
 - im Jahr 1990
 - aktuell
 - im Anrechnungszeitraum
 - getrennt nach Auflage- und Mineralbodenhumus
- C-Vorratsveränderung im Boden (zwischen BZE I und BZE II bzw. 1990 und 2008, getrennt nach Auflage- und Mineralbodenhumus)
- Permanenz der C-Speicherung im Boden
- Ausmaß der direkten und indirekten anthropogenen Beeinflussung der C-Vorräte
- Forstliche Möglichkeiten zur C-Vorratsstabilisierung / -anreicherung
- Genauigkeiten / Unsicherheiten der Befunde.

3.2 Einflussfaktoren

Die Kohlenstoffvorräte in Waldböden variieren in Abhängigkeit von unterschiedlichen natürlichen sowie anthropogenen Einflussgrößen.

Die Menge an Humus, die ein Waldökosystem natürlicherweise akkumuliert, ist abhängig von klimatischen und standörtlichen Faktoren, insbesondere den zersetzungshemmenden Faktoren Kälte, Trockenheit, Wasserüberfluss, Sauerstoffmangel sowie Toxizität und Azidität, durch welche die bodeninternen Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse bestimmt werden. Im allgemeinen wird in Zusammenhang mit den Abbauraten für die organische Substanz von Waldböden von einer Gleichläufigkeit der Höhen-/Temperaturtrends ausgegangen (vgl. z.B. TOWNSEND ET AL., 1995; HART & PERRY, 1999; PERRUCHOUD ET AL., 2000). Gesteigerte Abbauraten für die organische Substanz infolge erhöhter Temperatur werden z.B. durch OADES (1988), LLOYD & TAYLOR (1994) oder HOBBIET AL. (2000) beschrieben. Einen negativen Einfluss erhöhter Evapotranspiration konnte MEENTMEYER (1978) zeigen. Jüngere Arbeiten von LISKI ET AL. (1999) sowie GIARDINA & RYAN (2000) zweifeln die Temperaturabhängigkeit der organischen Abbauraten zwar an, jedoch wird in den meisten Studien der Klimawirkungsforschung weiterhin eine Abnahme der C-Vorräte bei zunehmender Erwärmung prognostiziert. Gemäß KAHL (2003) sowie WIRTH ET AL. (2004) ist für die Auflage (insbesondere bei Fichtenbestockung) ein negativer Zusammenhang zum Niederschlag festzustellen, d.h. bei erhöhten Niederschlägen findet der Abbau der Auflage beschleunigt statt. Dies weist auf die Feuchtigkeitslimitierung der Abbauprozesse in der organischen Auflage hin.

Seit der Sesshaftwerdung nimmt der Mensch durch Waldrodung, agrarische Landnutzung und in jüngerer Zeit durch die Verbrennung fossiler Kohlenstoffvorräte Einfluss auf den Kohlenstoffkreislauf. Mit der Aufforstung agrarisch genutzter Landflächen, seit Einsetzen der geregelten Forstwirtschaft, begann eine Regeneration des Kohlenstoffhaushaltes der Böden. Ein bedeutender Teil der Waldböden ist in dieser Hinsicht als akkumulierendes System anzusehen. Bei der Beurteilung der C-Vorräte ist folglich die historische Nutzungsform zu berücksichtigen. Bei landwirtschaftlicher Vornutzung ist infolge regelmäßigen Biomasseentzugs von erhöhtem Verlust an Humus auszugehen. Durch eine ackerbauliche Nutzung ehemaliger Waldböden können die C-Vorräte im Mineralboden um 20 bis 45% reduziert werden (vgl. KOPP, 1978; MURTY ET AL., 2002; GUO UND GIFFORD, 2002). Beim Übergang zur Nutzungsform Wald besteht folglich langfristig die Möglichkeit zur Anreicherung des C-Vorrates im System. Aber auch unterschiedliche Arten von Waldökosystemen (z.B. Nadelwälder im Vergleich zu Laubwäldern) haben unterschiedliche C-Vorräte in Auflage- bzw. Mineralboden gespeichert. Allerdings wird dieser Effekt häufig auch durch die unterschiedliche Bewirtschaftungsform (wie z.B. den Humusvorratsabbau fördernde, kahl-schlagsartige Bewirtschaftung der Nadelwälder) stark überlagert (vgl. Black & Harden, 1995).

Von veränderten atmosphärisch-klimatischen Bedingungen werden die in Waldökosystemen ablaufenden Prozesse in unterschiedlicher Weise beeinflusst. Untersuchungen beziehen sich zumeist auf Auswirkungen veränderter CO₂-Gehalte der Luft, von Temperatur- oder Niederschlagsveränderungen sowie steigenden N-Depositionen. Bei dem zu beobachtenden, gleichzeitigen Anstieg von Temperatur und CO₂-Gehalt werden dabei langfristige Veränderungen der C-Pools maßgeblich durch die Temperatur beeinflusst (RASTETTER ET AL., 1991; MELILLO ET AL., 1993). Als langfristige Veränderungen werden dabei diejenigen der im Boden gebundenen C-

Vorräte angesehen, wohingegen kurzfristige Veränderungen v.a. im Bereich der pflanzlichen Produktion (oberirdische Biomasse) dominieren. So können Temperaturerhöhungen direkt über verlängerte Wachstumsperioden oder auch indirekt über eine - infolge der erhöhten Mineralisierung – verbesserte Nährstoffversorgung zu einem akzellerierten Wachstum beitragen. Dadurch kann sich zwar die Menge des Streufalls und auch die Menge an organischer Substanz v.a. in der Auflage erhöhen, allerdings steigt bei erhöhter Temperatur auch die Zersetzungsrate, wodurch der Effekt kompensiert werden kann. Inwieweit dies eintritt, ist von weiteren am jeweiligen Standort wirkenden Faktoren abhängig. Z.B. kann die Evapotranspiration u.U. stärker ansteigen als der Niederschlag, wodurch die Zersetzungsprozesse insbesondere von Böden mit geringer Wasserhaltekapazität limitiert werden. Nach Untersuchungen von MÄKIPÄÄ (1995) können unter den aktuellen Klimabedingungen auch erhöhte N-Einträge zu einer Zunahme des Boden-Kohlenstoffvorrats führen, sowohl in der Auflage als auch im Mineralboden. Für veränderte klimatische Bedingungen (+4°C, +10% Niederschlag) wird jedoch eine signifikante Verringerung des im Boden gebundenen C-Vorrats prognostiziert (MÄKIPÄÄ ET AL., 1999). Die Sensitivität gegenüber veränderten Abbaubedingungen ist für die Auflage generell höher als für den Mineralboden einzustufen (vgl. z.B. auch Untersuchungen von WIRTH ET AL. (2004) an thüringischen BZE-Punkten).

Alle genannten Klimafaktoren haben einen Einfluss auf die biologische Aktivität der Zersetzerorganismen, die letztlich für die Kohlenstofffixierung verantwortlich sind. Je nach Intensität der Zersetzertätigkeit sowie dem an der Zersetzung beteiligtem Artenspektrum wird Kohlenstoff in der Humusaufgabe bzw. im Mineralboden gespeichert, was seinen Ausdruck in der Humusform des Bodens findet. Die Relation zwischen C im Auflagehumus und im Mineralboden gibt Hinweise auf die Umsatzbedingungen am jeweiligen Standort. Ausdruck der Humusqualität und der Zersetzungsbedingungen kann des Weiteren das C/N-Verhältnis sein.

Unter heutigen Eintragsbedingungen kann es zu einer Zunahme von Störungen bei der Umsetzung infolge von Bodenversauerung, Schwermetalltoxizität und Stickstoffeintrag (MEIWES ET AL., 2002) kommen. Die zu beobachtende Zunahme der Elementmengen im Auflagehumus (insbesondere C, N, Ca, P) hat seine Ursachen in einer offensichtlich verzögerten Mineralisierung, welche auf Veränderungen in den Streuzersetzungsbedingungen zurückzuführen ist (MEIWES ET AL., 2002).

Einen Einfluss auf die insgesamt in Waldböden gespeicherte Kohlenstoffmenge sowie die jeweils in der organischen Auflage bzw. im Mineralboden gebundenen Anteile haben somit v.a.

- die Lage (großräumig (z.B. Meereshöhe), lokal (z.B. Hanglage))
- das Klima (Temperatur-/Feuchtelimits)
- das Substrat der Bodenbildung
- der Aziditätszustand und N-Status der Böden - u.a. anthropogen verändert durch versauernd bzw. eutrophierend wirkende Einträge
- Schwermetalltoxizität
- die aufstockende Vegetation, v.a. der Bestand (z.B. Baumart, Alter, Bonität) sowie die Bodenvegetation
- forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Bestandesdichte, Risiko für Kalamitäten)
- die historische Nutzungsform.

Bei der Bewertung der C-Vorräte bzw. Vorratsänderungen ist ferner zu beachten, dass diese abhängig sind von der Genauigkeit der zur Ermittlung benötigten Eingangsdaten. Dies sind die C-Konzentration, die Trockenrohddichte des Feinbodens, der Skelettgehalt, sowie das Bezugsvolumen. Untersuchungen an BZE- und ÖWK-Punkten von Wirth et al. (2004) in Thüringen haben ergeben, dass insbesondere die Trockenrohddichte des Feinbodens (Überschätzung um 35%) sowie der Skelettgehalt (Überschätzung um 40%) im Rahmen der BZE I nicht ausreichend genau beschrieben bzw. systematisch falsch angesprochen wurden. Eine denkbare Kompensation der Fehler erfolgte nicht, da die Trockenrohddichte v.a. in Horizonten mit hohem C-Gehalt zu hoch eingeschätzt wurde und somit insgesamt auch zu einer Überschätzung der im Boden gespeicherten C-Vorräte führte. Die Autoren empfehlen daher unbedingt eine genauere Erfassung der Trockenrohddichte durch volumengetreue Monolithen- oder PU-Schaum- bzw. Wasserverfüllungs-Methode (SCHLICHTING ET AL., 1995 BZW. PAGE-DUMROESE ET AL., 1999).

3.3 Leitindikatoren

Aus den dargelegten Einflussfaktoren ergibt sich eine Vielzahl bodenchemischer Kennwerte, die im Rahmen der UNFCCC- und Kyoto-Berichterstattung zur Charakterisierung der im Boden gespeicherten C-Vorräte geeignet erscheinen. Die Parameter können entweder über das Gesamtkollektiv vergleichend ausgewertet werden oder stratenbezogen. Letzteres ist unbedingt zusätzlich nötig, wenn z.B. Aussagen zu anthropogenen Einflüssen (direkt bzw. indirekt) getroffen werden sollen. Dabei sind ergänzende Standorts- bzw. Bestandesparameter (Ausgangsgestein, Klimatyp, klimat. Wasserbilanz, Depositionstyp, Baumart, u.a.) stets zu berücksichtigen. Folgende Leitindikatoren zur Kennzeichnung des Themenkomplexes „Kohlenstoff in Waldböden“ können im einzelnen definiert werden:

- Konzentration von organischem Kohlenstoff im Mineralboden -

Die Konzentration von organischem Bodenkohlenstoff (soil organic carbon – SOC) ist eng mit der Genese sowie Störungen des Bodens verbunden. Unter natürlichen Bedingungen spiegelt sich ein standortstypisches Fließgleichgewicht von Streunachlieferung und Zersetzung wider. Die Bestimmung von Bodenkohlenstoff ist der Bestimmung der bodenorganischen Substanz vorzuziehen. Ferner wird SOC als wichtiger Indikator im Bodenschutz angesehen, da bodenorganische Substanz unmittelbar mit wichtigen Puffer-, Filter- und Habitategenschaften des Bodens verbunden sind. Der zu beschreibende Bereich des Bodens begrenzt sich aus ökologischer Sicht nicht auf den Oberboden, sondern auf den gesamten entwickelten Boden, bei Moorböden auf eine Tiefe von mindestens 1m.

- Kohlenstoffvorrat im Boden -

Die volumen- und flächenbezogene Quantifizierung von SOC charakterisiert die Gesamtmenge an Boden-C. Der Kohlenstoffvorrat im Boden kann auch in gespeicherten CO₂-Äquivalenten ausgedrückt werden. Er ist die Basisgröße, um die Senkenwirkung eines Bodens zu beschreiben. SOC-Konzentration, Trockenraumddichte und Skelettgehalt bilden die wichtigsten Kenngrößen zur Bestimmung des SOC-Vorrats. Dadurch werden weitere Standortfaktoren relevant, wie z.B. die Lage im Relief. Der im Boden gespeicherte C-Vorrat sollte getrennt für die Kompartimente „Auflage“ und „Mineralboden“ bestimmt werden. Aus diesen kann der C-Bodenvorrat am Standort

ermittelt werden. Eine stratifizierte Auswertung nach Boden-/Klimaregionen und Bestandestypen ist anzuraten.

- Veränderung der Kohlenstoffspeicherung -

Die Veränderung des im Boden gespeicherten C-Vorrats kann als Differenz der Werte von BZE I und BZE II bilanziert werden – zweckmäßigerweise getrennt für die Kompartimente „Auflage“ und „Mineralboden“. Eine Stratifizierung nach Boden-/Klimaregionen und Bestockungstypen ist anzuraten.

Achtung: Bei der Bilanzierung sind für die Erst- und Wiederholungsinventur möglichst gemessene Trockenrohdichten / Skelettanteile zu verwenden, da bei geschätzten Werten die Fehlermargen der bodenphysikalischen Eingangsgrößen die tatsächlichen Veränderungen des C-Vorrates überlagern. Fehler, die aus unterschiedlichen Bestimmungsmethoden resultieren, müssen durch Zusatzerhebungen abgeschätzt werden. Dies sollte auch Untersuchungen zu einer möglicherweise gegenüber der Erstinventur veränderten Trockenrohdichte umfassen.

- Permanenz der C-Speicherung im Boden / Umsetzungsprozesse -

Die Frage der Permanenz von C-Speichern ist insofern von Relevanz als auch über diese Speicher (und nicht nur über deren Veränderung) berichtet werden muss, wenn nicht klar ist, ob diese aktuell Quellen sind oder möglicherweise werden. Zur Definition der Begriffes Permanenz wurde im Rahmen der KRK bzw. Kyoto-Berichterstattung noch keine eindeutige Regelung getroffen, d.h. z.B. ein in Jahren messbarer Zeitraum vereinbart. Aus den in Artikel 2 der KRK formulierten Zielen „Stabilisierung der Treibhausgaskonzentration“ bzw. „Zeitraum ausreichend lange, um Ökosystemen die Möglichkeit der natürlichen Anpassung an Klimaveränderungen zu verschaffen“ sowie den geltenden rechtlichen Bestimmungen (Vertragslaufzeiten i.a. von 99 Jahren) leiten verschiedene Autoren (vgl. z.B. DUTSCHKE, 2005) einen Zeitraum von 100 bis 200 Jahren für langfristige, im Rahmen der KRK bzw. des KP als permanent zu betrachtende Kohlenstofffestlegungen ab. D.h. C-Vorräte in Böden, die mindestens 100 Jahre festgelegt sind, wären nach dieser Definition als langfristig anzusehen.

Nur der im Mineralboden festgelegte Kohlenstoff kann – in dem für das KP gültigen Zeitrahmen - als stabil definiert werden. Der Anteil des leichter veränderlichen C-Pools bzw. mögliche Freisetzungsraten müssten auf Basis der BZE-Daten abgeschätzt werden. Folgende Bodenparameter weisen in diesem Zusammenhang eine Indikatorfunktion auf:

- Anteil Kohlenstoff in der organischen Auflage
- Humusform
- Azidität
- C/N-Verhältnis
- Bodenfeuchte / Grundwasserstand (Bodentyp).

Des weiteren kann die historische Nutzungsform sowie die aktuelle Bewirtschaftungsform (s.u.) einen Einfluss auf die C-Vorräte haben. Dies wäre ebenfalls anhand der Datenbasis zu untersuchen.

- Ausmaß der indirekten anthropogenen Beeinflussung -

C-Vorräte oder Vorratsveränderungen infolge indirekter anthropogener Beeinflussung kann nicht im Rahmen des KP angerechnet werden. Aktuell werden darunter der Einfluss von CO₂-Düngung als Folge steigender CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre, erhöhte Stickstoffdeposition, Klimaänderungen und Altersklasseneffekte verstanden. Deren Einfluss ist am besten über Simulationsläufe mithilfe von Modellen abschätzbar. Ein Beispiel aus Deutschland ist der Einsatz von BIOME-BGC zur Abschätzung des indirekten anthropogenen Einflusses für Nadelwälder Thüringens (WIRTH ET AL., 2004).

Getrennt nach Klima- und Texturstraten wurden dabei die C-Flüsse unter vorindustriellen und aktuellen klimatisch-atmosphärischen Bedingungen simuliert. Es wurden folgende Annahmen getroffen:

Merkmal	Vorindustriell	Aktuell
CO ₂ -Konzentration („C“)	276,8 ppm	368 ppm
Stickstoffdeposition (nasse Deposition!) („N“)	2 kg N/ha/a	32 kg N/ha/a
Jahresmitteltemperatur („T“)	Anstieg um +1°C in den letzten 100 Jahren	

Ohne Berücksichtigung der trockenen N-Deposition, der Deposition versauernd wirkender Stoffe sowie möglicherweise auftretender SM-Toxizität, wurde festgestellt, dass 44% der ermittelten C-Senke auf eine indirekte, kombinierte, anthropogene Wirkung von CNT zurückzuführen ist. Nur 56% der Senke wurde somit als bewirtschaftungsbedingt und damit anrechenbar eingestuft.

- Forstliche Möglichkeiten der C-Stabilisierung / -Anreicherung -

Zur Einschätzung des Potentials forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den im Boden festgelegten Kohlenstoffvorrat liegen vergleichsweise wenig gezielte Untersuchungen vor. Die meisten Studien zum Einfluss der forstlichen Bewirtschaftung beziehen sich auf die Möglichkeit der Festlegung von Kohlenstoff in der oberirdischen Biomasse.

Denkbar ist, dass durch die forstliche Bewirtschaftung, d.h. konkret v.a. durch die Baumartenwahl, die Art der Bewirtschaftung (Durchforstungsart / -turnus/ -stärke, Unter-/Voranbau, Nutzungsform, Vermeidung von Befahrungsschäden) sowie durch Maßnahmen der Düngung und Kalkung Einfluss auf die C-Vorräte im Boden genommen wird. Eine mehrfache Stratifizierung bzw. univariate Betrachtung der einzelnen Einflussfaktoren - losgelöst von möglichen synergistischen Wirkungen - erscheint dabei wenig zielführend. Der Kohlenstoffvorrat im Boden insgesamt sowie differenziert nach dem in der Auflage bzw. im Mineralboden festgelegten Anteil sollte vielmehr einer multivariaten Untersuchung zu möglichen Einflussfaktoren unterzogen werden. Dabei sollten v.a. die Variablen

- Baumartenzusammensetzung
- Managementkonzept
- Kalkung / Düngung
- Historische Nutzungsform

Berücksichtigung finden. Neben multivariaten statistischen Untersuchungen auf der Grundlage der BZE-Datenbasis sollten gezielte Sonderuntersuchungen z.B. auf Waldökosystemflächen oder Flächen des Level II-Programms initiiert werden.

- Genauigkeiten / Unsicherheiten der Befunde -

Die Ermittlung von Genauigkeiten bzw. Unsicherheiten bei der Ermittlung der C-Vorräte bzw. Veränderung derselben ist nicht im Rahmen des BZE-Standardverfahrens zu leisten. Jedoch können sowohl die Daten der Erst- als auch der Wiederholungsinventur zur Abschätzung der Fehlermargen herangezogen werden. Insbesondere zum Einfluss der Fehler bei der Erhebung der bodenphysikalischen Merkmale (Trockenrohdichte, Skelettanteil) sowie zur kleinräumigen Variabilität der C-Vorräte werden Sonderstudien empfohlen. Nicht gemessene Werte entsprechen nicht den Anforderungen des Marrakesch-Beschlusses.

3.4 Beschreibung der Indikatormerkmale

Im folgenden werden ausschließlich diejenigen Indikatormerkmale beschrieben, die sich auf Waldböden beziehen. Andere Merkmale, die im Zusammenhang mit der Kohlenstofffixierung in Waldböden ebenfalls Indikatorfunktion aufweisen, jedoch keine Bodenmerkmale darstellen, sind nicht Bestandteil der Untersuchung und werden daher nicht aufgeführt. Dies betrifft z.B. die Depositionssituation (Indikator z.B. Depositionstyp (WELLBROCK ET AL., 2005) oder versauernd bzw. eutrophierend wirkende Einträge), die klimatischen Verhältnisse (z.B. Klimatyp; WELLBROCK ET AL., 2002) oder Klimaregion) oder auch forstliche Einflussnahmen wie die Kalkung / Düngung oder das Behandlungskonzept sowie die historische Nutzungsform. Diese „Nicht-Boden-Indikatormerkmale“ wären in einer Folgeuntersuchung auf ihren Aussagegehalt hin zu überprüfen.

C-Gehalt / C-Vorrat

Beschreibung	Kohlenstoffgehalt bzw. anhand von Kohlenstoffgehalt, Trockenrohdichte und Skelettanteil berechneter Kohlenstoffvorrat der Waldböden, differenziert nach den BZE-Tiefenstufen
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. D 31.1 [%] bzw. [t/ha] (lufttrocken)
Datenverfügbarkeit	Messwerte für alle beprobten Tiefenstufen der BZE I und BZE II
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertung der aktuellen Ausprägung sowie Veränderungen zwischen BZE I und BZE II (ggfs. für räumliche und inhaltliche Straten wie Boden- /Klimaregionen, Bestockungstyp etc.) ▪ Getrennte Berechnung nach C-Gesamt sowie C-Vorrat der Auflage und C-Vorrat in Mineralboden ▪ C-Vorrat im Mineralboden gem. Kyoto-Protokoll als stabiler, langfristig festgelegter C-Pool zu betrachten ▪ C-Vorrat in der Auflage gem. Kyoto-Protokoll als variabler C-Pool zu betrachten (d.h. die Quellen- oder Senkenfunktion ist z.B. durch multivariatstatistische Auswertungen abzuschätzen) ▪ Bewertung der C-Vorräte im Wurzelraum (Humusauflage + Mineralboden bis 60 cm Tiefe) gemäß Kap.3.5
Weiterführende Literatur	BARITZ & STRICH (2000); IPCC (1996); WIRTH ET AL. (2004)

C/N-Verhältnis

Beschreibung	Das C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe bzw. bei mullartigen Humusformen in der obersten Mineralbodenschicht ist von großer ökologischer Relevanz. Es sagt etwas über die mikrobielle Zersetzbarkeit der organischen Substanz bzw. die biologische Aktivität aus und lässt sich indirekt als Ausdruck der Mineralisierungsrate interpretieren. Unter natürlichen Bedingungen wird die Streu umso rascher abgebaut, je stickstoffreicher sie ist. Während C/N-Verhältnisse < 20 als günstig für die Zersetzungsbedingungen angesehen (Entstehung mullartiger Humusformen), geht man bei Werten > 25 konventionell von einer so starken Hemmung der Umsetzung aus, dass sich Rohhumus bildet. Die Gültigkeit dieser Werte erscheint gegenwärtig stark eingeschränkt, da für Rohhumus und rohhumusartigen Moder häufig deutlich engere C/N-Verhältnisse zu verzeichnen sind (RABEN ET AL. 2004; WOLFF & RIEK, 1997).
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. D 31.1, D 58.1 [-]
Datenverfügbarkeit	Für Oh-Lage bzw. oberste Mineralbodentiefenstufe (vgl. Ah-Horizont) bei BZE I und BZE II bestimmt
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Oh-Lage bzw. erste Mineralbodentiefenstufe bei Mull ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertung der aktuellen Ausprägung sowie Veränderungen zwischen BZE I und BZE II (ggfs. für räumliche und inhaltliche Straten wie z.B. Humusformen, Bestockungstypen etc.) ▪ Je enger das C/N-Verhältnis, desto höher ist i.d.R. die N-Versorgung der Waldökosysteme. Durch den Vergleich mit „historischen“ Aufzeichnungen (FRANK, 1927, KOPP U. SCHWANECKE 1995, VON ZETZSCHWITZ 1980) lassen sich Disharmonien / mögliche Überversorgungen erkennen, die wiederum anthropogen bedingte N-Einträge indizieren können. Da jedoch überhöhte N-Einträge auch die C-Einbindung in den Mineralboden hemmen können, müssen überhöhte Einträge nicht unbedingt in engen C/N-Werten resultieren.
Weiterführende Literatur	FRANK (1927), KOPP & SCHWANECKE (1995), VON ZETZSCHWITZ (1980)

Humusform (morphologische)

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die morphologische Humusform kennzeichnet die Gesamtheit der Humushorizonte eines Profils (L, Of-Oh- und Ah-Horizonte). ▪ Unter Wald bilden sich überwiegend aeromorphe Humusformen heraus, d.h. Mineralboden-Humusformen (Mull) oder Auflage-Humusformen (Moder, Rohhumus). Unter zeitweiligem oder ständigen Wassereinfluss entstehen hydromorphe Humusformen (Feuchtmull, Feuchtmoder, Feuchtrohumus oder Anmoor) sowie Torfe oder subhydrische Humusformen.
Laborverfahren / Maßeinheit	[-] [-]
Datenverfügbarkeit	Für alle Punkte der BZE I und BZE II angesprochen.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	Die nach makroskopischen Merkmalen im Gelände angesprochene morphologische Humusform wird von einer Vielzahl natürlicher Faktoren beeinflusst. Hierzu zählen z.B. Lage, Klima, Substrat, Baumart, Belichtung und Bodenvegetation. Infolge anthropogener Einflüsse ist zu beobachten, dass die morphologischen Eigenschaften nicht mehr mit den chemischen Kennwerten der Böden bzw. den sonstigen (natürlichen) Standortseigenschaften übereinstimmen. Aus dem Abweichen der chemischen Kennwerte der Humusformen von den bisher typischen mittleren Werten (vgl. v. ZETZSCHWITZ 1980) kann auf bodenchemische Trends geschlossen werden. Aufgrund der regionaltypischen Zusammenhänge zwischen Humusformen und Bodenbildung sollte die Bewertung möglichst auf der Basis von naturräumlichen Einheiten (z.B. Wuchsgebieten) erfolgen.
Weiterführende Literatur	AK STANDORTSKARTIERUNG (2003); v. ZETZSCHWITZ (1980)

Bodentyp / Grundwasserstand, Feuchte

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bodentypen sind Gruppen von Böden, die durch charakteristische Horizontfolgen mit jeweils typischen chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften definiert werden.
Laborverfahren / Maßeinheit	[-] [-]
Datenverfügbarkeit	Für alle Punkte der BZE I und BZE II angesprochen. Der Bodentyp liegt in der bundesweiten Datenbank vor, die Einzelmerkmale sind dagegen bundesweit nur für eine Unterstichprobe vorhanden und nicht auf Plausibilität geprüft.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	Für die Abgrenzung der Bodentypen sowie der einzelnen Horizonte werden im Rahmen der Profilbeschreibung zahlreiche Einzelmerkmale erfasst, die – in Bezug auf die Frage einer möglicherweise feuchtigkeitslimitierten C-Speicherung in Böden - einen Rückschluss auf die Wasserversorgung von Böden ermöglicht. Dies sind v.a. der Humusgehalt, die Bodenart, der Skelettanteil, die TRD, die Durchwurzelung sowie Fleckungen und Marmorierungen. Ergänzende Angaben lassen sich auch aus den Hauptsymbolen der Horizonte nachgestellten Zusatzsymbolen für pedogene Merkmale entnehmen (z.B. d = dicht (wasserstauend), l = lessiviert, tonverarmt, t = tonangereichert, w = stauwasserleitend oder in Kombination mit F,H,G auch grundwassergefüllt).
Weiterführende Literatur	AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)

Indikatormerkmale zum Leitindikator Azidität

Beschreibung	vgl. Kap. 1
---------------------	-------------

Trockenrohddichte

Beschreibung

Trockenrohddichte und Skelettanteil dienen als Grundlagendaten zur Berechnung der C-Vorräte und haben in diesem Kontext Indikatorfunktion für die Abschätzung der Genauigkeit der Vorratsberechnung.

TRD = Masse des bei 105°C getrockneten Bodens [g] im Verhältnis zum Probevolumen [cm³]

Verfahren der BZE II trennt nach Ober-/Unterboden:

Oberboden

- Schätzungen der TRD sowie die Fortschreibung von Schätzwerten sind für den Oberboden (0 – 30 cm) nicht zulässig.
- Sofern Messwerte aus der BZE I vorliegen, können diese für die BZE II fortgeschrieben werden.
- Für alle BZE-Punkte, für die noch keine Messung der TRD vorliegt, ist bei der BZE II eine Messung erforderlich.

Unterboden

- Für die Tiefenstufen unterhalb 30 cm kann die TRD hilfsweise geschätzt werden. Mess- und Schätzwerte der BZE I können fortgeschrieben werden. Soweit Schätzwerte fortgeschrieben werden, sind diese als Schätzwerte zu kennzeichnen.

Laborverfahren / Maßeinheit

HFA Abschn. A2.2
[g/cm³]

Datenverfügbarkeit

TRD wird für alle aufgenommenen Tiefenstufen der BZE I und BZE II ermittelt, allerdings mit unterschiedlicher Genauigkeit. Bei BZE II obligatorisch für die Tiefenstufen 0 – 5 cm, 5 – 10 cm und 10 – 30 cm zu messen, danach Schätzung zulässig. Bei BZE I häufig auch nur Schätzwerte für Oberböden. TRD-Werte liegen nicht in bundesweiter Datenbank vor.

Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten

Nicht gemessene Werte entsprechen nicht den Anforderungen des Marrakesch-Beschlusses.

Weiterführende Literatur

AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)

Skelettanteil

Beschreibung

Skelettanteil und Trockenrohdichte dienen als Grundlagendaten zur Berechnung der C-Vorräte und haben in diesem Kontext Indikatorfunktion für die Abschätzung der Genauigkeit der Vorratsberechnung. Der Skelettanteil des Oberbodens (Fraktion > 2 mm) kann aus der Stechzylinderprobe bestimmt werden, wenn diese ein ausreichendes Volumen aufweist. Def. „ausreichend“ erfolgt im Rahmen der BZE II-Vorstudien zur Bodenphysik. Kommen Stechzylinder nicht zum Einsatz, kann der Skelettanteil mit Hilfe von Volumenersatzverfahren oder hilfsweise durch Schätzung am Profil ermittelt werden.

- Für alle BZE-Punkte, für die noch keine Skelettanteilsbestimmung vorliegt, ist bei der BZE II eine Bestimmung erforderlich.
- Schätzungen des Skelettanteils am Profil sind zulässig.
- Sofern Werte entsprechend den Vorgaben der BZE II-Anleitung schon aus der BZE I vorliegen, können diese für die BZE II fortgeschrieben werden.
- Soweit Schätzwerte fortgeschrieben werden, sind diese als Schätzwerte zu kennzeichnen.

Laborverfahren / Maßeinheit

[-]
[Vol.%]

Datenverfügbarkeit

Keine Angabe in Vol.% bei BZE I, sondern Idgl. Klassen gem. KA3 bzw. BZE I-Aufnahmeanleitung

Auswertungs- und Interpretations- möglichkeiten

Nicht gemessene Werte entsprechen nicht den Anforderungen des Marrakesch-Beschlusses.

Weiterführende Lite- ratur

AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)

3.5 Bewertungstabellen für Indikatormerkmale

C-Vorrat im Wurzelraum (Wolff & Riek, 1997)

Bewertung	C _{org} (t/ha)
sehr gering	< 50
gering	50 – 100
mittel	100 – 200
hoch	200 – 400
sehr hoch	> 400

Mittlere Bereiche der Gehalte an Kohlenstoff sowie der C/N und C/P-Quotien bei verschiedenen aeromorphen Humusformen (nach VON ZETZSCHWITZ, 1980, verändert)

Humusform	%C	C/N	C/P
L-Mull	2 – 6	10 – 14	10 – 80
F-Mull	3 – 7	14 – 17	50 – 100
Mullartiger Moder	4 – 10	17 – 20	80 – 180
feinhumusarmer Moder	14 – 27	20 – 24	180 – 380
feinhumusreicher Moder	20 – 34	22 – 26	260 – 560
Rohhumusartiger Moder	24 – 41	25 – 31	420 – 740
Rohhumus	33 – 47	29 – 38	600 – 1100

¹ Bestimmt im Material der Ah-Horizonte bei L-Mull und mullartigem Moder (ab 3cm unter Mineralbodenoberfläche) sowie im Material der Oh-Horizonte bei den Auflage-Humusformen. Den Analyseergebnissen liegen zwischen 1975 und 1977 entnommene Bodenproben aus dem westfälischen Berg- und Hügelland zugrunde.

² Die Beziehung zwischen dem C/P Quotienten und den Humusformen ist deutlich weniger straff als zwischen dem C/N-Quotienten und den Humusformen. Vermutlich bestehen beim C/P-Quotienten größere regionale Unterschiede. Bisher fehlt zur sicheren Einstufung ausreichendes Datenmaterial.

3.6 Literatur

a) Internationale Abkommen

- Klimarahmenkonvention: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf> (engl.)
<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/convger.pdf> (deut.)
- Kyoto-Protokoll: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>
- Marrakesch-Beschlüsse: <http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13.pdf>
<http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13a01.pdf>
<http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13a02.pdf>
<http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13a03.pdf>
<http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13a04.pdf>

b) zitierte Literatur

- Baritz, R. (1998): Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands (Teil II). Arbeitsbericht Institut für Forstökologie und Walderfassung der BFH, 98/1. (www.bfafh.de/bibl/pdf/c-bericht.pdf)
- Baritz, R.; Adler, G.; Wolff, B. and Wilke, B.-M. (1999): Carbon in German forests soils and its relation to climate change. *Zeitschrift für Angewandte Geologie*, 45 (4), 218-227.
- Baritz, R.; Strich, S. (2000): Forests and the national greenhouse gas inventory of Germany. *Biotechnology, Agronomy, Society und Environment*, 4 (4), 267-271.
- Baritz, R., J. Zell and G. Kaendler_(2004). Forest Inventories in Germany and the Kyoto Protocol. In; Matsumoto, M. and H. Kanomata (eds). *Practical National Forest Inventory Systems to Meet the Requirements of the Kyoto Protocol*. Forestry and Forest Products Research Institute, Tsukuba, Japan. pp 48
- Black, T.A. and Harden, J.W. (1995): Effect of Timber Harvests on soil Carbon Storage at Blodgett-Experimental-Forest, California. *Canadian Journal of Forest research - Revue Canadienne De Recherche Forstiere*, 25 (8), 1385-1396.
- Böswald, K. und Wierling, R. (1977): Wald und Forstwirtschaft Niedersachsens im Kohlenstoffhaushalt. *Aus dem Walde*, Heft 50, 247 – 333.
- Frank, E. (1927): Über Bodenazidität im Walde. *Freiburger Druck und Verlagsges. Muth*, 155 S.
- Giardina, C.P. and Ryan, M.G. (2000): Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature*, 404 (6780), 858-861.
- Guo, L.B. and Gifford, R.M. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8 (4), 345-360.
- Hart, S.C. and Perry, D.A. (1999): Transferring soils from high- to low-elevation forests increases nitrogen cycling rates: climate change implications. *Global Change Biology*, 5 (1), 23-32.

Hobbie, S.E.; Schimel, J.P.; Trumbore, S.E. and Randerson, J.R. (2000): Controls over carbon storage and turnover in high-latitude soils. *Global Change Biology*, 6, 196 - 210

IPCC (1996): Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm - 17k - 9. Juli 2005.

Kahl, T. (2003): Abbauraten von Fichtentotholz (*Picea abies* (L.) Karst.) - Bohrwiderstandsmessungen als neuer Ansatz zur Bestimmung des Totholzabbaus, einer wichtigen Größe im Kohlenstoffhaushalt mitteleuropäischer Wälder. Magisterarbeit, Friedrich-Schiller-Universität Jena.

Kirschbaum, M.U.F. (2003): Can Trees Buy Time? An Assessment of the Role of Vegetation Skins as part of the Global Carbon Cycle. *Climatic Change*, 58 (1/2), 47-71.

Kopp, D. (1978): Der Humusvorrat der Waldböden im Tiefland der DDR. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 2 (8), 501-509.

Kopp, D.; Schwanecke, W. (1995): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologischer Forstwirtschaft. DLV-Verlag Berlin.

Liski, J.; Ilvesniemi, H.; Makela, A. and Westman, C.J. (1999): CO₂ emissions from soil in response to climate warming are overestimated – The decompositions of old organic matter is tolerant of temperature. *Ambio*, 28 (2), 171-174.

Lloyd, J. and Taylor, J.A. (1994): On the Temperature-Dependence of Soil Respiration. *Functional Ecology*, 8 (3), 315-323.

Mäkipää, R. (1995): Effect of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soils and ground vegetation. *Forest Ecology and Management* 79(1995), 217-226.

Mäkipää, R.; Karjalainen, T.; Pussinen, A.; Kellomäki, S. (1999): Effect of climate change and nitrogen deposition on carbon sequestration of a forest ecosystem in the boreal zone. *Can. J. For. Res.* 29:1490-1501.

Meentmeyer, V. (1978): Macroclimate and Lignin Control of Litter Decomposition Rates. *Ecology*, 59 (3), 465-472.

Meiwes et al. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling – Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst und Holz* 57.Jg, Nr.13/14, 428-433.

Melillo, J.M. et al. (1993): Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature*, 363:234-240.

Müller-Using, B. (2002): Wegmarken und Unzulänglichkeiten in der CO₂-Minderungspolitik und die Rolle der Forstwirtschaft in diesem Prozess – von Kyoto bis Marrakesch. *Forst und Holz*, 57.Jg, Nr.13/14, 411-416.

Murty, D.; Kirschbaum, M.U.F.; McMurtrie, R.E. and McGilvray, A. (2002): Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 8 (2), 105-123

Oades, J.M. (1988): The retention of organic matter in soil. *Biogeochemistry*, 5, 27-70

Page-Dumroese, D.S.; Jurgensen, M.F.; Brown, R.E. and Mroz, G.D. (1999): Comparison of Methods for determining Bulk Densities of Rocky Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 379-383.

- Perruchoud, D.; Walthert, L.; Zimmermann, S. and Luscher, P. (2000): Contemporary carbon stocks of mineral forest soils in the Swiss Alps. *Biochemistry*, 50 (2), 111-136.
- Rastetter, E.B. et al. (1991): A general biochemical model describing the responses on C and N cycles in terrestrial ecosystems to changes in CO₂, climate and N deposition. *Tree Physiol.*, 9:101-126.
- Schlamadinger, B. and Galinski, W. (2003): Multi-source inventory methods for quantifying carbon stocks and stock changes in European forests (CarboInvent): EU 5th Framework Research Programme. Project Brochure. Joanneum Research, Graz, Austria, 2003.
- Schlichting, E.; Blume, H.-P. und Stahr, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum. - Eine Einführung in bodenkundliches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler.* Blackwell Science, Oxford.
- Strich, S. (2002): Ergebnisse der Klimakonferenz von Marrakesch. *AFZ/Der Wald*, 57 (4), 178ff.
- Townsend, A.R.; Vitousek, P.M. and Trumbore, S.E. (1995): Soil Organic-Matter Dynamics Along Gradients in Temperature and Land-Use on the Islands of Hawaii. *Ecology*, 76 (3), 721-733
- Wirth, C.; Schulze, E.D.; Schwalbe, G.; Tomczyk, S.; Weber, G. und Weller, E. (2004): Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Jena, 308p..
- Zell, J. (2004): Herleitung der Daten zur Veränderung der Biomassevorräte in Wäldern für das deutsche Treibhausgasinventar und Teile des Nationalen Inventurbereichs. Project report (unpublished), study contract No. 534-2004. Ministry for Consumer Protection, Food and Agriculture, Bonn, 2004.
- v. Zetzschwitz, E. (1980): Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 143. 692-700.

c) weiterführende Literatur

- Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (2001): Nachhaltige Energiepolitik für eine zukunftsfähige Energieversorgung (Energiebericht)
- Burschel, P.; Kürsten, E.; Larson, B.B. (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt – eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. *Forstl. Forschungsber. München, Forstwissenschaftl. Fakultät d. Univ. München u. Bayr. Landesamt f. Wald und Forstw., Freising*, 135 p.
- Chomitz, K.M. (2000): Evaluating carbon offsets from forestry and energy projects: how do they compare?. Washington D.C., World Bank Development Research Group Infrastructure and Environment.
- Cramer, W. and Bondeau, A. et al. (2001): Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology*, 7 (4), 357-373.
- Fearnside, P.M. (2002): Time preference in global warming calculations: a proposal for a unified index. *Ecological Economics*, 41 (1), 21-31.
- Graßl, H.; Kokott, J. et al. (1995): Szenario zur Ableitung globaler CO₂-Reduktionsziele und Umsetzungsstrategien. Stellungnahme zur ersten Vertragsstaa-

tenkonferenz der Klimakonvention in Berlin. Berlin – Heidelberg – New York, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen.

Graßl, H.; Kokott, J. et al.; Eds. (2003): Über Kyoto hinaus denken - Klimaschutzstrategien für das 21. Jahrhundert. Berlin, WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen.

Hasselmann, K.; Latif, M. et al. (2003): The Challenge of Long-Term Climate Change. *Science*, 302, 1923-1925.

IPCC (2003): Good Practice Guidance for Land-Use, Land-Use Change and Forestry (LU-LUCF).

Joosten, R.; Schumacher, J.; Wirth, C. and Schulte, A. (2004): Evaluating tree carbon predictions for beech in western Germany. *For. Ecol. & Man.* 189, 87-96

Moura-Costa, P. and Wilson, C. (2000): An equivalence factor between CO₂ avoided emissions and sequestration – description and applications in forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 5 (1), 51-60.

Read, D., Beerling, D.D. et al. (2001): The role of land carbon sinks in mitigating global climate change. London, The Royal Society.

Saphores, J.-D. and Bakshi, B. (2001): Forests, Biodiversity Conservation and the Kyoto Protocol: Challenges and Opportunities. Irvine, CA, University of California.

Schulze, E.D. (2001): Die Wälder als Kohlenstoffsенke. *AFZ/Der Wald*, 56 (16), 836-838.

Schulze, E.D.; Wirth, C. et al. (2000): Managing forests after Kyoto. *Science Magazine*, 289 (5487), 2058-2059.

UBA (2005): Nationaler Inventurbericht Deutschland – 2005. Umweltbundesamt (UBA), Berlin, 2005, in press.

4 Themenbereich

SCHWERMETALLBELASTUNG

4.1 Bedeutung

Atmosphärische Schwermetalleinträge stammen im wesentlichen aus anthropogenen Emissionsquellen. Sie führen zu einer Erhöhung der natürlichen Schwermetallkonzentrationen von Waldböden. Der atmogene Schwermetalleintrag spielt bei Wäldern eine besondere Rolle, weil die Waldbestände aufgrund ihrer hohen Oberflächenrauigkeit als Filter für die mit dem Luftpörper transportierten schwermetallhaltigen Stäube und Aerosole wirken. Da viele Schwermetalle im Boden dazu neigen, metallorganische Komplexe zu bilden, manifestiert sich die atmogene Schwermetallbelastung vor allem in erhöhten Gehalten in den Humusaufgaben und humusreichen Oberbodenhorizonten (VON ZEJSCHWITZ, 1995).

In Abhängigkeit von der Bindungsform (z.B. austauschbare Bindung, metallorganische Komplexbindung) und der Bodenazidität ist die **Bioverfügbarkeit und Mobilität** der Schwermetalle im Boden sehr unterschiedlich. Auch treten zwischen den einzelnen Elementen diesbezüglich große Unterschiede auf. Bei hoher Verfügbarkeit und Konzentration geht von den Schwermetallen ein elementspezifisches Gefährdungspotenzial für Bodenorganismen und für die Pflanzenwurzeln aus (ANDREA & MAYER, 1989; BAATH, 1989; BENGSSON & TRANVIK, 1989; EBBEN & AVENHAUS, 1989; GODBOLD, 1991 UND 1994; GODBOLD & HÜTTERMANN, 1986; KAHLE ET AL., 1989; TYLER, 1976; WELP & BRÜMMER, 1989; WILKE, 1988). Durch toxische Wirkungen bei den Zersetzerorganismen können sich Verzögerungen der Streuabbauprozesse und Freisetzung von Nährstoffen ergeben (COUGHTREY ET AL., 1979; JANDL & SLETTEN, 1999; MEIWES ET AL., 2002; ZEJSCHWITZ, 1995). Auch kann eine Beeinträchtigung der Aufnahme von Nährstoffen infolge gestörter Mykorrhizierung auftreten. Als mögliche Folgen können Nährstoffmangelsituationen eintreten. Mit zunehmender Schwermetallbelastung der Oberböden wächst in Abhängigkeit von weiteren Standortseigenschaften (Grundwasserflurabstand, Azidität, Bodenart, u.a.) die Gefahr der Auswaschung von Schwermetallen in das Oberflächen- bzw. Grundwasser.

Die Auswertung der **BZE I** hat diese Gefährdungspotenziale anhand der Gehalte der Schwermetalle Zn, Cu, Cd und Pb in der Humusaufgabe nachgewiesen (WOLFF & RIEK, 1997). Dabei wurden für die Bewertung der Schwermetallgehalte Vorsorgewerte von PRUESS (1994) und Orientierungswerte von TYLER (1992) herangezogen. Bei den Orientierungswerten nach TYLER (1992) handelt es sich um wirkungsbezogene Angaben von Schwellenkonzentrationen (Kap. 4.5). Gemessen an den Schwermetallgesamtgehalten im Humus, bei deren Überschreitung nach TYLER (1992) mit einer zunehmenden Beeinträchtigung von Mikroorganismen und Invertebraten zu rechnen ist, liegen der BZE I-Auswertung zufolge kritische Konzentrationen bei 38 % (Kupfer) bzw. 25 % (Blei) der BZE-Punkte vor. Potenziell toxische Zink- oder Cadmiumgehalte wurden nur für 2 % bzw. 1 % der Untersuchungspunkte ermittelt, was aber vor dem Hintergrund der wesentlich leichteren Verlagerbarkeit und Auswaschung dieser mobilen Elemente bei niedrigem pH-Wert gesehen werden muss (Kap.4.3). So ist davon auszugehen, dass auf vielen BZE-Standorten bereits größere Mengen an Zink und Cadmium in den Mineralboden verlagert worden sind (WOLFF & RIEK, 1997).

Erst durch die Berücksichtigung der natürlichen Schwermetallgehalte lassen sich standortsbezogene Aussagen zur Intensität der anthropogen bedingten Schwermetallanreicherung treffen (HINDEL & FLEIGE, 1991). Hierbei bedient man sich dem **Konzept der Hintergrundwerte**, das sich auf der Grundlage der Definitionen der Bundesländer-AG „Bodenschutz“ sowie der Länderarbeitsgemeinschaften „Abfall“ und „Wasser“ (LABO, 2003; LABO/LAGA/LAWA, 1993) wie folgt darstellt:

Die Konzentration eines Schwermetalls in einer Bodenprobe setzt sich aus Anteilen unterschiedlicher Quellen zusammen. Es ist zu unterscheiden zwischen dem **geogenen Grundgehalt**, welcher definitionsgemäß dem Schwermetallgehalt aus dem Ausgangsgestein (lithogener Anteil) und der durch pedologische Umverteilungsprozesse bedingten Anreicherung bzw. Verarmung entspricht und dem sog. **Hintergrundgehalt**, welcher zusätzlich zum geogenen Grundgehalt auch die ubiquitäre Schwermetallanreicherung als Folge diffuser Einträge umfasst.

Ausgehend von diesen beiden Definitionen beruhen **Hintergrundwerte** auf den ermittelten Hintergrundgehalten und bezeichnen unter Angabe von statistischen Kenngrößen und der Differenzierung hinsichtlich der Bodeneigenschaften und Standortverhältnisse die repräsentativen Stoffkonzentrationen in Böden. Hintergrundwerte leiten sich also unmittelbar aus den Hintergrundgehalten ab und sind für geologische Ausgangsmaterialien, Bodentypen, Horizonte oder Horizontgruppen sowie nutzungsabhängig und gebietsdifferenziert anzugeben. Sie stellen **Referenzwerte** für die Charakterisierung des Bodenzustandes und für die Bewertung von Bodenbelastungen in regionaler sowie standörtlicher Differenzierung dar. Als statistische Kenngrößen zur Kennzeichnung der Hintergrundwerte werden von der LABO der **50-Perzentilwert** (Median) und der **90-Perzentilwert** der jeweiligen stratenbezogenen Häufigkeitsverteilung empfohlen. Für die Berechnung dieser statistischen Kennwerte sollen pro betrachtetem Stratum mindestens 20 repräsentative Bodenproben vorliegen.

In Berichten von 1995, 1996, 1998 und 2003 stellte die LABO jeweils aktualisierte Hintergrundwerte zunächst für Oberböden und organische Auflagen, dann für Unterböden und den Untergrund vor. Derzeit stehen bundesweit ca. 7200 Bodenprofile für die Ableitung von Hintergrundwerten der Oberböden und ca. 4900 Bodenprofile für Unterböden und den Untergrund zur Verfügung (LABO, 2003). Dabei handelt es sich um

- einen länderübergreifenden Datensatz des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLfB) und
- Daten der Begleitstudie zur Bodenzustandserhebung im Wald (BZE I) (BACHMANN ET AL., 1992) sowie
- Daten der Geologischen Landesämter und / oder Landesumweltämter in Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg, Hessen, Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen.

Zahlreiche dieser Profildaten umfassen allerdings nur Stoffgehalte für einzelne Elemente, so dass sich für die einzelnen Schwermetalle unterschiedliche Stichprobenumfänge ergeben. Die derzeit vorliegenden bundesweiten sowie länderspezifischen Hintergrundwerte finden sich nach Substraten stratifiziert unter:

<http://www.labo-deutschland.de/LABO-HGW-Anhang.pdf>

Die Ergänzung und Aktualisierung der vorliegenden regionalen Hintergrundwerte für die Nutzungsform Wald ist eine vordringliche wissenschaftliche Aufgabe, für deren

Durchführung die bundesweite Bodenzustandserhebung ein wichtiges Potenzial darstellt. Dabei sind folgende Elemente prioritär zu berücksichtigen: Zn, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, As, Hg.

Die BZE II kann also zum einen dazu dienen, die Flächenrepräsentanz der vorliegenden Hintergrundwerte zu verbessern (UTERMANN ET AL., 1999). Umgekehrt können diese regionalen Hintergrundwerte für Ursache-Wirkungsanalysen im Rahmen der integrierenden BZE-Auswertung verwendet werden, d.h. zur Beantwortung der Frage, ob sich die ermittelten Konzentrationen eines zu beurteilenden BZE-Punktes aus dem Belastungsniveau der Umgebung hervorheben und damit eventuell lokale (natürliche oder anthropogene) Schwermetallquellen für mögliche Ökosystemstörungen von Bedeutung sind.

Zur Interpretation von Hintergrundgehalten, für die Ableitung flächen- bzw. volumenbezogener Angaben sowie hinsichtlich der Vergleichbarkeit von Hintergrundgehalten mit den Bodenwerten der BBodSchV ist die Erfassung weiterer wesentlicher Bodenkenngrößen erforderlich. Die LABO empfiehlt folgende Kennwerte zusätzlich zu erfassen (LABO, 2003):

- Kohlenstoffgehalt
- Carbonatgehalt
- Humusgehalt
- pH-Wert (CaCl₂, Waldböden: KCl)
- Körnung
- TRD
- AK_e bzw. AK_p
- amorphe Sequioxide (Fe, Mn, Al).

Diese Kennwerte stellen wichtige Einflussgrößen für die Mobilität und ökologische Wirksamkeit der Schwermetalle dar. Sie werden größtenteils in Kap. 4.3 bei der Ableitung von Leitindikatoren und Indikatormerkmalen aufgegriffen.

Erhöhte Hintergrundwerte sind im ländlichen Raum überwiegend naturbedingt. Sie können insbesondere in Böden aus erzführenden Gesteinen, basischen und ultrabasischen Magmatiten und Metamorphiten sowie ihren Verwitterungsbildungen hervorgerufen werden. Siedlungsbedingt erhöhte Hintergrundgehalte können durch eine zusätzliche Anreicherung von Schadstoffen aus einer Vielzahl menschlicher Tätigkeiten über lange Zeiträume (z.B. verkehrsbedingte Einträge, Einträge durch Schlacken und Siedlungsabfällen sowie durch gebietsbezogene Immissionen) bedingt sein. Die systematische Stichprobe der BZE im 8x8 km-Raster umfasst zum überwiegenden Teil Erhebungspunkte im ländlichen Raum aber auch zahlreiche siedlungsbeeinflusste Standorte.

Die Ableitung natürlicher oder großflächig siedlungsbedingt erhöhter Hintergrundwerte reicht allein noch nicht aus, um Böden als unbelastet oder ihre Stoffgehalte als unbedenklich einzustufen. Es ist zusätzlich festzustellen, dass durch die Freisetzung der Schwermetalle keine nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erfolgen. Zwar können insbesondere naturbedingt erhöhte Schwermetallgehalte in einer Bindungsform vorliegen, die keine nachteiligen Auswirkungen auf die Umwelt erwarten lassen; jedoch kann es zu einer erheblich Freisetzung durch Mobilisierungsprozesse – in Wäldern z.B. durch Absinken des pH-Wertes, Humusabbau usw. – kommen (LABO, 2003).

Durch das **BBSchG** und die **BBodSchV** werden einheitliche Beurteilungsmaßstäbe für die Gefährdungspfade Boden → Mensch, Boden → Pflanze und Boden → Sickerwasser vorgelegt. Die in der Literatur existierenden **Bodenwerte**, welche Eingang in die Gesetze und Verordnungen auf Bundes- oder Länderebene gefunden haben, beziehen sich i.d.R. auf landwirtschaftlich genutzte Böden. Eine einfache Übertragung auf Waldböden ist daher nicht möglich, zumal diese Werte häufig nicht zwischen unterschiedlichen Aziditätsgraden der Böden differenzieren. Die bestehenden Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmewerte können dennoch zur Orientierung dienen; eine Auswahl der Standardwerte auf der Grundlage der „Hollandliste“, der Klärschlammverordnung, Eikmann-Kloke-Liste und Kompostverordnung sowie der Vorsorgewerte nach BACHMANN ET AL. (1997), welche Eingang in die BBodSchV fanden, ist in Kap. 4.5 dargestellt.

Die **Vorsorgewerte** der BBodSchV sind unter Berücksichtigung ökotoxikologischer Aspekte abgeleitet und grenzen den für alle Wirkungspfade und Bodenverhältnisse geltenden Bereich unbedenklicher Schadstoffkonzentrationen in Böden (Unbedenklichkeitsbereich) vom Bereich der Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung (Besorgnisbereich) ab. Die Vorsorgewerte für Mineralböden nach BACHMANN ET AL. (1997) lassen sich auf Waldstandorte anwenden. Für die organischen Humusaufgaben unter Wald sind im BBodSchG bzw. in der BBodSchV jedoch keine Vorsorgewerte für Schwermetalle vorgesehen. Hier kann der in der BZE I-Auswertung für die Bewertung der Konzentrationen im Auflagehumus verwendete Vorsorgewert nach PRUESS (1994) verwendet werden, welcher sich aus dem 90-Perzentil nicht stratifizierter Konzentrationswerte ableitet.

Die schutzgutbezogenen toxikologisch abgeleiteten **Prüf-** und / oder **Maßnahmewerte** kennzeichnen die Abgrenzung des Bereichs der Vorsorge zum Bereich des Verdachts bzw. festgestellter schädlicher Bodenveränderungen (LABO, 2003) (Abb.II.4.1). § 4 Abs. 8 BBodSchV regelt, dass eine schädliche Bodenveränderung bei Böden mit naturbedingt erhöhten Schadstoffgehalten nur dann besteht, wenn diese Stoffe in erheblichem Umfang freigesetzt wurden oder werden. Bei Böden mit siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten kann ein Vergleich dieser Gehalte mit den im Einzelfall ermittelten Schadstoffgehalten in die Gefahrenbeurteilung einbezogen werden, in jedem Fall ist eine wirkungspfadbezogene Einzelfallbeurteilung vorzunehmen. Die in der BBodSchV festgelegten Prüf- und Maßnahmewerte sind nicht für die Anwendung auf Waldstandorten vorgesehen.

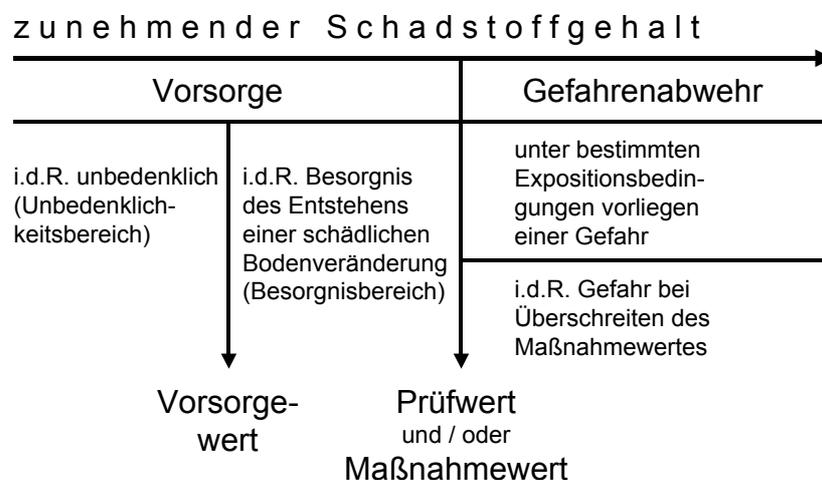


Abb.II.4.1: Vorsorge- Prüf- und Maßnahmewert nach BBodSchV (verändert nach LABO, 2003)

4.2 Einflussfaktoren

Die Schwermetallgehalte in Böden sind zum einen lithogen und zum anderen durch atmosphärische Staubeinträge bedingt. Die lithogenen Grundgehalte werden durch natürliche pedogene Prozesse oder im Zuge des ökosystemaren Stoffkreislaufes (Wurzelaufnahme – Streufall – Mineralisation) umverteilt; dabei kann es in den verschiedenen Bodenhorizonten zur Anreicherung oder Verarmung an Schwermetallen kommen. Bei der Verwitterung des Ausgangsgesteins werden die Schwermetalle in Abhängigkeit von ihrer Löslichkeit in tiefere Zonen verlagert, wodurch der betrachtete Horizont verarmt. Insbesondere bei den Schwermetallen mit starker Affinität zur organischen Bodensubstanz (Pb, Cu) ist jedoch tendenziell von einer langfristigen Akkumulation und Fixierung der eingetragenen Schwermetalle im humosen Oberboden bzw. in der Humusaufgabe auszugehen.

Die **Quellen** der atmosphärischen Einträge sind elementspezifisch (WALTHERT ET AL., 2004; LfUG, 1999; LUX, 1986; PRUESS, 1994):

Die bedeutendste anthropogene Quelle für Blei sind die Autoabgase aus der Zeit der Verwendung von verbleitem Benzin. Weitere Quellen sind die Metallgewinnung und Verarbeitung, die Ausbringung von Klärschlamm sowie die Verwendung von Farben.

Punktkontaminationsquellen für Kupfer sind Metallschmelzen, Verbrennungsanlagen aller Art und die Produktion von Elektrokabeln. Von größerer Bedeutung ist allerdings die weiträumige Beeinträchtigung von landwirtschaftlich genutzten Böden durch die Anwendung von Kunst- und tierischem Dünger, Klärschlamm und Fungiziden.

Punktquellen für Zink sind vor allem die Zn-Gewinnung und -Verarbeitung, die Verhüttung weiterer Nicht-Eisenmetalle sowie die Verbrennung fossiler Brennstoffe. Von Bedeutung ist auch die weiträumige Belastung von landwirtschaftlich genutzten Böden durch die Anwendung vor allem von Klärschlamm, aber auch von Dünger und Pestiziden.

Punktuelle Quellen für Cadmium sind Buntmetallhütten, die Verbrennung von Kohle und Erdöl sowie Galvanotechnik und Müllverbrennung. Ubiquitäre Cd-Einträge erfolgen hauptsächlich durch Großfeuerungsanlagen. In der Landwirtschaft wird Cd durch die Verwendung von Phosphatdüngemitteln verstärkt in die Böden eingebracht.

Punktquellen für Chrom sind Werke zur Edelstahlherstellung, Kohlekraftwerke, Galvanisierungsanlagen, Gerbereien, die Produktion und Verwendung von Farben und Holzschutzmitteln. Eine großflächige Belastung ergibt sich durch die Anwendung von Klärschlamm und Phosphatdüngemitteln.

Punktquellen für Nickel sind die Metallgewinnung und -verarbeitung (das Element ist Bestandteil vieler Legierungen) sowie die Verbrennung und Raffinierung von fossilen Brennstoffen. Eine großflächige Belastung ergibt sich durch die Anwendung von Kunstdünger und Klärschlamm.

Anthropogene Einträge von Quecksilber erfolgen v.a. durch Großfeuerungs- und Müllverbrennungsanlagen. In der Landwirtschaft gelangt Quecksilber über Fungizide und Saatgutbeizmittel in den Boden.

Punktquellen für Arsen sind Bergbau und die Verhüttung von Blei-, Kupfer- und Zinnerzen. Großräumig wird es bei der Verbrennung von Braunkohle freigesetzt. In der Land- und Forstwirtschaft werden Arsenverbindungen als Pestizide, Herbizide und Arborizide eingesetzt.

Die atmogenen Schwermetalleinträge überprägen mehr oder weniger stark die natürlichen Gehalte. Während z.B. die Ni- und Cr-Konzentrationen in Böden stark vom geogenen Grundgehalt bestimmt werden, werden die natürlichen Gehalte u.a. von Zn, Pb, Cd und Cu insbesondere in Oberböden in weitaus stärkerem Maße von anthropogenen Einträgen überlagert. Insbesondere Schwermetalle mit starker Affinität zur organischen Substanz wie Pb und Cu werden nach atmogenem Eintrag mit Staub oder Niederschlag in der organischen Auflage und in den obersten humusreichen Mineralbodenhorizonten langfristig fixiert. Schwermetalle, die gleichzeitig Mikronährstoffe sind, werden im Oberboden ebenfalls angereichert, da sie von den Pflanzen im Nährstoffkreislauf (Aufnahme, Streufall, Streuzersetzung) gehalten werden. Bei Zn kann dieser Effekt sehr ausgeprägt sein (WALTHER ET AL., 2004).

Das Verhalten der verschiedenen Schwermetalle im Boden, d.h. die Löslichkeit, Bioverfügbarkeit, Komplexbindung ist vom jeweils betrachteten Schwermetall und zusätzlich von Bodenzustandsparametern wie pH-Wert, Tongehalt, Gehalt an Sesquioxiden, Humusgehalt u.a. abhängig. Hierzu liegen in der Literatur zahlreiche element-spezifische Untersuchungen vor. Die genannten standörtlichen Merkmale müssen bei der Interpretation und statistischen Analyse von Schwermetallgehalten als Kovariaten mit einbezogen werden (vgl. Kap.4.3 - 4.5). Das elementspezifische Bindungsverhalten der einzelnen Schwermetalle wird in Kap.4.3 (Abschn. „Mobilität / Auswaschungsrisiko“) ausführlich dargelegt.

4.3 Leitindikatoren

Um Aussagen zum Grad der Schwermetallbelastung treffen zu können werden zunächst die Bioverfügbarkeit und (potenzielle) Toxizität sowie die Auswaschunggefährdung betrachtet. Diese Eigenschaften hängen eng miteinander zusammen und lassen sich über die absoluten Schwermetallgehalte und zusätzliche Indikatormerkmale zur Schwermetallbindung im Boden quantifizieren. Ein weiterer Leitindikator ergibt sich aus der Tiefenverteilung der Schwermetallgehalte im Profil, aus der sich Hinweise auf atmogene Schwermetalleinträge und Schwermetallverlagerungen – z.B. bedingt durch Bodenversauerung – ergeben können. Schließlich bilden Critical Loads für Schwermetalle bzw. deren aktuelle Überschreitungen einen integralen Leitindikator für die Schwermetallbelastung an BZE-Punkten.

Bei der **Bewertung** von Schwermetallgehalten geht es grundsätzlich zum einen um die Frage, ob gegenüber den natürlichen Gehalten besonders erhöhte Konzentrationen vorliegen, die auf eine Belastungssituation infolge atmogener Einträge schließen lassen und für die Interpretation und integrierte Kausalanalyse von weiteren Daten des betreffenden BZE-Punktes herangezogen werden können. Hierzu werden Hintergrundwerte verwendet. Zum anderen geht es um die unmittelbare ökotoxikologische Bedeutung der auftretenden Konzentration, d.h. der wirkungsbezogenen Bewertung beispielsweise anhand von Orientierungswerten nach BAATH (1989), TYLER (1992), WITTER (1992) und KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984) (s.u.), welche auch im Critical Load-Ansatz Verwendung finden.

Im Bodenschutz werden für die Bewertung von Belastungen Bodennormwerte eingesetzt anhand derer die Bewertung eines ermittelten oder gemessenen Stoffgehaltes vorgenommen werden kann. Nach dem rechtlichen Verbindlichkeitsgrad lassen sich Normwerte in Orientierungs-, Richt- und Grenzwerte differenzieren.

Orientierungswerte sind nach wissenschaftlichen Kriterien nachvollziehbar abgeleitet. Sie besitzen (noch) keine Allgemeingültigkeit und sollten nur dann für Entscheidungs-

gen herangezogen werden, wenn keine präziseren Werte (Richt- und/oder Grenzwerte) verfügbar sind.

Richtwerte sich fachwissenschaftlich anerkannt, jedoch (noch) nicht durch spezielle Rechts- oder Verwaltungsnormen begründet. Sie sind von Fachgremien entwickelt und werden für bodenschutzrelevante Entscheidungen herangezogen, wenn keine Grenzwerte verfügbar sind.

Grenzwerte im juristischen Sinne sind rechtsverbindlich und müssen eingehalten oder erreicht werden, um den Schutz der Bodenfunktion zu gewährleisten.

- Bioverfügbarkeit und Toxizität -

Die ökologische Bedeutung der Schwermetalle geht i.d.R. von den aktuellen Konzentrationen in der Bodenlösungsphase aus. Diese ist abhängig vom Schwermetallgesamtgehalt, dem elementspezifischen Löslichkeitsverhalten, dem Gehalt an organischen und anorganischen Komplexbildnern, den Redoxbedingungen und dem pH-Wert des Bodens. Die alleinige Betrachtung der Schwermetallgesamtkonzentration ermöglicht demzufolge nur eingeschränkte ökologische Aussagen.

Die Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzenwurzeln kann als Nebeneffekt erhöht werden, wenn die Wurzel Protonen ausscheidet und damit die Rhizosphäre versauert oder Wurzelexudate ausgeschieden werden, die zwar eigentlich spezifisch der Mobilisierung eines bestimmten Nährstoffs dienen, aber auch eine starke Affinität zu Schwermetallen haben. Andererseits haben Pflanzen interne Schutzmechanismen entwickelt, die es ihnen erlauben, einmal aufgenommene Schwermetalle von empfindlichen Stellen fernzuhalten wie beispielsweise die Immobilisierung in äusseren Wurzelkompartimenten. Bei Waldbäumen spielen zudem Ektomykorrhizen, Symbiosen der Baumwurzeln mit bestimmten Pilzen, eine wichtige Rolle bei der Aufnahme und bei der Immobilisierung von Schwermetallen. Im Vergleich zu vielen landwirtschaftlichen Pflanzen zeichnen sich die meisten Waldbäume denn auch durch eine recht hohe Metalltoleranz aus (WALTHERT ET AL., 2004).

Im Gegensatz dazu reagieren bestimmte Mikroorganismen empfindlich auf hohe Schwermetalle bzw. verfügbare Schwermetallkonzentrationen in Waldböden. Dazu werden in der Literatur kritische Gehalte angegeben. Diese beruhen auf im Feld und Labor ermittelten totalen Schwermetallgehalten, bei denen erste negative Effekte bei Mikroorganismen beobachtet wurden (Lowest Observation Effect Concentration, LOEC). TYLER (1992) definiert für die Elemente Cu, Zn, Pb, Cd, Hg und Cr Orientierungswerte für kritische Schwermetallkonzentrationen im Humus, ab denen nachweislich mit schädigenden Effekten auf die Bodenlebewesen zu rechnen ist (Kap.4.5). Für den Mineralboden werden für Cu, Ni und Zn von WITTER (1992) sowie für Cr und Pb von KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984) Schwermetallgrenzwerte im Hinblick auf die Gefährdung von Mikroorganismen empfohlen (vgl. Kap.4.5). Diese werden auch im Forest Soil Condition Report der Europäischen Kommission (VAN MECHELEN ET AL., 1997) für die Schwermetallbewertung herangezogen. RADEMACHER (2001) gibt eine Übersicht von Literaturangaben zu kritischen Schwermetallkonzentrationen hinsichtlich der Beeinträchtigung von Mikroorganismen (vgl. Kap. 4.5). Nach einer Reihe von Literaturangaben sind bei folgenden Konzentrationen noch keine schädlichen Einflüsse auf Bodenorganismen zu beobachten: Cd <1 mg/kg, Pb <150 mg/kg, Zn <100 mg/kg und Cu <20 mg/kg. Negative Effekte auf Bodenorganismen sind in der Literatur für folgende Schwermetallkonzentrationen beschrieben: Cd: 2-10 mg/kg, Pb: 50-250 mg/kg, Zn: >500 mg/kg und Cu: 20-100 mg/kg (RADEMACHER, 2001). Die Tatsache, dass sich die Bereiche zum Teil überlappen, macht deut-

lich, dass die Bioverfügbarkeit und öko-toxische Wirksamkeit von weiteren Bodenkenngrößen abhängig ist. Sie hängt eng mit dem Löslichkeitsverhalten und der Mobilität der Schwermetalle im Boden zusammen, auf welche im folgenden Abschnitt eingegangen wird.

- Mobilität / Auswaschungsrisiko -

Das Auswaschungsrisiko eines Schwermetalls wird durch seine Mobilität im Boden sowie klimatische Standortmerkmale (Klimatische Wasserbilanz) bestimmt. Generell steigt die Mobilität der Schwermetalle mit zunehmender Bodenazidität. Die Verlagerung von versauerungsbedingt mobilisierten Schwermetallen stellt ein Gefahrenpotenzial für die Hydrosphäre dar. Insbesondere steigt die Löslichkeit von Zink und Cadmium bereits im mäßig sauren Bereich erheblich an.

Für den Austrag mit dem Sickerwasser spielt es dabei keine Rolle, ob die Schwermetalle geogenen Ursprungs sind oder aus der atmosphärischen Deposition stammen. Die Ergebnisse der BZE I-Auswertung (RIEK ET AL., 1997; WOLFF & RIEK, 1997) machen deutlich, dass in Belastungsgebieten mit hohen atmogenen Schwermetalleinträgen davon auszugehen ist, dass aufgrund der niedrigen pH-Werte bereits größere Zn- und Cd-Mengen ausgewaschen worden sind. Selbst bei verminderten Schwermetalleinträgen können noch über lange Zeiträume hinweg potenziell schädliche Wirkungen von akkumulierten Schwermetallen auf die Hydro- und Biosphäre ausgehen, wenn es aufgrund von Veränderungen der Bodeneigenschaften zu ihrer Mobilisierung kommt.

Das Filtervermögen von Oberböden für Schwermetalle (Zn, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Hg u.a.) kann nach einem einfachen Ansatz des DVWK (1988) in Abhängigkeit von der Bodenazidität (pH-Wert in 0.1 M CaCl₂), dem Humusgehalt, der Bodenart und dem Sesquioxidgehalt qualitativ anhand einer fünfstufigen Skala bewertet werden (Kap. 4.5). Je größer die ermittelte Zahl ist (sog. Mobilitätsindex, zwischen 1 und 5), desto größer die relative Bindungsstärke und desto geringer die Mobilität. Eine Modifikation dieses Ansatzes für die Elemente Pb, Cu, Zn, Cr und Ni erfolgte durch DESAULES & DAHINDEN (1997). In diesem Bewertungsrahmen werden pH-Wert, Gehalt an organischer Substanz sowie Tongehalte berücksichtigt (Kap. 4.5).

Die tatsächliche Gefahr der Kontamination des Grundwassers durch freigesetzte Schwermetalle lässt sich aber erst unter Berücksichtigung zusätzlicher Merkmale, wie Grundwasserflurabstand, Vorhandensein von ton- und carbonathaltigen Schichten im Untergrund sowie der Klimatischen Wasserbilanz abschätzen.

Die Verlagerbarkeit der Schwermetalle ist elementspezifisch von den folgenden Faktoren abhängig (ALLOWAY 1995; BACHMANN ET AL., 1992; LfUG, 1999; LUX, 1986; WALTHER ET AL., 2004):

Die Bindung von Blei an den Mineralboden und an die organische Substanz ist sehr fest, eine Auflösung der Bindungen erfolgt in zunehmendem Maße erst im sauren Bereich (pH<4.5). Während im schwach sauren Bereich die Bindungsstärke an Al-, Fe- und Mn-Oxiden dominiert, ist die Bindung im stark sauren Bereich an die organische Substanz in Form unlöslicher, stabiler, metallorganischer Komplexe fester. Unspezifisch adsorbiertes, pflanzenverfügbares Blei tritt erst im stark sauren pH-Bereich (pH<3.5) auf. Die selbst bei stark sauren Böden geringe Verlagerung von Blei erfolgt in Form leicht löslicher metallorganischer Komplexe.

Im sauren pH-Bereich liegt Kupfer in zunehmendem Maße an organische Substanz gebunden vor, zu einem geringeren Teil aber auch an Mangan- und Eisenoxide, wo-

bei diese Bindungen relativ stabil sind. Der Anteil des austauschbaren Kupfers steigt mit stärkerer Azidität langsam an; im pH-Bereich pH 6 bis pH 7 wird es – vergleichbar mit Blei – aber stark gebunden. In der Bodenlösung liegt Cu zum größten Teil in hoch- und niedermolekularen organischen (Komplex-)Verbindungen vor. Bei Abwesenheit von organischen Verbindungen und starker Versauerung dominiert das Cu^{2+} -Ion in der Lösung und ist so leicht verlagerbar.

Zink liegt im schwach sauren Bereich bevorzugt in organischer Bindung vor. In stärker versauerten Böden spielt aber auch die Bindung an Tonminerale eine große Rolle. Mit zunehmender Versauerung steigt der austauschbare Anteil stark an. Stärker als bei anderen Schwermetallen wird die Zn-Löslichkeit durch den pH-Wert gesteuert. Die größte Mobilität und Verlagerungsgefahr besteht im pH-Bereich von pH 3 bis pH 5. Im sauren Milieu ist die Bindung in organischen Komplexen stark abnehmend, Zink liegt dann bevorzugt ionar vor und ist so leicht verlagerbar.

Cadmium zeigt chemisch ein sehr ähnliches Verhalten wie Zink. Löslichkeit und Mobilisierung von Cd ist in einem Ausmaß wie sonst bei keinem anderen Schwermetall abhängig vom pH-Wert. Schon bei geringer pH-Absenkung reagiert Cd mit rasch ansteigender Löslichkeit. Die Cd-Gehalte in der Bodenlösung nehmen von pH 7 bis pH 3 nahezu linear zu. Im Bereich unter $\text{pH}=6.5$ liegt Cadmium im hohen Maße in unspezifisch adsorbierter Form vor und ist somit sowohl leicht austauschbar als auch leicht pflanzenverfügbar. Erfolgt die Bindung an organische Substanz (metallorganische Komplexe), ist die Verfügbarkeit geringer als bei mineralischer Bindung. Eine Verlagerung erfolgt aber bevorzugt mit organischen Substanzen. Eine Grundwassergefährdung ist allein aufgrund der starken pH-Abhängigkeit gegeben, da auch bei zwischenlagernden bindigen Bodenschichten eine langsame Diffusion und Adsorption des Cadmiums besonders in den Tonmineralen erfolgt und somit höhere Cd-Konzentrationen zwar stark zeitverzögert verlagert, doch die Einträge in wasserleitende Schichten nicht verhindert werden.

Chrom kommt in Böden in zwei Oxidationsstufen vor. In der Oxidationsstufe III ist Cr wenig mobil und wenig verfügbar, was insbesondere auf eine starke Bindung an die Oberflächen von Tonmineralen zurückgeführt werden kann. In der Oxidationsstufe VI dagegen ist die Mobilität von Cr groß und nimmt – im Gegensatz zum Verhalten der meisten Schwermetalle – mit dem pH-Wert der Bodenlösung zu.

Nickel bildet mit organischen Substanzen vergleichsweise schwache Komplexe. Hauptsächlich wird es durch Mn-, Fe-, Al-Oxide und an Tonminerale gebunden. Bei pH-Werten < 6 nimmt die Mobilität stark zu. In seinem Löslichkeitsverhalten gleicht Ni am ehesten den Elementen Cd und Zn. Unter reduzierenden Bedingungen kann eine Ni-Mobilisierung durch organische Komplexbildner stattfinden.

Quecksilber ist im Boden relativ immobil, da es weitgehend in stabilen Verbindungen mit der organischen Substanz festgelegt ist. In seinem Löslichkeitsverhalten ist es daher am ehesten mit den Elementen Pb und Cu vergleichbar.

Das Verhalten von Arsen im Boden ist durch die vielen verschiedenen anorganischen und organischen As-Verbindungen sehr komplex und schwer zu beurteilen. Arsen tritt bevorzugt an organische Substanz gebunden auf. Die Mobilität hängt wesentlich vom Oxidationszustand ab. Als lithogen angereichertes As^{5+} ist es relativ immobil. Steigende Mobilitäten sind im besonderen Maße an Standorten zu beobachten, die sich im Einflussbereich von Hütten befinden, wo Arsen meist als As_2O_3 immittiert wird. Die Anreicherung im Boden erfolgt vermutlich in den obersten Lagen durch Sorption v.a. an Sesquioxiden und Ca-Verbindungen. Durch die diversen möglichen

Oxidationsstufen und der damit verbundenen Bindungsvielfalt lässt sich für Arsen kein pH-abhängiges Lösungs- und Verlagerungsverhalten ermitteln.

- Tiefenverteilung / Anreicherungsfaktoren -

Die Auswertung weitgehend vollständig analysierter Bodenprofile verfolgt das Ziel, die statistisch abgeleiteten Horizontgehalte durch die Beurteilung regelhafter Schwermetallverteilungen in Bodenprofilen zu ergänzen. Auf diese Weise kann erreicht werden, charakteristische Differenzen der Schwermetallgehalte in Böden in Beziehung zu bestimmten pedogenetischen Prozessen (Entkalkung, Verlagerung, Versauerung, Humusakkumulation usw.) zu erklären. Dies stellt eine wichtige Ergänzung dar, um die Hintergrundwerte bodenbezogen zu differenzieren und als Referenzwerte für bestimmte Standorte und Naturräume zu nutzen (BALLA ET AL., 1995; FRÜHAUF, 1992).

Schwermetalle zeigen in Böden jeweils eine charakteristische Tiefenverteilung, die durch zahlreiche Faktoren elementspezifisch gesteuert wird (s.o.). Liegen profilumfassende Analysen der totalen Schwermetallgehalte eines Bodens bis zum C-Horizont vor, können mit Hilfe eines geeigneten Elementes (Indexsubstanz) Anreicherungs-faktoren für die einzelnen Schwermetalle in verschiedenen Tiefen oder Horizonten berechnet und für diverse Interpretationen verwendet werden (WALTHERT ET AL., 2004). Als Indexsubstanz kommt ein Stoff in Frage, der relativ verwitterungsresistent ist, im Boden kaum verlagert wird, nicht atmogen in Böden gelangt und nicht in den Nährstoffkreislauf eingebunden ist. Dabei muss es sich aber nicht unbedingt um ein Element handeln; in Frage kommen auch Minerale und Körnungsgruppen (z.B. Feinsand, Mittelsand, Relationen zwischen verschiedenen Sandfraktionen u.a.), welche relativ verwitterungs- und verlagerungsstabile Parameter darstellen. Eine Übersicht der bodengenetischen Arbeiten, in denen Indexsubstanzen für Bilanzierungen in Bodenprofilen verwendet wurden, findet sich bei BAUER & BOR (1995).

BLASER ET AL. (2000) schlagen als Indexsubstanz das Element Zirkonium vor, welches im Rahmen der Schweizer Waldbodeninventur für die Ermittlung von Anreicherungs-faktoren verwendet wurde. Danach lässt sich ein theoretischer lithogener Gehalt eines Schwermetalles [SM] in einem bestimmten Horizont wie folgt berechnen:

$$[\text{SM}]_{\text{lithogen, Horizont X}} = [\text{Ind}]_{\text{Horizont X}} * [\text{SM}]_{\text{C-Horizont}} / [\text{Ind}]_{\text{C-Horizont}}$$

[Ind] = Konzentration der Indexsubstanz

In einem zweiten Schritt vergleicht man den theoretischen lithogenen mit dem effektiv gemessenen Gehalt des Schwermetalls in diesem Horizont und berechnet einen Anreicherungs-faktor (AF).

$$(\text{AF}) = [\text{SM}]_{\text{gemessen, Horizont X}} / [\text{SM}]_{\text{lithogen, Horizont X}}$$

Ein Anreicherungs-faktor > 1 bedeutet, dass das entsprechende Schwermetall gegenüber seinem theoretischen lithogenen Gehalt angereichert ist. Bei einem Anreicherungs-faktor < 1 ist der Horizont im Laufe der Bodenbildung an diesem Schwermetall verarmt.

Voraussetzung für die sinnvolle Anwendung des dargelegten Verfahrens ist, dass der Boden profilumfassend aus demselben Ausgangsgestein gebildet wurde. Ein mathematisch-statistisches Verfahren, das auf der Grundlage multipler Regressionsrechnung beruht und im Gegensatz zu herkömmlichen Bilanzierungsansätzen nicht an die Homogenitätsvoraussetzung der Ausgangssubstrate gebunden ist, wird von BAUER & BOR (1995) vorgestellt. Die Berechnung der lithogenen Schwermetallgehalte

erfolgt hierbei durch die Ermittlung statistischer Zusammenhänge der Schwermetallgehalte zu geeigneten Bodenparametern (v.a. Quotienten aus unterschiedlichen Sandfraktionen) in der Form multipler Regressionsmodelle. Diese Gleichungen werden zur Berechnung der lithogenen Schwermetallgehalte aus dem Bereich der C-Horizonte auf die A- und B-Horizonte übertragen. BAUER & BOR (1995) quantifizieren die anthropogene Schwermetallbelastung [g/m^2] anhand der absoluten Anreicherungsbeiträge, die sich aus der Differenz der geogen berechneten und der aktuell gemessenen Schwermetallkonzentrationen in verschiedenen Profilmereichen ergeben.

Durch die zunehmende Bodenversauerung besteht ein wachsendes Risiko für die Mobilisierung von Schwermetallen aus der Humusaufgabe und dem humosen Oberboden in tiefere Bodenschichten. Dies betrifft v.a. die Schwermetalle, deren Löslichkeit besonders stark vom pH-Wert abhängig ist (Cd, Zn, Ni). Anhand von Anreicherungs- und Verarmungshorizonten kann auf atmogene Schwermetalleinträge und erfolgte Verlagerungen von Schwermetallen in die Tiefe geschlossen werden. Bei verlagerungsbedingten Verarmungszonen im Oberboden und fehlenden Anreicherungs-zonen kann auf Schwermetallauswaschungsverluste und je nach den hydrogeologischen Bedingungen auf Grundwasserkontamination geschlossen werden.

- Critical Loads (CL) für Schwermetalle -

Unter Nutzung der mit dem Critical Loads-Konzept gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen über die Wirkung von Säure- und Stickstoffeinträgen (Kap.1.3, Kap.2.3) wird in Deutschland zukünftig auch die Wirkung von Schwermetallen auf Böden unterschiedlicher Nutzung untersucht und eine Methode zur Festlegung von Belastungsgrenzen bzw. differenzierter maximaler Eintragungswerte entwickelt. Erste Erfahrungen liegen für die Schwermetalle Cadmium, Kupfer und Blei vor (DE VRIES ET AL., 2004; SCHÜTZE, 2004; UBA, 1998).

Für Waldböden werden dabei folgende Schwellenwerte herangezogen:

- MPC (Maximum Permissible Concentrations) basieren auf 0-Effekt-Konzentrationen aus Messungen mit Boden- und Wasserorganismen unter Laborbedingungen. Sie wurden angepasst an Böden mit unterschiedlichen Ton- und Humusgehalten.
- NC (Negligible Concentrations) entsprechen 1 % der MPC und sind damit ökologisch vernachlässigbare Konzentrationen.
- DTV (Dutch Target Values) wurden aus Hintergrundwerten in Böden und Grundwasser unbelasteter Gebiete abgeleitet. Es sind Zielwerte, die auch von politischen Konventionen beeinflusst sind.
- SMV (Swedish Mor Values) basieren auf Untersuchungen von Tyler (1992). Sie wurden abgeleitet anhand toxischer Wirkungen auf mikrobiologische Prozesse in der organischen Auflage von Waldböden (0-Effekt-Konzentrationen).

Analog der Berechnung von Critical Loads für Stickstoff und Säureeinträge beruht auch die Kalkulation von kritischen Eintragungswerten für Schwermetalle auf einer Massenbilanzgleichung unter der Voraussetzung eines Gleichgewichtszustandes im Boden. Die Critical Loads sind als maximal mögliche Einträge zu verstehen, die noch keine toxischen Effekte nach sich ziehen. Die Critical Loads bzw. Ihre Überschreitungen sind deshalb stark abhängig von den zugrunde liegenden Schwellenwerten, die nach öko-toxikologischen Kriterien festzulegen sind.

Eine vereinfachte methodische Übersicht für die Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle nach dem für Deutschland realisierten Ansatz stellt sich in Anlehnung an SCHÜTZE (1995, 2004) wie folgt dar:

$$CL_{SM} = SM_{BM} + SM_{AWkrit} + SM_{tol} - SM_{verw}$$

- mit CL_{SM} = Critical Load des Schwermetalls
 SM_{BM} = Schwermetallaufnahme durch die Biomasse
 SM_{AWkrit} = kritischer Schwermetallaustrag durch vertikale Auswaschung
 SM_{tol} = tolerierbare Schwermetallanreicherung
 $SM_{verw.}$ = Schwermetallnachlieferung durch Verwitterungsprozesse.

In diesem Ansatz für die Nutzungsform Wald wird davon ausgegangen, dass Schwermetalle nur atmosphärisch eingetragen werden (keine schwermetallhaltigen Dünger, Pestizide etc.). Neben diesen atmosphärischen Einträgen kommt als natürliche Quelle für Schwermetalle im Boden die Nachlieferung aus der Verwitterung $SM_{verw.}$ in Betracht. Diese kann anhand von geogenen Grundgehalten der oberflächlich anstehenden Substrate geschätzt werden. Kritische Schwermetallausträge SM_{AWkrit} leiten sich aus kritischen Lösungskonzentrationen im Sickerwasser sowie geschätzten Sickerwassermengen ab. Letztere werden anhand von Niederschlag und potenzieller Verdunstung modelliert.

Im Interesse einer langfristigen Erhaltung der Bodenfunktionen wird ein Anreicherungszeitraum t von mindestens 200 Jahren sowie die nach der Bodenart differenzierten Vorsorgewerte VW von BACHMANN ET AL. (1997) zugrundegelegt (Kap. 4.5). Wesentlichen Einfluss auf die Berechnungsergebnisse hat die Festlegung der zu betrachtenden Bodentiefe d (für Waldböden soll sie grundsätzlich 10 cm Mineralboden betragen) und die Trockenrohdichte TRD .

Multipliziert mit der Dichte und Tiefe der betrachteten Bodenschicht und geteilt durch die Anzahl der Jahre des Anreicherungszeitraums ergibt sich aus der Differenz zwischen Vorsorge- und Hintergrundwert die tolerierbare jährliche Schwermetallanreicherung in g/ha,a:

$$SM_{tol} = [(VW - HW) * TRD * D] / T$$

- mit VW = Vorsorgewert
 HW = Hintergrundwert
 TRD = Trockenrohdichte
 D = Bodentiefe
 T = Zeitperiode in Jahren.

4.4 Beschreibung der Indikatormerkmale

Gehalte von Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Hg und As im Säureextrakt

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> • Die gemessenen Schwermetallkonzentrationen sind Ausdruck der lithogenen Grundgehalte, dem atmogenen Eintrag sowie der durch pedologische Umverteilungsprozesse bedingten Anreicherung bzw. Verarmung innerhalb des Bodenprofils. • Mobilität und Bioverfügbarkeit werden in erster Linie von der absoluten Schwermetallkonzentration und zusätzlich von weiteren Kenngrößen (pH-Wert, Humusgehalt usw.) beeinflusst. • Hintergrundgehalte können als i) Königswasser extrahierbare Fraktion (KW-Extraktion) oder ii) sogenannte Totalgehalte in flusssäurehaltigen Aufschlüssen bzw. mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) bestimmt werden. Die KW-Extraktion wird von der LABO für die Ableitung von Hintergrundwerten empfohlen. Werden Totalgehalte bestimmt, so können diese mit Hilfe von Regressionsgleichungen in Gehalte der KW-Extraktion umgerechnet werden (LABO, 2003; UTERMANN ET AL., 1999). • Für Moore und organische Auflagehorizonte von Waldböden empfiehlt die LABO (2003) aufgrund des geringen spezifischen Gewichtes volumenspezifische Gehalte (z.B. mg/100 cm³ Boden) anzugeben.
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. A 3.3; D6; D32; D73; D9; D14; D42; D47; D3 [mg/kg]
Datenverfügbarkeit	Humusaufgabe: BZE I und BZE II; Mineralboden BZE II (Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm sowie horizontweise an ausgewählten BZE-Punkte; Auswahl durch BGR)
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Häufigkeitsstatistische Auswertungen nach Tiefenstufen bzw. Horizonten für räumliche und inhaltliche Straten (v.a. Substrat-Horizont-Gruppen); Unterschiede zwischen BZE I und II (Humusaufgabe) ▪ Ableitung von Hintergrundgehalten ▪ Bewertung anhand der Hintergrundwerte sowie aufgrund von Vorsorge- und wirkungsbezogenen Orientierungswerten (Kap.4.5)
Weiterführende Literatur	BACHMANN ET AL. (1997), HINDEL & FLEIGE (1991), LABO (2003), LfUG (1999), VON ZEJSCHWITZ (1995)

pH-Wert

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> • Die Bodenazidität ist eine wesentliche, die Mobilität und Bioverfügbarkeit von Schwermetallen steuernde Einflussgröße. • Anhaltende Oberbodenversauerung könnte großflächig zu zunehmender Freisetzung von natürlich und anthropogen angereicherten Schwermetallen in Waldböden führen.
Laborverfahren / Maßeinheit	<p>HFA Abschn. A3.1.1 [-] Zur Ermittlung der relativen Bindungsstärke nach DVWK (1988) wird der CaCl_2-Wert verwendet</p>
Datenverfügbarkeit	<p>Messwerte des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ und $\text{pH}(\text{KCl})$ liegen für alle beprobten Tiefenstufen der BZE I und BZE II vor; zusätzlich liegen für die BZE II $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$-Werte vor. Horizontweise bestimmte pH-Werte liegen nur in einigen Bundesländern vor.</p>
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<p>Kovariate für die statistische Auswertung von Schwermetallgehalten und bei der Bewertung der Schwermetallmobilität.</p>
Weiterführende Literatur	<p>DVWK (1988), HORNBERG & BRÜMMER (1993), PRUESS (1994)</p>

C-Gehalt, Humusgehalt

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> • Die meisten Schwermetalle liegen im Boden v.a. an die organische Substanz gebunden vor. Deren mengenmäßiges Vorhandensein ist ausschlaggebend für die Bindung bzw. Mobilität der Schwermetalle. • Der Humusgehalt ist (neben dem pH-Wert) ausschlaggebend für schädigende Effekte für Bodenlebewesen: Nach Untersuchungen von BAATH (1989) lassen sich bei einem C-Gehalt > 5 % für Pb-Konzentrationen bis 150 mg/kg keine Schadeffekte auf Mikroorganismen beobachten; bei einem C-Gehalt von 1-2 % traten jedoch bereits ab Pb-Konzentrationen von 10 mg/kg Schäden auf. • Durch plötzlichen Humusabbau (z.B. infolge von Grundwasserabsenkung, Kalkung, kahlschlagartige Holzentnahme, Sturm-/ Windwurf) kann es zur Freisetzung der an die organischen Austausch gebundenen Schwermetalle kommen.
Laborverfahren / Maßeinheit	<p>HFA Abschn. D31.1 [%]</p> <p>Der Humusgehalt kann aus dem Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff berechnet werden. Bei Mineralbodenproben wird der Faktor 1.72 (58 % C im Humus), bei Torfen und Auflagehumus der Faktor 2 (50 % C im Humus) verwendet.</p>
Datenverfügbarkeit	Daten liegen für alle beprobten Tiefenstufen der BZE I und BZE II vor; horizontweise C-Gehalte liegen nur in einigen Bundesländern vor; Schätzwerte des Humus für alle Horizonte.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	Kovariate für die statistische Auswertung von Schwermetallgehalten und bei der Bewertung der Schwermetallmobilität
Weiterführende Literatur	DVWK (1988), HORNBERG & BRÜMMER (1993)

Carbonatgehalt

Beschreibung	Auf carbonathaltigem Ausgangsmaterial werden in der Literatur teilweise stark erhöhte Schwermetallgehalte beschrieben, was einerseits lithogene Ursachen hat (z.B. cadmiumhaltige Carbonate) und zum anderen im hohen pH-Wert und der dadurch reduzierten Verlagerbarkeit der eingetragenen Schwermetalle begründet ist (RIEK ET AL. 1997). Die differenzierte Auswertung von Schwermetallgehalten sollte deshalb unter spezieller Berücksichtigung des Carbonatgehaltes erfolgen.
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA Abschn. D31.3 [mg/g]
Datenverfügbarkeit	Angaben, ob carbonathaltig oder -frei für alle Horizonte und Tiefenstufen verfügbar.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	Kovariate für die statistische Auswertung von Schwermetallgehalten und bei der Bewertung der Schwermetallmobilität.
Weiterführende Literatur	HINDEL & FLEIGE (1991), RIEK ET AL. (1997)

Tongehalt

Beschreibung	Schwermetalle liegen im Boden u.a. an Tonminerale gebunden vor. Deren mengenmäßiges Vorhandensein ist ausschlaggebend für die Bindung bzw. Mobilität der Schwermetalle
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA A2.5 ; ersatzweise Ableitung aus der Bodenart [%]
Datenverfügbarkeit	Ansprache der Bodenart für alle BZE-Punkte obligatorisch; Körnungsanalysen im Rahmen der BZE II fakultativ; teilweise Daten aus der BZE I vorliegend
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	Kovariate für die statistische Auswertung von Schwermetallgehalten und bei der Bewertung der Schwermetallmobilität
Weiterführende Literatur	DVWK (1988), HINDEL & FLEIGE (1991), HORNBURG & BRÜMMER (1993)

Gehalt an Sesquioxiden

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schwermetalle liegen im Boden u.a. auch an Sesquioxide gebunden vor. Deren mengenmäßiges Vorhandensein ist ausschlaggebend für die Bindung bzw. Mobilität der Schwermetalle.
Laborverfahren / Maßeinheit	HFA A3.2.3.1, D17.1(oxalatlösliches Fe, Al, Mn); ersatzweise Schätzung anhand der Bodenfarbe (vgl. Kap.4.5) [mg/g]
Datenverfügbarkeit	Bodenfarbe horizontweise komplett verfügbar; analytische Ermittlung der Sesquioxide im Rahmen der BZE II fakultativ
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	Kovariate für die statistische Auswertung von Schwermetallgehalten und bei der Bewertung der Schwermetallmobilität
Weiterführende Literatur	DVWK (1988), HINDEL & FLEIGE (1991), LABO (2003)

Ausgangsgestein (sowie Bodenhorizonte)

Beschreibung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Schwermetallgehalte in Böden werden durch die Art und Zusammensetzung des bodenbildenden Ausgangsgesteins (Fest- und Lockergesteinszersatz) sowie durch eingemischte oder überlagerte Fremdkomponenten (z.B. Löss, periglaziale Umlagerungen, usw.) geprägt. Insbesondere in anthropogen wenig beeinflussten Böden und bei Stoffen, die häufig geogen bedingt hohe Gehalte aufweisen (z.B. Ni, Cr) werden Hintergrundgehalte maßgeblich von geogenen Grundgehalten bestimmt (LABO, 2003). ▪ Die Differenzierung der Hintergrundwerte sollte daher nach dem Ausgangsgestein der Bodenbildung erfolgen (Kap.4.5). Außerdem spielen pedogene Faktoren bei der Umverteilung im Profil (Anreicherung, Verarmung von Bodenhorizonten) eine wichtige Rolle. Es sollte daher eine Differenzierung nach Substrat-Horizont-Gruppen nach Kriterien erfolgen, welche den Stoffgehalt der Böden beeinflussen. ▪ Empfohlen wird vom LABO (2003) eine Differenzierung in Oberboden-, Unterboden- und Untergrundhorizonte, deren detaillierte Definition sich in Kap.4.5 findet.
Laborverfahren / Maßeinheit	[-]
Datenverfügbarkeit	Daten komplett für BZE I und BZE II verfügbar.
Auswertungs- und Interpretationsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Kovariate bzw. Stratifizierungskriterium für die statistische Auswertung von Schwermetallgehalten und bei der Bewertung der Schwermetallmobilität. ▪ Eine Empfehlung für die Aggregation einzelner geologischer Ausgangsgesteine unter besonderer Berücksichtigung ihrer Stoffgehalte sowie zur Differenzierung von Bodenhorizonten nach LABO (2003) vgl. Kap.4.5
Weiterführende Literatur	HINDEL & FLEIGE (1991), LABO (2003)

4.5 Bewertungstabellen für Indikatormerkmale

Standardwerte für schädigende Wirkungen von Schwermetallgehalten [mg/kg] aus RADEMACHER (2001)

	Cr mg/kg	Ni mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Hg mg/kg
Eikmann-Kloke-Werte: multifunkt. Nutzungsmöglichkeit	50,0	40,0	50,0	150,0	1,0	100,0	0,5
Kloke-Werte: multifunkt. Nutzungsmöglichkeit	100,0	50,0	100,0	300,0	3,0	100,0	2,0
Klärschlammverordnung: höchstzulässige Werte / Tongeh. ≥5%, pH ≥6	100,0	50,0	60,0	200,0	1,5	100,0	1,0
Klärschlammverordnung: höchstzulässige Werte / Tongeh. <5%, pH <6>5	100,0	50,0	60,0	150,0	1,0	100,0	1,0
Kompostverordnung: höchstzulässige Werte / Boden / leicht	50,0	30,0	30,0	100,0	0,5	50,0	
Kompostverordnung: höchstzulässige Werte / Boden / schwer	100,0	50,0	60,0	200,0	1,5	100,0	

Rechtliche Grundlagen für die Beurteilung einiger Schwermetallkonzentrationen in mg/kg Trockensubstanz von Bodenproben mit mäßig saurer Bodenreaktion (Prüf- bzw. Maßnahmenwerte)

SM	KVO-BO (1992)	HL-BO (1988) "B"	HL-BO (1988) "C"
	1	2	3
Pb	100	150	600
Cu	60	100	500
Zn	150	500	3000
Cd	1	5	20
Ni	50	100	500
Hg	1	2	10
Cr	100	250	800

1 KVO-BO = Klärschlammverordnung vom 15. April 1992

2/3 HL-BO = „Holländische Liste“ Leidraad bodemsanierung vom 04. November 1988

"B" = Schwermetallwert für weitere Untersuchungen

"C" = Schwermetallwert für Sanierungsmaßnahmen

Vorsorgewerte für Metalle in mineralischen Böden (BACHMANN ET AL., 1997)^{*)} in mg/kg Gesamtgehalt TS (Königswasserextrakt)

Stoff	Bodenart Ton	Bodenart Lehm/Schluff	Bodenart Sand
Cd	1.5	1	0.4
Pb	100	70	40
Cu	60	40	20
Cr	100	60	30

Hg	1	0.5	0.1
Ni	70	50	15
Zn	200	150	60
As	20	15	10

Festgesteinsböden mit z.T. naturbedingt hohem Hintergrundgehalt gelten als unbedenklich, soweit nicht durch zusätzliche Einträge oder Freisetzung nachteilige Auswirkungen auf die Bodenfunktionen zu erwarten sind.

^{*)} Diese Werte entsprechen den Vorsorgewerte der **BBodSchV vom 12.07.1999**

„Vorsorgewerte“ (natürliche Gehalte einschließlich ubiquitärer anthropogener Kontamination) von Schwermetallen in Humusaufgaben nach PRÜESS (1994) aus WOLFF & RIEK (1997)

[mg/kg]	Cu	Zn	Cd	Pb
„Vorsorgewert“ für organische Auflagen nach Pruess (1994)	20	85	0.7	130

Vorsorgewerte für Spurenelement-Gesamtgehalte (Königswasser) in Böden, gestuft nach Tongehaltsgruppen nach PRÜESS (1994)

	Vorsorgewerte ¹⁾ (mgX _i /kg) für organische Auflagen sowie Mineralböden nach Tongehaltsgruppen						
	org. Auflage > 30% org. Substanz	T1 < 8% Ton Sand, schwach schluffig/ lehmiger Sand	T2 bis 17% Ton lehmiger Sand bis lehmiger Schluff	T3 bis 27% Ton sandiger Lehm bis stark lehmiger Schluff	T4 bis 45% Ton sandiger Ton bis (schluffig) toniger Lehm	T5 bis 65% Ton lehmiger Ton bis schwach sandiger Ton	T6 > 65% Ton Ton
As	10	6	15	17	17	17	17
Cd	0,7	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	1,0
Cr	20	20	35	50	60	75	90
Cu	20	10	20	30	35	50	60
Ni	15	15	25	40	55	70	100
Pb	130	25	35	40	50	55	55
Zn	85	35	60	75	95	110	150

¹⁾ Böden aus quartären Sedimenten (Löß, Sande, Kiese, Geschiebemergel u.a.) werden durch die Vorsorgewerte gut abgeschätzt. Damit gelten die Vorsorgewerte für die meisten Böden Deutschlands. Böden aus Sedimenten des Keupers, Muschelkalks und Buntsandsteins sind ärmer an Cr und Ni. Böden aus Feuersteinlehm, Angulaten-sandstein, Ostreenkalke sowie aus Kalksteinresidualtonen des Jura und Böden aus vererzten Gesteinen enthalten vielfach höhere Elementgehalte. Die Abschätzung nach Tongehalten unterschätzt diese geogenen Besonderheiten. Terra fusca z.B. sind jedoch häufig mit äolischen Sedimenten durchmischt, welche die Elementgehalte des Kalksteinresidualtones verdünnen. Böden aus Magmatiten und Metamorphiten (Granite, Gneise etc.) folgen nicht dem Tongehalt und müssen deshalb aus dem Geltungsbereich der Einstufung nach Tongehaltsgruppen ausgeschlossen werden. Böden dieser Gesteine sollten nach dem SiO₂-Gehalt (sauer, intermediär, basisch) differenziert werden.

Schwermetall-Grenzwerte in Waldböden im Hinblick auf die Gefährdung von Mikroorganismen (nach Empfehlung von VANMECHELEN ET AL., 1997)

	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Mineralboden (nach WITTER, 1992 oder KABATA - PENDIAS UND PENDIAS, 1984)	75-100	60	95	100-400	170

Critical concentrations (lowest concentrations for measurable adverse effects) of heavy metals in forest mor, calculated as $\mu\text{g g}^{-1}$ dry weight (nach TYLER, 1992)

	Cd	Cu	Pb	Zn	Hg	Cr(III)	Cu+Zn
Activity, soil enzymes	3.5-7	20	≥ 500	600	-	>30	200
Soil respiration	3.5-7	20	≥ 500	600	0.75	>30	200
Nitrogen transform.	-	20	-	-	0.75?	-	200
Microflora	7	20-35	≥ 500	300?	1.25	-	200-300
Soil invertebrates	>10	<100	150	<500	<2.5	-	<600

Critical limits and exceedances of heavy metals in soils according to effects on soil organisms [mg/kg soil] nach RADEMACHER (2001)

Effects, limits	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr	Ni	Hg	Author
without any effect	<150	<1	<100	<20				BAATH (1989)
without any reduction of nitrification	7	0,3	31	6				WILSON (1977)
critical limits to assure multifunctional use	25-100	0,3-2	50-200	30-70	20-130	10-85	0,1-1	SLOOF ET AL. (1999)
without any reduction of litter decay (pine)	80	2	70	35				BERG ET AL. (IN BAATH, 1989)
maximum acceptable limits	70	2	250	140				ATANASSOV ET AL. (1999)
reduction of nitrification	47	2,2	148	7,5				WILSON (1977)
reduction of humus decay (30%)	78	1,6	71	35				TYLER & WESTMANN (1979)
effects on soil invertebrates	>34	>26	>171	>78				TYLER ET AL. (1989)
effects on soil invertebrates	>100	>1	>60	>50				BENGTSSON & TRANVIK (1989)
lowest effect level	500	3,5		20	≥ 30		0,75	TYLER (IN ANDREAE, 1996)
reduction of litter decay (oak, 50%)	305	1,1	382	41				INMAN & PARKER (1978)
first effects on soil organisms	>250	>10	>500	>100				BAATH (1989)
reduction of microbial biomass	260	19	866	71				TYLER ET AL. (1989)
reduction of litter decay (pine)	904	20	460	230				BERG ET AL. (IN BAATH, 1989)
accumulation of litter	721-1052	23-32	764-1844	47-73				COUGHTREY ET AL. (1979)

Prioritäre Gruppen der Bodenausgangsgesteine für die Ableitung von Hintergrundwerten nach LABO (2003)

Festgesteine	
Karbonatgesteine ¹ - Kalkstein - Mergelstein	Dolomitstein, Kalkdolomitstein Tonmergel(-stein), Schluffmergel(-stein), Dolomitmergel(-stein), Kalkmergel(-stein)
Tonsteine ² - Tonstein - Tonschiefer - Schluffstein	präquatäre Tone, Tonsteine mit Karbonatgehalt ≤ 10% Faser-, Platten-, Alaun-, Kieselschiefer, quarzitischer Schiefer präquatäre Schluffe
Sandstein	Breccie, Konglomerat, Arkose, Grauwacke, Quarzit, Quarzsandstein
Ultrabasische Magmatite/ Metamorphite	Pikrit, Serpentin, Peridot
Basische Magmatite/ Metamorphite	Basalt und Meta-Basalte, Diabas (=Grünstein), Basanit, Nephelinit, Tephrit, Hornblendit, Norit, Gabbro
Intermediäre Magmatite/ Metamorphite ³	Latit, Trachyt, Monzonit, Phonolith, Andesit, Keratophyr, Diorit, Syenit, Kuselit
Saure Magmatite/ Metamorphite - Granit - Gneis - Glimmerschiefer	Granodiorit, Metagranitoid, Rhyolith (=Quarzporphyr), Metarhyolithoid Granulit, Paragneis, Orthogneis Tonstein-Metamorphite
Lockergesteine	
Küstensedimente	
Terrassenablagerungen	pleistozäne fluviatile oder fluvilimnogene Ablagerungen
Sande	äolische, fluviatile oder glazigene Sande (Bodenart Ss, Su2 oder Sl2), präquartäre Sande
Geschiebelehme-/mergel	Glazigene oder fluviglazigene Ablagerungen
Löss	Lösslehm, Kolluvien mit dominierendem Substrat = Löss
Sandlöss	Lösssand, äolische Ablagerungen mit für Sandlöss charakteristischer Bodenart
Torfe (Moore)	

¹ Böden mit intensiver Anreicherung von Residual-Ton (Bodentyp Terra fusca) sind gesondert zu prüfen und ggf. als eigenes Datenkollektiv auszuweisen.

² Böden mit reliktscher ferrallitischer oder fersiallitischer Bodenbildung sind gesondert zu prüfen und ggf. als eigenes Datenkollektiv auszuweisen.

³ Intermediäre Magmatite und Metamorphite treten teilweise in kleinräumiger Vergesellschaftung mit basischen Gesteinen auf. Allerdings können ihre Stoffgehalte, insbesondere bei den geogen beeinflussten Stoffen Cr und Ni, deutliche Unterschiede aufweisen. Auch ist nicht immer eine deutliche Abgrenzung zu Sauren Magmatiten und Metamorphiten möglich. Deshalb ist an Hand der vorhandenen Datengrundlage zu prüfen, ob diese Gruppe als eigenes Kollektiv zu behandeln ist oder (teilweise) gemeinsam mit anderen Gesteinsgruppen ausgewiesen werden kann.

Diese Liste kann durch weitere regional vorherrschende Bodenausgangsgesteine oder solche Gesteine, die aufgrund ihrer Mineralzusammensetzung besondere Stoffgehalte aufweisen (z.B. Tongesteine des Lias) ergänzt werden. Das Ausmaß der Differenzierung zwischen Gruppen verschiedener Bodenausgangsgesteine muss sich dabei am zur Verfügung stehenden Datenumfang und den Unterschieden zwischen den Stoffgehalten orientieren. Von besonderer Bedeutung sind fluviatile Lockergesteine der Flussauen. Ggf. müssen hierfür die Bezugsgrößen für die Ableitung von Hintergrundwerten modifiziert werden. U.a. kann eine Differenzierung nach Flussläufen und / oder Flussabschnitten erfolgen.

Bei den Böden aus präquatären Gesteinen (i.d.R. **Festgesteine**) wird die stoffliche Zusammensetzung der periglazialen Lagen entscheidend durch das Mischungsverhältnis von Löss zu festgesteinszersatz geprägt. Anhand der Datenlage und der Stoffgehalte ist zu prüfen, ob eine Differenzierung der periglazialen Lagen in Klassen unterschiedlichen Lössanteils vorgenommen werden kann bzw. sollte. Mögliche Verfahren zur Differenzierung nach Lössgehaltklassen sind bei HINTEL ET AL. (1995, 1998) oder bei UTERMANN ET AL. (2003) beschrieben.

Bei den Böden aus **quartären Lockergesteinen** sind teilweise Überlagerungen mehrerer Gesteinschichten anzutreffen (z.B. Geschiebe mit sandiger Auflage, Sand(löss)ablagerungen über Terrassen-

ablagerungen). Hierbei sollte eine tiefenbezogene Auswertung der Stoffgehalte für den gesamten Boden nur innerhalb von Gruppen gleicher Bodenausgangsgesteine erfolgen.

Als weitere, nachgeordnete Bezugsgrößen zur Differenzierung der Hintergrundwerte können die Bodenart(en)gruppen, eine horizontbezogene Aggregation in Ab- (z.B. Ae und Al) und Anreicherungs-horizonte (z.B. Bs, Bh und Bt) oder andere Bezugsgrößen, die sich zur Darstellung relevanter Unterschiede der Stoffgehalte von Datenkollektiven eignen, verwendet werden. Eine alleinige Differenzierung der Hintergrundwerte der Böden aus Lockergesteinen anhand der Korngrößenzusammensetzung (Bodenart) kann nur empfohlen werden, wenn es sich um Böden aus gleichen Ausgangsgesteinen handelt. Allerdings kann eine Differenzierung anhand der Bodenart bzw. von Tongehaltsklassen die Abschätzung von Stoffgehaltsunterschieden, insbesondere innerhalb einer bestimmten periglazialen Schicht, ermöglichen.

Differenzierung von Bodenhorizonten für die Ableitung von Hintergrundwerten nach LABO (2003)

Oberbodenhorizonte
Zu den Oberbodenhorizonten zählen alle obersten Mineralbodenhorizonte und Moorhorizonte. Alle folgenden Horizonte, die als Hauptsymbol A, H, R oder M besitzen, gehören ebenfalls in die Gruppe der Oberböden, sofern deren Untergrenze bei forstlicher Nutzung ≤ 10 cm ist. Liegen diese Horizonte zu mehr als 50 % ihrer Mächtigkeit innerhalb der genannten Spannen, werden sie zu den Oberbodenhorizonten gezählt, anderenfalls zu den Unterböden. Die Verarmungshorizonte Ae und Al werden den Unterböden zugeschlagen, sobald sie tiefer reichen als die oben genannten Untergrenzen für Oberböden. Die Zuordnung tiefenreicher Aa-, Ah- oder Axh-Horizonte zu Ober- bzw. Unterboden oder einer getrennten Ausweisung soll bei genügend großem Stichprobenumfang nach Prüfung der Stoffgehalte entschieden werden.
Unterbodenhorizonte
Zu den Unterbodenhorizonten zählen Horizonte, die nicht unter den Gruppen <ul style="list-style-type: none"> • Oberbodenhorizonte • Untergrundhorizonte • „weitere Horizonte“ geregelt sind. Dies sind alle B-, P-, E-, R- und M-Horizonte für den gesamten Tiefenbereich unterhalb des Oberbodens sowie alle H-, G- oder S-Horizonte, soweit sie nicht zu den Untergrundhorizonten oder den „Weiteren Horizonten“ gerechnet werden (siehe unten).
Untergrundhorizonte
Zu den Untergrundhorizonten zählen alle Horizonte aus dem mineralischen Untergrund nach KA4, also alle Horizonte deren Hauptsymbol „C“ ist. Soweit bei Stau-, Grundwasserböden und Mooren keine C-Horizonte ausgewiesen sind, werden H-, Go und S-Horizonte dem Untergrund zugewiesen, sofern mehr als die Hälfte der Horizontmächtigkeit unterhalb 120 cm liegen.
Weitere Horizonte
Folgende Horizonte sind getrennt von den vorgenommenen Gruppierungen auszuwerten und können bei genügend großem Stichprobenumfang als gesonderte Hintergrundwerte ausgewiesen werden: <ul style="list-style-type: none"> • der Mineralbodenoberfläche aufliegende Auflagehorizonte. Dies sind L-, Of- und Oh-Horizonte ohne mögliche Übergänge und Verzahnungen. • Übergangs- oder Verzahnungshorizonte zwischen Oberboden- und Untergrundhorizonten. • Rezente Horizonte, in denen durch langandauernde Vernässung anaerobe und reduzierende Verhältnisse herrschen (z.B. Gr, Srw), da diese eine andere Stoffdynamik aufweisen. Einen Hinweis kann der Vernässungsgrad des Profiles geben ($V_n \geq 4$). • Y-Horizonte, da diese durch Reduktgas gebildeten Horizonte eine besondere Stoffdynamik aufweisen können. • Fossile Horizonte sind getrennt auszuwerten, falls überdeckte Horizonte unterhalb der nutzungs- bzw. horizontgruppen-spezifischen Untergrenze liegen und nur ein einziges Hauptsymbol vergeben wurde (z.B. fAh > 30cm bzw. > 10cm Obergrenze). Bei Übergangs- und Verzahnungshorizonten wird sinngemäß nach den oben genannten Regeln verfahren. • Wegen der Stoffanreicherung in den Residualtonen der T-Horizonte wird bei ausreichendem Stichprobenumfang eine gesonderte Auswertung der Bodenprofile mit T-Horizonten empfohlen. Diese Empfehlung gilt ebenfalls für Horizonte fersiallitischer und ferrallitischer Paläoböden (Bu(k)-, Bj, Cj-Horizonte)

Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren nach DVWK (1988)

Tafel 1: Relative Bindungsstärke¹⁾ für Metallionen in Abhängigkeit von Bodenbestandteilen bei gegebenem Grenz-pH (CaCl₂)

Metall	Grenz-pH	Substratbedingte Bindungsstärke unterhalb Grenz-pH ²⁾ durch		
		Humus	Ton	Sesquioxide ³⁾
Cd	6	4	2	3
Mn	5,5	2	3	3
Ni	5,5	3-4	2	3
Co	5,5	3	2	3
Zn	5,5	2	3	3
Al	5,5	5	4	3
Cu	4,5	5	3	4
Cr-III	4,5	5	4	2
Pb	4	5	4	5
Hg	4	5	4	5
Fe-III	3,5	5	5	5

¹⁾ Relative Bindungsstärke 1 = sehr gering, 2 = gering, 3 = mittel, 4 = stark, 5 = sehr stark.

²⁾ Oberhalb Grenz-pH starke Akkumulation durch Oxidbildung (Al, Fe, Mn) und Bindung von Hydroxokomplexen (übrige).

³⁾ Sesquioxide = Al-; Fe- und Mn-Oxide

Tafel 2: Einfluss der Bodenazidität (pH-Wert-Mittel der oberen 3 dm inkl. der Humusaufgabe) auf die relative Bindungsstärke von Metallen bei sandigen Böden (Bodenart S, uS) mit geringem Humusgehalt (unter 2%)

Metall	Relative Bindungsstärke bei pH(CaCl ₂) ¹⁾									
	2,5	3	3,5	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7-8
Cd	0	0-1	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5
Mn	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Ni	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Co	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Zn	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Al	1	1-2	2	3	4	4-5	5	5	5	5
Cu	1	1-2	2	3	4	4-5	5	5	5	5
Cr-III	1	1-2	2	3	4	4-5	5	5	5	5
Pb	1	2	3	4	5	5	5	5	5	5
Hg	1	2	3	4	5	5	5	5	5	5
Fe-III	1-2	2-3	2-4	5	5	5	5	5	5	5

¹⁾ Relative Bindungsstärke 1 = sehr gering, 2 = gering, 3 = mittel, 4 = stark, 5 = sehr stark.

Die so ermittelten Grundwerte für humusarme Sandböden werden mit Hilfe der anschließenden Tabelle durch Zuschläge an die aktuellen Bodeneigenschaften angepasst. Die Tafel 2 dient als Grundlage für Modifizierung der Bindungsstärke anhand der folgenden Tafeln:

Tafel 3: Zuschläge zur Berücksichtigung des Humusgehaltes (der oberen 3 dm) auf die Metallbindung zu den nach Tafel 1 ermittelten Werten

Humusgehalt %	Bindungsstärke des Humus nach Tafel 2				
	2	3	3-4	4	5
unter 2	0	0	0	0	0
2 - 8	0	0-1	0-1	0-1	1
8 - 15	0-1	0-1	1	1	1-2
über 15	0-1	1	1	1-2	2

Tafel 4: Zuschläge zur Berücksichtigung des Einflusses des Tongehaltes bzw. der Bodenart (Mittel der oberen 3 dm) auf die Metallbindung zu den nach Tafel 1 ermittelten Werten¹⁾

Tongehalt %	Bodenart ²⁾	Bindungsstärke des Tones nach Tafel 1			
		2	3	4	5
unter 5 (8)	S, Su2	0	0	0	0
5 – 15 (17)	St2, Sl2 Sl3, Su, Us, U	0	0	0-1	0-1
17 - 25	Sl4, Ul, Uls, Ls, Lu, St3, Ts4	0	0-1	0-1	1
25 - 45	Tl, Ts2,3, Tu, Lts, Lt	0	0-1	1	1-2
über 45	T	0	1	1-2	2

¹⁾ je 25 Gew% Kies bzw. Steine ist der Zuschlag um 0.5 zu erniedrigen.

²⁾ nach KA3

Höhere Eisenoxidgehalte lassen sich aus intensiver Braun- bzw. Rostfärbung prognostizieren. In diesem Fall ergeben sich Zuschläge nach Tafel 5:

Tafel 5: Zuschläge zur Berücksichtigung des Einflusses höherer Eisengehalte (Mittel der oberen 3 dm) auf die Metallbindung zu den nach Tafel 2 ermittelten Werten

Seqüioxideinfluss nach Tafel 2	Einfluss höherer Eisenoxydgehalte bei Hue ≤ 7,5 YR und Chroma : Value		
	0-1	1-1,5	> 1,5
3	0	0-1	1
4	0	1	1-2
5	0	1-2	2

Bei Auftreten von Sulfiden (erkennbar z.B. an schwarzen Reduktionsfarben und H₂S-Geruch) weisen alle Elemente eine sehr hohe substratbedingte Bindungsstärke 5 auf. Bei Rostfleckigkeit und gleichzeitig häufiger Vernässung mit zeitweiligen Reduktionserscheinungen, z.B. Gleyen bei hohen Grundwasserständen und stark vernässten Pseudogleyen tritt zeitweilig eine höhere Mobilität von Eisen und vor allem Mangan auf. Dabei ist auch mit einer erhöhten Mobilität von Schwermetallen, die durch Fe/Mn-Oxide gebunden sind, zu rechnen. Bei Pseudogleyen und Gleyen mit langer Nassphase ist daher der Zuschlag nach Tafel 5 um 1 zu vermindern, bei Naß- und Stagnogleyen entfällt er ganz.

Nach Ermittlung der Bindungsstärke nach den Tafeln 1 bis 5 kann eine Einstufung des potentiellen Filtervermögens (ohne Berücksichtigung klimatischer Parameter) von Oberböden gegenüber Schwermetallen gemäß Tafel 6 erfolgen:

Tafel 6: Einstufung des potentiellen Schwermetallfiltervermögens von Oberböden

Einstufung des Bindungsvermögens nach Tafel 1 - 5	Beurteilung des Schwermetall- filtervermögens
≤ 1	sehr gering
2	gering
3	mittel
4	hoch
≥ 5	sehr hoch

Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren nach DESAULES UND DAHINDEN (1997) in WALTHER ET AL. (2004)

Tafel 1: Relative Bindungsstärke von Schwermetallen in Böden (nach DESAULES UND DAHINDEN, 1997), Basiswerte in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens

Element	Relative Bindungsstärke bei pH-Werten (pH CaCl ₂) von										
	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.0	7.5
Cr	1	1	2	3	4	4	5	5	5	5	5
Cu	1	1	2	3	4	4	5	5	5	4	3
Ni	0	1	1	2	3	3	4	5	5	5	5
Pb	1	2	3	4	5	5	5	5	5	4	4
Zn	0	1	1	2	3	3	4	4	5	5	5

Tafel 2: Zuschläge für organische Substanzen im Boden

Org. Substanz [%]	Zn	Ni	Cr, Cu, Pb
< 2	0	0	0
2 - 8	0	0	1
9 - 15	0	1	1
> 15	0	1	2

Tafel 3: Zuschläge für Tongehalt des Bodens

Ton [%]	Ni	Cu, Zn	Cr, Pb
< 5	0	0	0
5 - 15	0	0	0
16 - 25	0	0	0
26 - 45	0	0	1
> 45	0	1	1

Tafel 4: „Mobilitätsindex“ (Summe aus Tafelwerten 1 - 3)

Mobilitätsindex	5	4	3	2	1
Bindungsstärke	sehr stark	stark	mittel	gering	sehr gering
Mobilität	sehr gering	gering	mittel	groß	sehr groß

4.6 Literatur

Alloway, B.J. (1995): Heavy metals in soils. London.

Andreae, H. (1996): Ecological impacts of some heavy metals related to long-range atmospheric transport. Background Report UN/ECE Intern. Co-operative Progr. Forests.

Atanassov, I.; Vassileva, V. and Shegunova, P. (1999). Applications of data for background concentrations of Pb, Zn, Cu and Cd in soils for calculating critical loads. In: UBA. Effects-based approaches for heavy metals. Workshop Schwerin. Germany, 12-15 October 1999, 137-144.

Baath, E. (1989): Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air and Soil Pollution*, 47, 335-379.

Bachmann, S., Stolz, W., Kantor, W., Kuhnt, G. (1992): Begleitende Untersuchungen zur Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald und Umsetzung des Bodeninformationssystem. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Studie im Auftrag des Umweltbundesamts. Hannover.

Bachmann, G., Bannick, C.G., Giese, et al. (1997): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Handbuch Bodenschutz 24.Lfg. IX/97, Nr.3500. Berlin.

Balla, H., Schmidt, R., Scholz, B. (1995): Pedogene Hintergrundwerte ausgewählter Böden Brandenburgs. Abschlussbericht im Auftrag des Landesumweltamt Brandenburg. Fachhochschule Eberswalde.

Bauer, I., Bor, J. (1995): Vertikale Bilanzierung von Schwermetallen in Böden. UBA-Berichte 56/96 Teil II. Umweltbundesamt (Hrsg.). 147-361.

Bengtsson, G. and Tranvik, L. (1989): Critical metal concentrations for forest soils invertebrates. A review of the limitations. *Water, Air and Soil Pollution*, 47, 381-417.

Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J., Shotyk, W. (2000): Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *The Science of Total Environment* 249, 257-280.

Coughtrey, P.J.; Jones, C.H.; Martin, M.H. and Shales, S.W. (1979): Litter accumulation in woodlands contaminated by Pb, Zn, Cd and Cu. *Oecologia*, 39, 51-60.

De Vries, W., Schütze, G., Lofts, S. et al. (2004): Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury. Alterra Report 1104. Alterra, Wageningen.

Desaules, A., Dahinden, R. (1997): Zur chemischen Belastung von Böden; eine synoptische Darstellung der Schadstoffgehalte und Bindungsstärken der Böden des NABO. *Umweltmaterialien* 77, BUWAL, Bern.

DVWK (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil 1: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Merkblätter für Wasserwirtschaft 212. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (Hrsg.). Bonn.

Ebben, U., Avenhaus, U. (1989): Toxic effects of heavy metals and aluminium on tree roots. Internat. Kongress: Wissensstand und Perspektiven. 283-284.

Frühauf, M. (1992): Zur Problematik und Methodik der Getrennterfassung geogener und anthropogener Schwermetallgehalte in Böden. *Geoökodynamik*, Bd. XIII, 97-120.

Godbold, D.L. (1991): Die Wirkung von Aluminium und Schwermetallen auf *Picea abies* Sämlinge. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Band 104.

Godbold, D.L. (1994): Aluminium and heavy metal stress: from the rizosphere to the whole plant. In: Godblod, D.L. and Hüttermann, A. (eds.): *Effects of acid rain on forest processes*.

Godbold, D.L. und Hüttermann, A. (1986): The uptake and toxicity of mercury and lead to spruce (*Picea abies* Karst.) seedlings. *Water, Air, Soil, Poll.* 31, 509-515.

Hindel, R., Fleige, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland – geogene und anthropogene Anteile. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, UBA Forschungsbericht 91-020.

Hornburg, V., Brümmer, G.W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 156, 467-77.

Inman, J.C. and Parker, G.R. (1978): Decomposition and heavy metal dynamics of forest litter in northwestern Indiana. *Environ. Pollut.*, 17, 39-51.

Jandl, R., Sletten, R.S. (1999): Mineralization of forest soil carbon: Interactions with metals. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162, 623-629.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1984): *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Boca Raton.

Kahle, H., Bertels, C., Noak, G., Ruther, P., Breckle, S.W. (1989): Wirkungen von Blei und Cadmium auf Wachstum und Mineralstoffgehalt von Buchenjungwuchs. *AFZ* 29, 30; 783-788.

LABO (2003): *Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden*. 3. Auflage.

LABO/LAGA/LAWA (1993): *Einheitliche Bewertungsgrundsätze zu vorhandenen Bodenverunreinigungen/Altlasten*. Bund-Länder-AG Bodenschutz (LABO), Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) und Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

LfUG (1999): *Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 3*. Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.).

Lux, W. (1986): *Schwermetallgehalte und Isoplethen in Böden, subhydrischen Ablagerungen und Pflanzen im Südosten Hamburgs*. Diss. Hamburger Bodenkundl. Arbeiten Bd.5.

Meiwes, K.J.; Meesenburg, H., Bartens, H., Rademacher, P., Khanna, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst u. Holz* 57, 428-433.

Prüess, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In Rosenkranz, Einsele, Harress (Hrsg.): *Bodenschutz*.

Rademacher, P. (2001): *Atmospheric Heavy metals and Forest Ecosystems*. UN/ECE. Forschungsbericht

- Riek, W., B. Wolff, W. Lux (1997): Schwermetallbelastung der Humusaufgaben von Waldböden - Ergebnisse der bundesweiten BZE-Auswertung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 85, 761-764.
- Schütze, G. (2004): Critical loads of cadmium, lead and mercury. In: *Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. ICP Modelling and Mapping. UBA Schriftenreihe 52/04.* 39-73.
- Tyler, G. (1976): Heavy metals in soil biology and biochemistry. *Soil Biol. Biochem.* 8, 327 - 332.
- Tyler, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests. Solna Sweden, Swedish environmental Protection Agency, Report 4078, 1-38.
- Tyler, G.; Balsberg Pålsson, A.-M.; Bengtsson, G.; Baath, E. und Tranvik, L. (1989): heavy metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. A review. *Water, Air and Soil Pollution*, 47, 189-215.
- UBA (1998): Critical Limits and Effect Based Approaches for Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants. Tagungsbericht zum Workshop vom 3.-7.11.1997 in Bad Harzburg. UBA Schriftenreihe 5/98. 1-40.
- Utermann, J., Düwel, O., Fuchs, M. et al. (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. Forschungsbericht i.A. des UBA. BGR (Hrsg.). Hannover.
- Van Mechelen, L., Groenemans, R., Van Ranst, E. (1997): Forest Soil Condition in Europe, Results of a large scale soil survey. Technical report. EC, UN-ECE.
- Walther, L.; Zimmermann, S.; Blaser, P.; Luster, J.; Lüscher, P., (2004): Waldböden der Schweiz. Band 1. Grundlagen und Region Jura. - Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Bern, Hep Verlag. 768 S.
- Welp, G. und Brümmer, G.W. (1989): Wirkungen von Schwermetallen auf Bodenorganismen. In: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, 253-269.
- Wilke, M. (1988): Langzeitwirkungen potenzieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität einer sandigen Braunerde. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 151, 131-136.
- Wilson, D.O. (1977): Nitrification in Three soils amended with zinc sulphate. *Soil Biol. Biochem.*, 9, 277-280.
- Witter, E. (1992): Heavy metal concentrations in agricultural soils critical to microorganisms. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4079.
- Wolff, B. und Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 - Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 - 1993 (BZE), Bd.1. Bundesministerium für Ernähr., Landwirtsch. und Forsten, Bonn.
- Zeischwitz, E. von (1995): Schwermetallgehalte des Waldhumus im rheinisch-westfälischen Bergland. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B*, Bd. 43. Göttingen.

5 Themenbereich

PERSISTENTE ORGANISCHE STOFFE

5.1 Bedeutung

POPs, im englischen Persistent Organic Pollutants (=POPs) bezeichnet, sind langlebige (= persistente) organische Schadstoffe. Zu diesen Dauergiften zählen Pestizide und Industriechemikalien, aber auch schädliche Gase wie Dioxine und Furane, die in der chemischen Industrie ungewollt als Nebenprodukte oder aber bei Verbrennungsprozessen entstehen. Die schädliche Wirkung der Stoffe auf Lebewesen ist heute unbestritten (v.a. Krebs, Fehlbildungen, Schädigungen des Immunsystems).

Nachdem Anfang der 90er Jahre die schädliche Wirkung der POPs eindeutig erwiesen war, wurden Bestrebungen in Gang gesetzt, diese weltweit zu eliminieren. Ausgangspunkt für die Verhandlungen über die globale POPs-Konvention (auch als Stockholm Konvention bezeichnet) bildet die Entscheidung 19/13C des Umweltprogramms des Rates der Vereinten Nationen (UNEP) vom 7.2.1997. Die Verhandlungen zu dem POPs-Protokoll unter der UNECE-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP) wurden am 24. Juni 1998 abgeschlossen. Es trat nach der notwendigen Anzahl von Ratifikationsinstrumenten am 23. Oktober 2003 in Kraft.

Das Stockholmer Übereinkommen zu POPs wurde im Mai 2001 abgeschlossen und trat am 17. Mai 2004 in Kraft. Im Gegensatz zum regionalen UNECE-Protokoll über POPs ist es ein globales Abkommen über die Beendigung oder Einschränkung der Produktion, Verwendung und Freisetzung von POPs. Bislang sind gemäß der Stockholm Konvention 12 Stoffe verboten oder ihre Anwendung weitgehend beschränkt:

A) *Eliminierung*

Insektizide / Fungizide: Aldrin, Chlordan, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, HCB, Mirex, Toxaphen, Camphechlor
Industriechemikalien: PCB

B) *Beschränkung*

Insektizid: DDT/DDX

C) *Vermeidung unbeabsichtigter Produktion*

PCDD/PCDF, Dioxine und Furane, HCB, PCB.

Die Bundesrepublik Deutschland hat beide Abkommen als einer der ersten Zeichnerstaaten bereits im April des Jahres 2002 ratifiziert und die Inhalte in einem separaten nationalen Gesetz umgesetzt (Gesetz zu dem Stockholmer Übereinkommen vom 23. Mai 2001 über persistente organische Schadstoffe (POPs-Übereinkommen) und zu dem Protokoll vom 24. Juni 1998 zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend persistente organische Verbindungen (POPs-Protokoll) vom 9. April 2002 - BGBl II S. 803 vom 16. April 2002).

Die Europäische Union hat in der ersten Hälfte des Jahres 2004 mit der Anpassung und Ergänzung geltender Gemeinschaftsvorschriften in Form einer POPs-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG. - Abl. L 229/5 vom 29.06.2004) die rechtliche Voraussetzung zur Ratifikation beider Vertragswerke geschaffen.

Federführend zu POPs in Böden ist in Deutschland der LABO-Ausschuss 4 „Bodenbelastung“ / adhocAG „Referenz- bzw. Hintergrundwerte“, der 1995 erstmals bundesweite, länderspezifische Hintergrundwerte für Böden herausgab (1998 aktualisiert), welche einen Überblick über ubiquitäre Gehalte an persistenten organischen Schadstoffen in Böden (Humusaufgabe bzw. Oberboden) ermöglichen. Des Weiteren existiert eine Bund-Länder-AG Dioxine, die seit Mitte 1994 an der Implementierung eines umfangreichen Dioxin-Referenzprogramms arbeitet. Die Koordinierung des Programms übernahm Nordrhein-Westfalen. Beteiligt an Untersuchungen zu Dioxin in Böden sind die Länder BW, BY, HE, HH und SN. Die zentrale Datenbank zu Dioxinen wird beim UBA geführt.

2003 wurde begonnen, Hintergrundwerte auch für Unterböden / Untergrund (LABO, 2003) aufzustellen. Jedoch wurde dies im Falle der organischen Stoffe nur für Sonderfälle, welche unter Wald vernachlässigbar sind (Rigosole, Auenböden, Kolluvien Böden mit besonderer Vorbelastung), angestrebt. Praktisch existieren derzeit keine Hintergrundwerte für organische Stoffe in Unterböden.

Im Rahmen der BZE II sollen POPs vordringlich mit folgender Zielsetzung erfasst werden:

- Analyse und möglichst Quantifizierung der Belastung der Wälder durch organische Spurenelemente
- Ableitung von Hintergrundwerten für organische Stoffe in Waldböden.

Die Probennahme erfolgt durch die Länder auf einer Unterstichprobe des nationalen BZE-Netzes (16x16 km² = EU-Level I) sowie an ca. 50 weiteren BZE II-Punkten. Aus Repräsentativitätsgründen werden alle 8 Satelliten je BZE-Standort beprobt und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Analytik wird durch das Umweltbundesamt organisiert.

5.2 Einflussfaktoren

Persistente organische Schadstoffe sind in hohem Maße an die organische Substanz des Oberbodens gebunden und dem Transport über die Bodenlösung in den Unterboden weitgehend entzogen. Mögliche, messtechnisch kaum nachweisbare Tiefenverlagerungen können durch partikelgebundenen Transport entlang von Grobporen oder die lösungsvermittelnde Wirkung gelöster organischer Bodensubstanz erklärt werden (JONES, 1988, KÖGEL-KNABNER & KNABNER, 1991, MCCARTHY & ZACHARA, 1989)².

² Daher erfolgt im Rahmen der BZE eine volumenbezogene Probennahme mittels Edelstahlstechrahmens ausschließlich aus der Humusaufgabe (Mischprobe aus Of/Oh-Lage d.h. ohne L-Lage, mind. 1 l feldfrisches Material) und dem obersten Mineralbodenhorizont (0 – 5 cm, zylindrische Bodensäulen aus den zuvor freipräparierten Probennahmestellen der Humusaufgabe, mind. 500 g Feinerde). Lebende Pflanzen, Zweige, Zapfen u. ä. sowie eine evtl. vorhandene L-Lage werden entfernt. Um Veränderungen der Proben während Probennahme, Transport und Lagerung (z. B. infolge mikrobieller Umsetzung) zu vermeiden, ist es grundsätzlich notwendig, die Temperatur niedriger zu halten als die aktuelle Bodentemperatur bei der Entnahme, d. h. eine aktive oder passive Kühlung der Proben bei etwa 4 °C ist erforderlich.

Um die in Bodenproben gemessenen POP-Gehalte bewerten zu können, sind Kenntnisse über das natürliche Vorkommen von Organika in Böden notwendig. Ein gängiges Verfahren ist es dann, die Bewertung der Gehalte über sog. Hintergrundwerte vorzunehmen. Der Hintergrundgehalt eines Bodens setzt sich zusammen aus dem geogenen Grundgehalt eines Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden. Für die meisten organischen Schadstoffe können lithogene (=aus dem Ausgangsgestein resultierende) oder chalkogene (=aus Vererzungen entstandene) Komponenten sowie natürliche, pedogenetische Umverteilungen oder Anreicherungen ausgeschlossen werden. Organische Schadstoffe kommen natürlicherweise in Böden (außerhalb der Lagerstätten fossiler Brennstoffe) so gut wie nicht vor. Lediglich bei Vulkanausbrüchen und Waldbränden könnten geringe Konzentrationen entstehen, dies ist in unseren Breiten jedoch vernachlässigbar. Somit kann der Hintergrundgehalt organischer Schadstoffe weitgehend mit den ubiquitären Einträgen gleichgesetzt werden. Der Begriff „ubiquitär / diffus“ grenzt die Hintergrundgehalte von deutlich erhöhten, punktuell auftretenden Ist-Gehalten ab. Diese sind anthropogenen Ursprungs und i.d.R. erst seit Beginn des 20. Jahrhunderts eingetragen worden. Durch den Vergleich der Hintergrundgehalte mit den Ist-Werten kann das Ausmaß der Belastung quantifiziert, jedoch nicht in seinen Auswirkungen auf das Ökosystem bewertet werden.

Bei der Ermittlung von Hintergrundgehalten erfolgt gem. LABO (2003) konventionell zunächst die Identifizierung von Ausreißern und Extremwerten. *Ausreißer* sind Werte, die das 75-Perzentil bzw. das 25-Perzentil um mehr als das 1,5 fache des Interquartilabstandes (75- bis 25-Perzentil) über- bzw. unterschreiten. *Extremwerte* sind Werte, die das 75-Perzentil bzw. das 25-Perzentil um mehr als das 3 fache des Interquartilabstandes (75- bis 25-Perzentil) über- bzw. unterschreiten. Ausreißer und Extremwerte werden niemals direkt eliminiert, sondern es wird zunächst den Ursachen für die erhöhten Werte nachgegangen. Anschließend werden die Hintergrundwerte bestimmt. Im Rahmen empirischer Studien wird der *Hintergrundwert* gleich dem 50-Perzentil der ermittelten Verteilung gesetzt. Als Schwellenwert für eine *anthropogene Kontamination* wird das 90-Perzentil angenommen.

Bei der Bewertung von Organika-Werten ist grundsätzlich keine Differenzierung nach dem Ausgangsgestein erforderlich. Für die Humusaufgabe / Oberboden (max. 10 cm in Wäldern) wird eine Differenzierung nach Nutzungsart, z.B. Acker, Grünland, Wald (vgl. Interzeption etc.) sowie nach siedlungsstrukturellen Gebietstypen (d.h. Regionen mit großen Verdichtungsräumen, Verdichtungsansätzen bzw. ländlich geprägte Räume) gem. BfLR (1992); vgl. RANK ET AL. (1997) oder sogar noch differenzierter auf Gemeindeebene (vgl. LABO, 2003, Kap. 6.3, Tab. 7 und 8) empfohlen. Arbeiten von MATZNER ET AL. (1981) legen überdies eine Differenzierung nach dem Bestockungstyp nahe, da in einem Fichtenbestand höhere Gehalte und Vorräte an ausgewählten PCAs gefunden wurden als in einem Buchenbestand. Dieser Trend wird bestätigt durch Untersuchungen der Bund-Länder-AG Dioxine (BMU, 2002), welche für PCDD/PCDF unterschiedliche Werte in Böden von Nadelwäldern im Vergleich zu sonstigen Waldtypen feststellten.

Die im Rahmen der BZE II erhobene Probenanzahl ist begrenzt – daher sind der Stratifizierung Grenzen gesetzt. Auf jeden Fall sollte differenziert werden nach Gebiets- und Bestockungstypen, sowie für Auflage und Oberboden getrennte Auswertungen vorgenommen werden.

Zeitliche Trends für PCDD/PCDF konnten im Rahmen der durch die AG Dioxine durchgeführten Auswertungen für Daten zu Humusaufgaben von Waldböden für den Zeitraum von 1987 bis 1999 nicht festgestellt werden (BMU, 2002).

5.3 Leitindikatoren / Indikatormerkmale

Da bislang für die BZE II noch keine eindeutigen Vorgaben über den Umfang des möglicherweise zu analysierenden Merkmalspektrums für Organika vorliegen, soll nachfolgend kurz auf einige Aspekte für die Auswahl der Indikatormerkmale und Leitindikatoren eingegangen werden.

Die im Rahmen der BZE oder anderen eher extensiv und langfristig ausgerichteten Monitoringverfahren auszuwählenden Organika sollten

- ab einer bestimmten Konzentration eine schädigende Wirkung aufweisen (sog. Wirkungspfad-bezogene Relevanz)
- mit analytisch-chemischen Verfahren eindeutig und ausreichend präzise nachweisbar sein
- eine gewisse Persistenz in Böden aufweisen (gem. GDCH (1999) sollte die Halbwertszeit in Böden mindestens 6 Monate betragen, um Hintergrundgehalte berechnen zu können)
- ubiquitär verbreitet sein.

Die o.g. Bedingungen erfüllen (lt. LABO, 2003) folgende organische Stoffe bzw. Stoffgruppen, welche im Rahmen der BZE II vordringlich Berücksichtigung finden sollten. Als Leitindikatoren wären die Gehalte dieser Organika zu betrachten und zu bewerten.

PCB ₆	Summe der polychlorierten Biphenyle (Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180)
PAK ₁₆	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Summe 16 Verbindungen nach EPA
B(a)P	Benzo(a)pyren
HCH	Hexachlorcyclohexan
HCB	Hexachlorbenzol
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane.

Im Rahmen der BZE I-Begleitstudie wurden u.a. auch Gehalte von verschiedenen polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen bestimmt (BGR, 1992, Bd. 1 und Bd. 4). Analysiert wurden insgesamt 14 verschiedene Fraktionen. Es zeigte sich, dass alle einzelnen Verbindungen über alle untersuchten Proben sehr stark miteinander korrelierten. Daher ist auf der Basis dieser Untersuchung von einer getrennten Analyse i.a. abzuraten bzw. diese nur in begründeten Fällen auf ausgewählte Stoffe zu beschränken und ansonsten die Gesamt-PAK (früher PAK₁₄, heute PAK₁₆) zu analysieren.

Zusätzlich werden lt. Konzeptpapier zur BZE II (Stand Juni 2005) durch UBA folgende Stoffe möglicherweise in die Untersuchungen einbezogen:

DDT	DDT (1,1,1-Trichlor-2,2-bis-(4chlorphenyl)-ethan)
DDX	DDT und Metabolite (DDD, DDE)
Triazine	
Aldrin / Dieldrin	
Phenol	
Kresol und chlorierte Derivate	
Nitroaromate	

Die Berücksichtigung dieser Stoffe ist v.a. abhängig von den derzeit noch in der Vorbereitung befindlichen Vorstudien. Zu empfehlen ist, die endgültige Liste mit den Anforderungen des BBodSchG bzw. der begleitenden Verordnung (BBodSchV) soweit als möglich abzugleichen. Tab. II.5.1 gibt die gem. BBodSchV zu analysierenden Organika sowie zusätzlich auch die für die Analytik anzuwendenden Methoden wieder.

Tab. II.5.1: Gem. BBodSchV zu betrachtende organische Stoffe

Untersuchungsparameter	Verfahrenshinweise	Methode
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): 16 PAK (EPA)	1) Soxhlet-Extraktion mit Toluol, chromatographisches Clean-up; Quantifizierung mittels GC-MS*	Merkblatt Nr. 1 des LUA-NRW, 1994*
Benzo(a)pyren	2) Extraktion mit Tetrahydrofuran oder Acetonitril; Quantifizierung mittels HPLC-UV/DAD/F* 3) Extraktion mit Aceton, Zugabe von Petrolether, Entfernung des Acetons, chromatographische Reinigung des Petroletherextraktes, Aufnahme in Acetonitril; Quantifizierung mittels HPLC-UV/DAD/F 4) Extraktion mit einem Wasser/Aceton/Petrolether-Gemisch in Gegenwart von NaCl; Quantifizierung mittels GC-MS oder HPLC-UV/DAD/F	Merkblatt Nr. 1 des LUA -NRW, 1994* E DIN ISO 13877: 06.95 VDLUFA-Methodenbuch, Band VII; Handbuch Altlasten Bd. 7, LfU HE
Hexachlorbenzol	Extraktion mit Aceton/Cyclohexan-Gemisch oder Aceton/Petrolether, ggf. chromatographische Reinigung nach Entfernen des Acetons; Quantifizierung mittels GC-ECD oder GC-MS	E DIN ISO 10382: 02.98
Pentachlorphenol	Soxhlet-Extraktion mit Heptan oder Aceton/Heptan (50:50); Derivatisierung mit Essigsäureanhydrid; Quantifizierung mittels GC-ECD oder GC-MS	E DIN ISO 14154: 10.97
Aldrin, DDT, HCH- Gemisch	1) Extraktion mit Petrolether oder Aceton/Petrolether-Gemisch, chromatographische Reinigung; Quantifizierung mittels GC-ECD oder GC-MS* 2) Extraktion mit Wasser/Aceton/ Petrolether-Gemisch; Quantifizierung mittels GC-ECD oder GC-MS	E DIN ISO 10382: 02.98* VDLUFA-Methodenbuch, Band VII
Polychlorierte Biphenyle (PCB): 6 PCB-Kongenerne (Nr. 28, 52, 101,138, 153, 180 nach Ballschmiter)	1) Extraktion mit Heptan oder Aceton/Petrolether, chromatographische Reinigung; Quantifizierung mittels GC-ECD (GC-MS möglich) 2) Soxhlet-Extraktion mit Heptan, Hexan oder Pentan, chromatographische Reinigung an AgNO ₃ / Kieselgelsäule; Quantifizierung mittels GC-ECD (GC-MS möglich) 3) Extraktion mit einem Wasser/Aceton/ Petrolether-Gemisch in Gegenwart von NaCl; Quantifizierung mittels GC-ECD (GC-MS möglich)	E DIN ISO 10382: 02.98 DIN 38414-20: 01.96 VDLUFA-Methodenbuch, Band VII

Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane	Soxhlet-Extraktion gefriergetrockneter Proben mit Toluol, chromatographische Reinigung; Quantifizierung mittels GC-MS	nach Klärschlamm-VO unter Beachtung von DIN 38414-24: 04.98, VDI-Richtlinie 3499, Blatt1: 03.90
Benzol	GC-FID	DIN 38407-9: 05.91*
BTEX	GC-FID Matrixbelastung beachten	DIN 38407-9: 05.91
Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW)	GC-ECD	DIN EN ISO 10301: 08.97
Aldrin	GC-ECD (GC-MS möglich)	DIN 38407-2: 02.93
DDT	GC-ECD (GC-MS möglich)	DIN 38407-2: 02.93
Phenole	GC-ECD	ISO/ DIS 8165-2: 01.97
Chlorphenole	GC-ECD oder GC-MS	ISO/ DIS 8165-2: 01.97
Chlorbenzole	GC-ECD (GC-MS möglich)	DIN 38407-2: 02.93
PCB, gesamt	GC-ECD GC-ECD oder GC-MS	DIN EN ISO 6468: 02.97 DIN 51527-1: 05.87 DIN 38407-3: 07.98
PAK, gesamt	HPLC-F	DIN 38407-8: 10.95
Naphthalin	GC-FID oder GC-MS	DIN 38407-9: 05.91
Mineralölkohlenwasserstoffe	Extraktion mit Petrolether, gaschromatographische Quantifizierung	nach ISO/TR 11046: 06.94

5.4 Bewertung der POP-Gehalte

Über die Bewertung der Organika-Gehalte in Waldböden liegen wenig Erkenntnisse vor. Selbst wenn erhöhte Gehalte oder auch Schwellenwerte für schädigende Wirkungen definiert wurden, so erfolgte dies i.a. nicht im Hinblick auf die Wirkung der Organika im Waldökosystem sondern vordringlich – z.B. beim BBodSchG – im Hinblick auf die direkte oder indirekte Schädigung von Menschen. Trotz allem werden nachfolgend die aktuell in der Literatur vorhandenen Standards zur Orientierung aufgeführt.

- Bundesweite Hintergrundwerte -

Bundesweit einheitliche, akzeptierte Hintergrundwerte organischer Stoffe in Böden liegen derzeit auch für die Humusaufgabe und den Oberboden noch nicht vor (vgl. Tab. II.5.2 aus LABO, 2003). Bundesweite Befunde für PCDD/F liegen von der Bundesländer-AG Dioxine vor (vgl. Kap. 5.5 aus BMU, 2002).

Tab. II.5.2: Existenz von Hintergrundwerten organischer Stoffe in Oberböden (LABO, 2003)

	PAK	B(a)P	DDX	DDT	HCB	PCB	HCH	γ -HCH	PCB	PCDD/F
bundesweit										
Baden-Württemberg	X			X	X	X	X		X	X
Bayern	X	X				X				X
Berlin										
Brandenburg	X	X	X		X	X	X	X		X
Bremen										
Hamburg	X	X			X	X	X			
Hessen	X	X		X	X	X	X	X		X
Mecklenburg-Vorp.	X	X								
Niedersachsen	X	X			X	X	X	X		X
Nordrhein-Westfalen		X				X				X
Rheinland-Pfalz	X	X	X		X	X	X		X	X
Saarland										X
Sachsen	X	X								
Sachsen-Anhalt										
Schleswig-Holstein										X
Thüringen	X	X		X	X	X	X	X		X

- Regionale Hintergrundwerte (gem. LABO, 2003) -

In Kap. 5.5 sind die Hintergrund- und Belastungskennwerte für die im Rahmen der BZE II als vordringlich zu untersuchen eingestufteten Organika - getrennt nach den Angaben der einzelnen Bundesländer – tabellarisch aufgeführt. Es wurden nur Befunde für die Nutzungsform Wald im überwiegend ländlichen Raum berücksichtigt, d.h. Werte aus Verdichtungsräumen ausgeschlossen. Die Angaben erfolgen getrennt für die Humusaufgabe bzw. den Oberboden (im Wald bis max. 10 cm Tiefe).

- Grenzwerte gemäß „Hollandliste“ -

Die Grenzwerte der sog. „Hollandliste“ besitzen Gültigkeit eigentlich nur für landwirtschaftlich genutzte Böden. Die Anwendung auf Waldböden ist nicht empfehlenswert. Sie wurde jedoch bei der BZE I-Begleitstudie (BGR, 1992) verwendet und soll daher hier aufgeführt werden (s. Kap. 5.5). Für PAK und B(a)P wurden die Hintergrundwerte (A-Werte) dabei in mehr als der Hälfte der Analysen überschritten, die B-Werte in 1 bzw. 2 Fällen. Überschreitungen traten in $\frac{3}{4}$ der Fälle in der Humusaufgabe auf. In Tiefen unter 10 cm waren die Gehalte bereits an bzw. unter der analytischen Nachweisgrenze.

- Bewertung nach BBodSchV bzw. BbodSchG -

In der BBodSchV finden sich zwar z.T. nutzungsspezifische Bewertungsschlüssel, jedoch keine für Wälder bzw. Waldböden. Lediglich die Vorsorgewerte (s. Kap. 5.5) könnten auch für Wald als gültig interpretiert werden.

Außerdem werden Prüf- und Maßnahmewerte der BBodSchV für die verschiedenen Wirkungspfade – soweit vorhanden – wiedergegeben (s. Kap. 5.5). Dies geschieht weniger vor dem Hintergrund, diese für die Bewertung der BZE II-Befunde zu verwenden. Vielmehr könnten die Ergebnisse der BZE II für die Konkretisierung der Angaben für Wälder / Waldböden verwendet werden.

- Schätzung des Filtervermögens von Böden gegenüber POPs -

Gem. BLUME & BRÜMMER (1987) kann das Verhalten von ausgewählten POPs, i.d.R. Pflanzenschutzmitteln, in Böden auf der Grundlage

- der Löslichkeit bzw. Flüchtigkeit der jeweiligen Chemikalien
- der durchschnittlichen Bindungsstärke durch Humus oder Ton sowie
- der durchschnittlichen mikrobiellen Abbaubarkeit (in Abhängigkeit vom Aziditätsgrad der Böden sowie dem Redoxpotential)

mit einfachen Feldmethoden abgeschätzt werden. Dies ist nach dem vorgestellten Verfahren nur für ausgewählte Substanzen (z.B. DDT, Lindan, PCP, Atrazin) möglich. Die Bewertung erfolgt über Klasseneinteilungen mit Zu- und Abschlägen. Eine Beurteilung der Konsequenzen für Waldökosysteme liegt nicht vor.

5.5 Bewertungstabellen

Befunde der Bund-Länder-AG Dioxine für PCDD/F für Wälder, differenziert nach Bestockungstypen (BMU, 2002)

	Median	90-Perzentil	Anzahl Proben
Wald			
Auflage	5,42	36,4	116
Oberboden	1,85	18,2	97
Nadelwald			
Auflage	7,96	38,1	39
Oberboden	1,92	6,27	32
Mischwald			
Auflage	5,08	25,8	24
Oberboden	0,29	5,39	18
Laubwald			
Auflage	5,90	39,9	16
Oberboden	0,57	10,7	16

Befunde der Bund-Länder-AG Dioxine für PCDD/F für Wälder, differenziert nach Gebietstypen (BMU, 2002)

	Median	90-Perzentil	Anzahl Proben
Wald (ohne Differenzierung)			
Auflage	5,42	36,4	116
Oberboden	1,85	18,2	97
Gebietstyp „Ländlicher Raum“			
Auflage	12,1	37,0	22
Oberboden	0,35	5,32	21
Gebietstyp „Ballungsrand“			
Auflage	4,37	26,5	51
Oberboden	2,20	22,1	41
Gebietstyp „Ballungsraum“			
Auflage	6,74	45,1	43
Oberboden	2,20	37,5	35

Hintergrund- bzw. Belastungskennwerte (d.h. 50 (90)-Perzentil) für Organika; Ländlicher Raum; Nutzungsform Wald; Humusauflage; [$\mu\text{g}/\text{kg}$ bzw. $\text{ng I-TEq}/\text{kg TS}$ bei PCDD/F]

Land	PCB ₆	PAK ₁₆	B(a)P	HCH	HCB	PCDD/F	Bemerkung
BW	38 (107)	1147 (2977)	-	29 (54)	3 (7)	17 (53)	
BY ¹	68 (546)	556 (2060)	15 (90)	-	-	5 (30)	eher hoch
BB ²	3 (13)	1170 (2892)	50 (155)	3 (36)	<1 (5)	-	
MV ²	-	224 (481)	30 (57)	-	-	-	
NI	49 (110)	-	<1 (>1)	-	-	-	
RP ³	-	-	-	-	-	-	
SL	47 (88)	1788 (6223)	162 (527)	-	1 (21)	-	
SN	-	1700 (3100)	82 (190)	-	-	-	
TH ²	12 (63)	2309 (5329)	74 (230)	-	4 (15)	-	PCB ₇

1: Werte für Standorte im ländlichen Raum sowie für angehende Verdichtungsräume

2: Werte nicht differenziert, entsprechen aber ganz überwiegend dem ländlichen Raum

3: Werte nicht differenziert, entsprechen zu 80% Region mit Verdichtungsansätzen zu 14 % ländlicher Raum

Hintergrund- bzw. Belastungskennwerte (d.h. 50 (90)-Perzentil) für Organika; Ländlicher Raum; Nutzungsform Wald; Oberboden (bis max. 10 cm); [$\mu\text{g}/\text{kg}$ bzw. $\text{ng I-TEq}/\text{kg TS}$ bei PCDD/F]

Land	PCB ₆	PAK ₁₆	B(a)P	HCH	HCB	PCDD/F	Bemerkung
BW	2 (24)	254 (1993)	-	<1 (3)	<1 (2)	4 (37)	
BY ¹	11 (67)	666 (1590)	19 (300)	-	-	<1 (3)	eher hoch
BB ²	3 (7)	345 (1207)	19 (88)	2 (3)	<1 (2)	-	
MV ²	-	244 (616)	14 (40)	-	-	-	
NI	5 (25)	-	<1 (<1)	-	-	-	
RP ³	15 (67)	775 (1917)	39 (122)	<1 (28)	<1 (5)	6 (16)	eher hoch
SL	2 (17)	599 (1527)	66 (166)	-	1 (2)	-	
SN	-	130 (360)	<10 (11)	-	-	-	
TH ²	<7 (21)	1014 (2338)	22 (98)	-	1 (4)	-	

1: Werte für Standorte im ländlichen Raum sowie für angehende Verdichtungsräume

2: Werte nicht differenziert, entsprechen aber ganz überwiegend dem ländlichen Raum

3: Werte nicht differenziert, entsprechen zu 80% Region mit Verdichtungsansätzen zu 14 % ländlicher Raum

Grenzwerte für PAK und B(a)P gem. „Hollandliste“

Stoff	„Hollandliste“ [mg/kg Boden]		
	Hintergrundwert (A-Wert)	Schwellenwert für weitere Untersuchungen (B-Wert)	Schwellenwert für Sanierungsmaßnahmen (C-Wert)
PAK	1	20	200
B(a)P	0,05	1	10

Vorsorgewerte (mg/kg Trockenmasse, Feinboden) für PCB, PAK und B(a)P gem. BBodSchV (nach BACHMANN ET AL. 1997)

Böden	PCB ₆	PAK ₁₆	B(a)P
Humusgehalt > 8 %	0,1	10	1
Humusgehalt < 8 %	0,05	3	0,3

Wirkungspfad Boden-Mensch (direkte Aufnahme) - Prüfwerte nach §8 BBodSchG

Stoff	Prüfwerte [mg/kg TM]			
	Kinderspielflächen	Wohngebiete	Park- u. Freizeitanlagen	Industrie- und Gewerbegrundstücke
Aldrin	2	4	10	-
B(a)P	2	4	10	12
DDT	40	80	200	-
HCB	4	8	20	200
Hexachlorcyclohexan	5	10	25	400
Pentachlorphenol	50	100	250	250
PCB ₆	0,4	0,8	2	40

Wirkungspfad Boden-Mensch (direkte Aufnahme) - Maßnahmewert nach §8 BBodSchG

Stoff	Maßnahmenwert [ng I-TEq/kg TM]*			
	Kinderspielflächen	Wohngebiete	Park- u. Freizeitanlagen	Industrie- und Gewerbegrundstücke
PCDD/F	100	1.000	1.000	10.000

Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze - Prüf- und Maßnahmenwerte nach §8 BBodSchG

Stoff	Ackerbau, Nutzgarten	
	Prüfwert [mg/kg TM]	Maßnahmenwert [mg/kg TM]
B(a)P	1	---

Stoff	Grünland
	Maßnahmenwert [mg/kg TM]
PCB ₆	0,2

Wirkungspfad Boden-Grundwasser - Prüfwerte nach §8 BBodSchG

Organische Stoffe	Prüfwert [µg/l]
Mineralölkohlenwasserstoffe	200
BTEX	20
Benzol	1
LHKW	10
Aldrin	0,1
DDT	0,1
Phenole	20
PCB	0,05
PAK	0,20
Naphthalin	2

5.6 Literatur

a) zitierte Literatur

Bachmann, G. et al. (1997): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In: Handbuch Bodenschutz. E.Schmidt Verlag, Berlin.

BfLR, Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (1992): Materialien zur Raumentwicklung, Heft 47, Bonn.

BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Raumordnung (1992): Begleitstudie zur bundesweiten Bodenzustandserhebung im Walde (BZE-W). 4 Bände, BGR-Archiv-Nr.: 109274, Hannover.

Blume, H.P.; Brümmer, G. (1987): Prognose des Verhaltens von Pflanzenbehandlungsmitteln in Böden mittels einfacher Feldmethoden. Landwirtschaftl. Forschung 40, 41-50.

BMU, Bundesministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2002): Dioxine – Daten aus Deutschland. Daten zur Dioxinbelastung der Umwelt. 3. Bericht der Bund-Länder-AG Dioxine. Dioxinreferenzmessprogramm. 4. Bericht der Bund-Länder-AG Dioxine. Berlin, 2002. 122 S.

GDCh, Gesellschaft Deutscher Chemiker (1999): Persistent Organic Pollutants (POPs). – Mitteilungsblatt der GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie; 5. Jg. 2.

Jones, K.C. (1988): Polynuclear aromatic hydrocarbons in the soil system: Long-term changes, behaviour and current levels in the U.K. 351-358. in Wolf, K. et al.: Contaminated Soil '88. Second international TNO/BMFT Conference on Contaminated Soil. Hamburg. Vol. 1 (1009p.) & Vol. 2 (652 p.); Kluwer-Verlag, Dordrecht.

Kögel-Knabner, I.; Knabner, P. (1991): Einfluss von gelöstem Kohlenstoff auf die Verlagerung organischer Umweltchemikalien. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. Bd. 63, 119-122.

LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. Auflage.

LABO/LAGA/LAWA (1993): Einheitliche Bewertungsgrundsätze zu vorhandenen Bodenverunreinigungen/Altlasten. Bund-Länder-AG Bodenschutz (LABO), Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) und Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

Matzner, E.; Hübner, D.; Thomas, W. (1981): Content and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons in two forested ecosystems in northern Germany. Z. Pflanzenern., Bodenk. 144:283-288.

McCarthy, J.F.; Zachara, J.M. (1989): Surface transport of Contaminants. Environ. Science Technol. 23, 496-502.

Prüß, A. (2003): Kennzeichnung von Gebieten mit großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten in Böden. UBA-Forschungsbericht 2007/1238.

Rank, G.; Kardel, K.; Pälchen, W. (1998): Zur Belastung sächsischer Böden mit anorganischen und organischen Schadstoffen – Verteilung, Intensität, Ursachen. Z. Geolog. Wiss 26 (1/2), 61-78.

b) weiterführende Literatur mit nationalen Bezug

BMU (2004): Bericht der Bundesregierung zur Umsetzung des Protokolls zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung betreffend persistente organische Schadstoffe. <http://www.bmu.de>

BMU (2005): Umweltdaten. <http://www.env-it.de/umweltdaten/jsp/index.jsp>

c) weiterführende Literatur mit überwiegend regionalem Bezug

Brosig, A.; Dornberger, U.; Hundt, I.; Pohl, A.; Schulz, V.; Walsch, A. (1997): Ableitung von nutzungsabhängigen Normwerten für organische Schadstoffe in Böden des Freistaates Thüringen – Gesamtprojekt 1995-1997. F+E Vorhaben der TLU (unveröffentlicht).

Crößmann, G.; Lipphard, K.G.; Eustermann, K. (1992): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen; Hrsg. Kommunalverband Ruhrgebiet.

Crößmann, G.; Wüstemann, H. (1992): Belastungen in Haus- und Kleingärten durch anorganische und organische Stoffe mit Schädigungspotential (Sachstandsdocumentation). UBA-Forschungsbericht 11608068, Texte 11/95, UBA Berlin.

Gras, B.; Jaeger, C.; Sievers, S. (1996): Gehalte an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Hamburger Oberböden. Hamburger Umweltberichte 52/96.

Hartmann, R. (1995): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden. Bayr. Bodenk. Berichte, Bd. 44.

Joneck, M.; Prinz, R. (1993): Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. GLA-Fachberichte 9; Hrsg. Bayerisches Geologisches Landesamt.

Joneck, M.; Prinz, R. (1995): Verfahren zur Ableitung nutzungs- und raumspezifischer Hintergrundgehalte organischer Schadstoffe in Böden am Beispiel der Dioxine und Furane. Wasser & Boden, 11/1995, 28-42, Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.

Müller, J. et al. (1991): Ermittlung der ubiquitären Grundbelastung von niedersächsischen Böden mit PCB und PCDD/PCDF.

Pohl, A.; Ritschel, J. (2001): Untersuchungen zu organischen Schadstoffen in Böden: 1995-1997. Schriftenr. Thür. Landesanstalt f. Umwelt, Jena, H. 41; Hrsg. Thüringer Landesanstalt für Umwelt.

Umweltministerium Baden-Württemberg (1996): 4. VwV zum BBodSchG über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten organischer Schadstoffe im Boden (VwV Organische Schadstoffe) vom 10. Dezember 1995. – GABL vom Februar 1996, S. 87-94; Stuttgart.

6 Themenbereich

REGENERATIONSFÄHIGKEIT / STANDORTSNACHHALTIGKEIT

6.1 Bedeutung

Unter der Regenerationsfähigkeit von Ökosystemen wird generell ihre Fähigkeit verstanden, im Rahmen des Stoff- und Energiekreislaufs Belastungen oder Schädigungen bis zu einem gewissen Grad wieder auszugleichen. Auch Waldökosysteme sind in einem hohem Maße in der Lage, natürliche Störungen sowie direkte und indirekte menschliche Belastungen durch interne Regelprozesse abzupuffern.

Den Waldböden kommt in diesem Zusammenhang eine Schlüsselrolle zu. Der Erhalt ihrer natürlichen Funktionen, d.h. ihrer Habitat-, Puffer-, Filter- und Speicherfunktion, ist Grundlage für die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und die nachhaltige Waldbewirtschaftung. Diese kann nur in dauerhaft gesunden, vitalen Waldökosystemen erfolgen. Die Sicherung der standörtlichen Nachhaltigkeit in Form von dauerhaft gesunden Waldböden stellt somit eine notwendige Bedingung zur Sicherung der Produktionsgrundlage für die nachhaltige Waldentwicklung und –bewirtschaftung dar. Der Erhalt der Waldbodenfunktionen trägt überdies zur Sicherung der Wasserversorgung bei, indem Waldböden ausgleichende Wirkung auf das Wasserdargebot haben sowie durch ihre Filterfunktion reinigend wirken können. Die standortsangepasste Biodiversität, i.d.R. erfasst durch Bodenfauna und Bodenvegetation, wird durch den Schutz der Waldböden ebenfalls gefördert.

Vitale Wälder mit gesunden Böden sind widerstandsfähiger gegenüber biotischen und abiotischen Gefahren und weisen eine größere Elastizität gegenüber äußeren Beeinträchtigungen auf. Die Ergebnisse der BZE I haben jedoch aufgezeigt, dass sich wesentliche natürliche Regel- und Puffermechanismen an den Grenzen ihrer Belastbarkeit befinden oder teilweise schon außer Kraft gesetzt sind (WOLFF & RIEK, 1997). Dies bedeutet, dass sich die Gesellschaft im Hinblick auf die unschädliche Abpufferung ihrer schädigenden Einflussnahme auf Wälder nicht mehr uneingeschränkt auf das Regelvermögen der Natur verlassen kann. Vielmehr sind Gegenmaßnahmen erforderlich, um die Nachhaltigkeit der gewünschten Leistungen und Wirkungen von Waldökosystemen wiederherzustellen oder zu erhalten, vor allem aber auch um die Regenerationsfähigkeit standortsangepasster Baumarten zu fördern.

Im Rahmen der ordnungsgemäßen Forstwirtschaft wird daher dem Schutz der Waldböden durch Vermeidung von negativen Beeinflussungen (z.B. Biozideinsatz, Maschineneinsatz, Bodenbearbeitung) bzw. Förderung bodenpfleglicher, stabilisierender Maßnahmen (z.B. standortsangepasste Baumartenwahl, Betriebsform, integrierter Waldschutz, Kalkung) eine zunehmende Bedeutung beigemessen.

Die Möglichkeiten der forstlichen Einflussnahme sind jedoch in ihrer Wirkung begrenzt, wenn sie nicht durch eine drastische Minderung der zentralen Einflussgrößen, d.h. der schnellstmöglichen Reduzierung des Eintrages von Luftschadstoffen begleitet werden. Um diesem grenzüberschreitenden Problem beizukommen sind internationale Herangehensweisen erforderlich. Das europäische forstliche Umweltmonitoringsystem ist in diesem Zusammenhang ein hochqualifiziertes Instrumentarium zur

der Ökosystemüberwachung, das rechtzeitig Fehlentwicklungen aufzeigen und zielgerichtete Handlungsempfehlungen geben kann.

6.2 Einflussfaktoren

Böden können als ein Ergebnis von jahrtausendelangen physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren angesehen werden. Wesentliche modifizierende Größen bei der Bodenbildung sind das Ausgangsgestein, die klimatischen Verhältnisse, das Vorkommen spezifischer tierischer, pflanzlicher oder mikrobieller Lebensgemeinschaften sowie systemtypische Störungen und Risiken. Unter diesen natürlichen Bedingungen haben sich charakteristische Kombinationen von Bodentypen und Waldgesellschaften herausgebildet, welche durch typische Strukturen und Prozesse beschrieben werden können.

Unter den für Deutschland typischen humiden Klimabedingungen stellt so z.B. die Bodenversauerung grundsätzlich einen natürlichen Prozess dar (vgl. Kap.1). Säuren entstehen natürlicherweise vor allem durch das beim mikrobiellen Abbau von Biomasse und der Wurzelatmung freigesetzte CO_2 sowie bei der Nitrifizierung und Humifizierung. D.h. auch unter natürlichen Bedingungen können Böden versauern - die Versauerungsdynamik ist dabei abhängig von der natürlichen Säureproduktion einerseits und der Säurepufferung andererseits: wenn durch die Verwitterung von Silikaten weniger Kationen (Ca, Mg, K, Na) zur Säurepufferung zur Verfügung stehen, als das System mit den Säureresten verlassen, führt dies neben der Verringerung der Pufferkapazität auch zu einem Absinken der pH-Werte, die Böden versauern. Der natürliche Versauerungsprozess wird durch die o.g. natürlichen Einflußgrößen modifiziert.

In natürlichen Böden existieren enge Zusammenhänge zwischen der Stickstoff- und Basenausstattung der Böden (vgl. Kap.2). Entwickelte Waldökosysteme auf basenreichen Böden sind stickstoffreich, auf basenarmen Böden stickstoffarm. Klimatische Bedingungen, Aziditätszustand und Stickstoffausstattung der Böden manifestieren sich in der morphologischen Humusform, welche ihrerseits Ausdruck für die biologische Aktivität in Waldböden ist.

Die Ergebnisse der BZE I verdeutlichen jedoch eine Diskrepanz zwischen Aziditätszustand, C/N-Verhältnissen und morphologischer Humusform (WOLFF & RIEK, 1997). Die – abgesehen von Karbonatböden – nahezu flächendeckende Versauerung der Oberböden bei gleichzeitig relativ (bezogen auf die jeweiligen Humusformen) engen C/N-Verhältnissen wurde dabei auf die Überlagerung der bodenökologischen Transformationsprozesse durch hohe Einträge von Säure und Stickstoff zurückgeführt. Nadel-/Blattanalysen der BZE I bestätigen für viele Standorte die These der eintragsbedingten Überversorgung mit Stickstoff. Als maßgebliche Ursache für die erhöhte Versauerungsdynamik und den zu beobachtenden, verstärkt voranschreitenden Versauerungs- bzw. Entbasungszustand der Waldböden werden ebenfalls atmosphärische Einträge, welche versauernde Wirkung haben, gesehen (vgl. auch HALLBÄKEN & TAMM, 1986, HILDEBRANDT, 1989).

Der Eintrag der versauernd wirkenden Schwefel- und Stickstoffverbindungen liegt auf nahezu allen BZE-Standorten deutlich über den ökosystemverträglichen, standorts- und rezeptorspezifischen Schwellenwerten (BOLTE & WOLFF, 2001). Die Überschreitung dieser Schwellenwerte sind ein Indiz für das Auftreten von anthropogen verursachten Schädigungen der Waldökosysteme. Die Berechnungen haben gezeigt, dass trotz Maßnahmen der Luftreinhaltung und der Minderung der Schwefeleinträge, großflächig mit einem verstärkten Verlust von essentiellen Nährstoffen zu rechnen

ist, welche dann nicht mehr für die Bestandesernährung zur Verfügung stehen. Dies kann nur in wenigen Fällen durch basische Stoffeinträge ausgeglichen werden und hat besonders auf Standorten mit geringen Silikatverwitterungsraten eine zunehmende wachstumslimitierende Bedeutung. Auch die eingetragenen eutrophierend wirkenden Stickstoffmengen übersteigen an den BZE-Punkten deutlich die als unbedenklich angesehenen Belastungsschwellen (Critical Loads).

Bei fortschreitender, beschleunigter Versauerung ist damit zu rechnen, dass in den säurebedingt aufgeweiteten Zwischenschichten der Tonminerale zunehmend Nährelemente, wie z.B. Ca oder Mg, durch Al-Fe-Ionen ersetzt werden (MATZNER ET AL., 1985). Dadurch können sie ihre Funktion als Nährelementtauscher auf Dauer verlieren (VEERHOFF & BRÜMMER, 1992). Orientierenden Laborversuchen zur Folge, ist dieser Prozess bei einem Überangebot von Ca- und Mg-Ionen im Boden, welches nur durch eine Bodenkalkung erzeugt werden kann, bis zu einem gewissen Maße rückläufig zu machen (SCHÜLER & BUTZ-BRAUN, 1997). Dies setzt jedoch periodisch wiederholte Bodenschutzkalkungen voraus (vgl. Kap.7).

Detaillierte Angaben zur Tonmineralzusammensetzung (oder ersatzweise auch Elementgesamtgehalte) können mit Hilfe von Rechenmodellen wie PROFILE (SVERDRUP & WARFVINGE, 1995; BECKER ET AL., 2003) dazu verwendet werden, die Kationenfreisetzung durch Verwitterungsvorgänge zu quantifizieren. Darauf aufbauend lassen sich mit Hilfe weiterführender Modellrechnungen die „Critical Load“-Werte für Säureinträge ableiten (NAGEL & GREGOR, 1999). Diese Kennwerte korrespondieren mit langfristig mobilisierbaren Pufferreserven der Böden.

Dynamische Modellrechnungen z.B. mit dem Modell SAFE ermöglichen die Abschätzung der Entwicklung ausgewählter Indikatormerkmale unter unterschiedlichen Szenarien (vgl. BECKER ET AL., 2001, BECKER, 2002; BECKER & GEHRMANN, 2003). Sie können damit auch für die Abschätzung der Regenerationsfähigkeit unterschiedlicher Waldökosysteme oder für die Bewertung der Wirksamkeit forstlicher Maßnahmen (z.B. Bodenkalkung) eingesetzt werden (vgl. Abb. II.6.1 und Abb. II.6.2). Ihre Anwendung im Rahmen der BZE ist jedoch angesichts der umfangreichen Anzahl von Eingangsdaten nicht uneingeschränkt möglich.

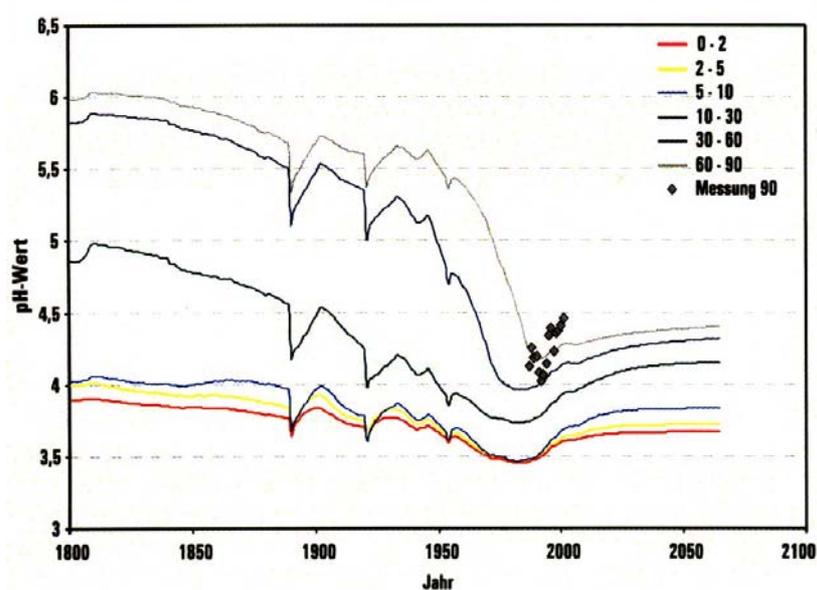


Abb. II.6.1: Entwicklung des pH-Wertes für den nordrhein-westfälischen Standort Elberndorf auf der Basis der Emissionsminderungsziele gem. Göteborg-Protokoll (BECKER & GEHRMANN, 2003).

Ab 1985 greifen die Emissionsminderungen und beginnen die pH-Werte leicht zu steigen. Die Werte von Beginn des Beobachtungszeitraumes werden jedoch nicht erreicht. D.h. die historischen und weiterhin wirksamen Einflüsse übersteigen in ihren Auswirkungen die Regenerationsfähigkeit des Standortes.

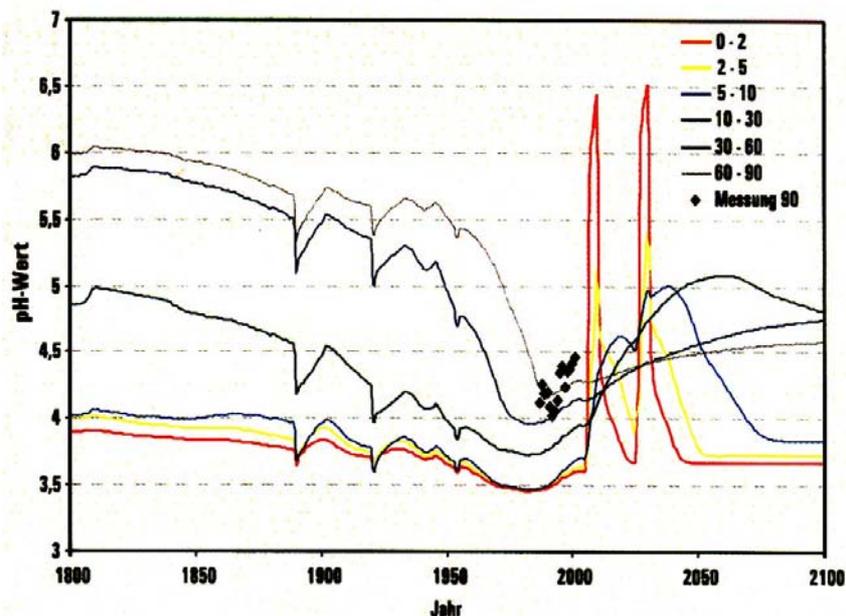


Abb. II.6.2: Mit SAFE prognostizierte Entwicklung des pH-Wertes auf der Basis der Emissionsminderungsziele gem. Göteborg-Protokoll sowie von 2 aufeinanderfolgenden Bodenschutzkalkungen (BECKER & GEHRMANN, 2003).

Die Kalkungen zeigen auf die oberen Bodenschichten eine deutliche – aber bedingt durch andauernde Säureeinträge kurzfristige - Auswirkung. In unteren Schichten ist dagegen eine längerfristige Erholung der pH-Werte in der Bodenlösung zu erkennen.

Neben den bereits angeführten anthropogenen Einflussgrößen „Deposition“ und „Kalkung“, hat die forstliche Bewirtschaftungsweise einen entscheidenden Einfluss auf die Standortnachhaltigkeit, wie schon Untersuchungen aus der 60er Jahren zeigen (BENECKE & BABEL, 1969, SCHLENKER ET AL., 1969, EVERS, 1969). Baumartenwahl, Durchforstungsart /-turnus/-menge, Biomasseexport, forstliche Bodenbearbeitung oder Maschineneinsatz haben einen Einfluss auf die Regenerationsfähigkeit von Waldböden und sollten sich im Rahmen der jeweils standortstypischen natürlichen Elastizitätsgrenzen bewegen. Schutzmaßnahmen sollten den Waldökosystemen in die Lage versetzen, die Zeit bis zum Wirksamwerden emissionsmindernder Maßnahmen zu überstehen. Sie sollten ferner eine Entlastung der Systeme bewirken damit ökosystemare, natürliche Regelfunktionen erhalten bzw. wiederhergestellt werden können (BLOCK ET AL. 1997).

Bisher im Rahmen der BZE nicht berücksichtigt werden konnte, dass sich die o.g. direkten und indirekten anthropogenen Beeinflussungen letztlich auch auf bodenphysikalische Eigenschaften niederschlagen (HILDEBRAND, 1996, vgl. auch Kap. 2.4 sowie 7.3). Mit der verbesserten Erfassung des Lagerungszustandes im Rahmen der BZE II bieten sich hier neue Auswertungsmöglichkeiten an (VÖLKER, 1992).

6.3 Leitindikatoren

Aus den in Kap.6.1 und 6.2 dargestellten Zusammenhängen ergeben sich folgende Leitindikatoren für die Untersuchung und Bewertung der Standortnachhaltigkeit / Regenerationsfähigkeit von Waldböden:

1. Bodenazidität
2. Austauschbelegung
3. Pufferfähigkeit
4. Stickstoffaustrag
5. Umsatzbedingungen
6. Elementvorräte (Ca, Mg, K, P).

Die o.g. Leitindikatoren kennzeichnen v.a. den Versauerungszustand und Stickstoffstatus von Waldökosystemen. Sie wurden bereits, zusammen mit den sie beschreibenden wesentlichen Indikatormerkmalen und Bewertungstabellen, in den entsprechenden Kapiteln 1 und 2 detailliert beschrieben. Auf eine erneute Darstellung wird daher an dieser Stelle verzichtet.

Auch auf die Diskussion und Darstellung von Indikatoren für die Bestockungssituation (inkl. Kronenzustand, Ernährung, Wachstum) und Bewirtschaftungsverhältnisse muss an dieser Stelle verzichtet werden, da diese nicht Gegenstand der Untersuchung sein sollten.

6.4 Literatur

Becker, R. (2002): Dynamische Modellierung des Stoffhaushaltes der Waldstandorte an den Level II-Standorten Baden-Württembergs. Abschlußbericht zum Werkvertrag, bearbeitet durch ÖKO-DATA im Auftrag der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.

Becker, R. und Gehrman, J. (2003): Folgeabschätzung von Luftreinhaltemaßnahmen mit Hilfe des dynamischen Stoffhaushaltsmodells SAFE. Waldzustandsbericht 2003, 29-32.

Becker, R.; Gehrman, J. und Spranger, T. (2003): Neue Grundlagen für die Berechnung von Critical Loads und deren Überschreitung durch Stoffeinträge. Waldzustandsbericht 2003, 24-28.

Becker, R.; Kurz, D. und Alveteg, M. (2001): Ermittlung des Stickstoffsättigungsgerades und des Versauerungsstatus von Böden empfindlicher Ökosysteme im Vergleich zum Ausmaß der Überschreitung kritischer Belastungswerte mittels dynamischer, prozessorientierter Modellansätze (SAFE). Abschlußbericht zum UBA F+E Vorhaben: FKZ 299 84 214.

Benecke, B. und Babel, U. (1969): Untersuchungen über die Auswirkungen des Fichtenreinanbaus auf Parabraunerden und Pseudogleye des Neckarlandes: III. Humusmorphologie und Bodengefüge. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, 19, 81-89.

Block, J.; Roeder, A. und Schüler, G. (1997): Waldbodenrestauration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe. AFZ/Der Wald, 52, 29-33.

Bolte, A.; Wolff, B (2001): Validierung von Critical Loads Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Teil I-Waldökosysteme. Arbeitsbericht Institut für Forstökologie und Walderfassung 2001/4. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Abschlussbericht zum UBA-Forschungsprojekt: FKZ 298 43 209.

Evers, F.H. (1969): Untersuchungen über die Auswirkungen des Fichtenreinanbaus auf Parabraunerden und Pseudogleye des Neckarlandes: IV. Chemische Untersuchung oberflächennaher Bodenbereiche. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, 19, 90-92.

Hallbäken, L. und Tamm, C.O. (1986): Changes in Soil Acidity from 1927 to 1982 – 1984 in a Forest Area of South-West Sweden. Scand J, For. Res., 1, 219 239.

Hildebrand, E.E. (1989): Bodenversauerung: Ausmaß, Entwicklung während der letzten Jahrzehnte, Ursachen. Int. Kongr. Waldschadensforschung, Wissensstand und Perspektiven, Band1, 141 – 164.

Hildebrand, E.E. (1996). Forstliche Bodenbewirtschaftung: In Handbuch der Bodenkunde. Ecomed-Verlag.

Matzner, E.; Ulrich, D.; Murach, D. und Rost-Siebert, K. (1985): Zur Beteiligung des Bodens am Waldsterben. Forst u. Holz, 40, 303-309.

Nagel, H.-D. und Gregor, H.-D. (Hrsg.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Critical Levels. Ein Internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Berlin, S. 259.

Schlenker, G., Babel, U. und Blume, H.P. (1969): Untersuchungen über die Auswirkungen des Fichtenreinanbaus auf Parabraunerden und Pseudogleye des Neckarlandes: VII. Zusammenfassung und Folgerungen für die forstliche Standortsbewertung. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, 19, 111-113.

Schüler, G. und Butz-Braun, R. (1997): Stabilisierung von Dreischicht-Tonmineralien versauerter Waldböden durch Bodenschutzmaßnahmen. Mitt. d. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch., 85, III, 1557-1560.

Verhoff, M. und Brümmer, G.W. (1992): Silicatverwitterung und –zerstörung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen und deren ökologische Konsequenzen. Natur- und Landsch.kde., 28, 25-32.

Völker, G. (1992): Beziehungen und Aussagefähigkeit von Versauerungsindikatoren und Gefügekenngößen in mineralischen Oberböden depositionsbelasteter Waldökosysteme. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Nr. 96.

Warfvinge, P. und Sverdrup, H. (1995): Critical Loads of acidity to Swedish forest soils. Pep. Ecol. Environm. Engineering 5, Lund. Univ.

Wolff, B. und Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996, Bundesministerium für Landwirtschaft und Forsten, 2 Bde.

7 Themenbereich

KALKUNG

7.1 Bedeutung

Waldkalkungen stellen eine Möglichkeit des vorsorgenden Bodenschutzes zur Sicherung der Filter- und Puffereigenschaften versauerter Böden dar (AID, 1985; HILDEBRAND, E.E., 1996; SCHÜLER, 1993 UND 1996). Sie sollen die durch Säuredeposition induzierten Basenverluste in Böden ausgleichen. Durch die Verbesserung des bodenchemischen Milieus (Erhöhung von pH-Wert und Basensättigung) sollen die biologische Aktivität erhöht, interne Stoffkreisläufe reaktiviert und Rohhumusdecken in stabileren Mineralbodenhumus überführt werden. Die Bodenschutzkalkung ist somit vielerorts eine wichtige Maßnahme um die beschleunigte Bodenversauerung und deren nachteilige Wirkung auf die Stabilität der Waldökosysteme und die Gewässerqualität zu vermindern.

Üblicherweise werden heute im Zuge der Kompensationskalkung 3 bis maximal 5 t Dolomitmalk pro Hektar ausgebracht. Sowohl die kurzfristigen als auch langfristigen Wirkungen von Bodenschutzkalkungen sind auf Versuchsflächen der Forstlichen Versuchsanstalten der Länder untersucht worden (z.B. SCHÄFFER ET AL., 2001). Eine Zusammenstellung von *positiven* und *negativen* Effekten der Waldkalkungen findet sich bei WELLBROCK ET AL. (2004) auf der Grundlage einer Literaturlauswertung, die nachfolgend zusammengefasst wird:

Als Vorteile der Kalkung werden folgende Effekte herausgefiltert:

- Anstieg des pH-Wertes und Erhöhung der Basensättigung
- Verbesserung der Lebensbedingungen für Bodenorganismen
- Verbesserung der Bodenstruktur insbesondere durch erhöhte Lumbriciden-Aktivität (Steigerung der Bioturbation)
- Verbesserung der Humusqualität; Abbau / Umbau von Rohhumusaufgaben
- Überführung labiler Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in stabilere, im Mineralboden fixierte Bindungsformen; Schaffung einer effektiven C- und N-Senke (vgl. Kap. 2 und 3)
- langfristig Erweiterung des Wurzelraumes sowie Erhöhung der Durchwurzelungsintensität und Mykorrhizierung
- Verbesserung von Ernährung, Vitalität und Wachstum der Waldbäume

Dagegen werden negative Nebeneffekte in der Literatur vor allem in folgenden - meist zeitlich begrenzten - Beobachtungen gesehen:

- Humusabbau und Erhöhung der Nitratausträge mit dem Sickerwasser
- kurzfristige Verflachung des Feinwurzelsystems und damit erhöhtes Risiko für Wasserstress, Sturmwurf usw.
- Freisetzung von Schwermetallen
- Veränderung des Artenspektrums der Flora und Fauna in Richtung zunehmend nitrophiler und ruderaler Arten.

Einige der Literaturbefunde stehen zueinander im Widerspruch, was aber nur verdeutlicht, dass die Kalkungswirkung in hohem Maße standortsspezifisch ist und nicht verallgemeinernd bewertet werden kann. Ziel ist daher heute die Realisierung des Konzepts der standortsbezogenen Waldkalkung, welches standortsspezifische Handlungsanweisungen und Entscheidungshilfen bei Kalkungsmaßnahmen vorsieht (SCHÜLER, 1996; SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN, 1995). Insbesondere auf Flächen mit hohem Risiko für Nitrataustrag wird demzufolge auf Kalkungsmaßnahmen verzichtet. Auch gilt es, die natürliche standörtliche Heterogenität zu wahren und nicht die durch unterschiedliche Substrate vorgegebenen Unterschiede im Säurestatus auszugleichen.

Die BZE II bietet die Möglichkeit, die Befunde von langfristigen Versuchsflächen im Rahmen einer überregionalen Inventur zu überprüfen. Hierfür sind jedoch verlässliche und möglichst detaillierte Angaben zu den konkreten am BZE-Punkt durchgeführten Maßnahmen notwendig.

7.2 Einflussfaktoren

Wie dargelegt, ist die Wirkung der Bodenschutzkalkung in hohem Maße standortsabhängig. Ob sich der gewünschte positive Effekt einer Kalkung realisieren lässt oder ob negative Begleiterscheinungen diesen aufwiegen hängt wesentlich von folgenden Einflussfaktoren ab:

- Kalkart /-zusammensetzung
- Ausbringungsform /-zeitpunkt
- Substrattyp / -schichtung
- Bodentyp
- Humusform (N-Status)
- Bodenfeuchte
- Nährkraft (Säure-Basen-Zustand)
- Meso- / Mikro-Klima
- Vegetation (Bodenvegetation / Bestand).

7.3 Leitindikatoren / Indikatormerkmale

Aus den in Kap. 7.1 und 7.2 dargelegten potenziellen ökosystemaren Effekten ergeben sich folgende Leitindikatoren für die Untersuchung und Bewertung der Meliorationswirkung von Kalkungsmaßnahmen.

- Bodenazidität -
- Austauscherbelegung -
- Pufferfähigkeit -
- Stickstoffaustrag -
- Umsetzungsbedingungen -

Dies sind die Leitindikatoren, die bereits in Kap. 1 und 2 zur Kennzeichnung des Versauerungs- und Stickstoffstatus' herangezogen worden sind. Die wesentlichen Indi-

katormerkmale (pH-Wert, Austauschbelegung, AKe, Carbonatgehalt, Austauschazidität, Basensättigung, Sulfat-/Nitratkonzentration im 1:2-Extrakt, C/N, Humusform) wurden in den Kap. 1.4 und Kap. 2.4 aufgeführt und im einzelnen beschrieben.

Besonderes Augenmerk sollte darüber hinaus dem Bodengefüge als Indikator für mögliche Bodenstrukturverbesserungen gelten (vgl. Kap. 2.4). Auch ist der Vergleich zwischen BZE I und BZE II unter dem Aspekt von langfristigen Veränderungen auf BZE-Punkten besonders zu beachten. So lassen sich langfristige Veränderungen in der Humusdynamik (Humusumbau / -abbau, Schwermetallfreisetzung und -verlagerung, usw.) möglicherweise anhand des Teilkollektivs ehemaliger Kalkungsflächen auswerten.

Nicht berücksichtigt sind hier Indikatoren aus den Bereichen *Bestand* (Kronenzustand, Ernährung, Wachstum) und *Vegetation* (z.B. verstärktes Auftreten ruderaler Arten), die ebenfalls einen hohen diagnostischen und bioindikativen Wert besitzen, aber nicht Gegenstand dieser Studie sind, welche sich auf den Bereich Boden beschränken soll.

Auf die Beschreibung der Indikatormerkmale sowie auf Bewertungstabellen wird an dieser Stelle verzichtet, da sie den Kap. 1.4 und 1.5 bzw. Kap. 2.4 und 2.5 zu entnehmen sind.

7.4 Literatur

AID (1985): Forstliche Düngung. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung Landwirtschaft und Forsten. Bonn.

Hildebrand, E.E. (1996) Warum müssen wir Waldböden kalken ? Reihe Agrarforschung in Baden-Württemberg. Ulmer Verlag. Bd. 26. 53-65.

Sächsische Landesanstalt für Forsten (1995): Bodenschutzkalkung – Entscheidungshilfen. Graupa.

Schüler, G. (1993): Eigenschaften und Eignung basischer Substanzen für Bodenschutzmaßnahmen. LÖLF-Mitteilungen.

Schüler, G. (1996): Bodenschutz durch standortsdifferenzierte Waldkalkung. Mitt. Dt. bodenkundl. Ges. 79, 133-136.

Schäffer, J., Geißen, V., Hoch, R., Wilpert, K. von (2001): Waldkalkung belebt Böden wieder. AFZ - Der Wald, 21, 1106-1109.

Wellbrock, N., Kies, U., Riek, W., Wolff, B. (2004): Methodeentwicklung zur Ableitung von Maßnahmenempfehlungen für Waldzustandstypen. Abschlussbericht zum Forschungsauftrag 01HS002 „Maßnahmeempfehlungen für Waldzustandstypen unter variierenden Umweltbedingungen – Modellrechnungen und Szenarien auf der Grundlage des bundesweiten Forstlichen Monitorings“.

Weitere Informationen finden sich unter:

http://www.uni-kl.de/FVA/de/seiten/veroeffentlichungen/10_jahre_bodenschutzkalkung/kalkung.html