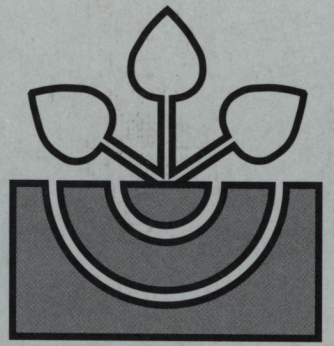


DBG



DEUTSCHE

BODENKUNDLICHE

GESELLSCHAFT

MITTEILUNGEN

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

DBG · Band 30 · ISSN · 0343-1071

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

**Workshop AG „Informationssysteme in der Bodenkunde“
13. und 14. November 2001 in Wetzlar**

REFERATE

**Workshop AG „Stabile Isotope in der Bodenkunde“
11. und 12. März 2002 in Göttingen**

REFERATE

**Sitzung AG Böden in Schleswig-Holstein und FB Landbau der FH Kiel
„Organische und mineralische Reststoffe in der Landwirtschaft –
Dünger und Abfälle?
17.04.2002 in Rendsburg Osterrönfeld**

**VDLUFA-Standpunkt:
Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphorgehalte im Boden
und Wege zu ihrer Verminderung**

INHALT Band 98

Referate Workshop AG „Informationssysteme in der Bodenkunde“ 13. und 14. November 2001 in Wetzlar

BAURIEGEL, A.; D. KÜHN	Erfassungsstandards Flächendaten Brandenburg	3-4
FRIEDRICH, K.	Erfassungsstandard Boden	5-6
HANNEMANN, J.; D. KÜHN	„Abgrenzung“ von Bodenarealen	7-8
HARTMANN, K.-J.	Das Spannungsfeld Datenbestände und -erhebung, Erfassungsstandards und Qualitätssicherung in Hinblick auf Nutzeranforderungen	9-10
KLEEFISCH, B.	Der Erfassungsstandard Boden aus Sicht der Boden-Dauerbeobachtung	11-12
KRUG, D.; J. FEINHALS; G. ADLER	Die Datenbank der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200): bundesweit einheitlicher Erfassungsstandard für Bodenflächendaten	13-14
SCHMANKE, M.; K. FRIEDRICH	Das Bodenformarchiv als zentrale Datenbankanwendung des Erfassungsstandards Boden/Bodenschutz in Hessen	15-16
VORDERBRÜGGE, T.	Erfassungsstandard – Grundlage für den vorsorgenden Bodenschutz	17-18

Referate Workshop AG „Stabile Isotope in der Bodenkunde“ 11. und 12. März 2002 in Göttingen

AUERSWALD, K.; M. WINTERHALTER; R. SCHÄUFELE; H. SCHNYDERQ	Carbon Pools and Isotope Signatures in a Degrading Calcareous Peat Land Eco-System	21-22
MÜLLER, T.; K. THORUP-KRISTENSEN	Total N Difference Method and ¹⁵ N Isotope Dilution Method – A Comparative Study on N-fixation	23-24

Referate der gemeinsamen Tagung der Kommissionen VIII und AG Waldböden „Versauerung der Böden – Anforderungen an den Bodenschutz“ 04. und 05. April 2002 in Dresden-Pillnitz

ARMBRUSTER, M.; K.-H. FEGER	Verbessert Waldbodenkalkung den Zustand unserer Gewässer?	27-28
ASCHE, N.	Podsolbildung unter Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	29-30
AUGUSTIN, S.; W. RIEK; B. WOLFF; N. WELLBROCK	Tiefengradienten bodenchemischer Kennwerte zur Charakterisierung der Versauerung - Entscheidungsgrundlage für Bodenschutzmaßnahmen	31-32
CHODAK, M.; B. LUDWIG; F. BEESE	Vertical Distribution of Heavy Metals in Soils under Beech, Spruce and Mixed Stands	33-34
GAERTIG, T.; E.E. HILDEBRAND	Gibt es Zusammenhänge zwischen Bodenversauerung und Bodenstruktur in Wäldern?	35-36
GENSIOR, A.; C. KÖLLING	Stickstoffinventur Bayerischer Waldböden	37-38
GRAEFE, U.; D.-C. ELSNER; J. GEHRMANN; I. STEMPELMANN	Schwellenwerte der Bodenversauerung für die Bodenbeesetzönose	39-40
HAASE, D.; M. VOLK	Erfassung und Bewertung von Bodenversauerung in Untersuchungen von mesoskaligen Flusseinzugsgebieten	41-42

HUBER, C.	Ernährungszustand, Streufall, Kronentransparenz und Wachstum eines versauerten stickstoffgesättigten Fichtenaltbestandes (Höglwald) nach saurer Beregnung, Kalkung und Stickstoffdüngung	43-44
ISERMANN, K.; R. ISERMANN	Ausgangssituation, Prognosen und Szenarien der Emissionen von SO ₂ , NO, NH ₃ und CO ₂ in Deutschland vor dem Hintergrund tolerierbarer Immissionen	45-46
JOCHHEIM, H.; D. KOPP	Entwicklung einer forstlichen Bodenprofil-Datenbank für Feinbodenformen des nordostdeutschen Tieflands	47-48
KOWALKOWSKI, A.; M. JOZWIAK; R. KOZLOWSKI LORZ, C.	Versauerung der Niederschläge und Bodenzustand im Swietokrzyski Nationalpark Abschätzung des Mobilisierungspotentials von Sulfat und Metallen durch verschiedene Extraktionsmethoden in Böden eines sauren Einzugsgebiets im West- erzgebirge, SE-Deutschland	49-50 51-52
RASPE, S.; R. HEITZ	Bewertung der Nutzungsintensität von Wäldern aus der Sicht des Bodenschutzes	53-54
RUF, A.; A. GERICKE STROHBACH, B.; W. RIEK	Multifunktionalität des Humus in Wäldern Bodenversauerung und Sanierungsmaßnahmen in Brandenburg – Bewertung auf der Grundlage von Naturwäldern und forstlichen Versuchsflächen -	55-56 57-58

**Referate der Sitzung AG Böden in Schleswig-Holstein und FB Landbau der FH Kiel
„Organische und mineralische Reststoffe in der Landwirtschaft – Dünger und Abfälle?
17.04.2002 in Rendsburg Osterrönfeld**

DAHLHAUS, M.W.; R. HORN; M. FILIPINSKI FILIPINSKI, M.;	Regionale Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern in Schleswig-Holstein – Möglichkeiten und Grenzen Verwertungseinschränkungen für Sekundärrohstoffdünger in der Landwirtschaft	61-62 63-64
M. W. DAHLHAUS; R. HORN HAKEMANN, O.; M. FILIPINSKI; M. DAHLHAUS; R. HORN	Flächenhafte Verwertung von mineralischen Abfällen und Bodenmaterialien auf und in Böden in Schleswig-Holstein – ein Verfahrensvorschlag	65-66
HERMS, U.	Komposte in der Landwirtschaft – Ergebnisse aus einem laufenden Projekt	67-68
METTE, R.	Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern im Ökologischen Landbau	69-70
UECKERT, G.; R. METTE; B. SATTELMACHER	Einsatz von Holzaschen in der Landwirtschaft	71-72

VDLUFA-Standpunkt: Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphorgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung

VDLUFA-Standpunkt: Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphorgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung	75-80
--	-------

Inhalt nach Autoren

ARMBRUSTER, M.; K.-H. FEGER	27-28
ASCHE, N.	29-30
AUERSWALD, K.; M. WINTERHALTER; R. SCHÄUFELE; H. SCHNYDERQ	21-22
AUGUSTIN, S.; W. RIEK; B. WOLFF; N. WELLBROCK	31-32
BAURIEGEL, A.; D. KÜHN	3-4
CHODAK, M.; B. LUDWIG; F. BEESE	33-34
DAHLHAUS, M.W.; R. HORN; M. FILIPINSKI	61-62
FILIPINSKI, M.; M. W. DAHLHAUS; R. HORN	63-64
FRIEDRICH, K.	5-6
GAERTIG, T.; E.E. HILDEBRAND	35-36
GENSOR, A.; C. KÖLLING	37-38
GRAEFE, U.; D.-C. ELSNER; J. GEHRMANN; I. STEMPELMANN	39-40
HAASE, D.; M. VOLK	41-42
HAKEMANN, O.; M. FILIPINSKI; M. DAHLHAUS; R. HORN	65-66
HANNEMANN, J.; D. KÜHN	7-8
HARTMANN, K.-J.	9-10
HERMS, U.	67-68
HUBER, C.	43-44
ISERMANN, K.; R. ISERMANN	45-46
JOCHHEIM, H.; D. KOPP	47-48
KLEEFISCH, B.	11-12
KOWALKOWSKI, A.; M. JOZWIAK; R. KOZLOWSKI	49-50
KRUG, D.; J. FEINHALS; G. ADLER	13-14
LORZ, C.	51-52
METTE, R.	69-70
MÜLLER, T.; K. THORUP-KRISTENSEN	23-24
RASPE, S.; R. HEITZ	53-54
RUF, A.; A. GERICKE	55-56
SCHMANKE, M.; K. FRIEDRICH	15-16
STROHBACH, B.; W. RIEK	57-58
UECKERT, G.; R. METTE; B. SATTELMACHER	71-72
VDLUFA	75-80
VORDERBRÜGGE, T.	17-18

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

Workshop AG „Informationssysteme in der Bodenkunde“

13. und 14. November 2001 in Wetzlar

Band 98

2002

Erfassungsstandards Flächendaten Brandenburg

Albrecht Bauriegel*, Dieter Kühn*

Problemstellung

Die Existenz von akzeptierten und verwendungsfähigen Erfassungsstandards sind eine notwendige Voraussetzung für die Erarbeitung (Erfassung), Dokumentation und Verarbeitung von vergleichbaren und reproduzierbaren Daten zum und über den Boden. Dies erfordert eindeutige Regelungen wie Systematiken oder Normen. Bezogen auf bodenkundliche Fragestellungen existieren relativ weit fortgeschrittene Regelungen für:

- die Punktdaten (BAND 86, KA4)
- die Analysemethoden (Labormethodendokumentation)
- die Auswertemethoden (Methodendokumentation)

Für den Komplex der Flächendaten sind bisher kaum derartige, abgestimmte Regelungen (Standards) eingeführt. Die Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4) gibt für die Flächeninhaltsdaten nur einen groben Rahmen vor. Unabhängig davon, wurden in nahezu allen Staatlichen Geologischen Diensten Flächendatenbanken entwickelt, die untereinander aber nur eingeschränkt vergleichbar sind. Lediglich die Flächendatenbank zur BÜK 200 (KRUG & FEINHALS, 2001) bietet hierfür Ansätze, ist aber sehr auf die Belange der Bodenübersichtskarte orientiert.

Erfassungsstandard Brandenburg

Ein wesentliches Maß für die Qualität von (Flächen-) Daten ist ihre Reproduzierbarkeit durch Dritte sowie ihre Vergleichbarkeit. Um diesen Anforderungen näher zu kommen, wurde für die bodengeologische Landesaufnahme Brandenburgs ein Regelwerk erarbeitet, dass im folgenden kurz beschrieben werden soll. Ansatzpunkt bildete das Bestreben, den umfangreichen, im Kartierungsprozeß erworbenen Kenntnisstand schon auf dem Niveau der ausgegrenzten Einzelfläche, also vor der Zuordnung zu irgendeiner Legendeneinheit, zu dokumentieren. (BAURIEGEL ET.AL., 2000)

1. Erfassung

Die Erfassung und die Dokumentation der Flächeninhaltsdaten erfolgt auf der Ebene der Kartiereinheit. D.h. jede Einzelfläche erhält eine eigene „bodenkundliche Adresse“ in Form eines Inventarbeschriebes. In diesem Beschrieb werden neben anderen flächenrelevanten Daten, die Flächenbodenformen mit ihren Verteilungsmuster und relativen Anteilen dokumentiert.

2. Zuordnung/Gruppierung zur Generallegende

Auf die Inventarbeschriebe setzen die Zuordnungsregeln für die schrittweise Gruppierung zu den Generallegendeneinheiten. Die Zuordnung der Einzelflächen zu einer Legendeneinheit erfolgt dabei über klar definierte Flächeninhaltskriterien innerhalb eines hierarchischen Regelwerke (KÜHN, 1995).

Dieses Regelwerk besteht aus 5 Zuordnungsebenen (Abb.:1). Für jede Ebene existieren Gruppierungskriterien für die Zuweisung zur Generallegendeneinheit.

1.Schritt: Zuordnung der flächenhaft dominierenden Substratgenese

Die Kartiereinheiten werden zunächst nach der flächenhaft dominierenden Substratgenese gruppiert und einer Genesegruppe zugewiesen (Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges., Bd. 86). Dazu wurde die vorherrschende Substratgenese innerhalb der substratsystematischen Einheiten herangezogen.

2.Schritt: Zuordnung einer flächenhaft dominierenden Bodenartenabfolge oder einer Kombination

Gegenüber der Genesegruppe werden bei der Zuordnung nach dem Merkmal Bodenartenabfolge Kriterien der Vergesellschaftung wie unterschiedliche Bodenarten oder Bodenartenabfolgen innerhalb der betreffenden Kartiereinheit berücksichtigt (z. B. Sand mit Torf).

3.Schritt: Zuordnung einer flächenhaft dominierenden Pedogenese oder einer Kombination

Hier werden einerseits die dominierende Bodenentwicklung (Leitböden) und andererseits auch Spannen der Bodenentwicklung erfasst. Letzteres bedeutet, dass alle systematischen Übergänge zwischen den beiden charakterisierenden Einheiten möglich sind. So bedeutet eine Niedermoor-Anmoor-Gesellschaft, dass zwischen den Typ des Niedermoors und des Anmoores alle Übergänge vorkommen können (das Varietätenniveau eingeschlossen). I.d.R. ist die Zuordnung einer Einzelfläche mit einem beschränkten bodensystematischen Spektrum nach diesem Prinzip sicher möglich.

4. Schritt: Zuordnung einer untergeordneten oder flächenhaft begleitenden Pedogenese

Treten jedoch flächenhaft untergeordnete bodensystematische Merkmale auf (z. B. Kalkanreicherung) kann dieses Merkmal mit der 4. Ziffer angegeben werden. Andererseits kann die Ziffer auch für die Kennzeichnung einer stetigen begleitenden, aber flächenhaft untergeordneten bodensystematischen Einheit verwendet werden. Teilweise werden (z.B. Moore in Söllen in einer Braunerde-Fahlerde-Gesellschaft). Aber auch andere wichtige Merkmale zum Substrat, die durch die bisherige Zuordnung nicht charakterisiert wurden, können ausgedrückt werden (z. B. Flächenanteile mit Mudde, Ton, Flugsand oder anthropogenen Substraten).

5. Schritt: Zuordnung weiterer differenzierender Merkmale

Diese Ebene wird nur innerhalb des Basiskartenwerkes, der Bodenkarte 1:50 000 (BK50) zur Kennzeichnung regionaler Besonderheiten verwendet.

Damit fasst eine derartige Zahlenkombination die wesentlichen Merkmale eine Bodenformengesellschaft einer Kartiereinheit zusammen und über eine numerische Codierung in der Datenbank

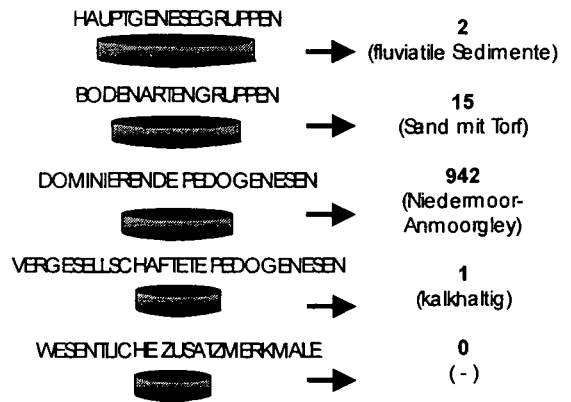


Abbildung 1: Zuordnungsebenen

abgelegt.

Der Zuordnungsverlauf der Einzelfläche ist dabei auf jeder Gruppierungsebene verfolg- bzw. reproduzierbar.

Die Generallegende in Brandenburg stellt ein offenes ergänzbares System dar. D.h., die Kartiereinheiten werden nur bei entsprechender Merkmalskombination bereits existierenden Generallegendeneinheiten zugewiesen. Neue Merkmalskombinationen, die sich aus den Zuordnungsregeln ergeben können, führen automatisch zu einer neu zu definierenden Generallegendeneinheit, für die auch ein gemittelter Inhaltsbeschrieb angelegt wird.

Sowohl die Zuordnung der Kartiereinheiten zu den Legendeneinheiten, als auch die Bildung letzterer folgt rein fachlichen Kriterien. Dies besitzt den Vorteil, dass die Aggregierungsebene der

Albrecht Bauriegel, Dieter Kühn
Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg
Stahnsdorfer Damm 77
14532 Kleinmachnow
bauriegel@lgrb.de

Generallegende blattschnittsfrei ist und für Fragestellungen in einer Vielzahl von Maßstäben eine inhaltlich und räumlich bessere Auflösung besitzt.

In der stärkeren inhaltlichen Auflösung der Flächeninformationen liegt ein Vorteil dieses Verfahrens. Es kann auf verschiedenen Informationsebenen gearbeitet werden und bei Bedarf auf Einzelflächenbeschreibungen zurückgegriffen werden. Das garantiert den Nutzern die geforderte Auswertvariabilität.

Ein weiterer Vorzug besteht in der reproduzierbaren Bildung von Legendeneinheiten. Dadurch wird vergleichbares Arbeiten verschiedener Kartierer oder sachverständiger Dritter tatsächlich erst möglich.

3. (Blatt-) Legendeneinbildung

Wie oben beschrieben besitzt die Generallegendeinheit innerhalb der Flächendatenbank einen zentralen Charakter. Im Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg wird für den Nutzer aus diesem Grund künftig die Ebene als Informationsniveau vorgehalten. Die „traditionelle“ Bodenkarte stellt nur ein mögliches Auswertethema der Flächendatenbank dar.

Die weitere Zusammenfassung der Flächeninhalte bzw. der Generallegendeinheiten zur Blattlegende folgt zudem stärker blattspezifischen bzw. „administrativen“ Kriterien und ist mit einer Reihe von Unschärfen verbunden, die wiederum zu einem erheblichem Informationsverlust führen. Diese Aspekte sollen am Beispiel der Flächendaten zur BÜK 200/300 illustriert werden.

Der Flächendatenbestand besteht aus 14 287 abgegrenzten Kartiereinheiten (Einzelflächen) und nach diesem Prinzip zunächst 2499 Generallegendeinheiten zugeordnet. Die Abbildung 2 zeigt die Verteilung der Generallegendeinheiten, wobei der krasse Verteilungsverlauf auffällt.

Die große Anzahl an Generallegendeinheiten ist durch die hohe

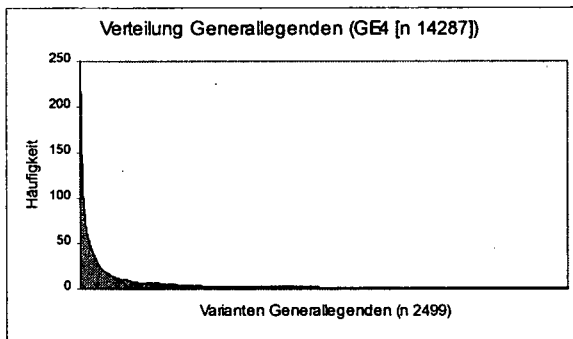


Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung der Generallegendeinheiten

Diversität der natürlichen Verhältnisse aber auch das Regelwerk bedingt, welches versucht, Unterschiede in der Bodendecke zu berücksichtigen.

Mit dem Ziel, eine darstellbare Anzahl an Blattlegendeinheiten zu erzeugen, aber bei der notwendigen Generalisierung den Informationsverlust gering zu halten, wurden die Einheiten, bezogen auf ihre Hauptgenese, nach folgenden Kriterien analysiert (Abbildung 3):

- Flächenanzahl (Kartiereinheiten / Hauptgenesegruppe)
- Flächenanteil (Flächenanteil Hauptgenesegruppen)
- inhaltlicher Kontrast (GE) (Anzahl Generallegendeinheiten / Hauptgenesegruppe)

Es zeigen sich Unterschiede innerhalb der Genesegruppen. In der Gruppe der glaziären, glazifluviatilen und periglaziären Sedimente dominiert das Kriterium des Flächenanteils (bezogen auf die Gesamtfläche Brandenburgs), während das inhaltliche Spektrum eingeschränkter ist (Anzahl sich unterscheidender Generallegendeinheiten). Die anthropogenen Sedimente verhalten sich spiegelbildlich. Sie haben einen geringen Flächenanteil, aber einen hohen inhaltlichen Kontrast. Hier steht die Frage, welche Kriterien für die Legendeneinbildung stärker Berücksichtigung

finden sollten. Für eine Schwerpunktsetzung existieren keine bundesweit abgestimmten Regeln.

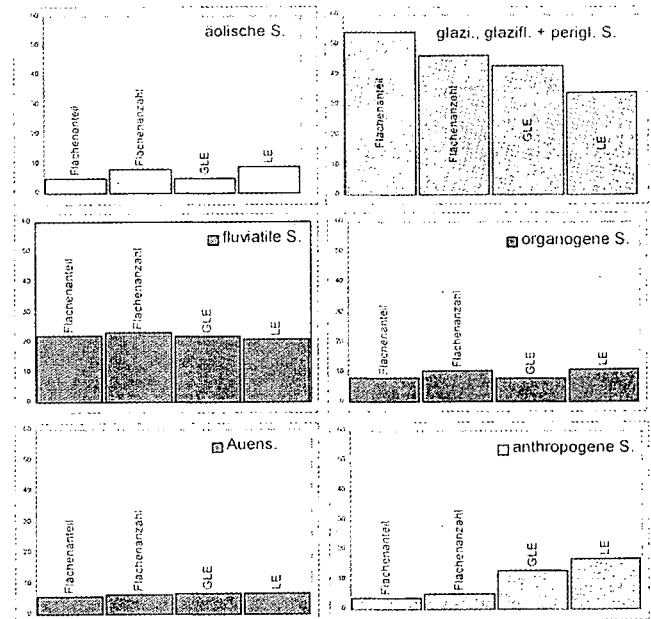


Abbildung 3: relative Anteile (%) bezogen auf die Hauptgenesegruppen

Für den Blattlegendenentwurf zur BÜK 200/300 wurde ein inhaltlicher Ansatz gewählt (LE%), das die Legendeneinbelegung wurde zugunsten des inhaltlichen Spektrums gewählt.

Ausblick

Für die Bodengeologische Landesaufnahme wird eine Fortschreibung und Erweiterung der Zuordnungsregeln zu den Generallegendeinheiten angestrebt.

Die Kartier- und Generallegendeinheiten sollen weiter mit Bodenformeninventaren untersetzt werden. Das mit den Flächendaten verknüpfte Flächenbodenformenarchiv soll erweitert und turnusmäßig mit aktualisierten Parametern belegt werden. Die Flächenbodenformen werden mit flächenbezogenen Horizontdaten untersetzt.

Grundsätzlich ist die Erarbeitung von bundesweit abgestimmten Regelungen (Erfassungsstandards) für die Flächendaten notwendig. Diese sollten über den gegenwärtigen Stand in der Bodenkundlichen Kartieranleitung und den Abstimmungen der UAG FIS Bo hinausgehen und in einer Erweiterung, Aufwertung und Untersetzung des Kapitels zur Flächenbeschreibung münden. Dieser Bedarf bezieht sich auf folgende Fragen:

- Kriterien zur Flächenabgrenzung
- Art und Inhalt der Flächenbeschreibung,
- Bildung / Generierung von Legendeneinheiten

Literatur

- Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage; Hannover.
- ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate.- - Mitt. Deut. Bodenkundl. Gesellsch., Band 86, Göttingen.
- BAURIEGEL, A.; KÜHN, D., HANNEMANN, J.(2000): Zur Aussagekraft von Bodenflächendaten.-Bodenschutz. 2/00.
- BAURIEGEL, A. (2000): Das Flächenbodenformenarchiv für das Land Brandenburg.- HORIZONTE Herrenh. Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, Bd. 3; Der Andere Verlag, Osnabrück.
- KRUG, D. FEINHALS, J. (2001): Vortrag Workshop „Erfassungsstandards Boden“ Wetzlar

Erfassungsstandard Boden

KLAUS FRIEDRICH *

Die umfassenden Ansprüche zur Beschreibung und Beurteilung von Böden, ihrer Funktionen, Potentiale, Belastungen und deren zeitlichen Veränderung stellen zunehmend Anforderungen an die Qualität, Quantität und Struktur von bodenschutzrelevanten Daten. Die Realität der mehr oder weniger gefüllten Archive mit Bodendaten zeigt jedoch eine meist extreme Heterogenität bezüglich dieser Anforderungen. Da all unsere Aussagen letztendlich eine Auswertung von Grundlagendaten oder anders gesagt, eine spezielle Sicht auf Bodendaten möglichst auf Basis von nachvollziehbaren Regeln bzw. Methoden darstellen, sollte den Datengrundlagen und damit der Datenerhebung, -Beschreibung und -Verwaltung verstärkt unsere Aufmerksamkeit gehören (vgl. Ad-hoc-Arbeitsgruppe "Kernsysteme und Methodenbanken" 1994). Es bedarf also eines **umfassenden Regelwerks zur Erhebung, Beschreibung und Verwaltung von Boden- bzw. Bodenschutz-relevanten Daten.**

Die Aufgabenbereiche sind dabei heute weit über den Bereich der Bodenprofilaufnahme und der Bodenflächenkartierung hinausgewachsen. Für den Aufbau komplexer Bodenflächendatenbanken, der Führung von Bodenzustandskatastern, dem Betrieb von Bodendauerbeobachtungsflächen, spezieller Vorhaben im Bereich der Planung und Bodenforschung sind viele Bereiche zu Regeln, um die oben gestellte Anforderung insbesondere der Qualität und Struktur von Bodendaten zu erfüllen. Neben der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Bodenkunde 1994) zur Erhebung primärer Bodendaten sind daher weitere bestehende Regelungen aus dem Bereich DIN, ISO, und andere Normen zu integrieren und ggf. durch weitere Regelungen zu ergänzen.

Der Subjektivität bei der Aufnahme bodenkundlicher Daten im Gelände kann hier nur bedingt entgegen getreten werden. Die Erhebung „interpretativer“ Merkmale wie bspw. die Genese einer Bodenschicht hängt dabei stark vom allgemeinen Wissen und der räumlichen Kenntnis des jeweiligen „Datenerhebers“ ab. Hierarchische Beschreibungstiefen, also Beschreibungen mit unterschiedlicher inhaltlicher Detailaussage, können hier einen Ansatz zur Unterstützung unterschiedlich versierte Nutzer bieten.

Viele Bodenmerkmale sind aber intersubjektiv erhebbar. Dies sind z.B. alle allgemeinen physiognomische Einzelparameter. Die Beprobung eines Bodens für einzelne Horizonte oder in Tiefenstufen kann z.B. einer eindeutigen Verfahrensregel unterzogen werden.

Die umfassenden Ausführungen zur Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungsflächen zeigen hier exemplarisch den Regelungsbedarf für einen Arbeitsbereich auf (vgl. BARTH et. al. 2001).

Die Regelung der Datenerhebung und -Beschreibung sind somit die zentralen Qualitätssicherungsmaßnahmen. Belassen wir hier Teilbereiche ungeregelt, so stellen wir bei der Auswertung entsprechender Daten sehr häufig

massive Qualitätsmängel fest, die im Normalfall vernachlässigt werden bzw. einer „pragmatischen Interpretationsbereinigung“ unterliegen.

Bauen wir unsere Regelwerke als „Erfassungsstandard Boden“ umfassend und strukturiert auf, so können Teilregelungen für verschiedene Arbeitsbereiche verwendet werden. Arbeitsprojekte bedienen sich dann bestehender Regeln und ergänzen diese für spezielle Aufgaben. Dies nützt der Bodenkundlichen Landesaufnahme genauso wie dem Planungsbüro für Bodenschutzfragen. Leitfäden und Verordnungen können sich dieser bedienen und werden dadurch kompetent mit Substanz versetzt.

Da nicht nur reine bodenbezogene Merkmale in Projekten zu regeln sind, lassen sich auch organisatorische Regelungen integrieren. Damit wird eine spezielle Zusammenstellung von „Regelungsobjekten“ eines allgemeinen „Erfassungsstandards Boden“ zu einem strukturierten Projektleitfaden für die Datenerhebung und Verwaltung.

Mit der systematischen Erfassung von Daten unter Verwendung eines Erfassungsstandards steht dem Nutzer eine umfassende Datendokumentation zur Verfügung. Diese kann dabei auch den wesentlichen Bestandteil verschiedener Produktdokumentationen bilden.

Aber auch für den Aufbau von Datenbankanwendungen zur Erfassung, Verwaltung und Auswertung von Bodendaten stellt die definierte Datenstruktur mit umfassenden Felddefinitionen und Relationen von Beschreibungsobjekten sowie die Verfügbarkeit komplexer Begriffsstrukturen als „Abfallprodukt“ eines allgemeinen Erfassungsstandards eine wichtige Grundlage. Diese Metadaten ermöglichen den Aufbau dynamischer Datenbankanwendungen, die mit der Pflege der Fachdatenmodelle und der Begrifflichkeiten wachsen. Zudem kann bei einer übergreifenden Definition von Beschreibungsobjekten für unterschiedliche räumliche Objekte wie Punkt – Linie – Fläche der Entwicklungs- und Pflegeaufwand sehr gering gehalten werden (vgl. Abb.1 und 2 sowie FRIEDRICH & SCHMANKE 2002). Den dynamisch wachsender Anforderungen kann nur mit einer solchen Vorgehensweise entgegnet werden.

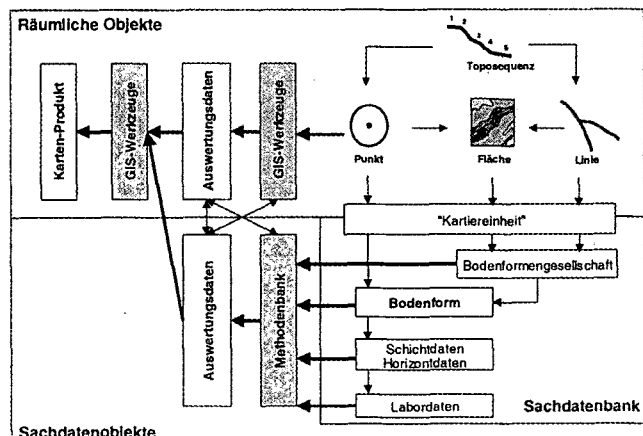


Abb. 1 Integration von Sachdatenobjekten für unterschiedliche räumliche Beschreibungsobjekte

Auch die Definition und Steuerung von Methoden kann sich an den Erfassungsstandard angliedern. Viele Regelungen des Erfassungsstandards können zur Steuerung

Dr. Klaus Friedrich, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Rheingaustraße 186, 65203 Wiesbaden, e-mail: k.friedrich@hlug.de

der Methoden genutzt werden. Ein strukturell zusammenhängendes System von Daten – Begrifflichkeiten – Auswertung kann dabei sinnvoll sein, da Methoden definierte Grunddaten benötigen und diese gerade durch einen „Erfassungsstandard Boden“ in „gesicherter“ Form erhalten.

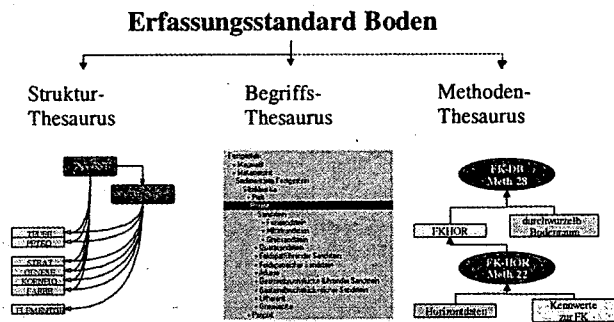


Abb. 2 Wesentliche Bausteine des Erfassungsstandards aus Sicht der IT-Metadaten

Die integrierte, inhaltliche Regelung der Erhebung, Verwaltung und Auswertung von Bodendaten übernimmt dabei viele Funktionen des sogenannten „Kernsystems“ eines Bodeninformationssystems (vgl. HEINEKE 1991:52f). Es bietet alle Grundlagen für eine Benutzer- wie Steuerungsebene.

Nicht zuletzt bietet ein „Erfassungsstandard Boden“ einen globalen Thesaurus Boden, der in allgemeiner Form Informationen und Definitionen zum Thema Boden liefert.

Ein „Erfassungsstandard“ Boden kann somit sein:

- Umfassendes Regelwerk zur Erhebung und Verwaltung von Bodendaten
- Werkzeug der Qualitätssicherung
- Grundlage zur Datenauswertung und Präsentation
- Metadaten für Anwendungen (Steuerungsebene)
- Metadaten zur Daten- und Produktinformation
- Grundlage für Projektabwicklungen, Leitfäden, etc.

Wer nutzt den Erfassungsstandard Boden

Eine umfassende Regelung zur Erhebung und Bereitstellung von Bodeninformation hilft dem Datenerheber in gleicher Weise wie dem Datennutzer. Am Anfang stehen dabei die datenerhebenden Institutionen, i.d.R. die sogenannten Staatlichen Geologischen Dienste. Neben der bodenkundlichen Landesaufnahme erhebt der Bodenschutz umfangreiche Daten. Hier sind häufig andere Behörden zuständig. Beide Bereiche sind inhaltlich eng miteinander verzahnt. Ein Erfassungsstandard Boden stellt daher folgende Rahmenbedingungen:

- Einheitliche Beschreibung der Datenerhebung für unterschiedliche Projekte – Projektorganisation
- Integration von Boden und Bodenschutzdaten
- Qualitätssicherung
- Einheitliche Handhabbarkeit und Verfügbarkeit der Daten
- Grundlage für Leitfäden und Verordnungen
- Umfassende Regelungsgrundlage für Aufträge

Für die Nutzer von Bodendaten wie öffentliche Verwaltung, Planungsbehörden, Ingenieurbüros und Hochschuleinrichtungen steht vor allem der Anwendungsaspekt im Vordergrund.

- Regelungsgrundlage für Aufträge (Auftragssicherheit)
- Definierte strukturelle und inhaltliche Schnittstelle
- Einheitliche Dokumentation und Datenstruktur von Bezugsdaten

Für die Hochschulen kommen weitere Aspekte hinzu:

- Einfache Nutzung von Daten für verschiedene Projektgenerationen
- Rahmenwerk für fachübergreifende Datennutzung (Großprojekte, SFB)
- Datenrückfluss in zentrale Bodendatenbank
- Grundlage für die Lehre

Ausblick

Für die umfassenden Belange der bodenkundlichen Landesaufnahme, des Bodenschutzes, der Forschung und Anwendung existieren eine Vielzahl von Regelwerken in unterschiedlicher Intensität und Qualität. Aufsetzend auf definierte Anforderungen gilt es dabei diese heterogenen Standards zusammenzufassen und zu ergänzen. Die bestehenden Regelungsgrundlagen sind für viele Bereich zu ungenau und führen insbesondere aus Sicht einer langfristigen Datennutzung zu Qualitätsproblemen. Das Thema der Kosten-Nutzen-Relation zum Aufwand der Normierung und der langfristigen Daten-Verwertung bleibt nach VORDERBRÜGGE (2002) noch genauer zu beleuchten. Sieht man die Langfristigkeit der Daten und die Nutzung für künftige Aufgaben im Vordergrund, so rechtfertigt sich auch ein hoher Aufwand für Regeln und Datenerhebung.

Literatur

Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (1996): Anleitung zur Entnahme von Bodenproben.- Geol. Jb., G1, 3-34; Hannover.

Ad-hoc-Arbeitsgruppe "Kernsysteme und Methodenbanken" des Arbeitskreises „Bodeninformationssysteme“ der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (1994): Aufgaben und Funktionen von Methodenbanken des Bodeninformationssystems als Teil von Umweltinformationssystemen.

BARTH, N. & BRANDTNER, W. & CORNSEN, E. & DANN, T. & EMMERICH, K.-H. & FELDHAUS, D. & KLEEFISCH, B. & SCHILLING, B. & UTERMANN, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung, Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – IN ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & KÖNIG, W. & EINSELE, G.: Bodenschutz, Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.: 3: 9152: 1-127; Erich Schmidt Verl., Berlin.

HEINECKE, H. J. (1991): Zur Systemarchitektur des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Teil: Fachinformationssystem Bodenkunde.- Geol. Jb., A 126, 47-57; Hannover.

SCHMANKE, M. & FRIEDRICH, K. (2002): Das Bodenformenarchiv als zentrale Datenbankanwendung des Erfassungsstandards Boden/ Bodenschutz in Hessen.- Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., in diesem Bd; Oldenburg.

VORDERBRÜGGE, TH. (2002): Erfassungsstandard - Grundlage für den vorsorgenden Bodenschutz.- Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., in diesem Bd; Oldenburg.

„Abgrenzung“ von Bodenarealen

J. Hannemann & D. Kühn

1. Regeln zur Abgrenzung von Bodenarealen

Die Abgrenzung von Bodenarealen erfolgt konventionell unter Berücksichtigung definierter Kriterien mittels scharf gezogener Grenzlinien. Die entstehenden Flächen werden meist hinsichtlich ihres Bodenformeninventars inhaltlich beschrieben. Die Abgrenzung der Bodenareale beruht nach SPONAGEL (1999) et al. auf:

- Änderungen in den Faktoren der Bodenbildung,
- lateralen Änderungen in der Horizontausprägung oder -kombination,
- Änderungen in der Mächtigkeit von Horizonten.

Die Mächtigkeitsklassen sind dabei unterschiedlich definiert. Dieser Umstand unterstreicht die Forderung nach Festlegung eines einheitlichen Standards hinsichtlich inhaltlicher und geometrischer Flächenbeschreibung.

Die als Manuskript vorliegende KA5 (Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage) regelt die Abgrenzung von Kartiereinheiten wie folgt:

- Ausweisung möglichst homogener Flächen (niedrigstes Kennzeichnungsniveau entsprechend Maßstab)
- Ausweisung heterogener Bodeneinheiten mit regelhaft kombinierten Bodenformen bei Änderung der inhaltlichen und räumlichen Heterogenität (Muster oder Flächenanteil),
- Flächenbodenformen dienen der Kennzeichnung des Inhalts.

2. Aspekte zur Berücksichtigung von Übergängen

Die genannten Regeln beziehen sich jedoch stärker auf die inhaltliche Flächenbeschreibung. Dabei ist zu berücksichtigen, dass:

- Bodenareale (Kartiereinheiten) einen *inneren* und *nachbarschaftlichen* Kontrast besitzen,
- inhaltliche und räumliche Übergänge existieren,
- Bodenformen innerhalb eines Bodeneals *natürliche Mengen* bilden
- bei scharfer Abgrenzung (Grenzlinien) von Bodenarealen ein (unstetiger) *Qualitätssprung* vorhanden ist, der auch vom Maßstab abhängt,
- das Erreichen der neuen Qualität des Nachbarareals durch ein *Hinüberwachsen* und *graduelle Übergänge* erfolgt.

Generell wird hier davon ausgegangen, dass die Bodendecke sog. Kern- und Übergangsbereiche besitzt. Dabei vermitteln die Übergangsbereiche zwischen den Kernbereichen und sind Ausdruck der inhaltlichen, sowie räumlichen (horizontale und vertikale) Übergänge. Es werden die Kernbereiche als quasihomogen angenommen. Die Objekte (z.B. Bodenformen) in diesem Bereich besitzen inhaltlich und lagemäßig eine starke Zugehörigkeit zu einer bestimmten Zielkategorie. Eine Zielkategorie kann je nach Themenstellung z.B. ein pedogenetisches Merkmal, die Substratart oder auch eine Legendeneinheit sein. Der Inhalt der Übergangsbereiche hingegen ist schwerer zu beschreiben, ist heterogener und die Merkmale weisen eine höhere Varianz auf. Besonders bei der Charakterisierung von Übergangsbereichen muss in Betracht gezogen werden, dass die Merkmale bzw. deren Kombinationen qualitative (-quantitative) und räumliche Dimensionen besitzen. Es werden folgende Thesen aufgestellt:

- Weiche Übergänge besitzen großräumig eine geringe inhaltliche Diversität, d.h. eine hohe räumliche, aber geringe inhaltliche Unschärfe und

- harte oder scharfe Übergänge besitzen kleinräumig eine hohe inhaltliche Diversität, d.h. geringe räumliche und inhaltliche Unschärfe.

Beide Aussagen beziehen sich auf die jeweiligen Nachbareinheiten. In diesem Zusammenhang ist zu bemerken, dass Unschärfen auch durch gewisse Darstellungszwänge entstehen (Abbildung einer 3D-Realität in 2D-Karten).

Für die Behandlung der inhaltlichen und räumlichen Unschärfe sollen Fuzzy-Methoden angewendet werden. In einem ersten Schritt, der *Fuzzifizierung*, werden Zugehörigkeitsfunktionen bestimmt, wo Werte einer oder mehreren unscharfen Mengen zugeordnet werden. Das Ergebnis ist abhängig von der Wahl der Zielkategorien. Im zweiten Schritt, der *Inferenz (Schlußfolgerung)*, werden die unscharfen Mengen nach bestimmten Verarbeitungsregeln verknüpft. Die entstandenen Teilmengen werden im dritten und letzten Schritt, der *Defuzzifizierung*, durch die Anwendung der Methoden Mean of Maximum, Center of Gravity o.a. wieder in Werte umgesetzt.

3. Repräsentationen inhaltlich und geometrischer Flächencharakterisierung in Karten

Die folgenden Abbildungen zeigen einige mögliche Repräsentationen inhaltlicher und geometrischer Flächencharakterisierung in Karten.

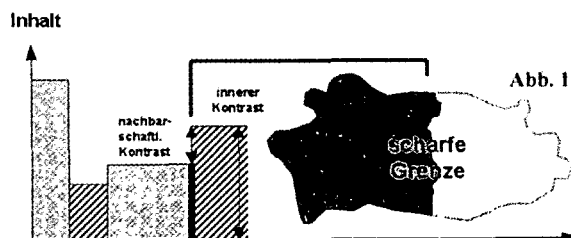


Abb. 1

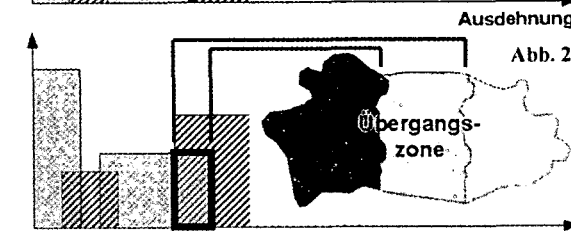


Abb. 2

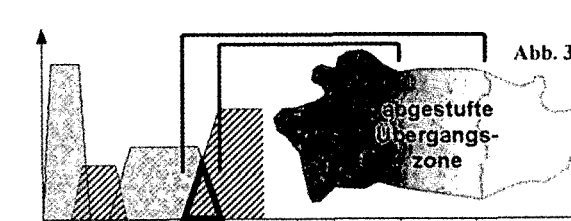


Abb. 3

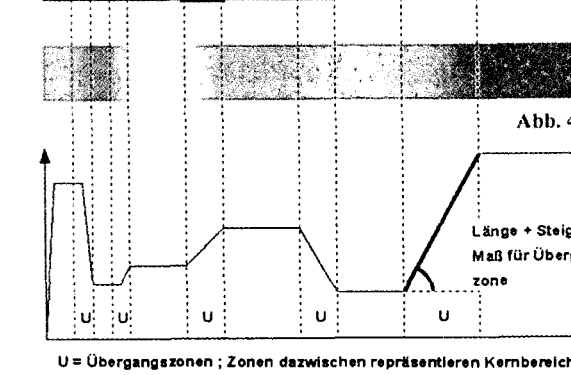


Abb. 4

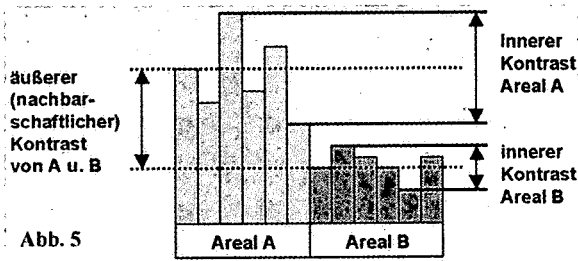
U = Übergangszonen; Zonen dazwischen repräsentieren Kernbereiche

Abbildung 1 zeigt Bodeneinheiten (z.B. Kartiereinheiten), dargestellt als Rechtecke, in ihren quantifizierten Inhalten und räumlichen Ausdehnungen (in einer horizontalen Richtung).

* J. Hannemann & D. Kühn

Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg
Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow (eMail : lgrb@lgrb.de)

Die Einheiten sind dabei durch einen inneren und äußeren (nachbarschaftlichen) Kontrast gekennzeichnet (siehe folgende Abbildung). Diese Darstellung bezieht sich auf eine scharfe Abgrenzung von Bodeneinheiten.

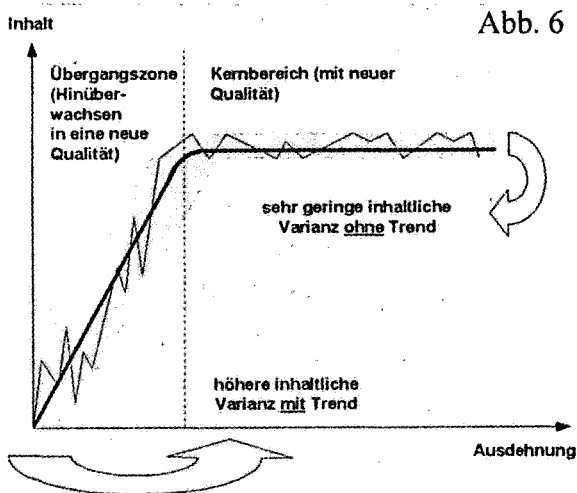


Die inneren Kontraste ergeben sich dabei aus den Min/Max-Spannen der quantifizierten Inhalte. Die äußeren Kontraste können als Mittelwerte der inneren Kontraste aufgefaßt werden. Jedes Areal besitzt dabei mindestens einen äußeren Kontrast.

Abbildung 2 verdeutlicht, daß sich die Einheiten bis zu einem bestimmten Maß durchdringen und durch eine Übergangszone beidseitig einer Grenzlinie“ gekennzeichnet sind.

Abbildung 3 bezieht sich auf den Fall, daß die Einheiten mehr oder weniger kontinuierlich ineinander übergehen und die Übergangszone durch Abstufungen (Hinüberwachsen in die neue Qualität) charakterisiert ist.

Abbildung 4 stellt den Zusammenhang zwischen Kern- und Übergangsbereichen heraus. Die Kernbereiche werden durch die horizontalen Linien (Plateaus) repräsentiert. Die Übergangsbereiche sind durch die aufsteigenden bzw. absteigenden Linien gekennzeichnet. Hier wird die Länge und der Anstiegswinkel der Linie als Maß für die Übergangszone angesehen. Dieses Maß kennzeichnet so auch den inhaltlich-räumlichen Kontrast zwischen den Kernbereichen.



Die Abbildung 6 zeigt einen Ausschnitt der Abbildung 4 und soll den Sachverhalt des kontinuierlichen Übergangs von einer Qualität in eine andere, neue Qualität verdeutlichen. Dieser Übergang ist entweder durch einen absteigenden Trend oder aufsteigenden Trend, wie dargestellt, charakterisiert. In der Übergangszone ist die Schwankungsbreite (grau dargestellt) der in diesem Bereich beschriebenen Objekte (z.B. Bodenformen) größer als im Kernbereich. Die Objekte im Kernbereich weisen bezüglich ihrer Qualitäten keinen Trend auf.

4. Ausblick

Bodenareale werden bisher scharf abgegrenzt, d.h. es entstehen diskrete Flächen, die hinsichtlich ihres Bodenformeninventars bzw. -spektrums beschrieben werden, also inhaltliche Übergänge zugelassen werden. Der räumliche Aspekt der Übergänge bleibt jedoch weitestgehend unberücksichtigt. Die aufgezeigten Betrachtungen sollen auf den Zusammenhang von räumlichen und inhaltlichen Übergängen hinweisen. Zusammenfassend ist festzustellen, daß folgende Sachverhalte stärker Berücksichtigung bei der Flächenbeschreibung finden müßten:

- Bodenareale bilden eine natürliche Menge von Bodenformen. Sie sind nicht eindeutig, d.h. scharf (inhaltlich und räumlich) abgrenzbar.
- Die präzise Beschreibung von Bodenarealen ist durch gewisse Unschärfen, einerseits durch die Vagheit der Informationen und andererseits durch Zwänge in der Darstellung der Bodeninformationen (bisher noch 2D, Maßstabsabhängigkeit) erschwert.
- Es besteht die Notwendigkeit der Quantifizierung qualitativer Informationen.
- Es existieren räumlich graduelle Übergänge, die im Kartenbild Entsprechung finden müssen.
- Die Ausweisung von Kern- und Übergangsbereichen sollte auf Grund der Informationsfülle computergestützt erfolgen. Die inhaltliche und räumliche Charakterisierung der Kernbereiche wird durch zu definierende Ähnlichkeiten (geringster inhaltlicher Kontrast bei nächster Nachbarschaft → Clusteranalyse) vorgenommen.
- Es ist die Frage zu klären, nach welchen Regeln Schwellenwerte (-spannen) für jeweils neu auszuweisende Bodenareale festzulegen sind.
- Der Begriff „Abgrenzung“ ist in der Kartierung ggf. um den Begriff „Rayonierung“ zu ergänzen, falls Übergangsbereiche zukünftig erfaßt werden.

Literatur:

Sponagel, H., Gehrt, E., Fuchs, M., Sommer, M. & J. Böhner (1999): Bodenarealabgrenzungen – Parameter zur Ableitung von Bodengesellschaften; *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 91: 1108-1111.

Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (2001): *Bodenkundliche Kartieranleitung – 5. Auflage*; Hannover (Manuscript, zitiert als KA5)

Das Spannungsfeld Datenbestände und -erhebung, Erfassungsstandards und Qualitätssicherung in Hinblick auf Nutzeranforderungen

Hartmann, K.-J.

Einleitung

Standards sind Anleitungen, Anweisungen, Richtlinien oder Vorgaben, die nach Abstimmung fachkompetenter Stellen zur Durchführung von Arbeiten oder Entwicklungen durch diese Stellen oder Dritte, mit dem Ziel vergleichbare und nachvollziehbare Resultate zu erhalten, dienen. Ein Standard für den Aufbau des FIS-Boden mit Definitionen der Datenfelder von Profil-, Labor und Flächendatenbanken sowie ein Konzept zur Entwicklung von Methodenbanken liegt vor (HEINEKE ET AL. 1995). In den letzten Jahren stiegen die Anforderungen an Datenbereitstellungen aus dem FIS-Boden - insbesondere mit der bodenkundlichen Gesetzgebung - an thematischen Bearbeitungen und Methodenanwendungen (Abb. 1).

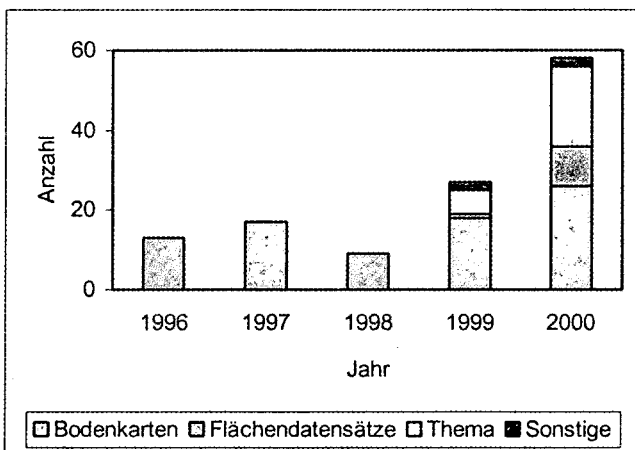


Abb. 1: Entwicklung der Datenbereitstellung durch das FIS-Boden Sachsen-Anhalt

Einen Schwerpunkt bilden Charakterisierungen und Bewertungen des Bodens in Zusammenhang mit den Bodenfunktionen sowie die räumliche Darstellung der Ergebnisse.

Die einzelnen Bodenfunktionen, die nach dem Bundesbodenschutzgesetz aus den

1. natürlichen Funktionen,
2. Funktion als Archiv der Natur und Kulturgeschichte,
3. Nutzungsfunktionen

bestehen, setzen sich aus unterschiedlichen Teilfunktionen, die im einzelnen beschrieben werden können, zusammen (Tab. 1).

Tab. 1a: Beschreibungsansätze für die Teilfunktion Wasserhaushalt der natürlichen Bodenfunktionen (SABEL ET AL 2001)

Kriterium/Methode	Kennwerte/Parameter
• Sickerwasserrate	- Bodenart
• Grundwasserneubildungsrate	- Humusgehalt
• Abflussverzögerung	- Lagerungsdichte
• Wasserspeichervermögen	- FK
• Wasseraufnahmekapazität	- nutzbare FK
• Infiltrationsvermögen	- Wasserleitfähigkeit
	- Bodentyp

Tab. 1b: Beschreibungsansätze für die Teilfunktion Filter und Puffervermögen der natürlichen Bodenfunktionen (SABEL ET AL 2001)

Kriterium/Methode	Kennwerte/Parameter
▪ Filtereigenschaften	- Bodenart
▪ Nitrat	- Humusgehalt
▪ Schwermetalle	- Kalkgehalt
▪ Organika	- pH-Wert
	- Lagerungsdichte
	- FK
	- nutzbare FK
	- Kationenaustauschkapazität (KAK)
	- Pufferfähigkeit

Auch wenn bislang zur Beschreibung der Bodenteilfunktionen keine abgestimmten Methoden oder Standards vorliegen, bleibt festzuhalten, dass die verwendeten methodischen Ansätze zur Beschreibung der Boden(teil)funktionen im wesentlichen auf die gleichen bodenkundlichen Grundparameter bzw. Ableitungen aus diesen zurückgreifen (Tab. 2)

Tab. 2: Grundlagen zur Bodenfunktionsbeschreibung

Ableitung	Eingangsdaten	Grundlage
▪ Feldkapazität (FK)	- Bodenart	KA4
▪ nutzbare FK	- Humusgehalt	
	- Lagerungsdichte	
▪ Wasserleitfähigkeit	- Bodenart	KA4
	- Lagerungsdichte	
▪ Kationenaustauschkapazität (KAK)	- Bodenart	KA4
▪ KAK (pot)	- Messwert	Analysen
▪ KAK (eff.)	- Humusgehalt	
	- pH-Wert	
▪ Basenversorgung	- Messwert	KA4
▪ Pufferfähigkeit	- pH-Wert	KA4

Standards

Die benötigten Daten werden durch die Kartierung erhoben und in Datenbanken vorgehalten. In Hinblick auf die Aufnahme der Grundparameter besteht zwischen verschiedenen Standards und Zeiten kein wesentlicher Unterschied (Abb. 2).

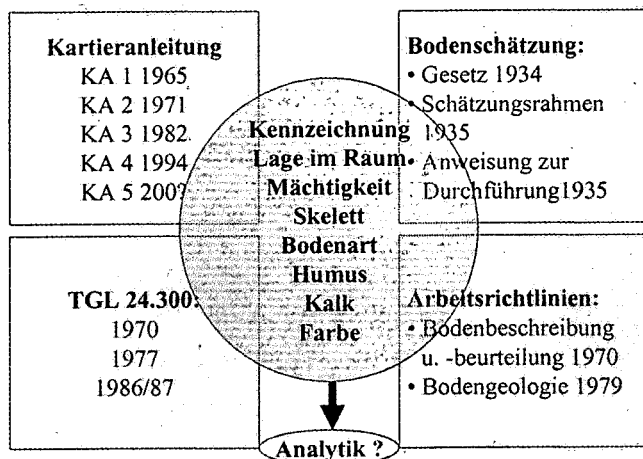


Abb. 2: Profilerfassungsstandards

Daher können die Daten nach Prüfung im Zusammenhang mit aktuellen Daten für Auswertungen genutzt werden. Probleme bieten

- der mit Fortschreibung der Standards verbundene, steigende Umfang aufzunehmender Parameter,
- Änderungen und Neueinführungen von Systematiken, die zur Sicherung der Vergleichbarkeit mit vorhandenen Daten eine (aufwendige) Harmonisierung erfordern.

In Hinblick auf den mit Datenharmonisierungen verbundenen Aufwand ist die Definition eines Mindestdatensatzes, der auch nomenklatorische und systematische Grundlagen beinhaltet, notwendig.

Sofern Analysendaten vorliegen, sind Kenntnisse zu den angewendeten Methoden zwecks Vergleichbarkeit der Ergebnisse erforderlich.

Abgestimmte Vorgaben zur Flächenbeschreibung und Ansätze für die Entwicklung von Flächendatensätzen, die sich inhaltlich sehr an den Parametern der Profilaufnahme orientieren, liegen vor (HEINEKE ET AL 1995; KRUG & KLEEMANN 1998; DEHNER ET AL. 2001). Es bleibt zu prüfen, ob die Vorgaben als Grundlage für die Definition eines Mindestdatensatzes bei der Profilaufnahme dienen können.

Mit Ausnahme der Bodenschätzung, deren Flächenbezug Flurstücks bzw. Katastergrenzen bilden, bieten die vorliegenden Standards keine Kriterien für Flächenausgrenzungen. Obwohl die bislang verwendeten Verfahren zur Flächenausgrenzung große Ähnlichkeiten aufweisen, ist der eigentliche Vorgang subjektiv durch den Kartierer geprägt. Objektiv nachvollziehbare Regeln fehlen.

Der Bereich der thematischen Bearbeitungen und Methoden Anwendungen reicht von Potentialkarten über Darstellungen von Kennwertableitungen bis zu komplexen Methoden Anwendungen (HARTMANN 1999). Eine umfangreiche Dokumentation von

Methoden und Regeln liegt vor und wird fortgeschrieben (MÜLLER 1997). Die verbindliche Abstimmung und Definition eines Minimums an Standardmethoden steht aus.

Schlussfolgerungen

1. Bodenkundliche Standards sind erforderlich, damit Entwicklungen, Kartierungen und Auswertungen, die Fachstellen oder Dritte erarbeiten, zu vergleichbaren, nachvollziehbaren und weiterverarbeitbaren Resultaten führen.
2. Für die Profilaufnahme liegen seit langen Standards mit vergleichbaren Aufnahmeparametern vor. Probleme bilden die Ergänzung um neue Aufnahmeparameter sowie Änderungen von Systematiken. In Hinblick auf Arbeiten durch Dritte ist die Definition eines obligatorischen Mindestdatensatzes erforderlich.
3. Standards zur Flächenbeschreibung liegen vor.
4. Objektiv nachvollziehbare Kriterien zur Flächenausgrenzung fehlen. Hier besteht, insbesondere in Hinblick auf die Vergleich- und Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse, ein Bedarf an definierten Standards.
5. Für thematische Auswertungen und Methoden Anwendungen liegen umfangreiche Grundlagen vor. Die hierfür erforderlichen bodenkundlichen Daten werden im wesentlichen durch die Bodenkartierung erhoben. Defizite bestehen im Bereich der Abstimmung und Definition von Standardmethoden.

Literatur

- DEHNER, U., HARTMANN, K.-J., KRUG, D., GEHRT, E. (2001): Zur Hinterlegung der Bodenübersichtskarte 1 : 200.000 (BÜK, 200) mit bodenkundlichen Flächendatensätzen, Z. angew. Geol. 47/2, 121-125
- HARTMANN, K.-J. (1999): Bodenkundliche Karten in Sachsen-Anhalt – Stand und Ausblick. In : Kainz et al. (Hrsg), Bodenatlas Sachsen-Anhalt, Teil II, 45-47, Halle
- HEINEKE, H.J., FILIPINSKI, M., DUMKE, I. (1995): Vorschlag zum Aufbau des Fachinformationssystems Bodenkunde - Profil-, Flächen- und Labordatenbank - Methodenbank -, Geol. Jb., F 30
- KRUG, D., KLEEMANN R. (1998): Flächendatenbank der Bodenübersichtskarte 1 : 200.000 (BÜK 200), Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Archiv-Nr. 117701
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz, Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS), 6. Erweiterte und ergänzte Auflage Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
- SABEL, K.-J., HARTMANN, K.-J., SCHNEIDER, S. (2001): Aktivitäten der Staatlichen Geologischen Dienste (SGD) zum Thema Bodenschutz (Bodenschutzplanung, Ad-Hoc AG Boden

Der Erfassungsstandard Boden aus Sicht der Boden-Dauerbeobachtung

Dr. Bernd Kleefisch¹

Einleitung

Innerhalb der Bodenkunde kommt der Teilaufgabe der Boden-Dauerbeobachtung eine stetig wachsende Bedeutung zu. Im 1998 erlassenen Bundesbodenschutzgesetz wird den Ländern die Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen nahegelegt (§21(4) BBodSchG). Praktisch alle Bundesländer sind dieser Maßgabe nachgekommen und betreiben heute Boden-Dauerbeobachtungsnetze mit zunehmender Intensität.

Versteht man den angestrebten "Erfassungsstandard Boden" als ein umfassendes Regelwerk für die Erhebung, Archivierung, Auswertung und Darstellung der Gesamtheit *aller* bodenkundlicher Erhebungen, so kann der Arbeitsbereich der Boden-Dauerbeobachtung nicht unberücksichtigt bleiben. Allerdings haben Bodenkartierung und Boden-Dauerbeobachtung unterschiedliche Zielsetzungen und Arbeitsweisen. Auch Art und Umfang der anfallenden Daten unterscheiden sich erheblich. Es gilt also zu prüfen, ob die speziellen Aspekte der Boden-Dauerbeobachtung durch die vorliegenden Entwürfe zum Erfassungsstandard Boden abgedeckt werden.

Ziel der Boden-Dauerbeobachtung

Ausgehend von einer anfänglichen Beschreibung des Ist-Zustandes der Böden, besteht die Aufgabe der Boden-Dauerbeobachtung darin, langfristig Veränderungen der Böden sowie deren Ursachen und Auswirkungen so frühzeitig zu erfassen, dass rechtzeitig umweltschutzpolitische Maßnahmen gegen potentielle Schadentwicklungen getroffen werden können. Zur Überwachung von Bodenveränderungen werden an repräsentativen Standorten Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) eingerichtet.

Raumbezogene Bodenkartierung und zeitbezogene Boden-Dauerbeobachtung

Bodenkartierung und Boden-Dauerbeobachtung betrachten ein und dasselbe Objekt – den Boden – aus unterschiedlicher Perspektive. Das Ziel der raumbezogenen Arbeitsweise der Bodenkartierung besteht in der Beschreibung der räumlichen Bodenverbreitungsmuster, d. h. die Veränderung von Bodeneigenschaften entlang der räumlichen Achsen. Ihr Arbeitsergebnis ist eine (analoge oder digitale) Bodenkarte. Zur Abgrenzung von Bodenarealen werden dabei in erster Linie "kartierbare" Merkmale wie z. B. Bodenartenschichtung, Humusgehalt, Farbe etc. und die hieraus abgeleiteten bodensystematischen Einordnungen herangezogen. Diese Bodeneigenschaften unterliegen keiner bzw. nur einer sehr langsamen zeitlichen Entwicklung innerhalb pedogenetischer Zeiträume. Die zeitlich schneller veränderlichen Bodenzustandsgrößen des Stoff- und -wasserhaushalts müssen im Rahmen der Bodenkartierung weitestgehend ausgeblendet werden, Bodenkarten zeigen stets ein statisches Bild der Situation.

Bei der Boden-Dauerbeobachtung interessiert die zeitliche Veränderung des Bodens, d. h. die Veränderung des stofflichen und nichtstofflichen Bodenzustands entlang der Zeitachse. Hier werden weniger die „kartierbaren“ Bodenmerkmale betrachtet. Als Ar-

beitsergebnis entstehen vielmehr Zeitreihen des Bodenzustandes. Die räumliche Bodenvariabilität muß auf den BDF durch Auswahl möglichst homogener Flächen weitestgehend ausgeblendet werden. Dies ist erforderlich, da sonst bei den langjährig wiederholten Bodenprobennahmen die Gefahr bestünde, räumliche Effekte fälschlicherweise als zeitliche Entwicklung zu interpretieren. Die großräumige Bodenverbreitung wird durch eine Auswahl repräsentativer Standorte abgebildet. Die erhobenen Zeitreihen gelten zunächst nur für den Erhebungsort, in einem zweiten Schritt kann die Regionalisierung der Befunde erfolgen.

Arbeitsweisen der Boden-Dauerbeobachtung

Um potenzielle Veränderungen der Böden aufzuzeigen werden im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung zwei bei BARTH et al. (2000) genauer beschriebene Arbeitsweisen eingesetzt. Bei der sogenannten Merkmalsdokumentation können Bodenveränderungen durch zeitlich wiederholte Bodenuntersuchungen festgestellt werden. Die Merkmalsdokumentation umfaßt damit die bodenkundliche Grundinventur bei Einrichtung der BDF, die periodischen, nicht kontinuierlichen Wiederholungsuntersuchungen sowie die Anlage einer Bodenprobenbank. Als Intervall zwischen den Wiederholungsinventuren wird von BARTH et al. (2000) für die meisten Parameter ein Zeitraum von mindestens 5 Jahren empfohlen. In Niedersachsen wurde beispielsweise ein Wiederholungsintervall von 10 Jahren festgelegt (KLEEFISCH & KUES 1997).

Die sogenannte Prozeßdokumentation setzt die Merkmalsdokumentation voraus und beinhaltet darüber hinaus die zeitlich hochauflösende Beobachtung von Prozessen in Böden sowie die pfadbezogene Erfassung von Stoffflüssen. Die kontinuierliche Bilanzierung der Stoffein- und -austräge ermöglicht Rückschlüsse auf den aktuellen Bodenzustand, potenzielle Veränderungen können zeitnah erkannt werden.

Boden-Dauerbeobachtungsflächen, auf denen allein die Merkmalsdokumentation angewendet wird, werden als "Standard-" oder "Extensiv-BDF" bezeichnet, BDF mit zusätzlicher Prozeßdokumentation werden in Hinblick auf den erheblich größeren Meßaufwand "Intensiv-BDF" genannt.

In manchen Bundesländern wird eine sogenannte "erweiterte Merkmalsdokumentation" angewendet. Da die reine Merkmalsdokumentation noch keine Rückschlüsse auf die Ursache einer potenziellen Bodenveränderung liefern werden zusätzlich ausgewählte Ein- und Austragsgrößen vereinfacht erfaßt. Ziel ist hier nicht die Modellierung des Bodenzustands durch Bilanzierung sondern die Ursachenklärung von Bodenveränderungen.

Es ist offensichtlich, das sich die drei o. g. Arbeitsweisen der Boden-Dauerbeobachtung hinsichtlich ihres Datenbedarfs bzw. ihres Datenanfalls erheblich unterscheiden. Insgesamt ergibt sich das in Fig. 1 zusammengestellte Datenspektrum.

Nachhaltige Archivierung der Befunde

Unter dem Aspekt einer nachhaltigen Datenarchivierung und des länderübergreifenden Datenaustauschs müssen letztlich für alle in Fig. 1 zusammengestellten Daten Erfassungs- und Dokumentationsstandards erstellt werden. Dabei kommt dem Aspekt der nachhaltigen Datenarchivierung bei der Boden-Dauerbeobachtung ein besonderer Stellenwert zu, denn Trendausagen zur Veränderung der Böden können nur anhand der bereits vorliegend Zeitreihen, mithin nur anhand „historischer“ Daten abgeleitet werden. Berücksichtigt man darüber hinaus, dass „historische“ Bodenzustandserhebungen nicht im Gelände wiederholt werden können, so wird deutlich, dass Boden-Dauerbeobachtung nur Sinn macht, wenn alle

¹ Bodentechnologisches Institut Bremen des Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung,
Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 28211 Bremen
Tel.: 0421 20346-43, email: bernd.kleefisch@nlfb.de

Befunde langfristig und inhaltlich vollständig reproduzierbar vorgehalten werden.

Fig. 1: Daten der Boden-Dauerbeobachtung

<p>A) Zustandsdaten</p> <p>1) <i>Kartierbefunde bzw. projektbezogene Geländeaufnahmen:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodenkartierbefunde, - Vornutzungserhebung (Nutzungsgeschichte), - Fernerkundungsdaten, - Vegetationsaufnahmen und - Erosionsschadenkartierung <p>2) <i>Laboranalysergebnisse</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodenproben (chemische, physikalische und mikrobiologische Analytik), - Wasserproben (Boden-, Sicker- und Grundwasser, Drän- und Oberflächenwasser) - Aufwuchsproben - Depositionsproben (Naßdeposition) - Düngerproben, Sekundärrohstoffe <p>3) <i>In-situ-Feldmeßwerte</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Bodenfeuchte, Bodentemperatur - Witterungsparameter (Klimastation) - Sickerwassermenge, Grundwasserstand, Dränwassermenge - Radioaktive Abstrahlung - Eindringwiderstand 	
<p>B) Ereignisdaten</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bewirtschaftungsmaßnahmen - Ergebnis-relevante Ereignisse (Windwurf, Hagelschlag, Geräteinstallation etc.) 	

Bodenprofilbeschreibungen werden im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung bei der Flächeneinrichtung, bei der Grund- und bei den Wiederholungsinventuren erforderlich. Ein wiederholtes Aufgraben von (durch Erstbeprobung gestörten) Profilgruben ist im Rahmen der Wiederholungsinventuren nicht zweckmäßig. Aus diesem Grund werden tiefere Bodenhorizonte (über 30 cm unter GOF) mittels Mehrfacheinstich von Rammkernsonden beprobt. Alle so gewonnenen Bohrkerns werden hinsichtlich der anschließenden horizontbezogenen Probenahme angesprochen. (BARTH et al. 2000). Aussagen zu Bodenveränderungen können nur dann belastbar getroffen werden, wenn sichergestellt ist, dass bei den Wiederholungsinventuren stets derselbe Bodenkörper beprobt wird, dass also die Ansprache der Horizonte und Horizontgrenzen nach ein und denselben Regelwerk erfolgt und auch zukünftig erfolgen wird. Aus Sicht der Boden-Dauerbeobachtung ergibt sich damit unter dem Aspekt der länderübergreifenden Vergleichbarkeit ohne Zweifel die Notwendigkeit zur Standardisierung von Bodenprofilbeschreibungen. Gleichzeitig muß aus der Langzeitperspektive der Untersuchungen die Forderung erhoben werden, einmal vereinbarte Standards nicht ständig zu wechseln. Es sollte nicht vergessen werden, dass jede Fortschreibung bzw. Wechsel eines Standards hinsichtlich der Auswertung von Zeitreihen zu Problemen führt. Unter der zeitbezogenen Betrachtungsweise bedeutet die Forderung nach Standardisierung das langfristige Beibehalten von Standards, denn ein häufiger Wechsel der Standards führt zu nichtstandardisierten Zeitreihen!

Auch der Einsatz von "Übersetzungsschlüsseln" ist nicht frei von Gefahren, denn aus der wiederholten Übersetzung von einem Standard in den nächsten kann ein "Stille Post"-Effekt resultieren, der dazu führen kann, dass die mehrfach "übersetzten" Beschreibung im Endeffekt nicht mehr viel mit den realen Bodenverhältnissen zu tun haben. Grundsätzlich sollten Übersetzungsschlüssel – wenn nicht zu vermeiden – nicht auf das Ergebnis vorheriger Übersetzungen aufbauen sondern Umsetzungen vom Originalbeschrieb in das Zielsystem darstellen. Die Originalbeschriebe sind – zumindest für die Zwecke der Boden-Dauerbeobachtung – mit einem Vermerk über den zugrundeliegenden Beschreibungsstandard langfristig als Urbeschriebe analog und digital zu archivieren.

Konsequenzen für einen umfassenden „Erfassungsstandard Boden“

Zweifellos handelt es sich nicht bei allen im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung anfallenden Daten um Bodendaten im engeren Sinn und es wird noch der Klärung bedürfen, ob es Aufgabe eines „Erfassungsstandards Boden“ ist, die Erhebung, Erfassung, Archivierung, Darstellung und Auswertung etwa von Vegetations- oder Depositionsuntersuchungen zu regeln. Festzuhalten bleibt jedoch, dass mit dem Arbeitspapier zur „Einrichtung und Betrieb von BDF“ (BARTH et al. 2000) Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Erhebungsmethodik dieser bodenbezogenen Daten vorliegen, die Entwicklung von Erfassungs- und Archivierungs- und Auswertungsstandards in den Bundesländern jedoch weitgehend unabhängig voneinander erfolgt.

Und dies gilt nicht nur für die genannten „bodenbezogenen Daten“ sondern auch für Bodendaten im engeren Sinne, zu denen aus Sicht der Boden-Dauerbeobachtung auch bodenkundlichen Feldmeßwerte zählen müssen. Im Vordergrund stehen hierbei die Daten zur radioaktiven Flächenabstrahlung, zum Eindringwiderstand und vor allem die an meteorologisch-bodenhydrologischen Meßstationen kontinuierlich erhobenen Meßdaten zur Modellierung z. B. des Bodenwasserhaushalts (Bodenfeuchte, Bodentemperatur etc.). Große Defizite bestehen heute noch bezüglich der standardisierten Auswertung der gewonnenen Daten, z. B. bei der Modellierung des Bodenwasserhaushalts und bei der Frachtberechnung des Sickerwassers.

Um die Anforderungen der Boden-Dauerbeobachtung in einem umfassenden Erfassungsstandard Boden abzubilden, muß ein solches Regelwerk über die Erfassung der klassischen Bodenmerkmale der Kartierung (Beschrieb und einmalige Analytik) hinaus zumindest um die Normierung der Erfassung, der digitalen Archivierung und der Auswertung von Bodenzustandsgrößen aus wiederholt erhobenen Feldmeßwerten erweitert werden. Ein „Erfassungsstandard Bodenkartierung“ könnte so zum „Erfassungsstandard Boden“ erweitert werden. Die Frage, ob auch bodenbezogene Meßwerte, etwa zum Stoffein- und -austrag, mit einbezogen werden sollen, ist noch zu diskutieren.

Literatur

BARTH, N. & BRANDTNER, W. & CORDSEN, E. & DANN, T. & EMMERICH, K.-H. & FELDHAUS, D. & KLEEFISCH, B. & SCHILLING, B. & UTERMANN, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung - Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen - in : Rosenkranz, D. & Bachmann, G. & König, W. und G. Einsele (Hrsg.): Handbuch Bodenschutz, Bd. 3, 32.Lfg. XI/00.

KLEEFISCH, B. & KUES, J. (Hrsg.) (1997): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen - Methoden und Ergebnisse. - Arbeitshefte Bodenkunde 2/97, 122 S. - Hannover

Die Datenbank der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200): bundesweit einheitlicher Erfassungsstandard für Bodenflächendaten

D. Krug¹, J. Feinhals¹ & G. Adler²

Einleitung

Mit der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) wird derzeit das erste länderübergreifend einheitliche und bundesweit flächendeckende Bodenkartennetz der mittleren Maßstabebene bearbeitet. Bis zum Auflagedruck wird die BÜK 200 komplett digital erstellt. Ihre Flächeninhaltsdaten werden in einer relationalen Datenbank aufgenommen und verwaltet.

Die BÜK 200 wird von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) der Bundesländer in insgesamt 55 Blättern herausgegeben. Ende November 2001 waren 11 Karten gedruckt. Für alle Blätter liegen Daten in der Flächendatenbank vor.

Während die Verantwortung für die Inhalte der BÜK 200 bei den Ländern liegt, ist es Aufgabe der BGR, die Einhaltung der gemeinsam mit den SGD entwickelten Richtlinien sicher zu stellen. Auf diese Weise soll ein homogenes Kartenwerk mit einem einheitlichen Datensatz entstehen. Hierzu wurde von der BGR in Zusammenarbeit mit den SGD auch eine Datenbank mit abgestimmter Struktur und Dateninhalten entwickelt. Damit stellt die Datenbank der BÜK 200 einen bundesweit abgestimmten Erfassungsstandard für bodenkundliche und bodenkundlich relevante Basisflächendaten dar.

Datenbankinhalt

Die BÜK 200 hat die Verbreitung und Vergesellschaftung der Böden und ihrer Eigenschaften in Deutschland zum Inhalt. Die Flächeninhaltsbeschreibung erfolgt anhand von Legendeneinheiten (LE), deren Anzahl zwischen 50 und 100 pro Kartenblatt variieren kann. Die LE werden nach Bodenregionen bzw. Bodengroßlandschaften entsprechend der KA4 (AG BODEN 1994) gegliedert. Die inhaltliche Beschreibung einer LE erfolgt durch eine Bodengesellschaft (Leit- und Begleitbodenformen). Mit den Bodenformen werden auf der gedruckten Karte die wichtigsten pedologischen und geologischen Informationen dargestellt. Neben diesen Basisattributen beinhaltet die Flächendatenbank Daten zu den bodenbildenden Faktoren Relief, Nutzung und (Boden-)Wasser, welche u.a. für thematische Auswertungen hinsichtlich des Leistungspotenzials und der potenziellen Gefährdung von Böden bedeutsam sind. Die Attributauswahl für die Datenbank orientiert sich am „Legendenkopf für die Beschreibung von Flächeninhalten“ der KA4. Ebenso wie die Auswahl, basiert auch die verbale Beschreibung und Verschlüsselung der Datenbankinhalte auf der KA4.

Die Flächendatenbank beinhaltet ausschließlich Sachdaten, welche den Inhalt der flächigen Geländeauschnitte (Kartiereinheiten) beschreiben. Zur BÜK 200 gehören zudem

Geometriedaten (z.B. Grenzlinien), welche die inhaltlichen Informationen räumlich (nach Lage und Ausdehnung) definieren. Sie sind jedoch nicht Bestandteil der Flächendatenbank, sondern werden in einem Geografischen Informationssystem bereit gehalten und über Identifikatoren mit den Flächeninhaltsdaten verknüpft.

Bis auf wenige Ausnahmen (z.B. Horizontuntergrenze), werden alle quantitativen Eigenschaften in klassierter Form, entsprechend KA4, gekennzeichnet (z.B. Humusgehalt, Neigungsstufe, Grundwasserstand). Auch die Verschlüsselung der qualitativen, beschreibenden Eigenschaften, wie Geogenese, Horizontsymbol, Reliefformtyp oder Nutzungsart, erfolgt nach den Vorgaben der KA4.

Den Datensätzen der BÜK 200 liegen zum überwiegenden Teil Informationen aus größermaßstäbigen Karten (z.B. Maßstab 1:50.000) zu Grunde, die für den 200.000er Maßstab aggregiert wurden. Oder die BÜK 200-Datensätze basieren auf statistisch aus Punktdatenbeständen abgeleiteten Daten. Aus diesem Grund handelt es sich bei den Datensätzen der BÜK 200 zum überwiegenden Teil um idealisierte Informationen (inkl. idealisierte Bodenprofile).

Neben den Angaben zu den boden- und substratsystematischen Einheiten, welche die Bodenform inhaltlich beschreiben, ist der Flächenanteil einer Bodenform an einer LE, eine wichtige Information: mit dieser Angabe lässt sich die flächenhafte Bedeutung der Bodenform und aller auf sie bezogenen Angaben bestimmen. Weitere Attribute beschreiben die Schichten und Horizonte der Bodenformen. Bis auf das Substrat wurde hier die Datenauswahl des „Legendenkopfes für die Beschreibung von Flächeninhalten“ der KA4 übernommen und um zwei fakultative Attribute erweitert (Gefügeform, periglaziäre Lage). Für das Substrat wurde in der Datenbank kein Datenfeld eingerichtet, da sich dieses Merkmal aus den Inhalten anderer ableiten lässt (Geogenese, Fein- und Grobboden, Carbonatgehalt, Bodenausgangsgestein).

Abweichend von der KA4 beziehen sich die reliefbeschreibenden Attribute sowie die Angabe der aktuellen Nutzung nicht auf die LE als Gesamtheit, sondern auf die sie beschreibenden Bodenformen. Der Grund liegt darin, dass sich thematische Auswertungen, für die Relief- und Nutzungsinformationen häufig von Relevanz sind, fast ausnahmslos auf die einzelne Bodenform beziehen. Neben den relief- und die nutzungskennzeichnenden Attributen sind auch *die* Attribute bodenformenbezogen, welche die Art und den Grad der Bodenerosion sowie die Bodenwasserverhältnisse beschreiben.

Datenbankstruktur

Die Daten der BÜK 200 sind in der Flächendatenbank auf verschiedene Tabellen aufgeteilt (vgl. Abb.1), die miteinander verknüpft sind und so Relationen bilden (relationale Datenbank).

Die grundlegende Struktur der BÜK 200-Flächendatenbank orientiert sich an einem bundesweit abgestimmten Vorschlag der UAG FISBo der Ad-hoc-AG Boden für den Aufbau einer Flächendatenbank bodenkundlicher Basisdaten (HEINEKE et al. 1995). Die Struktur der Datenbank wurde zudem durch den bundesweit abgestimmten Beschluss bestimmt, die BÜK 200 zwar in gedruckten Blättern herauszugeben, die Inhalte des Kartenwerkes jedoch in der Datenbank mit der Funktion einer Rahmen-/Generallegende blattschnittunabhängig zu speichern.

¹ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Stilleweg 2, 30655 Hannover, ² BGR, Dienstbereich Berlin, Wilhelmstraße 25-30, 13539 Berlin

Die Inhalte einer Rahmen-/Generallegendeinheit (RLE) werden einer oder mehreren Blattlegendeinheiten (BLE) zugeordnet. Aus diesem Grund stehen die Tabellen der RLE und BLE 1:n in Beziehung. Einerseits sind auf diese Weise blattschnittunabhängige Darstellungen und Auswertungen der Datenbankinhalte einfach zu realisieren. Andererseits ist durch die gewählte Datenbankstruktur eine redundanzarme Datenhaltung und ein hohes Maß an Datenintegrität gewährleistet.

Auch der Beschluss, die Inhalte bzw. die LE des Kartenwerkes bodenlandschaftlich zu gliedern, bestimmte die Struktur der Datenbank. So werden die RLE und somit alle Inhalte der Flächendatenbank, einschließlich der Angaben zu den BLE Bodenlandschaften, Bodengroßlandschaften und Bodenregionen zugeordnet (vgl. Abb. 1). Bodenlandschaften sind vorgesehen, aber bis zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht definiert.

Der „untere Teil“ der Datenbankstruktur wird durch das folgende Modell bestimmt: Eine LE wird durch eine oder mehrere flächenrepräsentative Bodenformen charakterisiert. Eine oder mehrere Bodenformen einer RLE können die gleiche bodensystematische Einheit (z.B. Bodentyp) haben. Genauso ist es möglich, dass eine oder mehrere Bodenformen die gleiche substratsystematische Einheit (z.B. Substrattyp) aufweisen. Eine oder mehrere Bodenformen einer LE können zudem unter den gleichen Relief-, Nutzungs- und Bodenwasserverhältnissen vorkommen. Eine Bodenform hat sich in einer oder mehreren geologischen Schichten entwickelt und eine Schicht wiederum weist einen oder mehrere Horizonte auf, die sich in ihr gebildet haben. Alternativ zu den Tabellen Schicht und Horizont enthält die Datenbank eine Tabelle für Angaben, die sich auf vier, entsprechend KA4 definierte Tiefenstufen (0-3, 3-7, 7-12, 12-20 dm) beziehen.

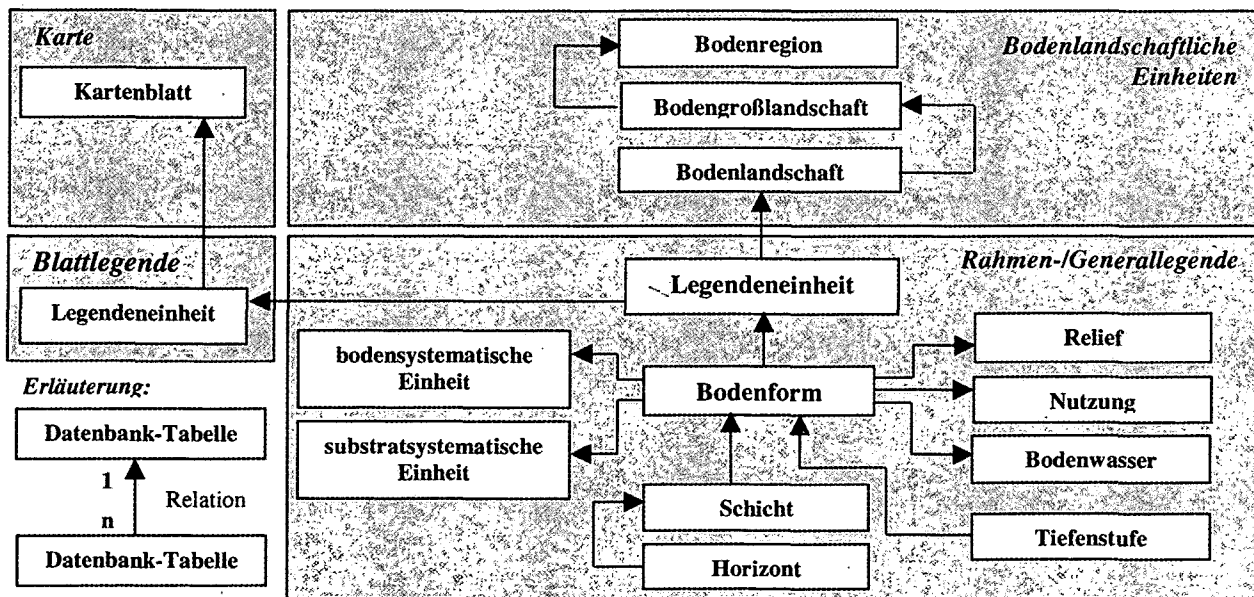


Abb. 1: Vereinfachte Struktur (Datenmodell) der BÜK 200-Flächendatenbank (FläDb BÜK200)

Schlussbetrachtung und Ausblick

Die Flächendatenbank der BÜK 200 gewährleistet den Aufbau eines bundesweit homogenen bodenkundlichen Datenbestandes. Er wird für den Bund, aber auch für einige Bundesländer, vorläufig die bedeutendste flächendeckende Informationsgrundlage für den Bodenschutz darstellen.

Eine weitere inhaltliche und räumliche Präzisierung so wie eine Verbesserung der Einheitlichkeit und Vergleichbarkeit ist für die BÜK 200-Bodeneinheiten durch die Verwendung des Landnutzungsmodells CORINE Land Cover sowie durch die Nutzung der Geomorphographischen

Karte Deutschlands 1:1.000.000 (GMK 1000) zu erwarten. Während CORINE Land Cover Flächeninformationen zur Oberflächenbedeckung liefert, sind der GMK 1000 morphometrisch-morphographische Reliefeinheiten zu entnehmen. Mit der Bereitstellung dieser beiden Informationsquellen in Form von Konzeptkarten, werden den SGD einheitliche Unterlagen sowohl für die inhaltliche Beschreibung (Reliefeigenschaften und Landnutzung) als auch für die räumliche Abgrenzung von Bodeneinheiten der BÜK 200 zur Verfügung stehen.

Literatur

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. Auflage (KA4): 392 S.; Hannover.
 HEINEKE, H.J., M. FILIPINSKI & I. DUMKE (1995): Aufbau des Fachinformationssystems Bodenkunde. – Geol. Jb. F30: 82 S.; Hannover.

KRUG, D. & R. HARTWICH (2001): Die Flächendatenbank der Bodenübersichtskarte 1:200.000: Basisdaten für den länderübergreifenden Bodenschutz. – Z. angew. Geol., 47/2: 114-120; Hannover.

Das Bodenformenarchiv als zentrale Datenbankanwendung des Erfassungsstandards Boden/Bodenschutz in Hessen

M. SCHMANKE & K. FRIEDRICH

1 Die Stellung des Erfassungsstandards und der Datenbankanwendung im Gesamtkontext "Fachinformationssystem Boden/Bodenschutz (FISBO)"

Die Aufgaben der bodenkundlichen Landesaufnahme und des Bodenschutzes werden in einzelnen Projekten durchgeführt. Zur Zeit sind hier in erster Linie als Beispiele zu nennen:

- Bodeninventur
- Bodendauerbeobachtung
- Bodenkartierung (M=1:5000, 1:25.000, 1:50.000, usw.)

Der Erfassungsstandard definiert, oft zusammen mit externen Vorgaben (Bodenkundliche Kartieranleitung, DIN, ISO,...), die Art der Datenerhebung von der Kartierung bis zur Probenahme.

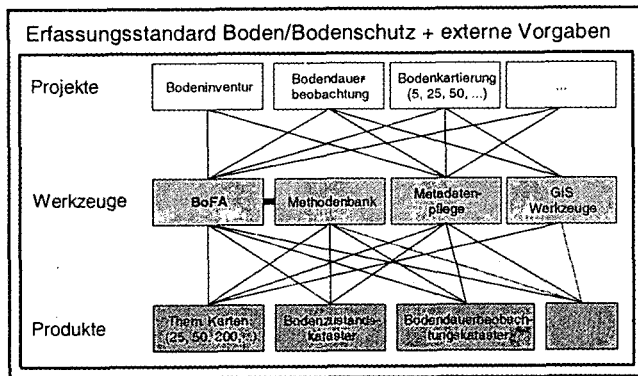


Abb. 1 Der Erfassungsstandard als Rahmen für die Aufgaben des FISBO

Das FISBO stellt zentrale Werkzeuge für die DV-gestützte Verarbeitung von Bodendaten zur Verfügung und ist Teil der Organisationseinheit in unterschiedlichen Projekten.

Wichtige Werkzeuge sind:

- Bodenformenarchiv
- Methodenbank
- Metadaten-Pflege
- GIS-Werkzeuge

Die Aufgaben des Erfassungsstandards liegen in der Umsetzung der Projekt-spezifischen Vorgaben in möglichst wiederzuverwendende Datenstrukturen, der Definition von Begriffslisten und der Beschreibung von Eingaberegeln.

Am Ende der Bearbeitung stehen Produkte:

- Thematische Karten
- Bodenzustandskataster
- Bodendauerbeobachtungskataster

Mathias Schmanke, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Rheingaustraße 186, D-65203 Wiesbaden
Dr. Klaus Friedrich, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Rheingaustraße 186, D-65203 Wiesbaden

Der Erfassungsstandard Boden/Bodenschutz stellt damit einen Rahmen dar, der für alle Projektphasen Regeln definiert und dokumentiert: von der Konzeption und Durchführung, über die datentechnische Erfassung bis hin zur Umsetzung in Produkte (vgl. Abb. 1).

2 Umsetzung der im Erfassungsstandard geregelten Sachverhalte durch die zentrale Datenbankanwendung

Die zentrale Datenbankanwendung für die Erhebung von Bodendaten ist das Bodenformenarchiv (BoFA). Sie setzt die Vorgaben des Erfassungsstandards in unterschiedlicher Art und Weise um.

2.1 Datenerhebung

BoFA baut auf den allg. Erhebungsregeln des Erfassungsstandards auf, wo die Kriterien zur Beschreibung von Geländemerkmale spezifiziert sind. Deren Integration in BoFA, z.B. als kontextsensitive Hilfe, ist z.Zt. nicht realisiert, da der Erfassungsstandard ein eigenständiges Produkt darstellt, das auch unabhängig von der Datenbankanwendung, z.B. im Intranet, bereitgestellt wird.

2.2 Datenstruktur

Das Bodenformenarchiv setzt die in einer zentralen Pflegeanwendung definierten objekt-relationalen Datenstrukturen der Beschreibungsobjekte in ein relationales Modell um. Für jedes Beschreibungsobjekt wird ein Formular zur Dateneingabe bereitgestellt.

Die Steuerung der Dateneingabe erfolgt über eine Meta-Tabelle, in der die gültigen Verknüpfungen zwischen den Objekten abgelegt ist. Die Anwendung ist daher leicht erweiter- und veränderbar.

2.3 Dateneingaberegeln

Der Erfassungsstandard formuliert allgemeine (Projekt-übergreifende) und spezielle (Projekt-spezifische) Eingaberegeln. In der Datenbankanwendung werden in erster Linie die allgemeinen Eingaberegeln umgesetzt. Hierzu gehören:

- Plausibilitätsprüfungen auf Datensatzebene (nutzungsdifferenzierte Eingabe des effektiven Wurzelraums)
- Datensatz übergreifende Plausibilitätsprüfungen (Tiefenangabe Horizonte)
- Beschreibungsobjekt übergreifende Plausibilitätsprüfungen (Tiefenangabe Schichten/Horizonte)

2.4 Begriffslisten

In BoFA werden die vom Erfassungsstandard bereitgestellten Begriffslisten genutzt. Die Begriffslisten liegen in unterschiedlichen hierarchischen Strukturen vor: entweder „nur“ sortiert oder hierarchisch strukturiert mit Sortierung. Auf den Formularen erfolgt die Auswahl aus den Begriffen über Auswahllisten. In der Praxis hat sich gezeigt, dass die z.T. sehr umfangreichen und stark hierarchisierten Begriffslisten eine andere Bedienung benötigen. Daher können Begriffe zusätzlich über eine hierarchische Darstellung und in einer Such-Ansicht selektiert werden.

3 Die Bodenform als zentrales Beschreibungsobjekt

Wie oben bereits dargestellt, ist eines der Prinzipien der objekt-relationalen Datenstruktur die Wiederverwendung von Beschreibungsobjekten. Hieraus resultiert die zentrale Stellung der Bodenform innerhalb der Datenbank (vgl. Abb. 2).

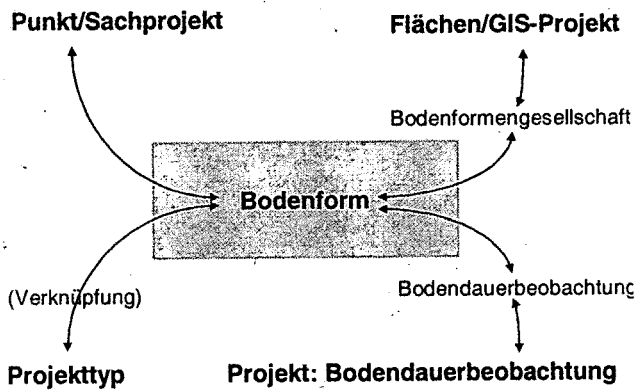


Abb. 2) Zentrales Beschreibungsobjekt: Bodenform

Das gleiche Beschreibungsobjekt wird also für Punktbeschreibungen, für Flächenbeschreibungen und für die Bodendauerbeobachtung verwendet. Die Beschreibung selbst kann sich jedoch hinsichtlich des Detailgrades unterscheiden. Beispielsweise ist bei der Beschreibung einer Flächen-Bodenform eine Angabe von Gefügemerkmalen nicht vorgesehen, während sie bei einer umfassenden Punktbeschreibung an einer Profilgrube als obligatorisch gilt. Die Eingabe von Proben ist für die Flächen-Bodenform ganz ausgeblendet. Der Einsatz des Bodenformenarchives im Rahmen des Aufbaus einer umfassenden Flächen-datenbank ist in FRIEDRICH (1999) beschrieben.

4 Die Verwendung der Bodenform in Kartier- und Sachprojekten

Die Zuordnung von Bodenformen zu Kartier- und Sachprojekten erfolgt ebenfalls nach dem Prinzip der Wiederverwendung. Eine Bodenform kann also Bestandteil verschiedener Projekte sein. Für Flächen/GIS-Projekte kann man sich folgendes Szenario vorstellen:

Eine Bodenform A kann Beschreibungsbestandteil mehrerer Bodenformengesellschaften sein und wird dort jeweils über die Parameter Flächenanteil und Verteilungsmuster charakterisiert:

Bodenformengesellschaft 1		
Bodenform	Flächenanteil	Verteilungsmuster
A	a	x
B	b	y
C	c	z

Bodenformengesellschaft 2		
Bodenform	Flächenanteil	Verteilungsmuster
A	c	x
D	b	z
E	b	z

Die Bodenformengesellschaften können ihrerseits wiederum Kartier- oder Verwaltungseinheiten in Projekten zugeordnet werden:

Projekt I	
Kartiereinheit	Bodenformengesellschaft
1	1
2	15
3	2

Projekt II	
Kartiereinheit	Bodenformengesellschaft
1	17
..	..
67	1

Abhängig vom Typ des Projekts erfolgt die Zuordnung einer Bodenform zu einer Kartier- oder Verwaltungseinheit also entweder direkt (Punkt-Projekt) oder über zwischengeschaltete Beschreibungsobjekte (Bodenformengesellschaft/Bodendauerbeobachtungsfläche), innerhalb derer die Bodenform anhand von Parametern charakterisiert werden kann.

5 Technische Realisierung

- Realisiert mit Microsoft Access 97 (objekt-relacionales Basis-Datenmodell wird konvertiert in relationales Datenmodell)
- Trennung von Datenhaltung, Benutzeroberfläche und Begriffen
- Solange sich das Datenmodell nicht ändert, können Begriffslisten aktualisiert und neue Funktionalitäten angefügt werden ohne eine Konvertierung durchführen zu müssen
- Vergabe von Benutzerrechten
- Möglichkeit zur Beschränkung der Funktionalität
- gleiche Benutzeroberfläche für den Zugriff auf Microsoft Access (Geländerversion) und Oracle (zentrale Datenbank)
- Formularsteuerung über Meta-Informationen -> leichte Skalierbarkeit

6 Zusammenfassung

Im Bodenformenarchiv sind somit mehrere zentrale Funktionen vereinigt: Die Eingabe und Pflege aller im FISBO kartierten Bodenformen, die Verwaltung der eigentlichen Kartiereinheiten sowie die Zuordnung der Bodenformen zu den Kartiereinheiten unabhängig von der Ausprägung des räumlichen Objektes (Punkt, Fläche, Linie). Da alle Daten in einer homogenen Struktur vorliegen, können die gleichen Werkzeuge für eine weiterführende Be- und Verarbeitung bis hin zur Kartenerzeugung bzw. Berichtsgenerierung genutzt werden.

Literatur:

FRIEDRICH, K. (1999); Die Bodenflächendaten 1:50.000 Hessen, Ziele, Aufbau und Erfahrung.- Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., Bd. 91/II: 977-980; Oldenburg.

Erfassungsstandard - Grundlage für den vorsorgenden Bodenschutz

Thomas Vorderbrügge*

Die Vielzahl der Fragestellungen des Bodenschutzes erfordert eine fundierte Datengrundlage sowie eine den Zielvorgaben des Bundesbodenschutzgesetzes angepasste Methodik der Aufbereitung, Darstellung, Aus- und Bewertung sowie der Weitergabe von Daten. Dies betrifft nicht nur die klassische Darstellung punktbezogener Daten, z.B. Überschreitung von Prüf- oder Maßnahmenwerten, sondern vor allem die Bewertung der Bodenfunktionen i.S. BBodSchG.

Eine moderne bodenkundliche Landesaufnahme sowie der vorsorgende Bodenschutz erfordern deshalb Konzepte zur Datenerhebung und Datenverwaltung, die weit über die Regelungs- und Definitionsinhalte der klassischen bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) hinausgehen (s. Beitrag FRIEDRICH in diesem Band).

Da zudem in zunehmendem Maße Datenerhebung, Datenverwaltung sowie Datenvertrieb nicht mehr von einer einzigen Institution betrieben werden, sondern verstärkt Externe (Forschungsinstitute, Ing.-Büros, andere staatliche Institutionen aus dem Umweltbereich) mit den vormals klassischen Aufgaben der Staatlichen Geologischen Dienste (SGD's) betreut werden, ist auf eine normierte bzw. standardisierte Form der Erhebung und Verwaltung von Umweltdaten zu drängen.

Betrachtet man zudem die Forderungen der Anwender an die Qualitäten der „Umweltdaten“ so erkennt man recht schnell, dass seitens der Anwender im Prinzip bereits seit langem davon ausgegangen wird, dass geowissenschaftliche Daten in standardisierter Form erhoben und verwaltet werden. Hierzu recht weitgehend waren bereits die Vorstellungen von KNEIB & RUNGE aus dem Jahre 1989. In ihrer Untersuchung für das BMBF wiesen sie frühzeitig darauf hin, dass als Grundlage und Voraussetzung für die Operationalisierbarkeit von Modellen zur Belastungs- und Risikovorhersage die Datenaufnahme für flächenbezogene Risikomodelle zu standardisieren ist und folgende **Prämissen** zu setzen sind [Zitat KNEIB & RUNGE]:

- **Profile und Standorte** müssen in laufenden Verfahren der Kartierung oder durch eine ausreichend gesicherte, repräsentative Stichprobe mit dem theoretisch denkbaren Merkmalsset, intersubjektiv reproduzierbar beschrieben sein,
- die Methodik der Erfassung und Eichung muss es ermöglichen, die Verteilungsform, das Intervall mit den häufigen Werten und die Spannweite der Basisdaten, **bezogen auf Horizonte und Schichten**, statistisch zu sichern und zu unterscheiden zwischen den für die Fragestellung wichtigen und unwichtigen, zeitlich

* Dr. Thomas Vorderbrügge
Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Dez. G5 Bodenschutz, 65022 Wiesbaden; Postf. 3209
t.vorderbruegge@hlug.de

labilen und stabilen Merkmalen bzw. der Art und Grad ihrer Veränderlichkeit. Gleiches gilt für die einfachen und komplexen Schätzgrößen,

- die Stichprobendichte, die Profil- und Standortbeschreibungen und der Konzeptkartentwurf müssen ein **reproduzierbares** Verfahren der Typisierung und Regionalisierung ermöglichen, das zumindest eine zweifelsfreie Ableitung einer definierten Heterogenität flächenscharf gestattet.

Auch aus Sicht der kommunalen Anwender (SCHULZ 1992) sollen die Daten

- leicht verständlich, verallgemeinert, auf relevante Mindestanforderungen reduziert und Fachsprachen übergreifend,
- gut zugänglich und selbsterklärend (Geschwindigkeit, Lesbarkeit, Optik),
- aktuell und aktualisierbar,
- schnell abrufbar,
- verlässlich und
- flexibel sein.

Institutionen wie die LABO und ihre nachgeordneten Ausschüsse gehen davon aus, dass all die angeführten Forderungen seitens der datenerhebenden und datenpflegenden Institutionen bereits erfüllt werden.

Betrachtet man die Themenschwerpunkte ihrer Arbeiten

- Datentransfer / Datenaustausch (Bund/Länder; Bund/EU)
 - Bodenbewertung - Bewertung der Bodenfunktionen
 - Vergleich und Beurteilung von verschiedenen Datengrundlagen (Bodenschätzung, forstliche Standortskartierung, MMK, Daten der „klassischen Landesaufnahme“)
 - Methodenentwicklung
 - länderübergreifende Bodenbewertung
 - Einbindung externer Daten (Verlagerung von Aufgaben aus den Bereichen der Umweltverwaltung und den SGD's in private und kommunale Träger)
 - Sachverständige nach §18 BBodSchG
 - Grundlagen für den kommunalen Bodenschutz
 - Übertragung von punktuellen Informationen in flächenbezogene gutachterliche Aussagen
- so ist dies nur zu verständlich.

Die angeführten Beispiele zeigen, dass es schon lange gar nicht mehr um die Frage geht, ob eine analoge oder digitale Kartieranleitung (KA4, KA5, etc.) ausreicht und alle Bedürfnisse abdeckt, sondern ob es nicht eines umfassenderen Regelwerkes für die Erhebung und Verwendung von Bodendaten bedarf.

Dieser Standard wäre im Prinzip ein Regelwerk, welches die Kette von einer Auftrags- bzw. Projektvergabe über die Datenerhebung bzw. -gewinnung, die Datenverarbeitung und -verwaltung bis hin zur Datennutzung steuert und normiert, und zwar für Punkt-, Flächen- und Labordaten, incl. aller methodischen Vorgaben, unabhängig von der Fragestellung sowie Untersuchungs- bzw. Erhebungsintensität (s.a. FRIEDRICH sowie SCHMANKE & FRIEDRICH in diesem Band).

Geklärt werden muss allerdings die Kosten/Nutzen Relation zwischen dem zu betreibenden Aufwand einer

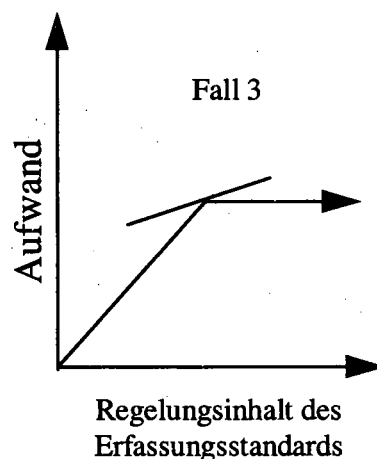
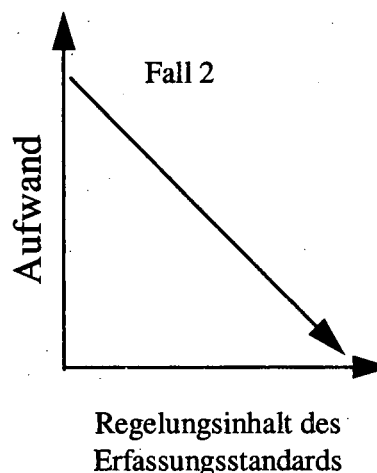
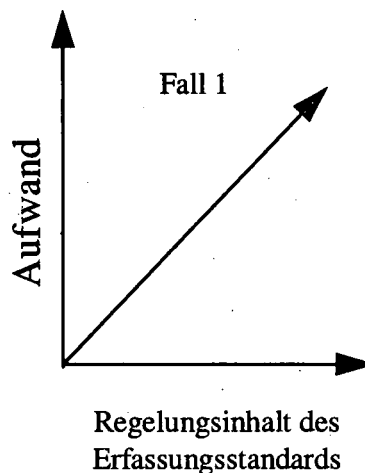
Normierung und den Vorteilen einer langfristigen Daten-Nutzung. Gibt es also einen „kritischen Punkt“, wo der Aufwand, der betrieben werden muss, um einen vergleichsweise einfachen Sachverhalt zu erheben und zu beschreiben zu groß ist. Der Regelungsinhalt des Erfassungsstandards also in keinem ausgewogenem Verhältnis zum Informationsgewinn steht und damit zu umfangreich ist. Es macht nämlich wenig Sinn zu versuchen, mittels eines hochkomplexen Regelwerkes aus wenig Basisinformationen höherwertige Informationen als die selbst Grundlagen hergeben abzuleiten. Der „Fall 1“ in nebenstehender Abb. wäre beispielhaft für diese Situation. Umfangreiche Regelungsinhalte führen zu einem proportionalen Anstieg des Aufwandes der Datenerhebung, unabhängig von einer qualitativen Verbesserung.

Dies Problem kann man allerdings lösen, indem der Standard Beschreibungen mit unterschiedlicher Intensität ermöglicht. Dies bedeutet natürlich wiederum zunächst einen gestiegenen Aufwand bei der Entwicklung des Standards.

Eigentlich ist aber unter den heutigen Bedingungen davon auszugehen, dass eine Datengewinnung nur noch dann gerechtfertigt ist, wenn sichergestellt ist, dass die Daten auch langfristig und vielseitig genutzt werden können. Daten von hoher Qualität und Aussageschärfe also über einen langen Zeitraum von den unterschiedlichsten Nutzern verwendbar vor allem aber wiederverwendbar sind. Hier kehrt sich das im Fall 1 dargestellte Verhältnis um (s. Fall 2 der Abb.). Der Regelungsaufwand steigt, aber dadurch, dass die Daten vielfältig und langfristig genutzt werden können, beträgt der Aufwand der Erhebung und Gewinnung nur noch einen geringen Teil im Vergleich zu der im Fall 1 dargestellten Situation.

Anzustreben ist wahrscheinlich der als Fall 3 dargestellte Zustand, beide Seiten stehen in einem ausgewogenem Verhältnis. Mit zunehmenden Regelungsinhalt steigen die Möglichkeiten der Datennutzung und auch die Qualität der Aussage, aber der Aufwand der Datengewinnung und -verwaltung bleibt gleich und ist vertretbar. Dies ist der Punkt, wo der Standard als Norm des Bodenschutzes definiert wird und fester Bestandteil wird bei der Vergabepraxis zur Gewinnung, Verwaltung und Auswertung von bodenschutzrelevanten Daten, sei es z.B. durch Gutachten (Sachverständige nach § 18 BBodSchG) oder Forschung.

Ein „Erfassungsstandard“ ist unabdingbare Voraussetzung für den vorsorgenden Bodenschutz, die Fragen liegen nur im Detail, z.B. im Hinblick auf Intensität und Umfang des Regelwerkes oder gibt es ein akzeptiertes Optimum, welches gewährleistet, dass mit den heute erhobenen Daten auch die morgen aufkommenden Fragen mit großer Präzision beantwortet werden können. Wer dachte denn schon bei der Neuauflage der KA4 an Aufgaben, die sich z.B. aus der EU WRRL oder der Sickerwasserprognose gemäß BBodSchV ergeben?



Literatur:

- KNEIB, W. D. & I. RUNGE (1989): Verfahren und Modelle für den Bodenschutz zur Belastungs- und Risikoabschätzung von Schadstoffeinträgen - Darstellung des Forschungsstandes und -bedarfs. Jül.-Spez. 545; Hrsg. KFA Jülich GmbH, 568 S.
- SCHULZ, H., (1992): Anforderungen und Nutzen von Bodeninformationssystemen aus Sicht der kommunalen Umweltüberwachung. Mitt. Dt. Boden. Gesell. 67, 37 - 39.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

Referate Workshop AG „Stabile Isotope in der Bodenkunde“

11. und 12. März 2002 in Göttingen

Band 98

2002

Carbon pools and isotope signatures in a degrading calcareous peat land eco-system

K. AUERSWALD¹⁾, M. WINTERHALTER²⁾,
R. SCHÄUFELE¹⁾, H. SCHNYDER¹⁾

Introduction

Calcareous peat lands constitute large C reservoirs, which influence global C budgets. The carbon is organically bound in peat and in living biomass. It is inorganically bound in the underlying calcareous gravel and in lime precipitated within the soils from dissolved bicarbonate carried by the groundwater. The C may partly be released by disturbance of the flow-equilibrium of these sensitive eco-systems, e.g. by drainage or wind erosion.

Our goals were:

- to quantify the C pools within the different spheres (atmosphere, above-ground biosphere, pedosphere) on a regional scale
- to estimate the fluxes between the different pools and spheres.

The latter was achieved by using the information provided by the isotopic signatures of the different pools.

Material and Methods

The research area is about 1.5 km² in size and situated at the northern fringe of the Munich gravel plain. A shallow ground-water has induced peat formation on top of the calcareous pleistocene gravel and lime was precipitated within the soils. The groundwater has been lowered starting some 150 yr ago. The research area is entirely under grass, two thirds being grazed, the remainder used for winter fodder production.

The methods for C pool characterization were:

- Atmosphere: Eddy flux measurements at 1 m height using a LiCor 7500 open-path analyzer. For comparison data obtained in 15 m height at a nearby site were used.

- Biosphere: Above-ground vegetation was quantified throughout the growing season by approx. 10000 height measurements with a herbometer. Height was converted into biomass using a site-derived transfer function. Number and weight of cattle were known from farm records. Tail hairs as long-term (~ 6 months) integrators were used for carbon isotope analysis.

- Pedosphere: Mapping and analysis of typical soils representing the different mapping units following standard procedures. The total C pool was separated into organic material, carbonates from the pleistocene gravel and carbonates precipitated within the soils ("Almkalk")

Carbon was quantified with a Carlo Erba NA 1108 and isotope compositions were determined with a IRMS (Deltaplus, Finnigan).

Results

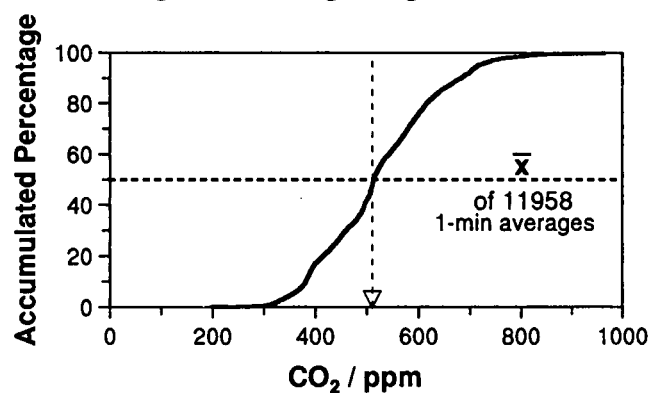
The soils contain three orders of magnitude more C than atmosphere or biosphere, even if we regard the largest share (pleistocene C) to be inert due to the presence of pedogene carbonates. The isotopic signatures clearly separate different pools.

Table: Carbon pool sizes and isotope signatures (computed for a soil depth of 1 m)

Pool type	Pool size (t/km ²)	Isotope signature ‰ δ ¹³ C	Stand. dev. ‰ δ ¹³ C	n
Atmosphere	109	-11,0	0,1	15
Cattle	10	-25,8	0,4	304
Vegetation	109	-30,3	0,7	51
Soil organic matter	63060	-26,9	0,7	15
Pedogene lime	32537	-6,6	1,7	11
Pleistocene gravel	113209	-0,8	0,9	16

Discussion

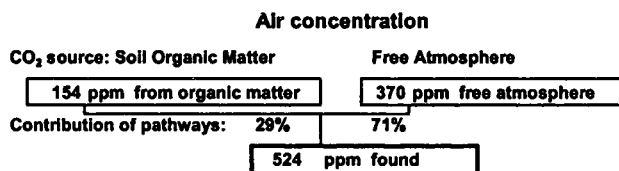
Atmosphere: Peat respiration raises the CO₂ concentration considerably. This was even the case in 15 m height, indicating a large-scale release.



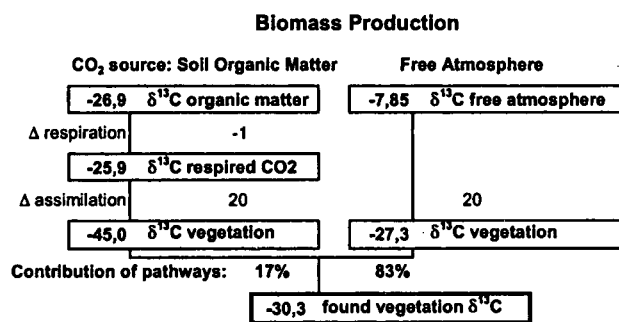
1) Lehrstuhl für Grünlandlehre, Wissenschaftszentrum Weihenstephan
auerswald@wzw.tum.de

2) Lehrstuhl für Bioklimatologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan,
D-85350 Freising

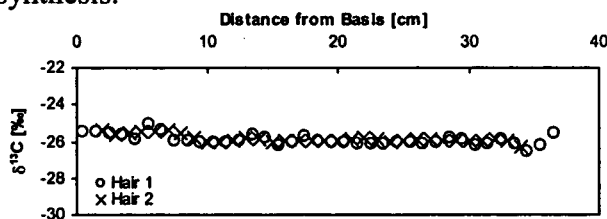
On average, 29% of the total CO₂ may result from peat respiration.



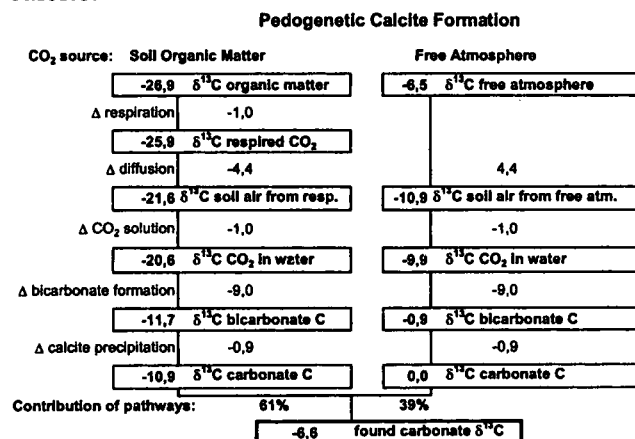
Biosphere: Isotopic composition of vegetation indicates that C released from the soil contributes somewhat less to assimilation (17%) because of differences between release and refixation in time (day/night) and temperature and moisture preferences.



Isotopic signature varied little along cattle hairs spanning more than one year providing no evidence of pronounced fluctuations in the contribution of soil respiration to photosynthesis.



Pedosphere: The conceptual model of lime formation (using historic free atmosphere composition) suggests that CO₂ from peat oxidation is the main source for secondary calcite.



Conclusions

- The peat-land eco-system is a huge C reservoir releasing CO₂ in high concentrations.
- Isotopic signatures indicate that released CO₂ contributes about 17% to assimilation and 60% to lime formation.
- This difference presumably is due to different optima (cool + wet vs. dry + hot) and locations (above/below ground) of both fixation processes.
- Even permanent grassland is not able to compensate for the adverse effects of peat drainage on the atmosphere.

References

Discrimination values in the conceptual models were taken from:

BRUGNOLI, E. & G.D. FARQUHAR. 2000. Photosynthetic fractionation of carbon isotopes. In: R.C. LAGOOD, T.D. SHARKEY & S. VON CAEMMERER (eds.): *Advances in Photosynthesis*. 9: 399-434

CRAIG, H. 1954. Carbon 13 in plants and the relationship between carbon 13 and carbon 14 variations in nature. *J. Geol.* 62: 115-149

VOGEL, J.C., P.M. GROOTES & W.G. MOOK, 1970. Isotopic fractionation between gaseous and dissolved carbon dioxide. *Zeitschrift f. Physik* 230: 225-238

MOOK, W.G., J.C. BOMMERSON & W.H. STAVERMAN. 1974. Carbon isotope fractionation between dissolved bicarbonate and gaseous carbon dioxide. *Earth Planetary Sci. Letters*. 22: 169-175

MOOK, W.G. 1986. 13C in atmospheric CO₂. *Netherlands J. Sea Res.* 20: 211-223

BUCHMANN, N. & J.R. EHLERINGER. 1998. CO₂ concentration profile, and carbon and oxygen isotopes in C3 and C4 crop canopies. *Agricult. Forest Meteorol.* 89: 45-58

Free atmosphere isotope composition was computed from data given by:

WHITE J. & B. VAUGHN. 2002. <http://www.cmdl.noaa.gov/ccgg/>

Total N difference method and ¹⁵N isotope dilution method – A comparative study on N-fixation

Torsten Müller¹ and Kristian Thorup-Kristensen²

Aim

The aim of this study was to compare the total N difference method (Munroe & Davies, 1974) with the ¹⁵N isotope dilution method (Fried & Middleboe, 1977; Warembourg, 1993) for the measurement of N-fixation by selected green manure plants in an organic crop rotation.

Method

Field experiments were located at the Agricultural Research Centre Aarslev at the isle of Funen (Denmark) in wet temperate climate (Mueller & Thorup-Kristensen, 2001). The randomised block design consisted of three replicates with a plot size of 2.5×3 m.

20.9 kg ha⁻¹ (NH₄)₂SO₄ enriched with 10.7 atom% ¹⁵N were applied after seed bed preparation. The study included 5 different leguminous green manure plants (Fig. 1) and Italian ryegrass as non-fixing control plant. As an important prerequisite, measured soil mineral N, and rooting depths of legumes and control plants indicated comparable patterns of root growth and N-uptake (Thorup-Kristensen, 2001).

As shown in box 1 for the total N difference method, N derived from the atmosphere (N_{dfa}), was calculated from N in legumes (N_{fix}) and N in non fixing control plants (N_{contr}).

For the ¹⁵N Isotope dilution method, N_{dfa} was calculated as shown in box 2.

Results

No significant differences in N_{dfa} between the ¹⁵N isotope dilution method and the total-N difference method (Fig. 1 and 2) could be observed.

Box 1: Calculation of N_{dfa} with the total N difference method:

$$N_{dfa} [\text{kg ha}^{-1}] = N_{fix} - N_{contr}$$

Box 2: Calculation of N_{dfa} with the ¹⁵N isotope dilution method:

$$N_{dfa} [\% \text{ total plant N}] =$$

$$1 - \frac{{}^{15}\text{N atom\% excess (fixing plant)}}{{}^{15}\text{N atom\% excess (nonfixing control plant)}} \times 100$$

$$N_{dfa} [\text{kg ha}^{-1}] = \frac{N_{dfa} [\% \text{ total plant N}]}{100\%} \times N_{yield} [\text{kg ha}^{-1}]$$

Discussion

Due to comparable patterns of root growth and N-uptake by legumes and control plants, both methods delivered the same results.

Taking into account uncertainties due to pool substitution (¹⁴N ↔ ¹⁵N) and uneven distribution of ¹⁵N in the soil profile, it can be assumed that results obtained with the total-N difference method are more reliable than those obtained with the ¹⁵N isotope dilution method. This is true at least for annual crops under conditions with low plant-availability of soil N, which implies small amounts of total N in the non-fixing control plants.

If the only purpose of an experiment is to estimate N-fixation under such conditions, it must be questioned whether it is worth to invest the additional financial resources, energy and manpower required for the ¹⁵N isotope dilution method.

Literature

- Fried, M. & Middelboe, V. (1970). Measurement of amount of nitrogen fixed by legume crop. *Plant and Soil* **47**, 713 – 715.
- Mueller, T. & Thorup-Kristensen, K. (2001). N-fixation of selected green manure plants in an organic crop rotation. *Biological Agriculture and Horticulture*, **18**, 345-363.
- Munro J.M.M. & Davis D.A. (1974). Potential pasture production in the uplands of Wales. 5. The nitrogen contribution of white clover. *Journal of the British Grassland Society*, **29**, 213-223.
- Thorup-Kristensen K. (2001). Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N

¹ Corresponding author, during this study working at the Plant Nutrition and Soil Fertility Laboratory of The Royal Veterinary and Agricultural University, Frederiksberg, Denmark. Present address: University of Kassel, Faculty of Ecological Agricultural Sciences, Department of Soil Biology and Plant Nutrition, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen, Germany, Fax: +49 5542 98-1596, e-mail: tmuller@wiz.uni-kassel.de

² Danish Institute of Agricultural Science, Dep. of Horticulture, Research Centre Aarslev, Aarslev, Denmark

content, and how can this be measured? *Plant and Soil*, **230**, 185-195.

Warembourg F.R. (1993). Nitrogen fixation in soil and plant systems. In *Nitrogen Isotope Techniques* (R. Knowles & T.H. Blackburn, eds.), pp. 127-156. Academic Press; San Diego, USA.

Acknowledgements

This study was financed by the Danish Agricultural Research Centre for Organic Farming under the NICLEOS project and by the Danish University Consortium on Sustainable Land Use and Natural Resource Management (DUCED-SLUSE).

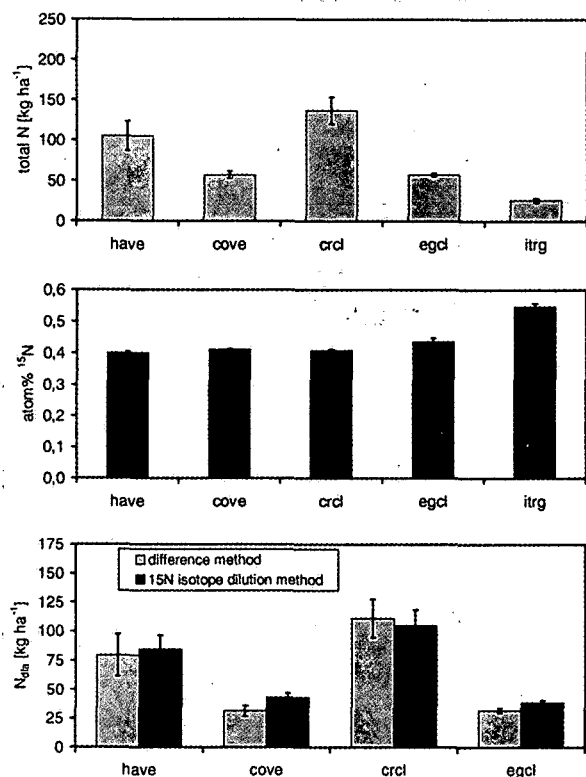


Figure 1: Above ground total shoot N, atom% ¹⁵N, and fixed N derived from the atmosphere (N_{dfa}) in different leguminous plants and in non-fixing control plants in November 1996. Bars show standard errors. have = hairy vetch (*Vicia villosa*), cove = common vetch (*Vicia sativa*), crcl = crimson clover (*Trifolium incarnatum*), egcl = Egyptian clover (*Trifolium alexandrinum*), itrgr = Italian ryegrass (*Lolium multiflorum*).

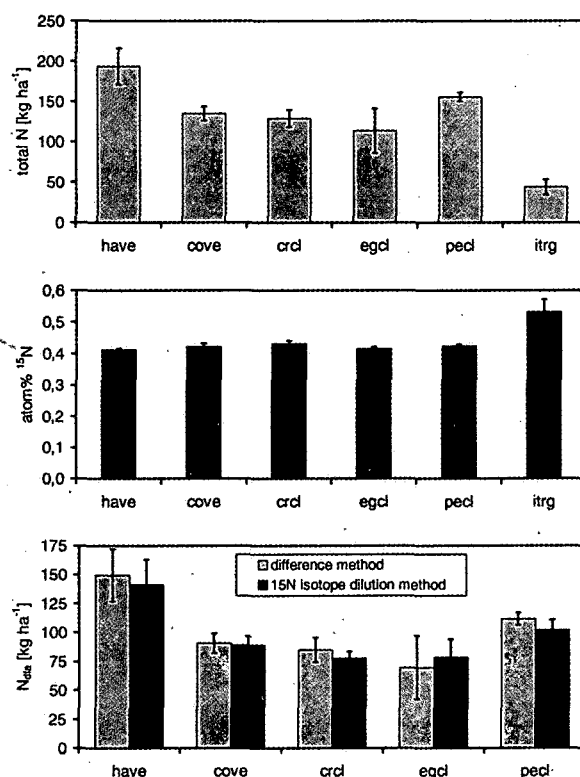


Figure 2: Above ground total shoot N, atom% ¹⁵N, and fixed N derived from the atmosphere (N_{dfa}) in different leguminous plants and in non-fixing control plants in November 1997. Bars show standard errors. have = hairy vetch (*Vicia villosa*), cove = common vetch (*Vicia sativa*), crcl = crimson clover (*Trifolium incarnatum*), egcl = Egyptian clover (*Trifolium alexandrinum*), pecl = Persian clover (*Trifolium resupinatum*), itrgr = Italian ryegrass (*Lolium multiflorum*).

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

**REFERATE
der gemeinsamen Tagung der Kommissionen VIII und AG Waldböden
„Versauerung der Böden – Anforderungen an den Bodenschutz“
04. und 05. April 2002 in Dresden-Pillnitz**

Band 98

2002

Verbessert Waldbodenkalkung den Zustand unserer Gewässer?

Martin Armbruster und Karl-Heinz Feger

Einleitung

Großflächige Kalkungen haben in der forstlichen Praxis in den letzten Jahren weite Verbreitung gefunden. Dabei überlagern sich häufig ganz unterschiedliche Interessen: Bodenmelioration, Säurekompensation, Düngung, Boden- bzw. Grundwasserschutz (LAF, 2000; Feger, 1996). Ein häufig genanntes Ziel von Kalkungsmaßnahmen besteht deshalb auch darin, das Quell- und Grundwasser vor Schwermetall-, Aluminium- und Säureinträgen zu schützen. Diesen angestrebten Zielen stehen allerdings eine Reihe möglicher Risiken gegenüber.

Die vorliegende Untersuchung dient der Bewertung der Wirksamkeit von Waldbodenkalkungen im Hinblick auf den Gewässerzustand.

Material und Methoden

Untersucht wurden fichtenbestockte Wassereinzugsgebiete im Südschwarzwald (Schluchsee) und Osterzgebirge (Rotherdbach) sowie ein mit Kiefern bestocktes Grundwasserschutzgebiet im Ballungsraum Rhein-Neckar (Mannheim) (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Untersuchungsgebiete

	<i>Schluchsee</i> (Einzugsgebiet)	<i>Mannheim</i> (Bestand)	<i>Rotherdbach</i> (Einzugsgebiet)
Zeitraum	1988-1998	ab 1997	ab 1994/95
Lage	Südschwarzwald	nördl. Oberrhein-ebene	Osterzgebirge
Höhe [m ü. NN]	1150-1253	95-105	675-750
Ø Niederschlag [mm]	1871	659	989
Ø Luft-temperatur [°C]	4,5	9,5	5,5
Vegetation	Fichte 55 a	Kiefer 80 a (Unterstand: Traubenkirsche)	Fichte 90 a (83%) Fichte 15 a (17%)
Böden	Podsol Podsol-Braunerde	podsol. Braunerden, Bänderprabraunerden	Braunerde-Podsol
Gestein	Granit	Niederterasse, Flugsanddecken	Rhyolith
Kalkung	10/1990 4 t ha ⁻¹ Dolomit (manuell)	10/1997 3 t ha ⁻¹ Dolomit (manuell)	7/2001 4,5 t ha ⁻¹ Dolomit (Helikopter)

Alle Untersuchungsgebiete wurden in praxisüblichen Dosierungen mit dolomitischem Kalk behandelt. Für den Zeitraum nach der Kalkung wurde in allen Gebieten

das Sickerwasser in unterschiedlichen Tiefenstufen sowie in den Einzugsgebieten auch das Bachwasser an den Messwehren beprobt. Daneben wurden in Schluchsee und Mannheim auch bodenmikrobiologische Kenngrößen bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

An den bodenmikrobiologisch untersuchten Standorten Schluchsee und Mannheim wurde nach Kalkung eine Erhöhung der mikrobiellen Biomassen und Aktivitäten (nicht gezeigt) und der N-Verfügbarkeit festgestellt (Abb. 1). Infolge hoher N-Einträge sind in Mannheim vergleichsweise günstige Humusformen mit C/N-Verhältnissen im Auflagehumus zwischen 20 und 25 anzutreffen (vgl. Ries et al., 2000; Feger et al., 2001). Am Standort Schluchsee (relativ geringe atmogene N-Belastung) ist die Humusform dagegen ungünstiger (Armbruster, 1998). In Kombination mit den feuchtkühlen klimatischen Verhältnissen in Schluchsee (vgl. Tab. 1) sind dort die Nitratfreisetzungsraten nach Kalkung deutlich niedriger.

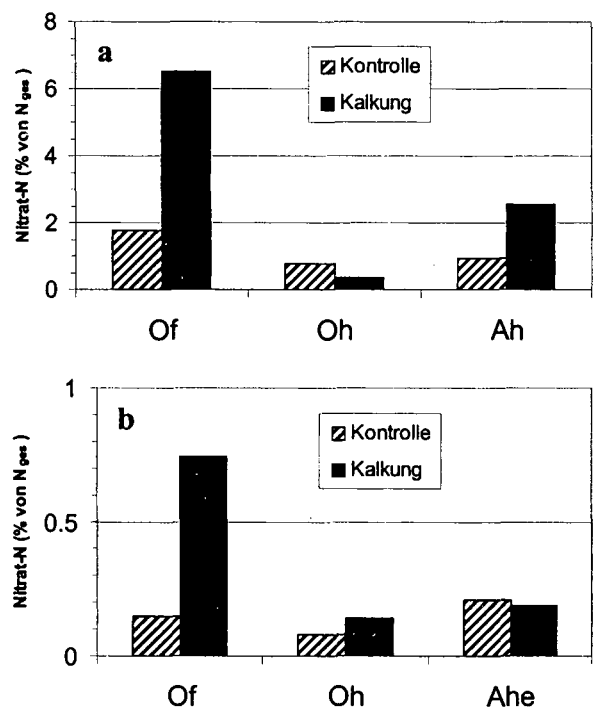


Abb. 1: Nitratfreisetzung nach Zugabe von Dolomitkalk. a) Untersuchungsgebiet Mannheim (Laborbrutversuch); b) Untersuchungsgebiet Schluchsee (Freilandbrutversuch).

Bei allen Untersuchungen waren dagegen nur vergleichsweise geringe oder initiale Effekte auf den Gewässer-Chemismus und die Zusammensetzung des tiefen Sickerwassers (Trinkwasserschutzgebiet Mannheim) erkennbar. In Rotherdbach waren diese Initialeffekte durch die Helikopterausbringung, bei der Kalk direkt in das Gewässer und in bachnahe Bereiche gelangte, verstärkt ausgeprägt (Abb. 2). In Schluchsee ergaben sich durch die Einzugsgebietskalkung auch mittel- bis langfristig weder ausgeprägte positive (verbesserte Säure-

pufferung) noch negative Effekte (erhöhte Nitrat-Auswaschung) auf den Gewässer-Chemismus (Tab. 2). Allerdings war die Säureneutralisationskapazität bei Spitzenwerten des Abflusses tendenziell erhöht (Tab. 2). Trotz kalkungsbedingter verstärkter mikrobieller Aktivität und Nitrifikation in den Oberböden blieben die Nitrat-Konzentrationen im Bachwasser von Schluchsee nahezu unverändert. Auch im ballungsraumnahen, stärker depositionsbeeinflussten Standort Mannheim (vgl. Ries et al., 2000) blieb die Nitrat-Belastung des Sickerwassers gering (Feger et al., 2001). Offenbar verbleibt gegenwärtig der mobilisiertere Mineral-N weitgehend

Tab. 2: Auswirkungen einer dolomitischen Kalkung auf den Bachwasser-Chemismus bei hohen Abflusswerten in Schluchsee (+ sign. Unterschied MWU-Test).

	S1 (Kontrolle) n = 72		S4 (Kalkung) n = 65
pH-Wert	5,42		5,47
SNK [$\mu\text{mol}_e \text{L}^{-1}$]	0	+	10
Na ⁺ "	56		57
K ⁺ "	14		13
Ca ²⁺ "	47	+	57
Mg ²⁺ "	14	+	30
Al ³⁺ "	20	+	14
Cl ⁻ "	20	+	30
NO ₃ ⁻ "	37		36
SO ₄ ²⁻ "	74	+	81
Al _{ges} [$\mu\text{g L}^{-1}$]	312		275
Mn _{ges} "	21	+	18
Fe _{ges} "	9	+	15
DOC [mg L^{-1}]	1,7	+	2,4

im System Boden-Pflanze. Neben der Pflanzenaufnahme sind in Schluchsee hierbei auch Denitrifikationsverluste im dauervernässten Bachuferbereich bedeutsam (vgl. Feger et al. 1999). Angesichts der gegenwärtigen N-Eintragsituation und einer deshalb mittel- bis langfristig zu erwartenden „N-Sättigung“ von Wäldern besteht bei Kalkung allerdings ein zunehmendes Risiko für Nitratauswaschung (vgl. Feger, 1996).

Außerdem kann eine kalkungsbedingte Überschuss-Mineralisation zu einem Abbau der Humusvorräte führen. Dies betrifft besonders Sandböden (Beispiel: Mannheim), wo der organischen Substanz eine Schlüsselrolle im Hinblick auf die Filter- und Transformationsfunktion zukommt. Depositionsbedingte Bodenveränderungen zeigen sich nicht nur in veränderten pH-Werten und Säurepuffereigenschaften, sondern typischerweise auch in Form von erhöhten Vorräten bestimmter Elemente aus der atmosphärischen Deposition (insbesondere von N, S und bestimmten Schwermetallen). Diese sind typischerweise in der organischen Substanz des Oberbodens gebunden bzw. sind an ihr adsorbiert.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Bei der Planung großflächiger Kalkungen ist deshalb nicht nur der Bodenversauerungszustand, sondern auch das Umsetzungspotential der organischen Substanz und die damit verbundenen Risiken für die Sickerwasserqualität zu berücksichtigen. An vielen Standorten hat sich trotz zunehmender Bodenversauerung depositions- bzw. bewirtschaftungsbedingt gleichzeitig auch die N-Verfügbarkeit verbessert. Um gewässerschutzrelevante Bodenfunktionen nachhaltig zu sichern, müssen solche Bodenveränderungen unbedingt mit berücksichtigt werden. Für die Praxis der Bodenschutzkalkung bedeutet dies, dass den differenzierten Verhältnissen am jeweiligen Standort hinreichend Rechnung zu tragen ist.

Literatur

- Armbruster, M. (1998): Zeitliche Dynamik der Wasser- und Elementflüsse in Waldökosystemen. Freiburger Bodenkundl. Abh. 38, 301 S.
- Feger, K.H. (1996): Schutz vor Säuren. In: Blume, H.P.; Fischer, W.; Frede, H.G.; Horn, R.; Felix-Henningsen, P.; Stahr, K. (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, ecomed-Verlag Landsberg, Kap. 7.6.2, 24 S.
- Feger, K.H.; Köhler, H.; Armbruster, M. (1999): Beeinflussung der Wasserqualität in einem bewaldeten Einzugsgebiet durch biogeochemische Stoffumsetzungen in bachnahen Böden. Forstw. Cbl. 118, 345-354.
- Feger, K.H.; Armbruster, M.; Zorniger, M.; Lorenz, K. (2001): Waldbodenmelioration in einem stadtnahen Trinkwasserschutzgebiet - Vergleich der bodenchemischen Auswirkungen von dolomitischem Kalk und basaltischem Gesteinsmehl. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 96, 177-178.
- LAF (Sächsische Landesanstalt für Forsten (Hrsg.) (2000): Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. Schriftenreihe der LAF 21, 58 S.
- Ries, J.; Fischer, G.; Bächle, A.; Feger, K.H.; Pawellek, F.; Mayer, B. (2000): Multiple Untersuchungen zur langfristigen Entwicklung von Gesamthärte und Sulfatkonzentration im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Mannheim/Käfertal. Gwf-Wasser/ Abwasser 141, 39-46.

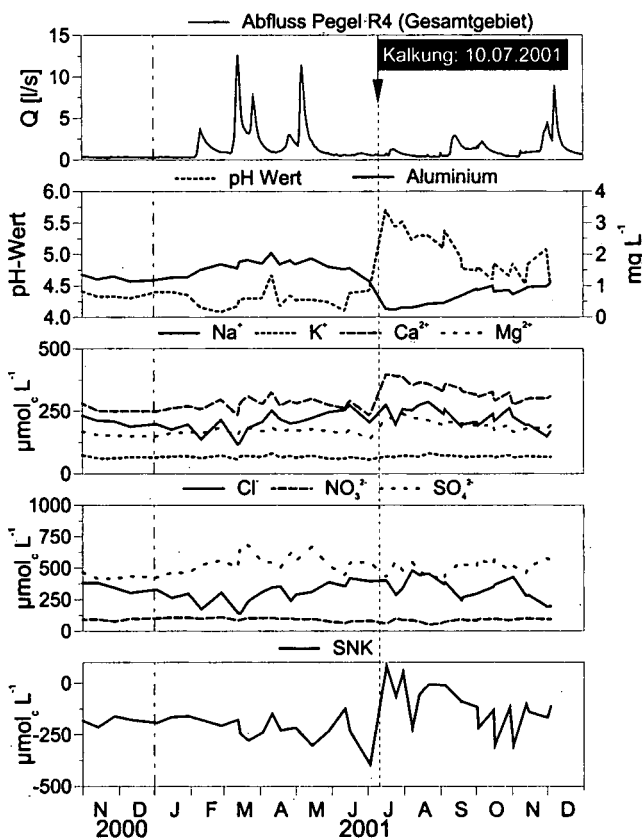


Abb. 2: Initialeffekte einer Dolomitkalkung auf den Bachwasser-Chemismus im Einzugsgebiet Rotherd-bach.

Podsolbildung unter Buche

(*Fagus sylvatica*)

Eine Fallstudie im Klever Reichswald, NW-Deutschland.

Norbert Asche

Vorbemerkungen

Die Buche (*Fagus sylvatica*) ist die dominierende heimische Baumart auf basenreichen und basenarmen Böden in NRW. Im Laufe der Waldgeschichte wurde sie auf heute ca. 17 v.H. der Landeswaldfläche zurückgedrängt und z.T. durch Nadelhölzer ersetzt. Während unter Nadelholzbeständen auf basenarmen Böden Merkmale der Podsolierung sichtbar sind, liegen Beschreibungen über die Bildung von Podsolen in natürlichen Buchenwäldern kaum vor. Untersuchungen im Klever Reichswald zeigen jedoch, daß auf stark sauren Böden unter naturnahen Buchenbeständen eine ähnlich intensive Podsolierung abläuft wie unter Nadelholzbeständen.

Die Untersuchungsfläche

Lage: Nord-West Deutschland, Nordrhein-Westfalen, Klever Reichswald, Koordinaten: 6°03'04'' östl. Länge, 51°44'50'' nördl. Breite

Wuchsgebiet: Niederrheinisches Tiefland

Wuchsbezirk: Niederrheinische Höhen

Höhe ü. NN: ca. 60 m

Waldort: Abt. 117

Niederschlag: 750 mm

Jahresmittel: 9,5°C

Geologie: Sandlöss über Rheinhauptterrasse (Quartär)

Bodentyp: Podsol-Braunerde

Humusform: Moder bis Rohhumus

Chemischer Bodenzustand: pH(CaCl₂) 2,8 bis 3,1 im Oberboden, 4,0 bis 4,3 in 90 cm Tiefe, Basensättigung ca. 5 v.H. im Oberboden, ca. 3 v.H. in 90 cm Tiefe

Waldbestand: Buche, geschlossen mit Lücken, I,5. Bonität, 140-160 jährig, Verjüngungshorste



Bild 1: Rohhumus bis Moder über Podsol-Braunerde unter Buche

Methode

In dem Buchenbestand wurden Sickerwässer mit P80 Keramikkerzen in dreifacher Wiederholung aus den Tiefen 10 cm, 30 cm und 90 cm gewonnen. Die Probenahme erfolgte seit Mitte 1990 alle zwei Wochen, wobei der Unterdruck auf 0,5 bar

eingestellt war. Die so entnommenen Sickerwasserproben wurden je Tiefenstufe zu einer Mischprobe je Monat zusammengefaßt. Analysiert wurden die Proben im Landesumweltamt NRW nach dort standardisierten Methoden. Als Maß für den gelösten organischen Stoff wurde die UV-254 nm Extinktion bestimmt.

Eine statistische Auswertung erfolgte mit dem Progammpaket SAS.

Ergebnisse

Merkmale bzw. Bedingungen Podsolierung

Um die Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen richtig werten zu können wird zuvor ein Überblick über Merkmale der Podsolierung gegeben:

Klima: Kühl feuchtes Klima, Evapotranspiration geringer als Niederschlag.

Ausgangsgestein: Ca und Mg arme Silikatgesteine, Hohe Wasserdurchlässigkeit.

Pufferbereich: Aluminium- / Eisenpuffer.

Humusform: Auflagehumus Moder oder Rohhumus.

Vegetation: Liefert basenarme, schwer zersetzbare Streu (u.a. Calluna sp., Vaccinium sp., Larix sp., Picea sp.), auf basenarmen Standorten bildet sich auch unter Buche und Eiche Auflagehumus.

Prozess der Podsolierung: Einwaschung von organischen Stoffen aus der Humusaufgabe in den Mineralboden, Bildung wasserlöslicher negativ geladener Komplexe, (Chelate) an die Fe, Mn und Al in oxidiert oder reduzierter Form angelagert werden, Auswaschung von Fe, Al, Mn, P mit organischen Verbindungen (und basisch wirkender Kationen) aus dem Oberboden, teilweise Ausfällung dieser Stoffe im Unterboden

Ergebnisse

pH-Werte

In der Tiefe 10 cm schwankten die pH-Werte der Sickerwässer in einem Bereich um 3,5. Derartig tiefe Werte sind typisch für stark saure Böden, die sich im Eisen-Pufferbereich befinden. In den Tiefen 30 cm und 90 cm bewegten sich gemessene pH-Werte in den Beobachtungszeitraum um pH 4 mit nur geringen zeitlichen Schwankungen.

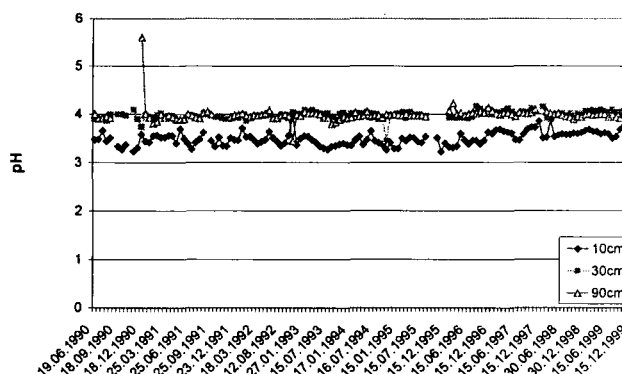
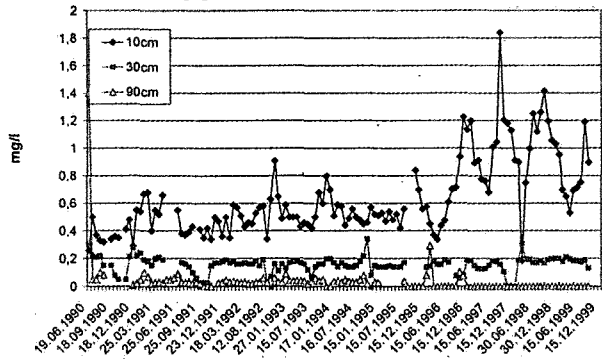


Abb. 1: pH-Werte im Sickerwasser

Eisen Konzentrationen

In der Tiefe 10 cm war über die gesamte Meßperiode Fe im Sickerwasser sicher nachzuweisen. Dabei lagen die Konzentrationen bis 1996 im Bereich von 0,4 bis 0,8 mg/l. Ab 1997 wurden deutlich erhöhte Werte gemessen, die zudem eine klare Jahresschwankung auswiesen mit hohen Werte im Winter- und geringeren im Sommerhalbjahr. In der Tiefe 30 cm bewegten sich die Fe-Werte um 0,2 mg/l, wobei geringere Konzentrationen

nen nur kurzzeitig gemessen werden konnten. In der Tiefe 90



cm waren die Fe-Gehalte der Sickerwässer deutlich geringer.

Abb. 2: Eisen-Konzentrationen

UV-254 Extinktion

Die UV-254 nm Extinktion ist ein Maß für die im Sickerwasser gelöste bzw. suspendierte Menge organischen Kohlenstoffs. Aus der Abbildung 3 ist zu erkennen, daß hohe Werte in der Tiefe 10 cm bestimmt wurden, wobei ab 1997 ein deutlicher Anstieg zu erkennen ist. In der Tiefe 30 cm sind diese Werte noch relativ hoch, aber deutlich geringer als im Oberboden. Mit Werten zwischen 10 und 20 wurden in der 90 cm die geringsten Werte gemessen.

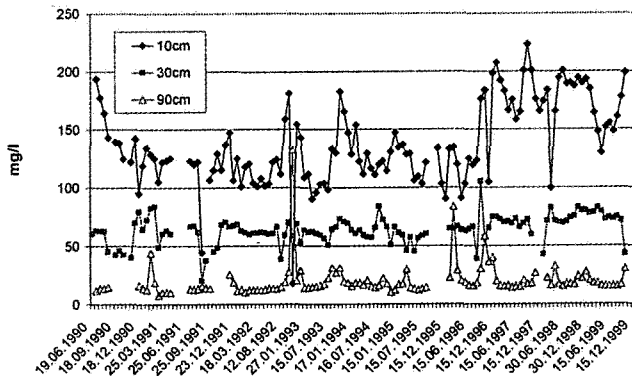
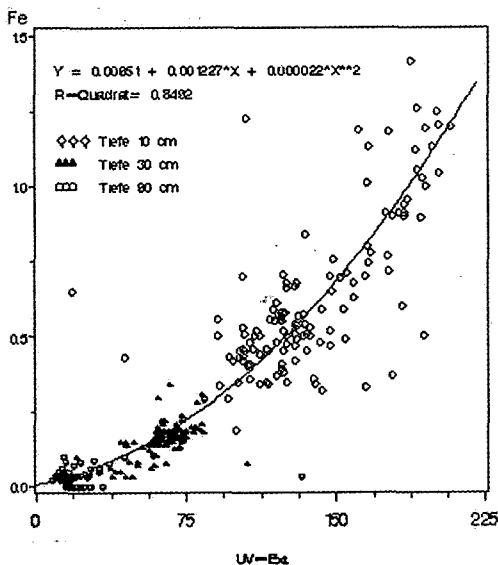


Abb. 3: UV-254 Extinktion

Statistische Auswertung (Abb. 4)

Die Sickerwässer wurden einer Spearman'schen Rangkorrelationsanalyse unterzogen. Dabei ergaben sich mit

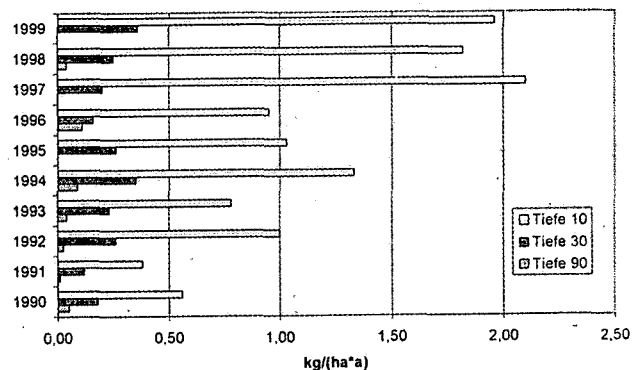


0,7 bzw. 0,5 hochsignifikante Beziehungen zwischen dem UV-254 bzw. dem pH-Wert in der Tiefe 10 cm. Dies belegt, daß bei erhöhten pH- und UV-254-Werten verstärkt Fe verlagert wird. Dieser Zusammenhang ist in Abb. 4 besonders dargestellt.

Eisen Verlagerung mit dem Sickerwasser

Die Sickerwasserflüsse wurden mit der Cl-Bilanz bestimmt. Sie lagen zwischen 400 mm in 10 cm Tiefe und 50 mm in 90 cm Tiefe mit erheblichen zeitlichen Schwankungen. Aus den Sickerwasserflüssen je Jahr und den mittleren Fe-Konzentrationen wurde die Mengen des verlagerten Eisens abgeschätzt. Dabei werden aus der Tiefe 10 cm zwischen 0,4 und 2 kg/(ha*a) in tiefere Schichten verlagert. Wo dieses Eisen wieder ausfällt wird derzeit an ausgewählten Bodenprofilen untersucht. Abb. 5: Eisenverlagerung mit dem Sickerwasser

Schlußbetrachtung



Biologisch inaktive Humusformen sind eine Voraussetzung für die Bildung von Podsolen. Derartige Humusformen treten auch unter Buchenbeständen auf. Dabei zeigen vorgestellte Ergebnisse, daß die Podsolierung auch nach Rückgang der atmosphärischen Säureinträge weiter andauern wird. Als Folge der Podsolierung wird die Qualität des forstlichen Standortes schleichend weiter verschlechtert, insbesondere auch in Bezug auf bodenphysikalische Merkmale. Gestoppt werden kann die Podsolierung nur durch eine Erhöhung der biologischen Aktivität (insbesondere Makrofauna) und eine dadurch bewirkte Veränderung der Humusform in Richtung Mull. Waldbauliche Maßnahmen ohne Verbesserung des bodenchemischen Zustandes (z.B. Bodenschutzkalkung) können den Prozeß der Podsolierung nicht stoppen.

Dank

Für die sorgfältige Probenahme sei an dieser Stelle Herrn O. Rother, für die Analyse der Wasserproben Herrn Dr. Bartels und seinem Team und für die Statistik Herrn G. Santora herzlich gedankt.

Tiefengradienten bodenchemischer Kennwerte zur Charakterisierung der Versauerung - Entscheidungsgrundlage für Bodenschutzmaßnahmen

S. Augustin¹, W. Riek^{2,3}, B. Wolff¹ und N. Wellbrock²

Einleitung

Die Nährelementversorgung von Waldbäumen ist abhängig von der **Menge** und **Verfügbarkeit** der Nährstoffe. Die Verfügbarkeit hängt u.a. von der vertikalen Verteilung im (Boden-)raum ab [3, 4]. Die Ausprägung der **Tiefengradienten** bodenchemischer Kennwerte wird von vielen Faktoren bestimmt, wobei das Ausgangssubstrat, die Niederschlagsmenge, die Einträge mit der Deposition und nicht zuletzt die Baumart selbst die wichtigsten Faktoren sind. Wir gehen davon aus, dass aus dem **Tiefenverlauf** bodenchemischer Merkmale Informationen abgeleitet werden können, die für die Beurteilung der Ernährungssituation der Bäume, als auch für mögliche Bodenschutzmaßnahmen wichtig sind. Im Rahmen der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald wurden für die meisten der ca. 1800 Erhebungspunkte mindestens 4 Tiefenstufen mit einheitlichen Verfahren beprobt. Zusätzlich wurden Ernährungsuntersuchungen an einigen Bäumen und eine Kronenzustandsansprache durchgeführt. Damit liegt ein Datensatz vor, der die Untersuchung von – möglichen – Relationen zwischen der Verteilung der Nährstoffe und der Ernährungssituation der Waldbäume erlaubt. Es werden verschiedene Ansätze zur **Klassifizierung von Tiefenprofilen** der Nährstoffvorräte vorgestellt, sowie ihre Beziehung zu ausgewählten Indikatoren der Waldernährung.

Clusteranalyse [7]

Für die Klassifikation der **Tiefenverläufe der Basensättigungen** an den BZE-Standorten wurde das Verfahren quick cluster angewandt, bei dem die Clusteranzahl vorzugeben ist. Die Ergebnisse geben einen Einblick in die **Ähnlichkeitsstruktur** der Erhebungspunkte bezüglich des Versauerungsgrades (Abb. 1).

Cluster 1 (n=478): Es handelt sich um die größte Gruppe der am stärksten versauerten Böden. Eine weitere Differenzierung dieser Gruppe ist innerhalb der obersten 90 cm nicht möglich, da über das gesamte Profil hinweg minimale Basensättigungen vorliegen und die "Versauerungsfront" offensichtlich tiefer liegen muß. **Cluster 2** (n=233): Hierbei handelt es sich um etwas geringer versauerte Böden, deren Hauptverbreitung in Ostdeutschland liegt. Es dürfte hierin die puffernde Wirkung basisch wirkender Staubeinträge zum Ausdruck kommen. **Cluster 3** (n=85): Dieses Cluster ist bezüglich der Oberbodenversauerung mit den Clustern 1 und 2 vergleichbar, der Unterschied besteht in der höheren Basensättigung in 60-90 cm Tiefe. **Cluster 4** (n=79): Auch dieses Cluster ist bezüglich der Oberbodenversauerung mit den beschriebenen Clustern vergleichbar,

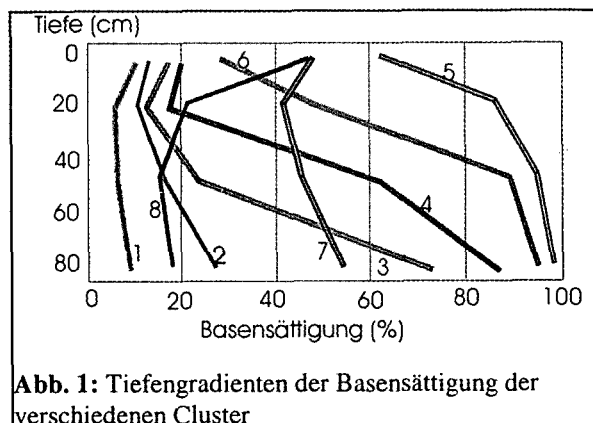


Abb. 1: Tiefengradienten der Basensättigung der verschiedenen Cluster

doch ist hier die Basensättigung bereits in 30-60 cm erhöht. **Cluster 5** (n=59): Es handelt sich hierbei um die am besten gepufferten Böden, nur der Oberboden ist mäßig versauert. **Cluster 6** (n=53): Das Cluster ist bezüglich der Verhältnisse im Unterboden mit Cluster 5 vergleichbar (ab 30 cm Tiefe noch nicht von der Versauerung betroffen). Der Oberboden ist weniger gut mit Basen ausgestattet. **Cluster 7** (n=52): Dabei handelt es sich vorwiegend um Standorte in Nordostdeutschland, die sich durch den geringsten Tiefengradienten der Basensättigung auszeichnen. Betroffen können Standorte sein, auf denen basische Staubeinträge zu einer Stabilisierung der Basensättigung auf mittlerem Niveau geführt haben. **Cluster 8** (n=48): Dieses Cluster dürfte vor allem gedüngte Standorte beinhalten, was sich in einem umgekehrten Tiefengradienten der Basenausstattung in Ober- und Unterboden äußert. Ferner könnten im Bereich Ostdeutschlands wie in Cluster 7 einige Flächen von atmosphärem Staubeintrag betroffen sein.

Magnesiumernährung der Fichten und Nährstoffangebot [6]

Auf der Basis von ca. 550 BZE-Punkten mit Fichtenbestockung wurde die Beziehung zwischen Bodendaten und Mg-Nadelspiegelwerten untersucht. Von allen Bodenkennwerten zeigen die **Mg-Vorräte im Hauptwurzelraum** (= Humusaufgabe + Mineralboden bis 30 cm Tiefe) die engste Beziehung zu den Nadelgehalten. Für die Humusaufgabe wurden die Gesamtverräte, für den Mineralboden die austauschbaren Vorräte zugrundegelegt. Als eine wichtige Einflußgröße erweist sich das **Verhältnis der Mg-Vorräte in der Humusaufgabe zu den Mg-Vorräten im Hauptwurzelraum**, das als Prozentangabe berechnet wird: $(\text{Mg-Vorrat Humusaufgabe} / \text{Mg-Vorrat Hauptwurzelraum}) \cdot 100$.

Hohe Werte des Verhältnisses weisen darauf hin, dass sich ein großer Anteil des kurz- bis mittelfristig verfügbaren Mg im Auflagehumus befindet - ein Indiz dafür, dass die Mineralisationsbedingungen beeinträchtigt sind. Dies kann - bei entsprechender Witterung (Austrocknung der Humusaufgabe) - und in Verbindung mit der Auswaschung von Mg aus dem Mineralboden zu Mg-Mangelsituationen für die Bestände führen. Bei verfügbaren Mg-Vorräten < ca. 100 kg/ha sinken die mittleren Nadelgehalte unter die in der Literatur genannten, für eine stabile Versorgung notwendigen Werte (1 mg/g TS im 1. Ndjg., 0,7 mg/g TS im 3. Ndjg. [1]). Beträgt der in der Humusaufgabe fixierte Mg-Anteil mehr als 50 % des gesamten Mg-Vorrats im Haupt-

¹ BFA f. Forst- und Holzwirtschaft, Institut f. Waldökol. u. Walderfassung, 16225 Eberswalde, A.-Möller-Str. 1

² Fachhochschule Eberswalde, 16225 Ebersw., A.-Möller-Str. 1

³ Landesforstanstalt Eberswalde, 16225 Ebersw., A.-Möller-Str. 1

wurzelraum, verschlechtert sich die Mg-Versorgung merklich (Abb. 2). Von pot. Mg-Mangel betroffen sind Bestände auf quarzreichem Ausgangsgestein wie Buntsandstein, Sandstein, Quarzit sowie sauren Magmatiten und Metamorphiten. Böden aus diesen Substraten sind meist gering mit Mg ausgestattet und weisen zudem hohe Mg-Anteile in der Humusauflage auf.

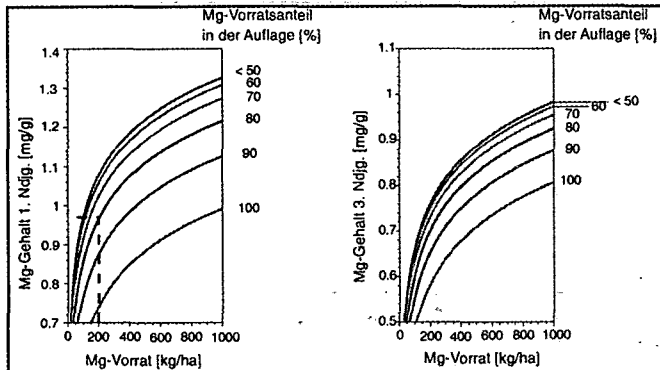


Abb. 2: Nomographische Darstellung der Abhängigkeit der Mg-Ernährung (Mg-Gehalt 1- u. 3-jähriger Fichtennadeln) vom Mg-Vorrat im Hauptwurzelraum und dem Mg-Vorratsanteil in der Auflage (1-jähr. N.: $r^2 = 0,66$; 3-jähr. N.: $r^2 = 0,54$).

Der GINI-Koeffizient

Der GINI-Koeffizient ist ein Konzentrationsmaß für Häufigkeitsverteilungen [5, 2]. In der BZE wurden Bodenprofile in gleichen Tiefenstufen beprobt (Auflage, 0-30cm, 30-60cm, 60-90cm), so dass z.B. die Verteilung des Merkmals Mg-Vorrat mit diesem Konzentrationsmaß bestimmt werden kann. Die kumulierten Anteile des Merkmals „Mg-Vorrat“ wurden auf die einzelnen Tiefenstufen (kumulierte Werte) aufgeteilt; man erhält die sog. Lorenz-Kurve (siehe [5]). Der GINI-Koeffizient ist als das 2fache der Fläche zwischen der Diagonalen (1:1-Linie) und der Lorenz-Kurve definiert. Bei gleichmäßiger Abnahme der Mg-Vorräte pro Tiefenstufe liegt keine Konzentration vor, der GINI-Koeffizient ist = 0 (fällt mit der Diagonalen zusammen), bei Ungleichverteilung steigt der Koeffizient bis 1, bzw. -1, je nach Verlaufstyp des Merkmals; der GINI-Koeffizient ist hier ein Maß für die Ungleichverteilung der Mg-Vorräte im Bodenraum.

Es wurde geprüft, ob der GINI-Koeffizient mit den bekannten Maßen „Mg-Auflage/Mg-Gesamt“ oder den Mg-Gesamt-Vorräten im Profil in Beziehung steht, denn es ist davon auszugehen, dass bei insgesamt geringen Mg-Vorräten der Verlauf des Gradienten „ungünstig“ ist. Die Ergebnisse der oben beschriebenen Clusteranalyse dienten in diesem ersten Schritt als stratifizierendes Merkmal der Standortauswahl; es wurden nur BZE-Punkte der Cluster 1 und 2 gewählt, die gleichzeitig reine Fichtenstandorte sind und einheitlich 4 Beprobungstiefen (inkl. Auflage) aufwiesen. Es zeigte sich – insbesondere bei Standorten mit negativen GINI-Koeffizienten, bei denen ein hoher Anteil der Gesamt-Vorräte (hier: bis 90 cm) im Auflagehumus und im obersten Mineralboden zu finden ist (s. Abb. 2) – ein

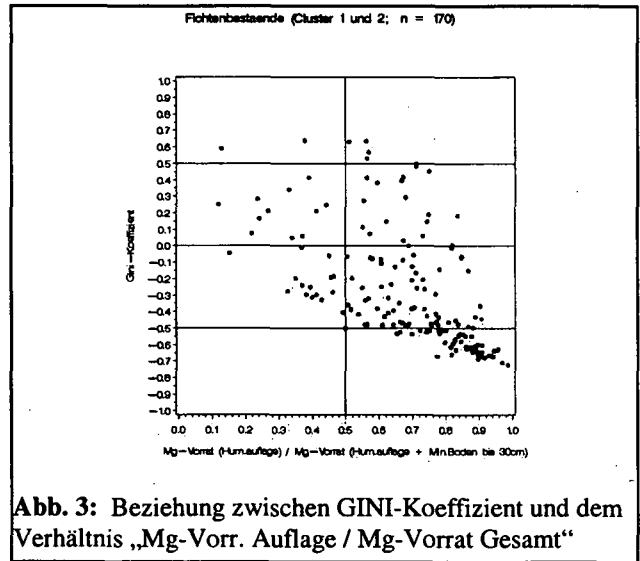


Abb. 3: Beziehung zwischen GINI-Koeffizient und dem Verhältnis „Mg-Vorr. Auflage / Mg-Vorrat Gesamt“

enger Zusammenhang zwischen GINI und „Mg-Auflage/Mg-Gesamt (bis 30 cm)“. Der Pearson Korr. Koeff. zwischen diesen Parametern betrug $-0,59$ der zwischen den Mg-Gesamtgehalten und GINI $0,42$ (beides sign.). Die Ergebnisse einer schrittweisen Selektion der Variablen mit dem höchsten Erklärungswert bestätigte diese Zusammenhänge (proc stepwise, SAS); die Variablen, die signifikant zum Modell beitrugen, waren der Mg-Quotient, die Mg-Gesamt mengen bis 90 cm Tiefe sowie der Anteil Mn am Austausch.

Schlussfolgerung

Es ist möglich, mit verschiedenen Methoden mehrdimensionale räumliche Zusammenhänge auf einzelne Kenngrößen zu reduzieren (Clusteranalyse, Quotienten zwischen räuml. Kompartimenten, Konzentrationsmaße wie den GINI-Koeffizienten). Bei der Bewertung ökologischer Zusammenhänge können sie zu gleichsinnigen Aussagen führen, bzw. sich ergänzen.

Literatur

- [1] Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (1996): Forstliche Standortaufnahme. Münster-Hiltrup.
- [2] Becher, G. 1999. Waldzustandsanalyse mit multivariaten Verfahren. Theoretische Grundlagen und Anwendungen. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- [3] Block, J., Bopp, M., Gatti, M., Heidingsfeld, N. und Zoth, R. 1991. Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstl. Versuchsanstalt, Rheinland-Pfalz, Nr. 17/91, 237 S.
- [4] Buberl, H., von Wilpert, K., Trefz-Malcher, G. und Hildebrand, E.E. 1994. Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. Mitteilungen der Forstl. Versuchsanstalt, Baden-Württ. Heft 182.
- [5] Hartung, J., Elpelt, B. und Klöesener, K.H. 1985. Lehrbuch und Handbuch der angewandten Statistik. 4. Auflage, R. Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- [6] Riek, W. und Wolff, B. 1998. Integrierende Auswertung bundesweiter Boden-, Kronenzustands- und Baumernährungsdaten. AFZ / Der Wald 53: 511-513.
- [7] Riek, W. 1999. Stratifizierung der BZE-Stichprobe hinsichtlich der Dynamik bodenchemischer Eigenschaften. Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten.

Vertical distribution of heavy metals in soils under beech, spruce and mixed stands

Marcin Chodak, Bernard Ludwig, Friedrich Beese

Introduction

Heavy metals may accumulate in organic horizons and surface soils and affect numerous soil processes. The objective of the study was to describe and compare the vertical distribution of Zn, Cu, Cd and Pb in organic horizons under beech (*Fagus sylvatica* L.), spruce (*Picea abies* L.) and mixed beech-spruce stands growing on acid soils.

Material and Methods

Three experimental sites covered by Norway spruce, beech or mixed spruce-beech forests were situated in Solling, Lower Saxony. From each site, ten undisturbed soil cores (the organic layer and upper 5 cm of the mineral soil) were sampled centimetrewise. Contents of Zn, Cu, Cd and Pb were determined by ICP-AES after pressure digestion in HNO₃. To compare the heavy metal gradients under considered stands the profiles were separated into groups with the same height of organic horizon.

Results and discussion

The distribution of particular heavy metals was similar under all stands. Zn, Cu and Pb accumulated in the lower part of the organic horizons where they reached maximum values of 105, 37 and 428 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectively (Fig. 1). In the case of Cu and Pb these values exceeded critical values which may have a harmful effect on soil organisms (20 $\mu\text{g g}^{-1}$ for Cu, 150 $\mu\text{g g}^{-1}$ for Pb; Tyler, 1992). In the mineral soil their concentrations decreased to 0 - 39 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Zn), 0 - 9 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Cu) and 35 - 65 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Pb) at 5 cm depth. Such a pattern of vertical distribution of Zn, Cu and Pb is probably a result of their high affinity to complex organic compounds (Hargitai, 1995). Cd unlike the other heavy metals did not accumulate in the lower part of the organic layer, but its contents decreased with depth from 0.3 - 0.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ to 0.0 - 0.2 $\mu\text{g g}^{-1}$. In the mineral soil Cd contents either distinctly increased (to 21.0 $\mu\text{g g}^{-1}$) or decreased (to 0 $\mu\text{g g}^{-1}$, Fig. 1). A different behaviour of Cd in organic layer was probably due to its lesser organophilicity and more rapid release of this element than the other heavy metals (Hargitai, 1995; Mayer and Heinrichs, 1980).

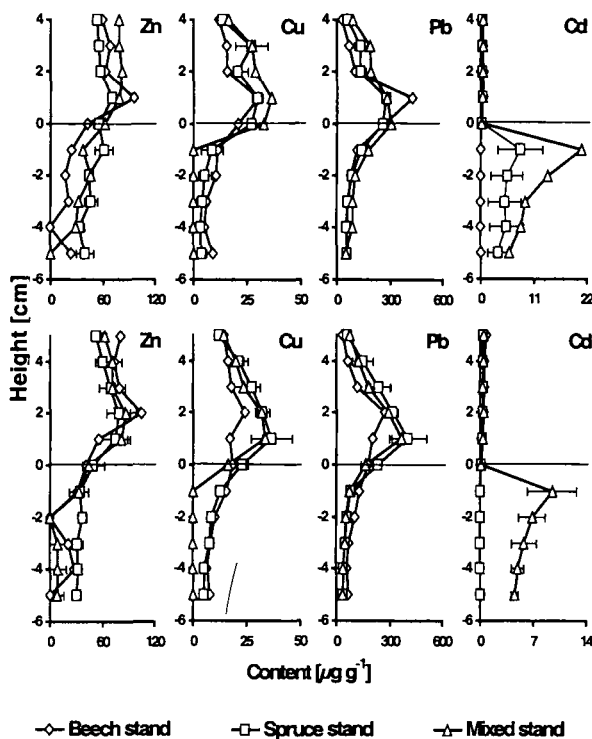


Figure 1. Vertical distribution of Zn, Cu, Pb and Cd in profiles with 4 and 5 cm height of organic horizon under beech, spruce and mixed stands in Solling. Mean values and standard errors.

Conclusions

The vertical distribution of Zn, Cu, and Pb in the organic layer and upper mineral soil does not differ between beech, spruce and mixed stands. Zn, Cu and Pb accumulate in the lower part of the organic horizon and their contents may exceed there critical, harmful for plants and microorganisms concentrations.

Acknowledgements

The study was financed by the Federal Ministry for Education and Research, Germany. Project no. 0339474C/3.

References

- Hargitai L., (1995): Some aspects of the mobility and distribution of toxic heavy-metal contaminants in soil profiles and river sediments. *Int. J. Env. Anal. Chem.*, 59, 317-325
- Mayer R., and H.Heinrichs (1980) Flüßebilanzen und aktuelle Änderungsdaten der Schwermetall-Vorräte in Wald-Ökosystemen des Solling. *J.Plant Nutr. Soil Sci.*, 143, 232-246
- Tyler G., (1992): Critical concentrations of heavy metals in the Mor horizon of Swedish Forests. SNV-Report 4078. Solna, Sweden

Anwendung von Nahinfrarotspektroskopie zur Bestimmung mikrobiologischer Charakteristika und der Schwermetallgehalte versauerter Waldböden

Bernard Ludwig, Marcin Chodak, Friedrich Beese

Einleitung

Die Kenntnis mikrobiologischer Größen und der Schwermetallgehalte versauerter Waldböden ist eine Voraussetzung für effektiven Bodenschutz. Ziel dieser Studie war es, die Anwendbarkeit von Nahinfrarotspektroskopie (NIRS) zur Bestimmung mikrobiologischer Eigenschaften und zur indirekten Bestimmung der Schwermetallgehalte organischer Horizonte unter Fichten-, Buchen- und Mischbeständen zu untersuchen.

Material und Methoden

Für L-, F- und H-Lagen organischer Auflagen unter Buchen-, Fichten- und Mischbeständen im Solling wurden die Spektren im VIS-NIR-Bereich (400-2500 nm) gemessen. Die Kalibrierungsgleichungen wurden für jedes Merkmal bei Berücksichtigung des gesamten Spektrums (0. bis 3. Ableitung) berechnet. Die Humusproben wurden bezüglich der C- und N-Gehalte und der Gehalte an Zn, Cu, Cd und Pb nach HNO₃-Druckaufschluss untersucht. Zusätzlich wurden Basalatmung und mikrobielle Biomasse (C_{mic}) bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

NIRS war gut geeignet zur Abschätzung der Gehalte an C und N (nicht gezeigt): die Regressionskoeffizienten (a) einer linearen Regression (gemessene gegen abgeschätzte Werte) lagen zwischen 0.9 und 1.1 und die Korrelationskoeffizienten waren größer oder gleich 0.9. C_{mic} wurde befriedigend ($0.9 \leq a \leq 1.1$; $r \geq 0.8$) abgeschätzt (Abb. 1), während die Abschätzung der Basalatmung ($a = 0.74$, $r = 0.87$) (Abb. 1) weniger befriedigend war. Die Pb-Gehalte wurden mit guter Genauigkeit abgeschätzt, während für Cu und Cd nur eine befriedigende Abschätzung möglich war (Abb. 2 und 3). Die Abschätzung des Zn-Gehaltes hingegen war weniger befriedigend ($a = 0.60$, $r = 0.52$) (Abb. 3).

Die größte Abschätzungsgenauigkeit wurde bei Verwendung des gesamten Probekollektivs erreicht. Eine Auftrennung des Kollektivs in kleinere Gruppen nach Baumart oder Lagen (L, F, bzw. H-Lage) der organischen Auflage verbesserte die Genauigkeit der Abschätzungen nicht.

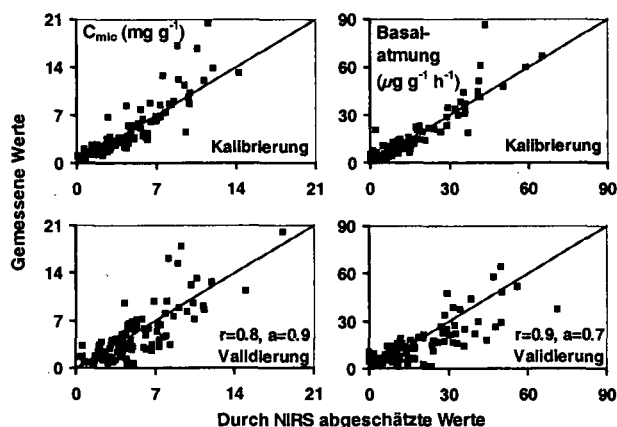


Abb 1. Gemessene gegen abgeschätzte Werte für C_{mic} und die Basalatmung.

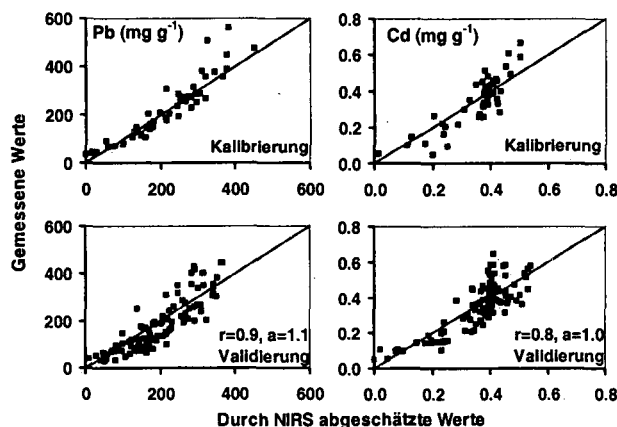


Abb 2. Gemessene gegen abgeschätzte Pb- und Cd-Gehalte.

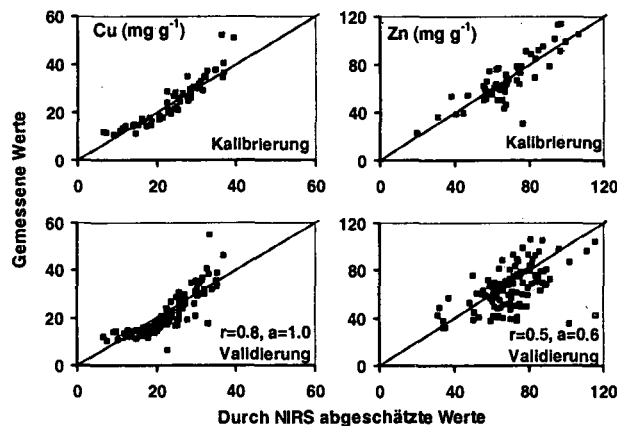


Abb 3. Gemessene gegen abgeschätzte Cu- und Zn-Gehalte.

Danksagung

Diese Studie wurde durch das BMBF gefördert (Nr. 0339474C/3).

Gibt es Zusammenhänge zwischen Bodenversauerung und Bodenstruktur in Wäldern?

Thorsten Gaertig und Ernst E. Hildebrand

1. Einführung

Eine gute Bodenstruktur bedeutet, dass die räumliche Anordnung der festen Bodenbestandteile so organisiert ist, dass auf kleinem Bodenvolumen ein Grenzflächenreichtum zwischen Bodenluft und Bodenwasser besteht. Zahlreiche Bodenfunktionen hängen von diesem Grenzflächenreichtum ab, so z.B. die simultane Versorgung der Pflanzenwurzeln mit Wasser und Nährstoffen sowie mit Sauerstoff.

2. Fließgleichgewicht Bodenstruktur

Die Bodenstruktur von Waldböden ist keine konstante Bodeneigenschaft, sondern stellt den typischen Fall eines Fließgleichgewichts dar. Die räumliche Anordnung der Bodenbestandteile resultiert aus dem Zusammenwirken von poren-schaffenden Prozessen (biogene und abiotische Aggregat- und Porenbildung), porenzerstörenden Prozessen (Eigen- und Auflasten, Strömungsdruck) und den Scherwiderständen des Bodens. (Hildebrand 1996)

Fragt man sich, wie die Lage dieses Fließgleichgewichtes durch bodenchemische Veränderungen beeinflusst werden kann, richtet sich bei Waldböden das Augenmerk zunächst auf den Schlüsselprozess der sogenannten „Biologischen Aktivität“.

3. Bodenversauerung und biologische Aktivität

Es ist bekannt, dass sich die Artenzusammensetzung von Bodenlebewesen mit der Acidität des Bodens ändert. Graefe et al. (2002) konnten zeigen, dass mit abnehmendem pH-Wert des Bodens die Regenwurmarten durch andere Ringelwürmer ersetzt werden. Ehrmann et al. (1999) fanden bei der Untersuchung des Regenwurmbesatzes von 40 baden-württembergischen Waldstandorten unterhalb eines pH-Wertes von 4 keine den Mineralboden besiedelnden anözischen oder endogäischen Regenwürmer mehr. D.h. aufgrund des Rückgangs strukturfördernder Organismengruppen bewegt sich das Fließgleichgewicht in diesen Böden auf ein Niveau geringeren Porenvolumens zu.

Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg, 79085 Freiburg

4. Bodenversauerung und Gefügestabilität

Neben der Veränderung der biologischen Aktivität könnte ein bislang weniger berücksichtigter Effekt der Bodenversauerung darin bestehen, dass sich aufgrund veränderter kolloidchemischer Bedingungen die Aggregatstabilität im Boden verändert und damit zu einer Veränderung der Scherwiderstände führt (Völker 1992).

Bei Untersuchungen zum Eichensterben in 39 Eichenwäldern Baden-Württembergs (Gaertig 2001) zeigte sich, dass das Luftporenvolumen und der Gasdiffusionskoeffizient mit zunehmender Basensättigung abnehmen (Tabelle 1).

Luftporenvolumen

Tiefe [cm]	pH (KCl)	Basen	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Al ⁺⁺⁺
0-5	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
5-10	(-)	▼	▼	(-)	(-)	▲
10-30	(-)	▼▼	▼▼	▼	▼	▲▲
30-60	(-)	▼▼	▼▼	▼	(-)	▲
60-90	(-)	▼	(-)	(-)	(-)	(-)

Gasdiffusionskoeffizient

Tiefe [cm]	pH (KCl)	Basen	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Al ⁺⁺⁺
0-5	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
5-10	(-)	▼	(-)	(-)	(-)	(-)
10-30	(-)	▼▼	▼	(-)	▼	▲
30-60	(-)	▼▼	▼	(-)	▼	▲
60-90	(-)	▼	(-)	▼	▼	▲

Tabelle. 1: Interaktion zwischen dem Luftporenvolumen (oben) sowie dem Gasdiffusionskoeffizienten (unten) und bodenchemischen Parametern. In den grau hinterlegten Feldern läßt sich der Zusammenhang zwischen bodenchemischem Parameter und Strukturparameter signifikant ($p < 0,05$) mit einem linearen Regressionsmodell beschreiben. Die Ausrichtung der Dreiecke zeigt ob eine positive (▲) oder negative (▼) Korrelation vorliegt.

Dies ist offensichtlich auf die von tropischen Böden bekannten strukturstabilisierenden Eigenschaften des Aluminiums zurückzuführen (Abb. 1). Sobald Aluminium am Austauscher vorkommt, nimmt das Luftporenvolumen mit zunehmender Aluminiumsättigung zu. Während die sandigen Böden erwartungsgemäß durchweg basenarm und porenreich sind, geht besonders in den von Natur aus strukturlabilen schluffig-lehmigen Böden eine Zunahme der Aluminiumsättigung mit einer Erhöhung des Luftporenvolumens einher. Vor allem in diesen Böden werden Poren durch die flockenden Eigenschaften des Aluminiums über lange Zeit stabilisiert.

Fehlt das Aluminium am Austauscher ist das Luftporenvolumen offensichtlich vom pH-Wert des Bodens abhängig. Die höchsten Luftporen-

volumina wurden dort gemessen, wo sowohl eine Regenwurmaktivität als auch die gefügestabilisierenden Eigenschaften des Calciums erwartet werden können. Mit abnehmenden pH-Werten geht zunächst die stabilisierende Wirkung des Calciums, später das poren-schaffende Potential struktur-fördernder Organismen zurück.

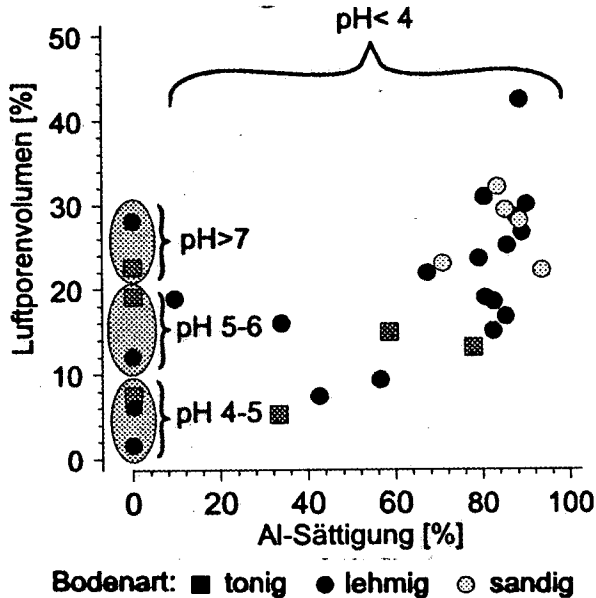


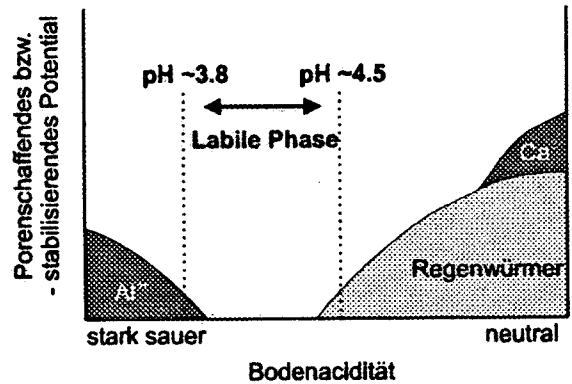
Abb. 1. Zusammenhang zwischen dem Luftporenvolumen und der Aluminiumsättigung unter Berücksichtigung der Bodenart und des pH-Wertes.

5. Modell der Interaktion von Bodenacidität und Bodenstruktur.

In einem konzeptionellen Modell in Abb. 2 ist das poren-schaffende bzw. porenstabilisierende Potenzial der in den Abschnitten 4 und 5 besprochenen Faktoren in Abhängigkeit von der Bodenacidität dargestellt.

Während im stark sauren Milieu die struktur-stabilisierenden Eigenschaften des Aluminiums eine konservierende Wirkung auf die bestehenden Hohlräume im Boden haben, wirkt das Calcium in gleicher Weise, wenn freier Kalk im Boden vorliegt. Poren-schaffende Aktivität von Regenwürmern ist erst oberhalb eines pH-Wertes von etwa 4,5 zu erwarten. Zwischen den pH-Werten von etwa 3,8 bis 4,5 befindet sich der Boden in einem pH-Bereich, in dem weder poren-schaffende Prozesse noch porenkonservierende kolloidchemische Bedingungen vorliegen, d.h. der Boden befindet sich in einer durch die Bodenacidität bedingten strukturlabilen Phase.

Abb. 2. Modell der Interaktion von Bodenacidität und Bodenstruktur.



Eine fortschreitende Bodenversauerung führt dazu, dass die meisten Böden diese Phase verringerter Struktur-stabilität früher oder später durchlaufen müssen. In kurzer Zeit verschlechtern sich dann die Lebensbedingungen für die Pflanzenwurzeln. Besonders die verringerte Möglichkeit, Stoffwechselgase mit der Atmosphäre auszutauschen, stellen einen Stressfaktor für Pflanzen dar. Welches Ausmaß Belüftungsstress im Boden annehmen kann, mag das Beispiel der Eichenwälder Baden-Württembergs verdeutlichen. Dort ist die Belüftungssituation des Bodens die maßgebliche Steuergröße der Feinwurzeldichte und der Kronenvitalität (Gaertig et al 2002).

6. Literatur

Ehrmann, O.; Friedel, J.K.; Martin, K.; Sommer, M. & Vollmer, T. (1999): Böden als Lebensraum für Organismen – Funktionelle Analyse am Beispiel von pH und Bodenfeuchte. Mittlg. Bodenk. Gesell. BD. 91 593-596.

Gaertig, T.; Schack-Kirchner, H.; Hildebrand, E.E. & Wilpert v., K. (2002): The impact of soil aeration on oak decline in southwestern Germany. Forest Ecology and Management (159) 15-25.

Gaertig, T. (2001): Bodengashaushalt, Feinwurzeln und Vitalität von Eichen. Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen. Heft 40. 157 S.

Graefe, U.; Elsner, D.C.; Gehrman, J. & Stempelmann, I. (2002): Schwellenwerte der Bodenversauerung für die Bodenbiozönose. Vortrag bei der Veranstaltung „Versauerung der Böden – Anforderungen an den Bodenschutz“ der Kommission Bodenschutz / Ak Waldböden in Dresden-Pillnitz 4-5 April 2002.

Hildebrand, E.E. (1996): Forstliche Bodenbewirtschaftung. In Blume, H.-P.; Felix-Henningsen, P.; Fischer, W.R.; Frede, H.-G.; Horn, R.; und Stahr, K. Handbuch der Bodenkunde. Ecomed Landsberg/Lech. Abs.6.2.2 S.1-20.

Völker, G. (1992): Beziehungen und Aussagefähigkeit von Versauerungsindikatoren und Gefügekenngrößen in mineralischen Oberböden depositionsbelasteter Waldökosysteme. Forschungszentr. Waldökosysteme der Uni Göttingen. Reihe A Bd. 96 259 S.

Stickstoffinventur Bayerischer Waldböden

von

Andreas Gensior und Christian Kölling*

1 Einleitung

Die Stickstoffinventur Bayerischer Waldböden wird durchgeführt im Rahmen des von der bayerischen Staatsforstverwaltung finanzierten Forschungsprojektes - „Regionale Übersicht über den Stickstoffstatus und das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern“. Mit diesem wird das Problem der Stickstoffsättigung aufgegriffen. Durch die kontinuierlich hohen N-Einträge steigt die Verfügbarkeit des Stickstoffs gegenüber dem Speicher- vermögen des Waldökosystems, mit der Folge von Bodenversauerung, Nährstoffungleichgewichten, verstärkter Nitratauswaschung, was wiederum nachteilige Effekte für Grund- und Oberflächenwässer nach sich zieht bzw. unabhängig und in Verbindung mit anderen Faktoren zu Waldschäden führt.

Die bisherigen Erkenntnisse zum Problemfeld der Stickstoffsättigung beruhen auf verhältnismäßig wenigen stichprobenartigen Punktmessungen. Flächenbezogene Informationen zum N-Status werden jedoch dringend benötigt, um Problemgebiete zu erkennen und die Bewirtschaftung der Wälder dieser Regionen anzupassen. Neben der Einschätzung des Nitrataustragsrisikos der gesättigten Wälder ist die Beurteilung des Stickstoffrückhaltevermögens der noch nicht gesättigten Wälder wichtig, um künftige Entwicklungen abschätzen zu können.

Die Ziele des Forschungsvorhabens sind

- die Bestimmung des aktuellen Stickstoffstatus der Wälder in Bayern,
- die Entwicklung und wissenschaftliche Absicherung eines Kriterienkatalogs zur Beurteilung des Stickstoffstatus und eines empirischen Modells zur Schätzung des Nitrataustragsrisikos der Wälder in Bayern
- die Ausweisung von Regionen mit einem hohen Risiko von Stickstoffsättigung und Nitrataustrag
- die Schaffung und Bereitstellung einer Planungsgrundlage zur angepassten Waldbewirtschaftung in Form einer aktualisierbaren Karte des N-Status als forstliches geografisches Informationssystem (GIS).

Durch die landesweite Stickstoffinventur wird ein rasterpunktartiger Überblick des N-Status in Bayern erstellt. Außerdem wird ein wesentlicher Teil der Datengrundlage für die folgenden Projektphasen bereitgestellt. Diese werden ergänzt durch Daten einer Fallstudien- datenbank und analysiert. So wird ein Satz von signifi- kanten Indikatorgrößen extrahiert und der Kriterienka- talog für den N-Status erarbeitet. Die Indikatorgrößen werden zu Modellen verknüpft, die eine Schätzung des

Nitrataustrags mit dem Sickerwasser erlauben. Dem schließt sich die Entwicklung eines Regionalisierungs- verfahrens an, welches wiederum in ein GIS integriert wird.

Dieses Projekt wird in enger Kooperation durch die LWF, Sachgebiet II, Standort und Umwelt, und die TU München, Lehrstuhl für Waldernährungslehre und Was- serhaushalt, bearbeitet.

2 Methodik

Um die Verbindung zu bestehenden Inventur- und Mo- nitoringnetzen zu gewährleisten, wird die Stickstoffin- ventur an den 424 WBI-Punkten Bayerns durchgeführt (8 km – Raster) sowie zusätzlich an den 22 bayerischen Waldklimastationen. Diese wurden in das Programm aufgenommen zur Einordnung der erhobenen Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in den jahreszeitlichen Verlauf sowie zur Kontrolle und Validierung der Me- thodik und Ergebnisse.

Die Standorte werden mittels GPS im Gelände aufge- sucht (Genauigkeit ± 5 m). Die Aufnahmesituation, horizontbezogene Daten und die Profilkennzeichnung erfolgt nach KA 4 (AG BODEN 1994). Die Gewinnung der Bodenproben wird nach der Arbeitsanleitung der BZE (BMLF 1994) durchgeführt. Beprobte werden Auf- lage, A-Horizont und die Tiefenstufen 0 – 30 cm, 30 – 60 cm, 60 – 100 cm. In der Regel werden für die einzel- nen Standorte Mischproben erstellt; an für eine Region besonders typischen Standorten wird eine Einzelbepro- bung durchgeführt und zur Kontrolle mit einer Saugker- ze Bodenlösung gewonnen. Außerdem werden vegetati- onskundliche Parameter erhoben.

In den Bodenproben wird im Rahmen der Studie Nitrat und Ammonium in 0,0125 M CaCl₂-Extrakten, C/N, EC und pH erhoben, wobei die Nitrat- und Ammoniumun- tersuchungen sowie die EC und pH-Messung nach der Probengewinnung an den feldfrischen Proben vor Ort erfolgen.

3 Erste Ergebnisse

Bis zum jetzigen Zeitpunkt wurden 80 der 446 avisier- ten Standorte untersucht.

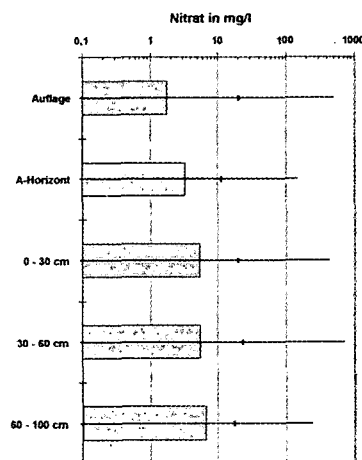


Abb. 1 Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung baye- rischer Waldböden (Median, Mittelwert, Mini- mum und Maximum in mg/l; n = 80 Standorte)

*LWF, Am Hochanger 11, D-85654 Freising
e-mail: gen@lwf.uni-muenchen.de

Abb. 1 zeigt die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung dieser Standorte. Deren Median beträgt in der Auflage 1,7 mg/l, wird im Mineralboden mit zunehmender Tiefe größer und weist in 60 - 100 cm Tiefe einen Wert von 6,4 mg/l. Dabei ist die Streuung der Werte erheblich. Die Verteilung der Werte ist in allen Tiefenstufen linkssteil.

Die höchsten bisher in der Studie erfassten Nitratkonzentrationen finden sich zum einen in Böden, die „von Natur aus“ hohe Nitratkonzentrationen aufweisen (z.B. nährstoffreiche Auenböden), zum anderen Böden in Waldrandlage, in Nachbarschaft zu landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen (z.T. Nitratkonzentrationen > 200 mg/l in allen Mineralbodenhorizonten).

Die Streuung der Nitratkonzentrationen ist auch innerhalb der Beprobungsflächen z.T. erheblich. Offensichtlich können in allen Böden „hot spots“, auftreten, Bereiche extremer Konzentrationen bzw. Austräge, wodurch der Nitrataustrag in der Regel unterschätzt werden dürfte.

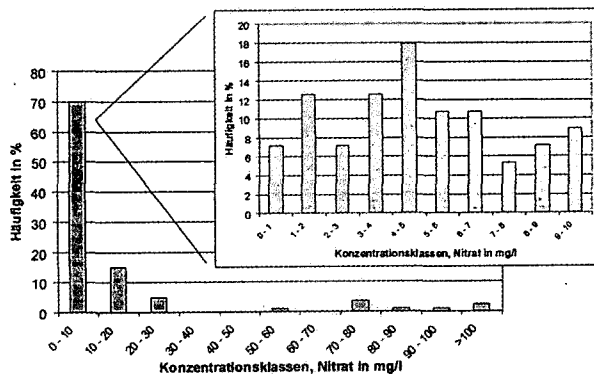


Abb.2 Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen bayerischer Waldböden in 60 - 100 cm Tiefe (n = 80 Standorte)

Die Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelraumes (Abb. 2) verdeutlicht, dass der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (50 mg/l) im Unterboden aller ausgewerteten Standorte in 10 % der Fälle meist erheblich überschritten wird. Da die Zusammensetzung des Bodenwassers in 60 - 100 cm Tiefe als repräsentativ für die aus dem Hauptwurzelraum ausgewaschene Bodenlösung betrachtet wird, lassen diese ersten Ergebnisse aufhorchen. Dies nicht nur bezüglich der Spitzenwerte, sondern aufgrund des Umstandes, dass die bisherigen Erhebungen hauptsächlich im Herbst und Winter durchgeführt wurden, dadurch der Wassergehalt im Boden, somit der Verdünnungseffekt entsprechend relativ hoch sind und das Wasser versickert. Daher müssen wenn möglich nicht nur die Konzentrationen sondern auch die Frachten betrachtet werden. Das Beispiel der Waldklimastation Goldkronach verdeutlicht diesen Umstand (Abb. 3). Die Nitrat auswaschung ist in den Wintermonaten trotz geringer Nitratkonzentrationen erheblich.

Diese betragen zwischen ca. 4 - 14 kg/ha*a, im Mittel 8 kg (der Ammoniumanteil beträgt 0,04 - 0,18 kg NH₄-N/ha*a in der Summe und kann vernachlässigt werden). Bei einem durchschnittlichen Eintrag von 28 kg/ha

bedeutet dies, dass ca. 15 - 50 % des eingetragenen Stickstoffs über den Wasserpfad den Boden verlassen.

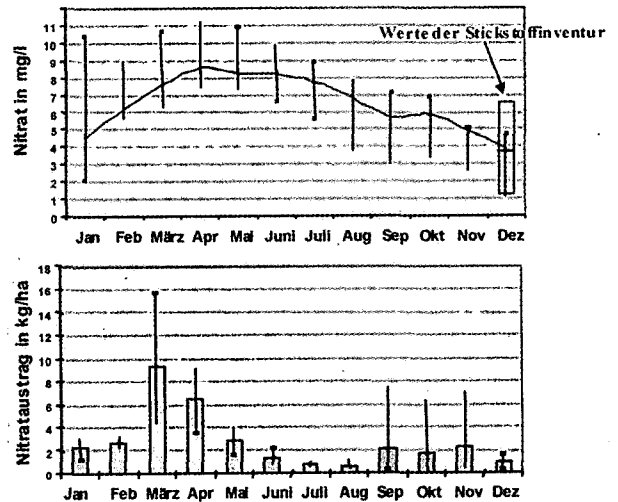


Abb. 3 Nitratkonzentrationen (mg/l) und Nitratausträge (kg/ha) im Mittel der Jahre 1997 - 2000) an der Waldklimastation Goldkronach

Eine erhebliche Menge (zumal, wenn die (nicht unerhebliche) Denitrifikationsverluste in Betracht gezogen werden), die auf ein System in einer deutlich fortgeschrittenen Sättigungsphase schließen lässt. Abb. 2 können wir entnehmen, dass 60 % der bisher untersuchten Standorte unterhalb des Wurzelraumes Nitratkonzentrationen > 5 mg/l aufweisen. Diese müssen unter diesem Gesichtspunkt genauer untersucht und z.T. vollständig anders bewertet werden.

4 Zusammenfassung

Das Untersuchungskonzept und die angewandten Methoden der Stickstoffinventur bayerischer Waldböden haben sich bewährt und als geeignet erwiesen, die angestrebten Ziele zu erreichen. Die bisherigen Ergebnisse verdeutlichen die Dringlichkeit des Vorhabens, da 10 % der bisher untersuchten Böden erschreckend hohe Nitratkonzentrationen (>> 50 mg/l) aufweisen, was auf gesättigte Systeme schließen lässt. 50 % der Nitratkonzentrationen sind mehr oder weniger erhöht und deuten auf ein entsprechend fortgeschrittenes Stadium der Auf-sättigung hin, wogegen 40 % der Werte „normale Verhältnisse“ repräsentieren. Geringe Konzentrationen bedürfen allerdings einer genaueren Untersuchung, da der Zeitpunkt der Beprobung von entscheidender Bedeutung ist. Die räumliche Heterogenität der Nitratkonzentrationen an den einzelnen Standorten ist z.T. ist sehr hoch; in allen Böden können „hot spots“ auftreten. Die bisherigen Ergebnisse zeigen im Überblick einen Trend: An Standorten in Waldrandlage, vor allem auch an Standorten in flächenmäßig kleinen Wäldern, finden sich meist erhöhte Nitratkonzentrationen.

5 Literatur

ARBEITSGRUPPE BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 4). 4. Aufl.; S. 392; Hannover

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), Arbeitsanleitung. 2. Aufl.; S. 158; Bonn

Schwellenwerte der Bodenversauerung für die Bodenbiozönose

Ulfert Graefe¹, Dirk-Christian Elsner², Joachim Gehrmann³, und Ingrid Stempelmann⁴

Die Bodenreaktion ist ein bedeutender Umweltfaktor für viele Bodenorganismen. Insbesondere die feuchthäutigen Bodentiere, die in direktem Kontakt mit der Bodenlösung leben, werden stark vom Säure/Basen-Status im Boden beeinflusst. Dies gilt auch für Regenwürmer und Ringelwürmer (Enchyträen u. a.), die zu den umsatzstärksten tierischen Zersettern gehören.

Anhand der Daten von bodenzoologischen Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen, die in den Ländern Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen mit einem einheitlichen Satz an Indikatorgruppen und Methoden durchgeführt werden (Graefe et al., 1998), soll der Frage nachgegangen werden, wie sich die Artenzusammensetzung der Ringelwurmzönose in Abhängigkeit von der Bodenreaktion ändert. Durch die länderübergreifende Auswertung kann

eine breite Palette verschiedener Standorte berücksichtigt werden. Mit den Daten nur eines Landes wäre das in diesem Umfang nicht möglich.

Abb. 1 zeigt den Säure/Basen-Status im Oberboden der 54 untersuchten Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Die Bandbreite der pH-Werte (CaCl₂) reicht von 2,9 bis 7,4. Alle forstlich genutzten Standorte konzentrieren sich auf der stark sauren Seite. Bei den Ackerflächen liegt der Schwerpunkt im schwach sauren bis schwach alkalischen Bereich. Die Grünlandflächen nehmen eine Mittelstellung ein.

Abb. 2 und 3 zeigen die Verteilung von zwei Arten entlang dem Gradienten der Bodenreaktion. Einige Daten von BZE-Rasterpunkten sind hier ebenfalls enthalten. Die Enchyträenart *Cognettia sphagnetorum* erreicht höchste Siedlungsdichten um pH 3 und tritt bei einem Wert über 4,8 nicht mehr auf. Auf der anderen Seite beschränkt sich die Regenwurmart *Lumbricus terrestris* im Wesentlichen auf den pH-Bereich über 4,2. Vereinzelt Restvorkommen bei pH 3,8 sind auf eine höhere Basensättigung im Unterboden zurückzuführen. Beide Arten treten sowohl im Wald als auch im Grünland und im Acker auf, woraus hervorgeht, dass die Bodennutzung kein primärer Faktor für das Vorkommen der Arten ist.

Durch Übereinanderlegen der Verteilungskurven mehrerer

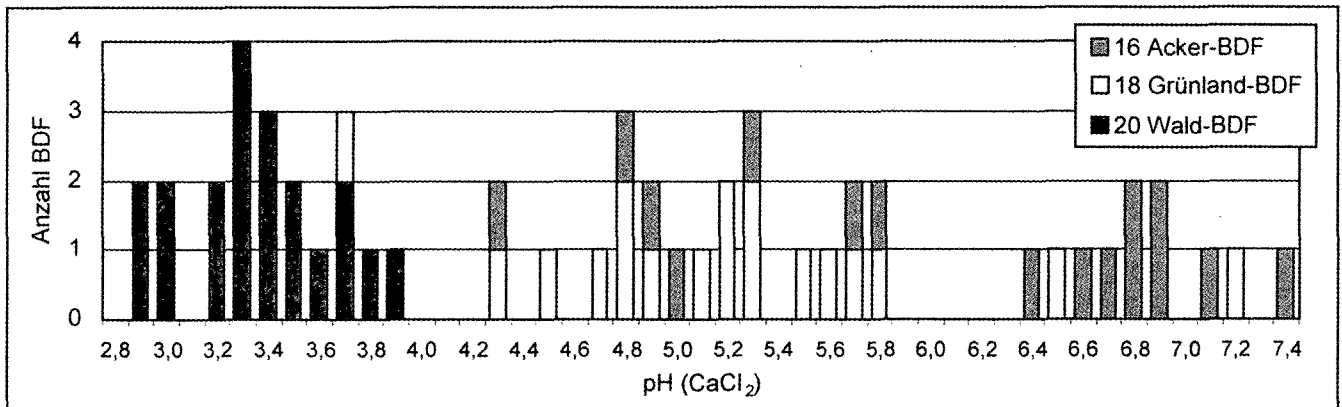


Abbildung 1: Mittlerer Reaktionszustand in Auflage und Oberboden von 54 Boden-Dauerbeobachtungsflächen der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Nordrhein-Westfalen.

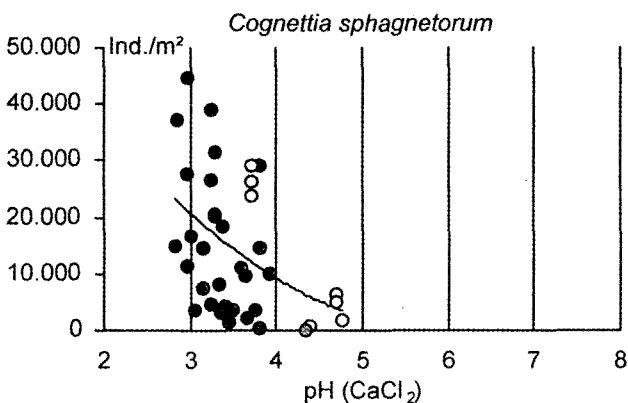


Abbildung 2: Verteilung von *Cognettia sphagnetorum* über dem Gradienten der Bodenreaktion.

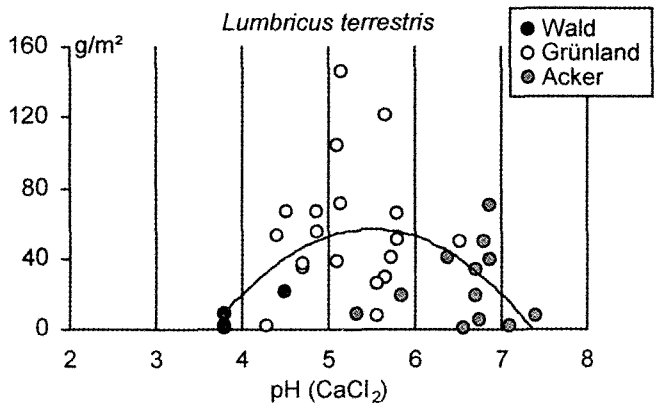


Abbildung 3: Verteilung von *Lumbricus terrestris* über dem Gradienten der Bodenreaktion.

¹IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Sodenkamp 62, 22337 Hamburg, Germany, ifab.hamburg@t-online.de

²Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, Germany, delsner@lanu.landsh.de

³Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen, Germany, joachim.gehrmann@loebf.nrw.de

⁴Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Str. 6, 45133 Essen, Germany, ingrid.stempelmann@lua.nrw.de

Arten lassen sich Bereiche ähnlicher bzw. unterschiedlicher Artenzusammensetzung identifizieren (Abb. 4). Die Bereiche von *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea caliginosa*, *Allolobophora chlorotica* und der Enchyträenart *Fridericia bulboides* auf dem Gradienten der Bodenreaktion decken sich weitgehend. Diese Arten gehören zum gleichen Zersetzergesellschaftstyp. Auch *Aporrectodea longa*, die eine engere Amplitude zwischen pH 5 und 7 aufweist, ist hier

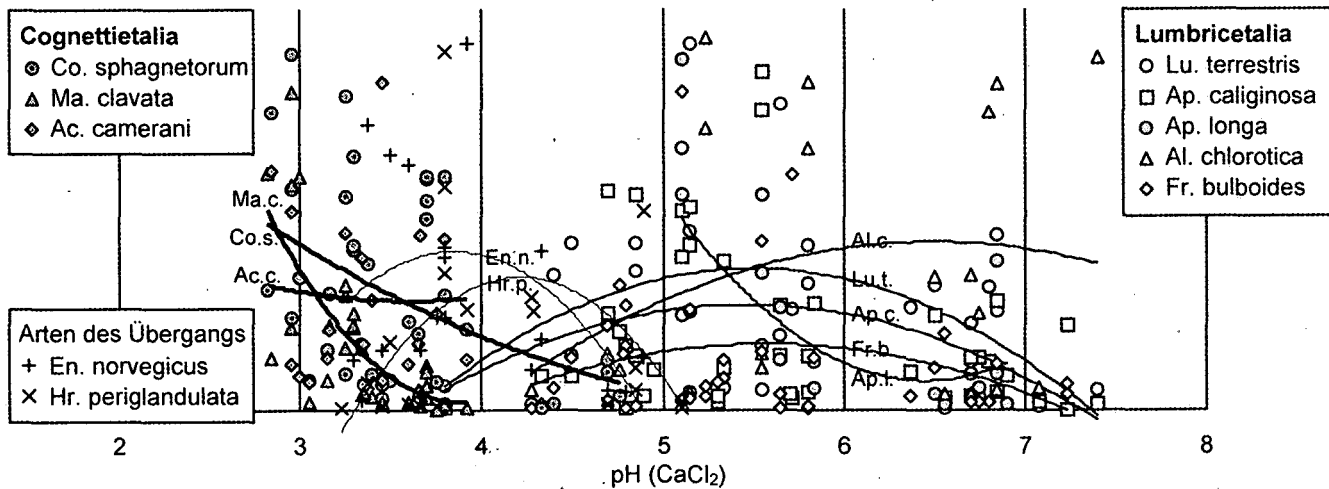


Abbildung 4: Verteilungskurven von 4 Regenwürmartenspezies und 6 Kleinringelwürmartenspezies über dem Gradienten der Bodenreaktion. Die beiden Bereiche mit ähnlicher Artenzusammensetzung entsprechen den Zersetzergesellschaftstypen Lumbricetalia und Cognettietalia.

einzuordnen. Dagegen repräsentieren die Enchyträenarten *Cognettia sphagnetorum*, *Mariona clavata* und *Achaeta camerani* einen anderen Gesellschaftstyp. *Enchytraeus norvegicus* und der terrestrische Polychaet *Hrabeiella periglandulata* vermitteln zwischen den beiden Typen, die hier als Cognettietalia und Lumbricetalia bezeichnet werden (vgl. Graefe, 1993).

Das Gesamtbild verändert sich auch nicht wesentlich, wenn man weitere Artverteilungskurven darüber legt. Der

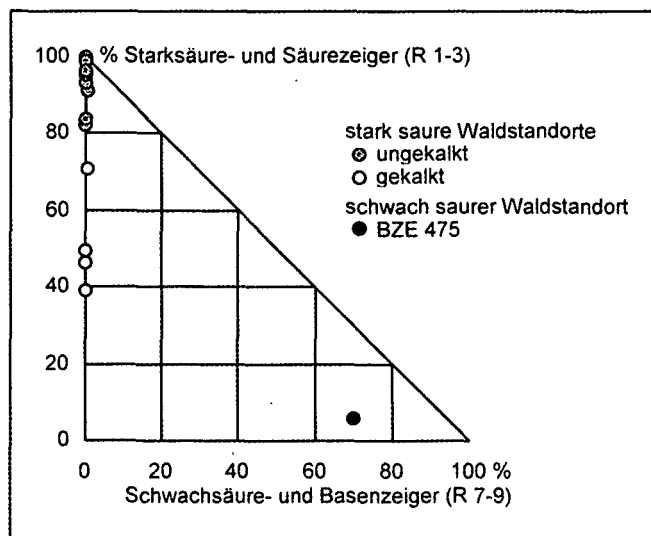


Abbildung 5: Reaktionszeiger-Diagramm der Kleinringelwürmer.

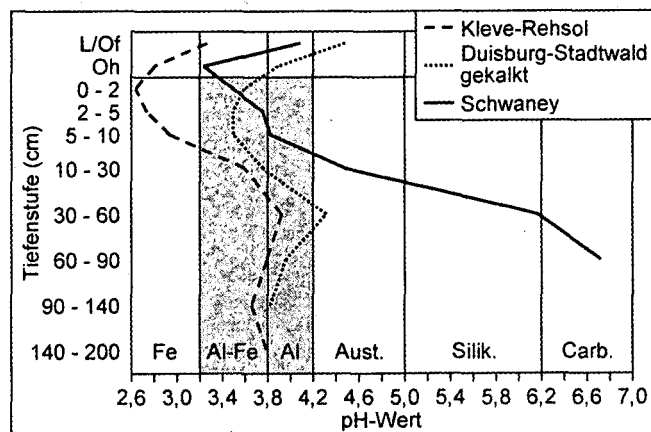


Abbildung 6: Tiefenverlauf der pH-Werte (CaCl₂) auf drei Bodendauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen. Schattierter Bereich (Al- und Al-Fe-Pufferbereich) bedeutet potentieller Stress durch Al-Toxizität für mineralbodenbewohnende Anneliden.

Umschlagpunkt zwischen beiden Zersetzergesellschaftstypen liegt bei pH 4,2 (CaCl₂), also am Übergang vom Austauschpufferbereich zum Aluminium-Pufferbereich. Dabei handelt es sich offenbar um eine Toxizitätsschwelle. Die Toxizität bestimmter Bodenlösungen kann im Labortest an Enchyträen nachgewiesen werden (Graefe, 1991).

Aluminiumtoxizität ist vor allem eine Erscheinung der humusarmen Mineralbodenhorizonte. In der organischen Auflage spielt sie keine Rolle. Davon betroffen sind Mineralbodenbewohner und Tiefgräber, wie *Lumbricus terrestris*, also Arten, die durch ihre bioturbative Tätigkeit die Humusform Mull erzeugen. Die Grenze zwischen Lumbricetalia und Cognettietalia entspricht deshalb auch der Grenze zwischen Mull und Moder (Graefe, 2001).

Bei der Ableitung von Schutzkategorien für Bodenorganismen im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes (vgl. Kues et al., 2000) ist die Toxizitätsschwelle zu beachten, die im Wald schwer zu durchbrechen ist. Bodenschutzkalkungen stark versauerter Waldstandorte führen in den von uns untersuchten Fällen noch nicht zu einer pH-Anhebung über den Wert 4,2 (CaCl₂) im Mineralboden (vgl. Abb. 6: Duisburg-Stadtwald). Die Artenzusammensetzung verschiebt sich unter diesen Bedingungen lediglich zu Gunsten der Mäßigsäurezeiger (= Arten des Übergangs). Dagegen bleibt die Artengruppe der Lumbricetalia (= Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger) meist vollkommen unbeteiligt (Abb. 5).

Aus bodenbiologischer Sicht ist eine Schutzkalkung dort angebracht, wo noch ein Restbestand an Mineralbodenbewohnern vorhanden ist, der zu verschwinden droht. An solchen Standorten, die einen steilen pH-Gradienten nahe der Oberfläche aufweisen (vgl. Abb. 6: Schwaney), kann die Regenerierung einer mulltypischen Bodenbiozönose gelingen.

Literatur

Graefe, U. (1991): Ein Enchyträentest zur Bestimmung der Säure- und Metalltoxizität im Boden. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 66: 487-490.
 Graefe, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 69: 95-98.
 Graefe, U. (2001): Metabiotische Steuerung der Diversität im System Bodenbiozönose/Humusform. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 95: 47-50.
 Graefe, U., D.-C. Elsner, und U. Necker (1998): Monitoring auf Bodendauerbeobachtungsflächen: Bodenzologische Parameter zur Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 87: 343-346.
 Kues, J. et al. (2000): Ökochemische Charakterisierung von Waldböden als Pflanzenstandort und als Bestandteil des Wasserkreislaufes. Vorschläge des Bundesverbandes Boden für die Ableitung von Schutzkategorien und Schutzmaßnahmen im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In Rosenkranz, D. et al. (Hrsg.): Bodenschutz. Kennziffer 3650, E. Schmidt Verlag, Berlin.

Erfassung und Bewertung von Bodenversauerung in Untersuchungen von mesoskaligen Flusseinzugsgebieten

Dagmar Haase & Martin Volk¹

Die Umsetzung der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie erfordert für die Entwicklung von Management- und Maßnahmenplänen die umfassende Betrachtung von Umwelteinflüssen in ganzen Flusseinzugsgebieten, damit eine gute Qualität sowie eine ausreichende Verfügbarkeit von Oberflächen- und Grundwasser gewährleistet werden kann. Oberflächen- und Grundwasser müssen dabei als aktive Bestandteile im Landschaftsökosystem angesehen werden, die in Wechselwirkung mit den anderen Landschaftskomponenten stehen (Abb.1).

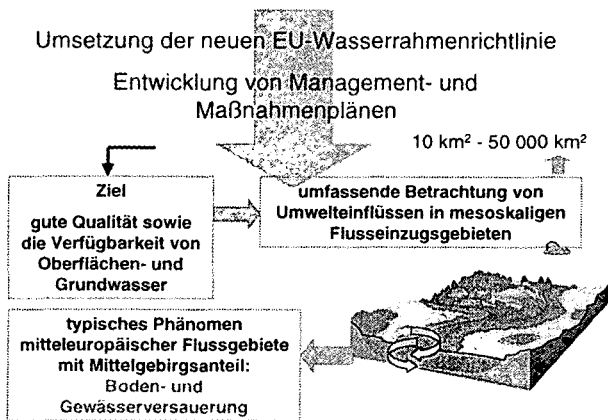


Abb.1: Das Phänomen der Boden- und Gewässerversauerung und dessen Bezug zur Wasserrahmenrichtlinie

In einem Teilthema des UFZ-Verbundprojektes "Integriertes Flussgebietsmanagement am Beispiel der Saale" soll daher ein skalenübergreifendes Parameter- und Indikatorsystem zur Bewertung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Regulationsfunktion entwickelt werden, das als eine Grundlage zur Ableitung von standortgerechten Landnutzungen dienen soll. Unter anderem interessiert die Empfindlichkeit von unterschiedlichen Landschaftstypen gegenüber atmosphärischen Stoffeinträgen (u.a. Bewertung des Puffervermögen der Böden), wobei hier die Einschätzung der möglichen Konsequenzen für Stand- und Fließgewässer ein Teilziel darstellt. Da große Teile des Saale-Einzugsgebietes in den versauerungsrelevanten Festgesteinbereichen des Harzes, Vogtlandes, der Thüringer Gebirge, des Elstergebirges sowie einzelner Granitstöcke liegen und zudem immer noch von säurebildenden Immissionen betroffen sind, muss geprüft werden, ob und inwieweit Versauerungstendenzen das Erreichen eines guten ökologischen und chemischen Zustandes der Oberflächengewässer behindern oder gar verhindern (Abb.2). Es wird angenommen, dass die Waldstandorte des Vogtlandes nahezu keine Resistenz mehr gegenüber langfristigen atmosphärischen Säureeinträgen besitzen. Auch in den Tagebau-Rekultivierungsbereichen (z.B. Südraum Leipzig) befinden sich gekippte Tertiärsubstrate mit hohem aziden Potenzial, aus welchem versauerungsgefährdete Böden mit geringer Pufferkapazität entstehen (Haase et al. 2001). Als Folgen sind Gewässerversauerung, beschleunigter Basenaustrag sowie Schwermetalleintrag in die Gewässer zu nennen (Haase & Volk 2001).

Im folgenden soll ein einfaches Verfahren der Analyse und Bewertung flächiger Versauerungstendenzen in solchen mesoskaligen Einzugsgebiete unter Verwendung und Erweiterung von verschiedenen Konzepten zu "Loadability" (Kéryni & Szabó 2001) Critical Loads und Levels (Gregor & Nagel 1996) gezeigt werden.

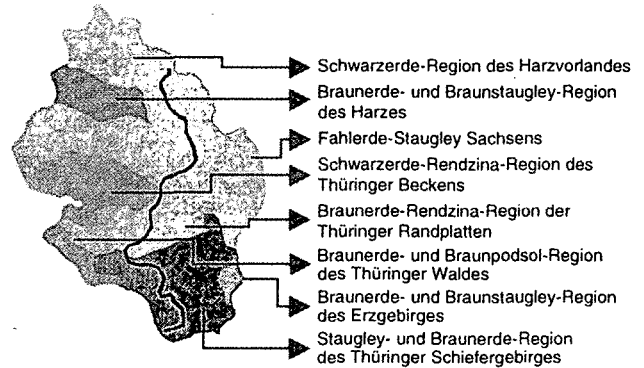


Abb.2: Bodenregionen im Saaleeinzugsgebiet als ein gliederndes Kriterium für die Arbeiten im Einzugsgebiet

Zielstellungen dieser Studie sind:

- die Feststellung der regionalen Verbreitung von Böden und bodenbildenden Substraten mit Versauerungsneigung sowie deren Puffervermögen,
- die waldbedeckten versauerungsgefährdeten Standorte unter Berücksichtigung des regionalen Niederschlags- und Depositionsverhaltens herauszufiltern,
- die Leitfähigkeit der Böden (Substrate) sowie den Relief einfluss an den Standorte differenzierend zu bewerten um so Aussagen zur
- Empfindlichkeit von unterschiedlichen Boden- bzw. Landschaftstypen gegenüber Versauerung und depositionsbedingten Stoffeinträgen und möglichen Konsequenzen für Stand- und Fließgewässer zu ermöglichen.

Limitierende Faktoren für die Verwendung von flächigen Sekundärdaten sind bei der Bearbeitung großer Flussgebiete die Verfügbarkeit, Auflösung (Detailgrad) und Aktualität der verfügbaren digitalen Datensätze.

Die Ableitung der Versauerungsneigung der Substrate und Böden (Puffervermögen und Bindungspotenzial) erfolgte nach Bodenart, azidem Potenzial der Ausgangsgesteine sowie Humusgehalt (Abb.3.4; Tab.1). Insbesondere entkalkte Lößlehmdecken im Mittelgebirgsbereich zählen ebenso wie sandige und magmatische Substrate zu den pufferschwachen, austragsgefährdeten Standorten.

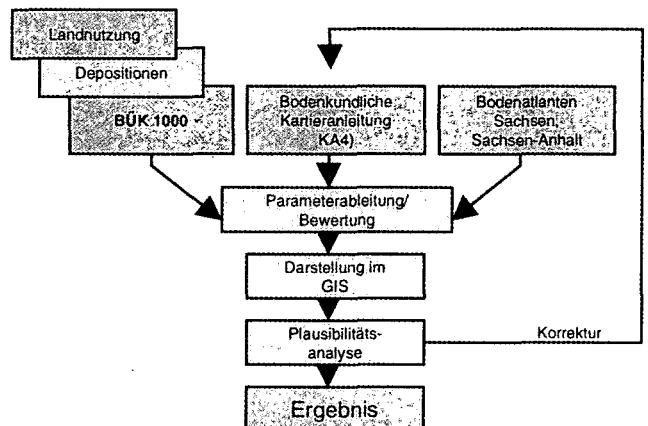


Abb.3: Verfahren zur Ableitung von Bodenparametern und Bodenfunktionen aus der BÜK1000 (BGR 1996)

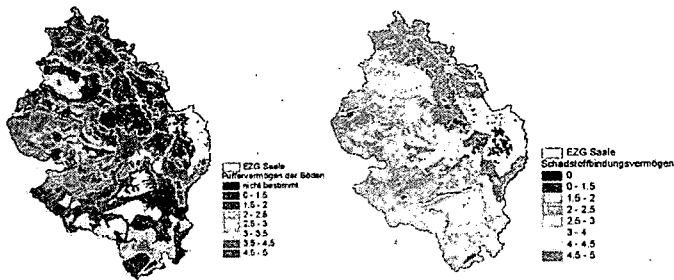


Abb.4: Puffervermögen und Bindungspotenzial der (bodenbildenden) Substrate (Vektoren nach BÜK1000)

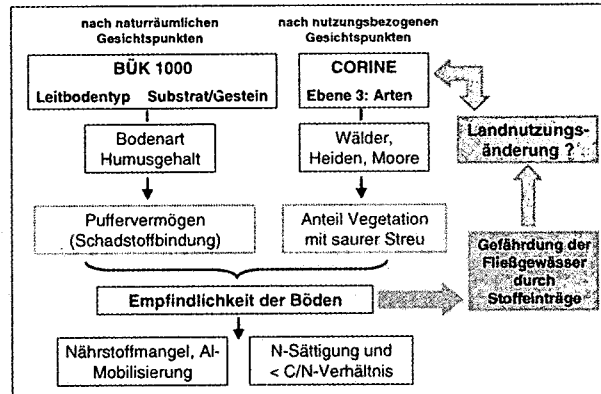


Abb.6: Schematisierter Arbeitsansatz zur Erfassung versauerungsgefährdeter Böden im Saalegebiet

Stufe	Pufferfunktion	Bindungspotenzial
sehr gering (1)	saure Substrate, Verwitterdecken, Kippen	Kies, Sand
gering (2)	S, Sl über saurem Gestein	Sl2, Su
mittel (3)	entkalkter Löß, sand. Auen	Sl4, Ls
hoch (4)	Löß, Sandlöß, lehm. Auen	Lehm, Schluff
sehr hoch (5)	karbonat-, tonreiche, humose Substrate/Böden	Torf, humos, tonig und karbonatreich

Tab.1: Bewertung von Bodenfunktionen

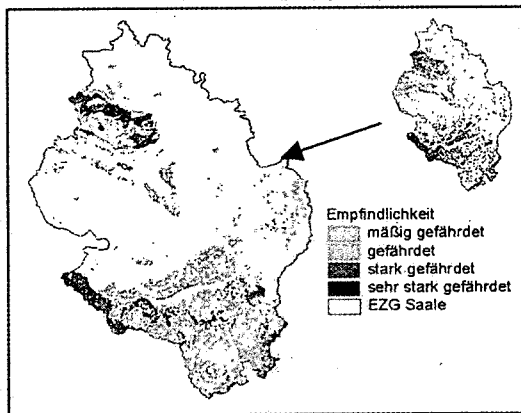


Abb.5: Wald- und Heidebedeckung (oben) sowie ermittelte Empfindlichkeit der Flächen im Saalegebiet gegenüber versauerungsbedingten Stoffeinträgen in die Gewässer

Im Ergebnis der Analyse weisen sehr stark bis stark gefährdete Flächen ein sehr geringes bis geringes Puffervermögen auf und sind waldbedeckt bzw. Moore; gefährdete bis mäßig gefährdete Flächen ein geringes bis mittleres Puffervermögen und sind waldbedeckt bzw. Heiden. In landwirtschaftlichen Gebieten weisen die Waldflächen durch mögliche N-Übersättigung der Auflage-Horizonte eine erhöhte Empfindlichkeit auf.

In Sachsen-Anhalt weisen aus pedochemischer Sicht der Osthartz (Brocken- und Ramberggranit) sowie die Sand- und Moorböden im südlichen Fläming und Drömling eine geringe Elastizität gegenüber Säureeinträgen auf. In Sachsen sind v.a. die Böden auf intermediären und sauren Magmatiten und Metamorphiten (Erzgebirge), Sandstein und Sandergebiete (Sächsische Schweiz, Heiden) sowie auch entkalkte Lößlehmschuttdecken im Einzugsgebiet der Weißen Elster und im Oberlauf der Zwickauer Mulde (Talsperre Eibenstock) versauerungsgefährdet.

Im Freistaat Thüringen zeigen der Harz sowie Bereiche des Saale-Orla-Tales, der Zentralbereich des Thüringer Waldes und die mittlere Elsterregion eine mittlere bis hohe Empfindlichkeit gegenüber Säuredeposition, N-Sättigung der Böden und Auflagen.

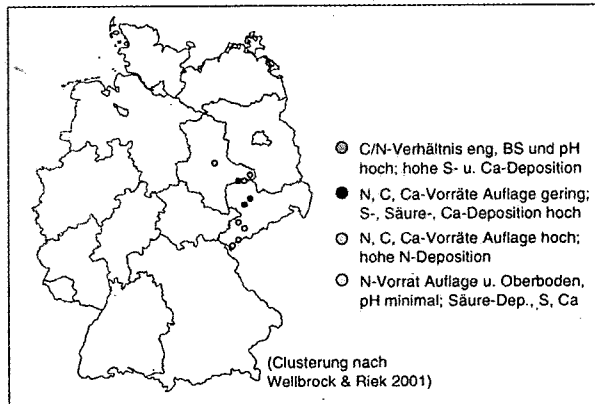


Abb.7: Die Level-I-Flächen mit minimalen pH-Werten liegen im Bereich der vom hier vorgestellten Ansatz ausgewiesenen versauerungssempfindlichen Regionen.

Es konnte gezeigt werden, wie mit Hilfe einfacher GIS-gestützter Bewertungsverfahren sowie öffentlich verfügbarer Datensätzen versauerungsgefährdete Bereiche in einem großen Flusseinzugsgebiet ausgewiesen werden können. Mit Hilfe der Indikatoren „Puffervermögen“, „Schadstoffbindung“ und Landbedeckung werden sensible Bodenregionen für eine Überlastung mit H⁺-Ionen und/oder N-Sättigung herausgefiltert. Der gezeigte Arbeitsansatz kann nicht die chemische Pufferkapazität der Böden exakt angeben, ist aber in der Lage, Problem- bzw. Konfliktbereiche für die Oberflächen- und Grundwasserqualität in mesoskaligen Gebieten zu erfassen. Dadurch kann auf Versauerungspotenziale in mesoskaligen Einzugsgebieten hingewiesen werden. Diese müssen dann in einem größeren Maßstab einer detaillierten Analyse unterzogen werden. Aktualisierte Daten zu Landbedeckung, Relief, Zustand der Böden sowie aktueller Deposition können in das Verfahren integriert werden. Diese zusätzlichen Datensätze werden zur feineren Typisierung von Versauerungspotenzialen der Böden nach der gezeigten Gefährdungsanalyse mit Stofftransportprozessen in der Bodenzone bzw. in die Oberflächen und Grundwässer gekoppelt. Das Verfahren dient daher auch zu Monitoringzwecken.

Literatur: GREGOR & NAGEL (1996) Critical Loads & Levels, Springer; Kéryni & Szabó (2001) Loadability of landscapes ...4th Moravian geoConference Tisnov, pp 83-88; HAASE, ROSENBERG & MIKUTTA (2001): Mitt. DBG 96(2) S. 501-2, HAASE & VOLK (2001) Integrated nested approach ... 4th Moravian geoConference Tisnov, pp 44-51; WELLBROCK & RIEK (2001) Groß. Zusammenh. zwischen Boden- u. Nährstoffzustand an Standorten d. Level-I-Mont., Freib.Forstl.Forschg. 33.

¹ UFZ Leipzig-Halle, Sekt. Angew. Landschaftsökologie, Email: haase@alok.ufz.de, volk@alok.ufz.de

Ernährungszustand, Streufall Kronentransparenz und Wachstum eines versauerten stickstoffgesättigten Fichtenaltbestands (Höglwald) nach saurer Beregnung, Kalkung und Stickstoffdüngung

Huber Christian

1. Fragestellung

Im Höglwald werden seit 1984 anthropogene Auswirkungen (saure Deposition - kompensatorische Kalkung; erhöhte Stickstoffeinträge) auf Boden, Bestand und Sickerwasser untersucht. Folgende Fragestellungen stehen in dem folgenden Beitrag im Vordergrund:

- Wie reagiert der Fichtenaltbestand auf massive zusätzliche Säureeinträge?
- Was passiert nach Einstellung der sauren Beregnung?
- Was bewirkt die Kalkung?
- Sind die Bäume übersorgt mit Stickstoff? Wie reagieren sie bei weiter erhöhtem Stickstoffangebot?

Dabei sollen folgende Parameter betrachtet werden:

- Nadelspiegelwerte
- Streu
- Kronentransparenz
- Wachstumsparameter

2. Material und Methoden

Bestand: Der Höglwald liegt 50 km westnordwest von München. Die Bestockung und Bewirtschaftung des kleinflächigen Waldbestands (370 ha) in enger landwirtschaftlich-forstlicher Gemengelage ist typisch für Mittelschwaben. Der Bestand ist umgeben von intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen (insbesondere Schweine- und Rinderhaltung). Der Fichtenaltbestand stockt auf einer im Oberboden stark versauerten Parabraunerde. Die Humusform ist Moder. Der Stoffeintrag mit dem Bestandesniederschlag beträgt ca. 30 kg N ha⁻¹y⁻¹. Der Bestand ist voll bestockt und sehr wüchsig. Das Alter betrug vor dem Experiment 1983 76 Jahre. Folgende **Experimentelle Behandlungen** mit den jeweiligen Varianten werden hier betrachtet:

Saure Beregnung und Kalkung (Beginn 1984)

- A1 Kontrolle
- B1 Saure Beregnung
- C1 Normale Beregnung
- A2 Kalkung
- B2 Saure Beregnung und Kalkung
- C2 normale Beregnung und Kalkung

Stickstoffdüngung (1990, 1991)

- RF Kontrolle
- AS Ammoniumsulfat
- AN Ammoniumnitrat

Dr. Christian Huber
TU-München
WZW

Department für Ökologie
Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt
Am Hochanger 13
85354 Freising
Huber@forst.tu-muenchen.de

Kalkung und Stickstoffhaushalt (Beginn 1994)

- N1 Kontrolle
- N2 Kalkung

Die Kalkungen wurden jeweils mit 4 t ha⁻¹ Dolomit durchgeführt. Die saure Beregnung (1984-1990) erfolgte zwischen Mai und November (15-18 Beregnungen jährlich, 170 mm y⁻¹ zusätzlicher Niederschlag mit pH: 2.6). Dabei erhöhte sich die Protoneneintrag um das ca. 100-fache und die Sulfateinträge wurden um das 4-fache erhöht, während andere Elementeinträge nur geringfügig beeinflusst wurden. Die Stickstoffdüngung erfolgte mit der Rückenspritze bis zu 10 mal jährlich. Dabei wurden jeweils 62 kg N ha⁻¹ y⁻¹ zusätzlich ausgebracht.

Methodik

Die Nadelpollenahmen wurden an jeweils 6-10 Bäumen im obersten Kronendrittel im Winter mit Hubschrauber bzw. Baumsteiger durchgeführt. Auf jeder Versuchsfläche wurden die Streu mit 8 Streufängern gesammelt. An 15-25 Bäumen wurden in 1.3 m Bohrkern entnommen und Jahrringanalysen durchgeführt. Der Kronenzustand wurde durch visuelle Ansprache analog zum Waldzustandsbericht erhoben und in 5 Schadklassen eingeteilt.

3. Ergebnisse und Schlußfolgerung

3.1. Nadelspiegelwerte

Trotz eines deutlich erhöhten Angebots an Mineralstickstoff (insbesondere Nitrat) auf den gekalkten (A2, B2, C2) und mit Stickstoff gedüngten Flächen (AS, AN) treten keine Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen in den Stickstoffgehalten der Nadeln auf (Abb.1). Auch die Kalkung erhöhte die Magnesiumwerte nicht (Abb.2). Lediglich die Calciumgehalte der gekalkten Fläche A2 sind gegenüber der Kontrollfläche A1 erhöht. Etwas niedriger sind die Ca-Gehalte der Nadeln nach saurer Beregnung (B1) gegenüber normaler Beregnung (C1) (Abb.3).

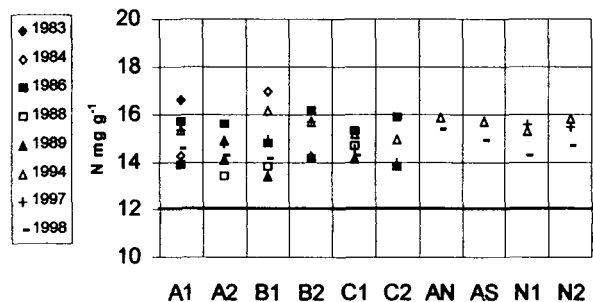


Abb. 1. Stickstoffgehalte in den Nadeln

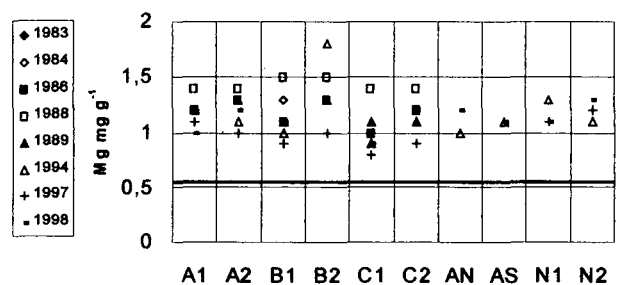


Abb. 2. Magnesiumgehalte in den Nadeln

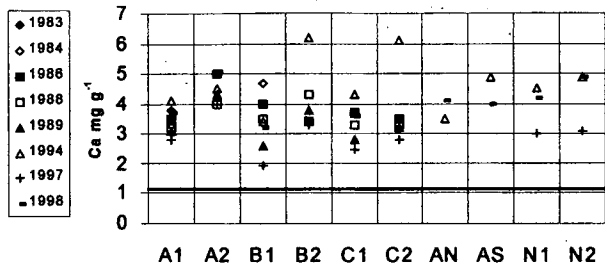


Abb.3. Calciumgehalte in den Nadeln

3.2. Streufall

Tab.1.: durchschnittlicher Streufall (1986-1999) auf den Untersuchungsflächen (kg ha⁻¹ y⁻¹).

	A1	B1	C1	A2	B2	C2	N1	N2
Streuenge	6088	6155	6303	6219	6238	5992	5613	5319
Stickstoff	69	68	71	69	67	62	63	60
Calcium	34	31	36	41	36	32	34	35
Magnesium	3.9	3.8	3.7	4.6	3.7	3.3	4.0	4.2
Aluminium	1.3	1.3	1.3	1.2	1.0	0.9	1.4	1.2

Trotz höherer Stickstoffumsätze auf der Fläche A2 kommt es zu keiner Erhöhung von Stickstoff in der Streu. Calcium- und Magnesiumflüsse mit der Streu sind ca. 5 Jahre (1990) nach der Kalkung auf der Fläche A2 bis 1999 erhöht. Die saure Beregnung verminderte Calcium in der Streu. Aluminium zeigte sich fast unverändert.

3.3. Kronenzustand

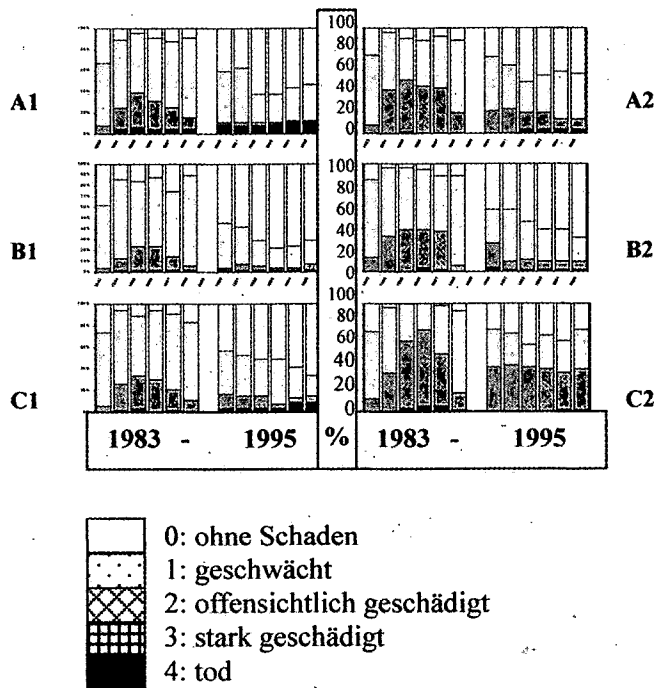


Abb. 4: Kronenzustand 1983-1995

Der Kronenzustand (A1) verblieb zwischen 1983 und 1988 auf gleichem Niveau und verbesserte sich anschließend bis 1995. Die gekalkten Flächen (A2, C2) haben nach 1993 einen etwas höheren Anteil an geschwächten und geschädigten Bäumen wie die sauer beregnete Fläche B1 (Abb.4).

3.4. Wachstum

Das Wachstum der Versuchsflächen zeigte weder vor den Untersuchungen noch nach den Behandlungen signifikante Unterschiede. Die erhöhten Zuwachswerte (hier Zuwachs

der Fläche der Jahringe pro Baum) z. B bei der sauer berechneten Fläche B1 treten in zurückliegenden Jahren mit ähnlichen Schwankungen auf. Die unterschiedlich behandelten Flächen unterscheiden sich im Baumwachstum durch die Behandlung daher nicht (Abb.5).

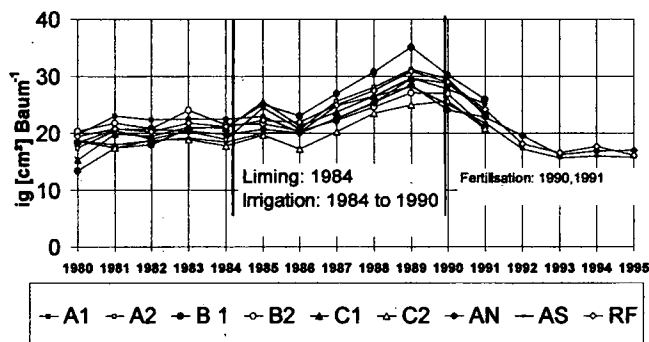


Abb.5: Flächenzuwachs der Jahringe

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

- Abwehrmechanismen, Streßtoleranz und Adaption an Bodenversauerung greifen im gut mit Wasser und Nährstoffen versorgten Fichtenaltbestand des Högwalds. Der zusätzliche Säureeintrag hatte keine Verschlechterung des Kronenzustands und des Wachstums zur Folge. Lediglich Calcium im Streufall und in den Nadeln war tendenziell vermindert.
- Auch die Kalkung beeinflusst das Wachstum, den Kronenzustand, die Nadelspiegelwerte und die Streuflüsse nur wenig. Etwas höhere Ca-Gehalte in den Nadeln und etwas höhere Stoffflüsse von Mg und Ca in der Streu konnten beobachtet werden.
- Trotz erhöhter Stickstoffumsätze in den gekalkten Parzellen sowie bei den zusätzlich mit Stickstoff gedüngten Parzellen kann keine Stickstoffüberernährung der Bäume festgestellt werden. Ökosystemare und bauminterne Mechanismen verhindern dies. Nitrifizierer im Boden wandeln Ammonium zu Nitrat um. Die Aminosäure Glutamin reguliert die Nitrataufnahme in den Feinwurzeln. Ein Großteil des überschüssigen Stickstoffs wird gasförmig abgegeben.
- Der Bestand zeigt hohe Zuwächse jedoch bei erheblichen Nebenwirkungen, wie eine enorme Nitratbelastung des Sickerwassers und hohe N₂O-Emissionen und weiter fortschreitende Bodenversauerung.
- Durch den Umbau derartig stickstoffbelasteter Fichtenreinbestände in Mischbestände bzw. Buchenbestände kann die Eintragungssituation entschärft und die Sickerwasserqualität verbessert werden. Bei der Umwandlung besteht allerdings die erhebliche Gefahr die großen Mengen an organischen Stickstoff im Boden zu mobilisieren.

5. Literatur

- Huber C., 1997: Untersuchungen zur Ammonikmission und zum Stoffhaushalt auf ungekalkten und neugekalkten Flächen in einem Stickstoff-übersättigten Fichtenökosystem (Höglwald). Hieronymus Verlag, München.
- Kreuzer, K. & Weiss, T., 1998: The Högwald field experiment – aims, concept and basic data. Plant and Soil 199, 1-10.
- Kreuzer & Göttlein., 1991. Ökosystemforschung Högwald. Forstwiss. Forschungen H.39. Hamburg, Berlin., Parey. ISBN 3-490-23916-4.

Ausgangssituationen, Prognosen und Szenarien der Emissionen von SO₂, NO, NH₃ und CO₂ in Deutschland vor dem Hintergrund tolerierbarer Immissionen

Klaus Isermann und Renate Isermann¹

Insbesondere wegen der **Multifunktionalität auch der gasförmigen Verbindungen des C** [CO, CO₂, NMVOC, COS, (CH₃)₂S], **N** [NO→NO₂, N₂O, NH₃→NH₄⁺] und **S** [SO₂, H₂S, COS, (CH₃)₂S] **hinsichtlich ihrer Umweltbeeinträchtigungen** (Versauerung, Eutrophierung, Treibhauseffekt und auch dadurch bewirkte Verarmung und Zerstörung der Biosphäre insbesondere der naturnahen Ökosysteme) müssen diese sowie die notwendigen Sanierungszielwerte bzw. Handlungszielwerte und entsprechende, ursachenorientierte sowie hinreichende Minderungsstrategien zugleich gemeinsam erörtert werden. Die über den Luftpfad durch NH₃, NO_x und SO_x bewirkte Versauerung sowie durch NH₃, NO_x und CO₂ mitverursachte Eutrophierung insbesondere der naturnahen Böden und Gewässer mit ihrer Flora und Fauna stellen nur folgeorientiert Anforderungen an den Bodenschutz, ursachenorientiert jedoch vor dem Hintergrund des Bodenschutzes besondere Ansprüche an den Atmosphärenschutz.

- Am Beispiel Deutschlands wird hinsichtlich der **Ausgangssituationen** deutlich, daß sich die:

1. **vornehmlich vom Energiebereich** (einschl. Verkehr) verursachten:

1.1 **SO_x-Emissionen** und -Immissionen während der letzten 20 a um ca. 85% vermindert haben;

1.2 **NO_x-Emissionen**, jedoch nicht deren Immissionen, während der letzten 15 a um ca. 50% verringert haben;

1.3 **CO₂-Emissionen**, jedoch nicht deren Immissionen, während der letzten 10a nur um ca. 15% zurückgingen (UBA 2001).

2. **zu ca. 90% von der Landwirtschaft (insbes. Tierproduktion)** verursachten **NH₃-Emissionen**, jedoch nicht deren Immissionen während der letzten 10 a vornehmlich durch Minderung der Tierbestände in den NBL um ca. 60% ebenfalls nur um ca. 20% verringerten (BNLA 1999, 2002, UBA 2001, BMVEL/UBA 2002).

- Da es für C, N und S (im Gegensatz zu P) sowohl in terrestrischen als auch in (semi-)subhydrischen Böden langfristig (50 Menschengenerationen ≈ 1000-1500 a) allenfalls nur eine daran gemessene kurzfristige Retardationswirkung -aber keine durch den Menschen beeinflussbare dauerhafte Senkenwirkung gibt - stellt sich hier die Forderung einer 70-80%igen Minderung der anthropogen verursachten

Emissionen bezogen auf das Jahr 1990 bis spätestens 2015, aus heutiger Sicht (2002) insbesondere für NH₃ und CO₂.

- Dieses Ziel läßt sich als Bestandteile von **Szenarien** nur dann erreichen, wenn in erster Linie drastische struktur- und systemoptimierende Maßnahmen ergriffen werden wie z.B. Umschichtung und Reduktion der Mobilität, Minderung insbesondere der Kfz-Flotte um 80%; Ernährungsumstellungen, Halbierung des Konsums an tierischen Erzeugnissen mit entsprechender Minderung der Tierbestände um 50%, flankierend begleitet durch technische Maßnahmen mit entsprechender bester verfügbarer Technik (BVT). *Vermeidbare Konsumtion und Produktion sind die wesentlichsten Voraussetzungen und Maßnahmen für vermeidbare Emissionen (Suffizienzprinzip der Nachhaltigkeit)*. So wie bereits in der Vergangenheit sind im Sinne der **Prognose** auch die gegenwärtige Politik mit ihrer entsprechenden (inter-)nationalen Gesetzgebung in den Bereichen Energie (einschl. Verkehr), Landwirtschaft mit Pflanzen- und Tierernährung, ferner Humanernährung sowie Abwasser- und Abfall und auch die Umweltpolitik (z.B. Göteborg-Protokoll 1999, Agenda 2000 der EU, Kyoto-Protokoll 2001), gemessen an den Forderungen des ursachenorientierten und hinreichenden Schutzes der Ver- und Entsorgungs-Ressourcen entsprechend der Agenda 21 von Rio (1992) und vor dem Hintergrund **des Nachwelt-Schutzes** völlig unzureichend. Dies betreffen sowohl das Ausmaß der angestrebten Emissionsminderungen als auch die Zeit zu ihrer notwendigen Verwirklichung bis spätestens 2015.

- Exemplarisch wird dies an den **NH₃-Emissionen der Tierproduktion der Landwirtschaft in Deutschland der umseitigen Tabelle** verdeutlicht: Je nach den ermittelten unterschiedlichen durchschnittlichen Emissionsfaktoren der Autoren BMVEL/UBA (2002), UBA (2001), BNLA (1999, 2002) von 26 bis 27, 29 bzw. 36 kg NH₃-N/GV/a werden für das Jahr 1990 Emissionen von 506 bzw. 540 bzw. 666 kt NH₃-N/a ausgewiesen, welche vornehmlich durch entsprechende Minderung der Tierbestände in den NBL bis 1999 um 24 bzw. 21 bzw. 21% auf 384 bzw. 426 bzw. 527 kt NH₃-N/a verringert wurden. Gemessen am ökologisch begründeten Sanierungszielwert von 160 kt NH₃-N/a bis spätestens 2015 - und nicht an den immer noch 1,5 bis 3fach zu hohen politischen Zielwerten des UN/ECE-Protokolls von Göteborg (1999) bzw. der NEC-EU-Richtlinie (2000) - sind jedoch bezogen auf 1990 Emissionsminderungen nicht nur von 28 bzw. 50%, sondern von 68 bzw. 70 bzw. 76% erforderlich.

¹⁾ Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur (BNLA), Heinrich-von-Kleiststr. 4
D 67374 Hanhofen, Tel./Fax: 06344/2983/937264
e-mail: isermann.bnla@t-online.de

**Ist-Zustände, Prognosen, Szenarien sowie Soll-Zustände der NH₃-N-Emissionen
der Tierhaltung der Landwirtschaft von Deutschland im Zeitraum 1990-2015
nach Berechnungen von UBA (2001), BMVEL/UBA (2002) sowie BNLA (1999 und 2002)**

Situationen	Tierbestände (ABL+NBL=D) (Mio GV)	NH ₃ -N-Emissionen in kt/a bzw. [kg/GV a]		
		Autoren		
		UBA (2001)	BMVEL/UBA (2002)	BNLA (1999, 2002)
1. Ist-Zustände:				
a) 1990	13,3+5,2=18,5	540 [29] (338)	506 [27] (316)	666 [36] (416)
b) 1992	12,6+2,8=15,4	455 [29] (284)	-	544 [36] (340)
c) 1994/96	12,3+2,8=15,1	441 [29] (276)	k. A.	[ATV:466 [31] (291)]
d) 1995/96	-	-	-	542 [36] (389)
e) 1999	14,6	426 [29] (266)	384 [26] (240)	527 [36] (329)
2. Prognosen:				
a) 2005	12,6+3,5=16,1	-	-	580 [36] (363)
b) 2015	14,3+5,2=19,5	-	-	625 [36] (390)
c) hohe Tierbestände (2010)	-	-	357 [-] (223)	-
d) niedrige Tierbestände (2010)	-	-	345 [-] (216)	-
3. Szenarien:				
a) T 2000	-	-	380 [-] (238)	-
b) Szenario 1	-	-	353 [-] (220)	-
c) Szenario 2	-	-	338 [-] (211)	-
d) Szenario 3	-	-	321 [-] (200)	-
4. Sollzustände:				
4.1 von 1990 bis 2010:				
a) UN / ECE (1999)(-28 %)	-	389 [-] (243)	364 [-] (228)	480 [-] (300)
b) NEC-EU-Richtlinie (2000) (- 50 %)	-	270 [-] (169)	253 [-] (158)	333 [-] (208)
4.2 von 1990 bis 2015: Unterschreitung kritischer N-Eintragsraten¹⁾ (-76 %)	6,0+2,8=8,8	-	-	160 [18] [-] (100)

¹⁾ z.B.: maximal 10 kg N/ha a in Waldökosysteme jeweils zu 50% als NH₃- bzw. NO_x-N (KTBLBanz III re0409)
Zahlen in runden Klammern sind die Reaktivzahlen zum Sollwert von 160 kt NH₃-N/a $\hat{=}$ 100 (BNLA 1999)

Beste Verfügbare Technik allein mit dem bereits unrealistischen Szenario 3 (Maximalminderung) des BMVEL/UBA (2002) bewirken aber potentiell nur eine Minderung von 16% bezogen auf 1999 (vgl. Tierproduktion der Schweiz realisierbar ca. 20%; Menzi et al. 1997). Erst mit einer Reduktion der Tierbestände um ca. 40% zudem flankierend begleitet durch BVT mit einem entsprechenden Emissionsfaktor von 18 anstelle (1990-1999) von 26 bis 36 kg NH₃-N/GV a vermag dann die Emission von 154 kt NH₃-N/a z.B. die maximal zulässige durchschnittliche Eintragsrate mit 160 kt NH₃-N/a ($\hat{=}$ 4,5 kg NH₃-N/ha GFa) zu erreichen. Dem stehen aber bisher und auch noch gegenwärtig die novellierungsbedürftige nationale (z.B. Düngeverordnung / 1996) als auch internationale (z.B. IVU-Richtlinie der EU /1996) Gesetzgebung entgegen, welche weiterhin diesen NH₃-Emissionen aus der Tierproduktion Vorschub leistet, z.B. durch Anrechnen viel zu hoher „tolerierbarer“ NH₃-N-Emissionen von 28 (Gülle) bzw. 40% (Stallmist) bezogen auf die N-Ausscheidung entsprechend 66 bzw. 113 kg NH₃-N/ha LF a (Düngeverordnung 1996), bzw. durch Befreiung von der Genehmigungspflicht ausgerechnet der hinsichtlich der NH₃-Emissionen am bedeutsamsten Rinderhaltung sowie hinsichtlich des Schweinemast von Betrieben mit < 2000 Mastplätzen/Betrieb (IVU-EU-1996).

Literatur:

- BMVEL/UBA (2002):** BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsstrategien bis zum Jahre 2010. UBA-Texte 05/02, 192 S.
- BNLA (1999):** Isermann, K. und Isermann, R. (1999a): Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxyden. Allgemeine Forst Zeitschrift (AFZ) / Der Wald 6/1999, S.302-307
- BNLA (2002):** Isermann, K. (2002): Die Stickstoff-Flüsse im Ernährungsbereich von Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft. Tagungsband „Emissionen der Tierhaltung und Beste Verfügbare Techniken zur Emissionsminderung“ am 03.-05- Dez. 2001, Bildungszentrum Kloster Banz (Im Druck: UBA/KTBL 2002)
- Menzi, H., Frick, R und R. Kaufmann (1997):** Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials Schriftenreihe 26 der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), 107 S.
- UBA (Umweltbundesamt) (2001):** Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. Erich-Schmidt-Verlag/Berlin (2001), 392 S.

Entwicklung einer forstlichen Bodenprofil-Datenbank für Feinbodenformen des nordostdeutschen Tieflands

H. Jochheim¹, D. Kopp²

Einführung

Die regionale Anwendung von Modellen zur Simulation des Wachstums sowie des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldökosystemen erfordert flächendeckend vorliegende Basisdaten der Böden. Für das nordostdeutsche Tiefland liegen flächenhafte Bodeninformationen in digitalisierter Form bisher nur in relativ grober Auflösung in Form der BÜK1000 bzw. der BÜK300 vor. Feinere Auflösungen, wie die BÜK50 oder die forstliche Standortskarte der DDR wurden bisher nur für wenige Kartenblätter digitalisiert, so dass deren Nutzung für Simulationsmodelle bisher nicht möglich ist.

Der Bodenformenkatalog mit seinen ca. 860 Feinbodenformen, der die Grundlage der forstlichen Standortserkundung der neuen Bundesländer darstellt, erschließt sich in seiner Informationsdarstellung nicht auf Anhieb, so dass nicht mit diesem Bodenklassifikationssystem Vertrauen eine Ableitung der für Simulationsmodelle benötigten Parameter schwer fällt.

Die Nutzung der digitalen Forstübersichts- bzw. -Forstgrundkarte mit dem Datenspeicher Wald als weitere mögliche Bodeninformationsquelle ist mit zwei Problemen verbunden: Einerseits wurden die Informationen aus der forstlichen Standortskarte nur in aggregierter Form in den Datenspeicher Wald übertragen, andererseits stammen die Angaben zur Zustandsform jeweils aus der Zeit der letzten Standortkartierung und sind daher oft nicht aktuell.

Ziele

In dieser Arbeit wird daher ein Verfahren beschrieben, das es ohne Digitalisierung der forstlichen Standortskarte ermöglicht, die notwendigen Bodenprofilinformationen aus dem Datenspeicher Wald flächenhaft bereitzustellen und in einer relationalen Datenbank abrufbar zu machen. Die notwendigen Schritte lassen sich in 3 Teilziele unterteilen:

- Aufbau einer Bodenprofildatenbank für Feinbodenformen des nordostdeutschen Tieflandes.
- Erstellung von Algorithmen, die eine Ableitung der hinter den Standortangaben des Datenspeichers Wald stehenden Feinbodenformen ermöglicht.
- Erstellung eines Aktualisierungsalgorithmus für die Zustandsformstandorten.

Datenbasis

Als Informationsquellen dienen insgesamt 5 verschiedene Datenquellen:

- Bodenformenkatalog der forstlichen Standortserkundungsanleitung (Schulze & Kopp 1996-98)

- Forstübersichtskarte mit Datenspeicher Wald (Stand vom 1.1.1996)
- Naturraummosaiktypenkarte
- räumliche Verteilung der N-Emissionen während der Zeit der Intensivtiermast
- punktuelle Analyse des Zustandswandels an Punkten des Altweiseretzes.

Untersuchungsgebiet

Die im folgenden dargestellte Vorgehensweise wurde auf zwei vom ZALF näher untersuchte hydrologische Einzugsgebiete des nordostdeutschen Tieflandes, das Ücker- und das Stöbber-Einzugsgebiet angewendet.

Ableitung der Feinbodenform aus dem Datenspeicher Wald

Zur Ableitung der Feinbodenform stehen als Bodeninformation des Datenspeichers Wald der Substratfolge- und die Stamm-Nährkraft-Feuchtestufe zur Verfügung. Da eine Ableitung der Feinbodenform aus diesen Angaben nicht direkt möglich ist – bei Substratfolge- und Stamm-Nährkraftstufe Z (ziemlich arm) sind bei Stamm-Nährkraftstufe Z (ziemlich arm) 76 Feinbodenformen möglich – war die Grundidee nun, durch die Naturraummosaiktypenkarte als zusätzliche räumliche Informationsquelle die zutreffende Feinbodenform genauer bestimmbar zu machen. Durch eine Verschneidung der Forstübersichtskarte, die die Abteilungsgrenzen der Waldbestände enthält, mit der Naturraummosaiktypenkarte ergibt sich eine Liste der Kombinationen aus Naturraumareal, Substratfolge- und Stamm-Nährkraft-Feuchtestufe, der anhand der forstlichen Standortskarte nun eine bzw. eine enge Auswahl an Feinbodenformen zugeordnet werden können.

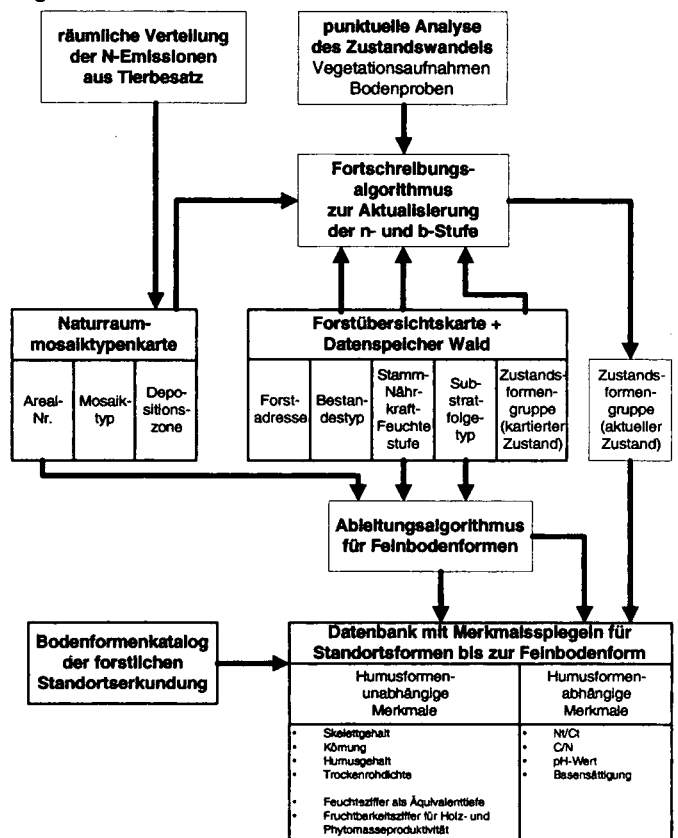


Abb. 1 Vorgehensweise bei der Ableitung der Bodenprofilinformationen aus dem Datenspeicher Wald und weiteren Informationsquellen

¹ ZALF e.V. Müncheberg, Institut für Landschaftssystemanalyse, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

² Dömitzer Str. 20, D-19303 Tewwsow

Aktualisierung der Humusformen des Datenspeichers Wald

Da die letzte Standortkartierung im Untersuchungsgebiet Ende der 70er Jahre stattgefunden hatte, also vor der Phase der Intensivtiermast, enthält also auch der Datenspeicher Wald die Ergebnisse dieser Kartierung. Es war zu erwarten, dass sich erhöhte N-Immissionen gebietsweise auf die Humusformen ausgewirkt haben.

Zur Aktualisierung der Humusformen waren zusätzliche Informationen notwendig (Abb. 1). Zum einen diente eine Erhebung der Tierbesatzzahlen in den Gemeinden Ende der 80er Jahre zur Abschätzung der N-Emissionen. Auf dieser Basis wurden die Naturraumareale in einer dreistufigen N-Depositionsskala klassifiziert. Zur Analyse der Auswirkungen dieser N-Depositionen wurden an 98 Altweiserpunkten, an denen Ende der 70er Jahre eine Analyse der Humusformen stattgefunden hatte, 1997 eine Wiederholungsbeprobung mit Vegetationsaufnahmen und chemischen Bodenanalysen auf C- und N-Gehalte sowie die pH-Werte durchgeführt. Aus diesen Informationen wurden hier nicht weiter erläuterte Modellvorstellungen über den Zusammenhang von N-Depositionsstufe, Bestockungstyp, Stamm-Nährkraftfeuchtestufe und die Entwicklung der Humusform abgeleitet und in einen Fortschreibungsalgorithmus umgesetzt (Abb. 1). Anhand der nun aktualisierten n- und b-Stufe können die humusformen-abhängigen Profilm Merkmale der Datenbank genutzt werden.

Zur Aktualisierung der Humusformen waren zusätzliche Informationen notwendig (Abb. 1). Zum einen diente eine Erhebung der Tierbesatzzahlen in den Gemeinden Ende der 80er Jahre zur Abschätzung der N-Emissionen. Auf dieser Basis wurden die Naturraumareale in einer dreistufigen N-Depositionsskala klassifiziert. Zur Analyse der Auswirkungen dieser N-Depositionen wurden an 98 Altweiserpunkten, an denen Ende der 70er Jahre eine Analyse der Humusformen stattgefunden hatte, 1997 eine Wiederholungsbeprobung mit Vegetationsaufnahmen und chemischen Bodenanalysen auf C- und N-Gehalte sowie die pH-Werte durchgeführt. Aus diesen Informationen wurden hier nicht weiter erläuterte Modellvorstellungen über den Zusammenhang von N-Depositionsstufe, Bestockungstyp, Stamm-Nährkraftfeuchtestufe und die Entwicklung der Humusform abgeleitet und in einen Fortschreibungsalgorithmus umgesetzt (Abb. 1). Anhand der nun aktualisierten n- und b-Stufe können die humusformen-abhängigen Profilm Merkmale der Datenbank genutzt werden.

Die Datenbank

Für die in den beiden Einzugsgebieten vorkommenden 132 Feinbodenformen wurden typische Bodenprofile aus dem Bodenformenkatalog abgeleitet. In Abb. 2 wird die Windows-Oberfläche der MS-ACCESS-Datenbank mit dem Beispiel der Feinbodenform Bergerader Sandbraunerde angezeigt. Gemäß der Grundphilosophie des Standorterkundungsverfahrens, das neben der Klima- und Reliefform auch die Stammstandorts- und Zustandsstandortsform als Einflussgröße unterscheidet, werden bei der Bodenprofilbeschreibung humusformen-abhängige und -unabhängige Merkmale unterschieden. Zu den humusformen-unabhängigen Merkmalen zählen die Horizontabfolge mit Tiefenabstufungen, Körnung mit Skelettgehalt, dem Humusgehalt und die Trockenrohdichte. Zu den humusform-abhängigen Merkmalen zählen der pH-Wert und die Basensättigung sowie die N von C%-Werte für den Oberboden.

Neben dem Bodenprofil sind in der Datenbank weitere Register abrufbar mit Angaben zu den

- Elementvorräten von Kohlenstoff, Stickstoff, Calcium, Magnesium und Kalium,
- hydrologischen Parametern wie die (nutzbare) Feldkapazität, Porenvolumen sowie die ungesättigte und gesättigte Leitfähigkeit, die über Pedotransferfunktionen abgeleitet wurden,
- Fruchtbarkeitsziffern, die die durchschnittliche Phytomasse- und Holzmasseproduktivität der Feinbodenformen in Abhängigkeit von der Klimaform und der Reliefform als zusätzliche Einflussgrößen angeben,
- und Stamm-Vegetationsformen.

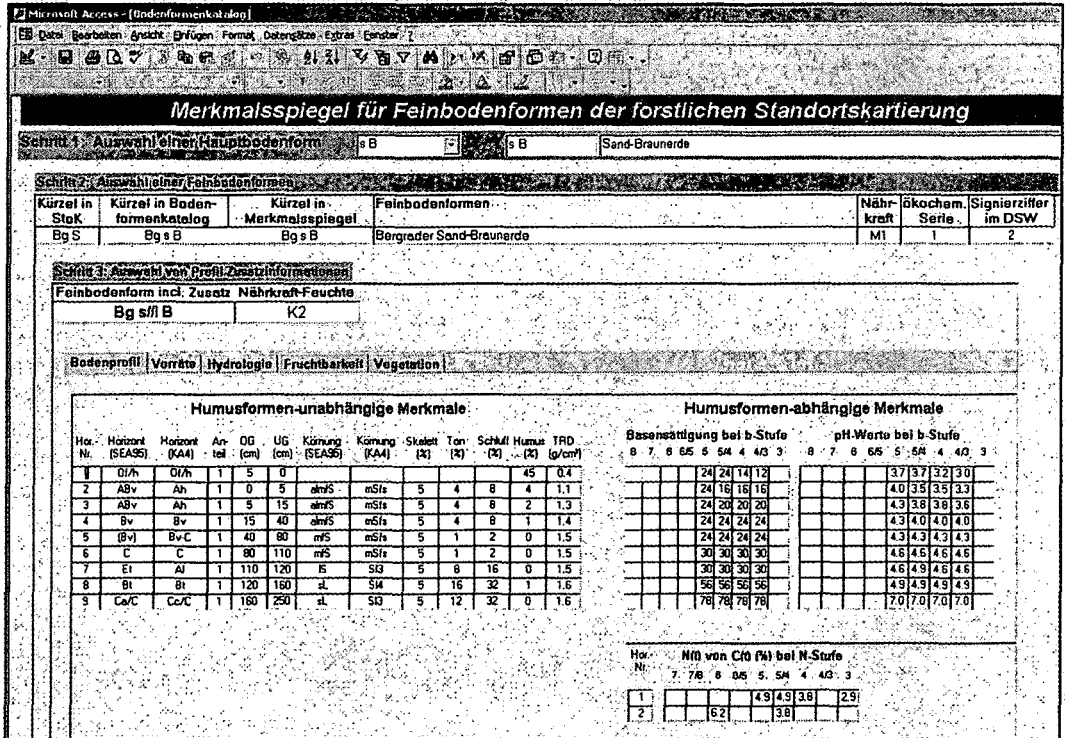


Abb. 2 Windows-Oberfläche der MS-ACCESS-Datenbank für Feinbodenformen

Diskussion und Schlussfolgerungen

Aufgrund einiger Einschränkungen ist die hier skizzierte Vorgehensweise zur Ableitung detaillierter Standortdaten aus dem Datenspeicher Wald nur bedingt verwendbar. Abstriche bei der Präzision im Vergleich zu einer digitalen Standortkarte ergeben sich u.a., weil die Grenzen von Frostgrundkarte und Standortkarte nicht deckungsgleich sind, der Datenspeicher Wald nur die vorherrschende Standortform enthält und in einigen Fällen der Zuordnungsalgorithmus immer noch nicht eine einzelne Feinbodenform zuordnen kann. Daher kann das vorgestellte Verfahren als Näherungsverfahren zur Ableitung von detaillierten Bodenprofilaten aus dem Datenspeicher Wald herangezogen werden, aber nicht als Ersatz für eine digitale Standortkarte dienen.

Bei Vorliegen einer digitalen Standortkarte kann die entwickelte Bodenprofilatendatenbank andererseits als Sachdatenbasis dienen.

Literatur

Schulze G., Kopp D. (1996-1998): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standorterkundungsanleitung) – SEA95

Versauerung der Niederschläge und Bodenzustand im Świętokrzyski Nationalpark

Alojzy Kowalkowski, Marek Józwiak, Rafał Kozłowski¹

Einleitung

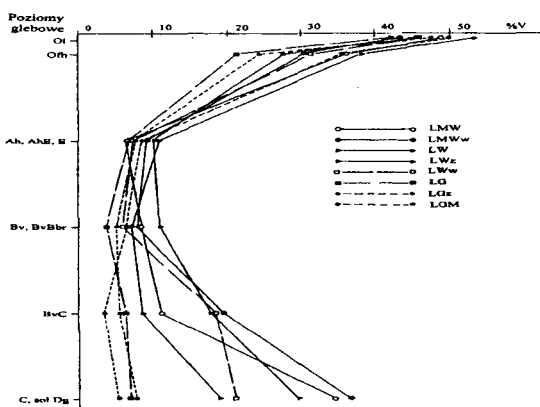
Für die Mehrzahl der Böden humider Klimate ist die Versauerung ein natürlicher Vorgang. Erhebliche Einträge von industriellen Emissionen beschleunigten jedoch die Versauerung wesentlich über das natürliche Niveau hinaus und verändern die chemischen Eigenschaften der Waldböden. Der Säuregehalt der europäischen Waldböden nach Nilsson und Grennfelt (1988) hat um den Faktor 3-10 zugenommen, was zu besonders weittragenden ökologischen und wasserwirtschaftlichen Folgen in wenig puffernden Waldbodenarenen geführt hat (Lorz 1999, Kowalkowski et al. 2001). Da in Waldökosystemen zahlreiche Kompensationsmechanismen gegenüber Umwelteinflüssen existieren, lassen sich direkte Kausalbeziehungen zwischen den äusseren Einflüssen und der Reaktion der Waldbäume nur schwierig nachweisen. Für die Zustandsfeststellung der Waldökosysteme als weisend kann die Zusammenstellung des zirkulierenden Wassers mit den Säure-Base-Zuständen angenommen werden.

Ziel der vorgestellten Untersuchung ist Feststellung der Kennwerte zum Säure-Base-Zustand und zur Abschätzung des Risikos durch Aluminium- und Säurestress im Regen- und Bodenwasser von zwei Waldbeständen des Świętokrzyski Nationalparkes mit den Nachfolgen im Bodenprofil.

Untersuchungsobjekt und Methoden

In zwei Standorten des Gebirgslaubmischwaldes im Świętokrzyski Nationalpark in Tannen-Buchen- und Buchenbeständen mit Pseudogley-Braunrosterde auf einer pleistozäner Kryoplanationsterrasse wurde in Jahren 1994-1995 und 2000-2001 chemische Zusammensetzung des Regenwassers 4 m oberhalb des Kronendaches, die Kronentraufe der Versuchsbestände sowie Stammabfluss von 5 Tannen 180-190-Jährig und 5 Buchen 80-100 Jährig gemessen. Im Winter nach Schneefall wurden Schneeeproben genommen. Der mittlere Niederschlag betrug in den Messjahren 828 mm, bei 174 Regentagen. Ab dem Jahre 2001 wurden Bodenlösungen mit Vakuumlysometern von 15, 30, 60, 90 und 120 cm gewonnen. In kumulierten Monatswasserproben wurden Konzentrationen von NH_4^+ , NO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} und pH gemessen. Der Verlauf der Basensättigungs-Tiefenprofile nach dem Stand von 1990 (Fig.1) deutet, dass in Wurzelraum aller Standorte des Nationalparkes die

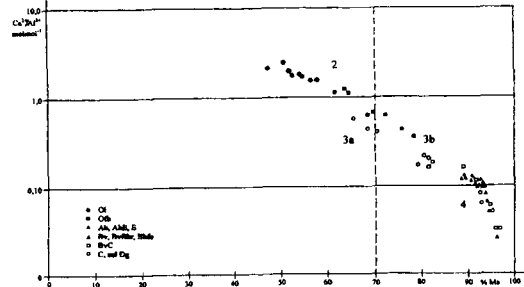
Fig. 1. Basensättigungs-Tiefenprofile in Böden der Waldstandorte des Nationalparkes



durchschnittliche Basensättigung nur 8,1 bis 11,0 % beträgt. In den untersuchten Gebirgswaldstandorten geht die Entbasung über den Wurzelraum hinaus tief in das quarzitische Ausgangsgestein (Fig. 1 – LG, LGz, LGM) mit Basensättigung 6 bis 8 % bei pH 3,5-4,4. Die Beziehungen zwischen Aziditätsgrad (Ma%) und dem molarem

Ca:Al Verhältniss (Fig.2) deuten auf eine hohe Säuresättigung aller Mineralbodenhorizonte mit über 50 bis nahezu 100% Al-Stress-Risiko für Waldökosysteme (Kowalkowski et al.2001). Zur näheren Erkennung des Säuredriffs der untersuchten Böden wurde in einwirkenden Regenwasser und Lysimeterbodenlösungen Dynamik der pH-Werte gemessen, und Alkalinitätswerte-ANC_{aq} berechnet.

Fig. 2. Beziehungen zwischen den molaren $\text{Ca}^{2+}/\text{Al}^{3+}$ -Verhältnissen und dem Ma% in Bodenhorizonten



Ergebnisse und Diskussion

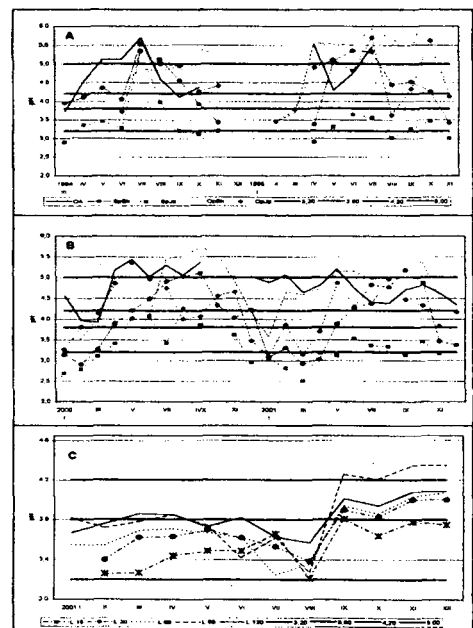
Niedrige pH-Werte des Regenwassers in Jahren 1994-2001 (Tab. 1) sind Indizes der rezenten Versauerung der Waldökosysteme des Świętokrzyski Nationalparkes, unter Teilnahme des versauernden Einflusses der Waldbestände,

Tab.1. Jährliche pH-Wert-Schwankungen im Regenwasser, der Kronentraufe und Stammabfluss in Świętokrzyski Nationalpark

Jahre	Regenwasser	Kronentraufe		Stammabfluss	
		Tannen-Buchen	Buchen	Tannen	Buchen
1994	3,72-5,72	3,72-5,35	4,44-5,40	2,90-5,35	3,43-5,55
1995	3,86-5,53	3,46-5,70	3,46-5,70	2,91-3,56	3,38-5,33
2000	3,92-5,46	3,27-5,36	3,27-5,73	2,69-4,26	2,91-5,11
2001	4,38-5,20	3,11-4,97	3,58-5,36	2,51-3,57	2,93-5,18

besonders der Tanne. Im Jahresverlauf die tiefsten pH-Werte wurden in den Monaten VII-XI bis III-IV der kühlen Jahresperiode, meistens innerhalb der Al-, Al-Fe- und Fe-Pufferbereiche der Bodenlösung, festgestellt (Fig. 3A,B). In

Fig.3. Die pH-Dynamik in Regenwasser-OA, Kronentraufe-Buchen-OpBk, Tannen-Buchen-OpJd, Stammabfluss Buche-SpBk, Tanne-SpJd



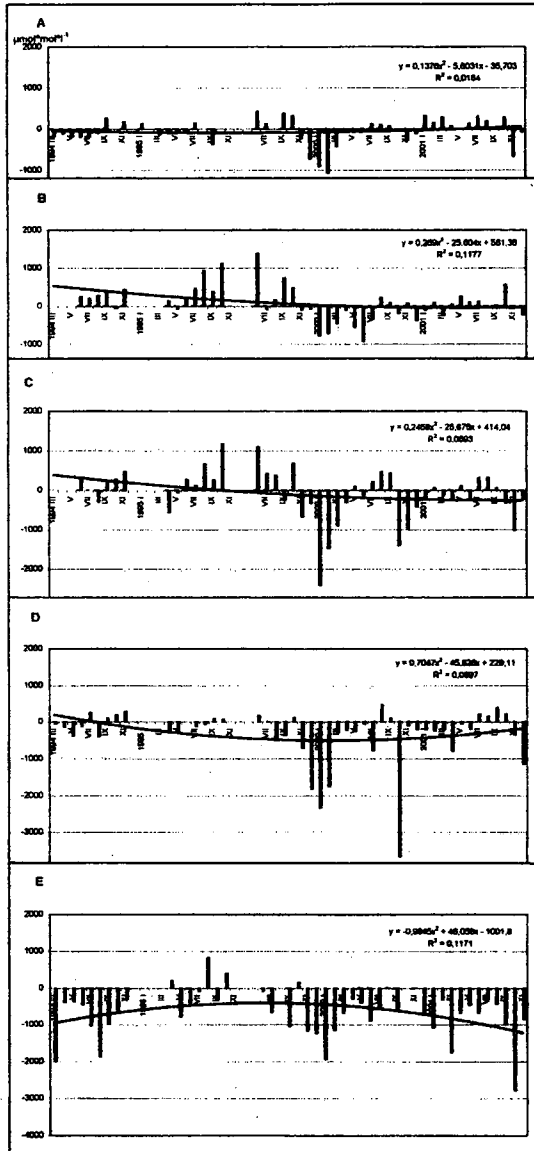
Bodenlösungen aus allen untersuchten Bodentiefen variierten die pH-Werte während des Jahres 2001 im engen Bereich von pH 3,22 bis 4,35 (Fig. 3C), waren also ständig im Al- und

¹ Monitoring Station der Świętokrzyska Akademia, Świętokrzyska Str. 15, PL 25-406 Kielce, e-mail:marjo@pu.kielce.pl

Al-Fe-Pufferbereich. Die Tiefsten pH-Werte der Bodenlösungen mit grössten Schwankungen konnten in Monaten VI bis VIII festgestellt werden. Beachtenswert ist, dass bis 130 cm Tiefe im Boden eine allgemeine Nivellierung des Bodenchemismus auf niedrigem Niveau sich eingestellt hat.

Der pH-Wert beschreibt nicht die in Lösung befindliche Säuremenge, sondern die Säurestärke. Für die Prognose der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit hat der pH-Wert im Bereich von pH 4,5 bis 6,5 nur geringe Aussagefähigkeit da geringe Änderungen der ANC_{aq} in diesem Bereich mit grossen pH-Änderungen verbunden sind. Allgemein als besser geeignet zur Charakterisierung des Säurestatus von oberirdischen Wässern wird die Alkalinität nach Reuss (1991) und Feger (1994) angesehen (Fig. 4,5).

Fig. 4. Alkalinitätsgrössen und -Trendlinien in Regenwasser-A, Kronentraufe Buche-B, Tannen-Buche-C, Stammabfluss Buche-D, Tanne-E



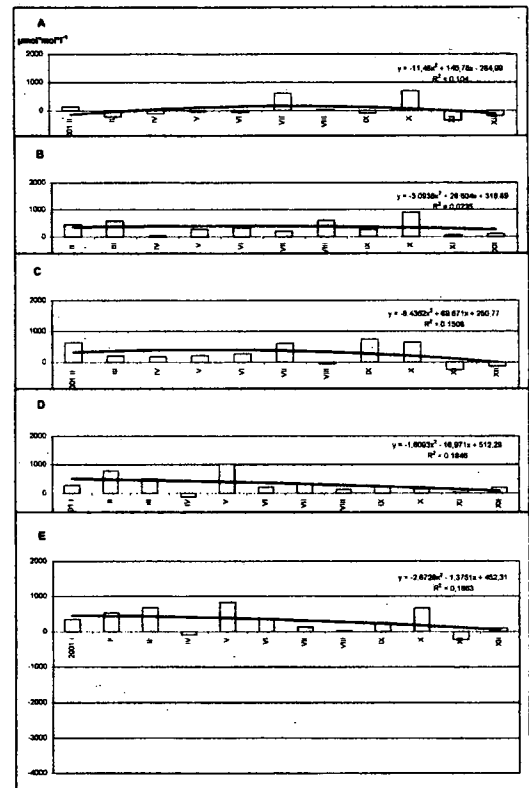
Aus dem Verlauf der Trendlinie der ANC_{aq} im Regenwasser (Fig. 4A) dicht unter dem Nullwert kann gefolgert werden, dass mit dem Regenwasser in den Kroneraum ein Überschuss Anionen starker Säuren (SO₄, NO₃, Cl), besonders in kalten Monaten eingetragen wird, die die Auslaugung der Kationen und Anionen aus den Baumkronen fördern. Eine Bestätigung finden wir in Verläufen der Trendlinien der ANC_{aq} der Kronentraufe unter Buchen- und besonders Tannen-Buchenbeständen, die eine Versauerungstendenz in der Zeitfolge 1994-2001 deutlich anzeigen (Fig. 4B,C). Im Stammabfluss, besonders der Tanne die ANC_{aq} ist weit <0, was Auslaugungsvorgänge hoher Konzentrationen nicht gepufferter Anionen starker Säuren (SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻) in Begleitung Säurebildender Mn²⁺- und Fe³⁺-Kationen bei deutlich gehobenen Konzentrationen der Basenkationen, eindeutig veranschaulicht. In

den Bodenlösungen dagegen, trotz ihrer niedrigen pH-Werte (Fig. 3) sind die ANC_{aq}- Werte positiv, in die Tiefe wachsend von 290,02 in 15 cm bis 531,41 µmol*µmol⁻¹ in 120 cm Tiefe. Bei noch geringer bis mässigen Belastung durch überschüssige NO₃ und besonders SO₄, wurden Bodenlösungen im Bodenmilieu in Basenkationen aus der Mineralverwitterung wesentlich angereichert (Tab.2).

Tab. 2. Mittlere jährliche ANC_{aq}- Werte µmol*µmol⁻¹ in Niederschlagswasser in Świętokrzyski Nationalpark

Jahre	Regenwasser	Kronentraufe		Stammabfluss	
		Tannen-Buchen	Buchen	Tannen	Buchen
1994	-77,20	417,49	320,39	10,66	-1399,45
1995	-99,15	523,12	59,76	-420,38	178,07
2000	-168,17	-184,12	-374,48	-1105,03	-519,58
2001	288,01	157,52	-6,35	-216,95	-1240,59

Fig.5. Alkalinitätsgrössen und -Trendlinien der Lysimeterbodenlösungen in 2001. A-15cm, B-30 cm, C-60 cm, D-90 cm, E-120 cm



Literatur

Feger K.H., 1994: Influence of soil development and management practices on freshwater acidification in Central European forest ecosystems. In: C. Steinberg, R.F. Wright (Eds.): Acidification of freshwater ecosystems. Implication for the future. Rep. 14, London: 68-82

Lorz C., 1999: Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge, Dissertation. UFZ-Bericht Nr 14/1999

Nilsson J., Grennfelt P., 1988: Critical loads for sulphur and nitrogen. Bd. 1988, 15 Kopenhagen, Nordic Council of Ministers

Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R., 2001: Pedogenic factors of acidification processes of waters in forest ecosystem of the Świętokrzyski National Park, In: M. Józwiak, A. Kowalkowski (Eds.), The integrated Monitoring of the Environment in Poland; Kielce: 253-270

Reuss J.O., 1991: The transfer of acidity from soils to surface waters. In: B. Ulrich, M.E. Summer (Eds.): Soil Acidity. Springer Verl. Berlin etc.: 203-217

Abschätzung des Mobilisierungspotentials von Sulfat und Metallen durch verschiedene Extraktionsmethoden in Böden eines sauren Einzugsgebiet im Westerzgebirge, SE-Deutschland

C. Lorz¹ & B. Schneider¹

Einführung

Die Einzugsgebiete der Hochlagen des Westerzgebirges werden im erheblichen Umfang zur Wasserversorgung des südsächsischen Raumes genutzt. In diesen Einzugsgebieten hat sich in den letzten 40 Jahren eine zunehmende Belastung des Oberflächenwassers durch Versauerungserscheinungen eingestellt (KEITEL 1995; LORZ 1999). In der Analyse aktueller Prozesse und Prognose der Entwicklung in den Einzugsgebieten spielt die Reaktion des Bodens auf weitere Säureinträge und Kompensationskalkungen sowie der Sulfat-Pool eine zentrale Rolle. Zielstellung des vorliegenden Beitrages ist es, (a) die seit Anfang der 80er Jahre in Durchführung befindlichen Kalkungsmaßnahmen sowie (b) einen weiteren Eintrag von Säuren ohne Kalkung für verschiedene Metalle zu simulieren und (c) die Bindungsstärken des im Boden gespeicherten Sulfats zu ermitteln. Die Untersuchungen wurden im Einzugsgebiet der Großen Pyra im oberen Westerzgebirge durchgeführt.

Methodik

Die Grundlage für die Auswahl der Beprobungspunkte bildeten die Karte der forstlichen Standorterkundung und eigene Catenen. Zur Auswahl kamen zwei typische terrestrische Profile (Podsole) aus periglazialen Fließberden sowie ein Übergangsmoor und ein Auenprofil.

Um das Mobilisierungspotential für Metalle und DOC zu ermitteln, wurde das pH_{stat}-Verfahren nach OBERMANN & CREMER (1992) bei pH 3 und pH 6 sowie Wasser-Batch-Versuche durchgeführt. Daneben wurden Zentrifugations- und Batch-Versuche als Teilschritt der sequentiellen Extraktion von Sulfat genutzt. Um das im Boden festgelegte Sulfat zu extrahieren, fand ein dreigestuftes Verfahren in Anlehnung an ALEWELL (1995) Anwendung (Tab. 1). Die effektive Kationenaustauschkapazität wurde nach TRÜBY & ALDINGER (1988) ermittelt.

Tab. 1: Sulfatextraktion aus der Bodenfestphase

Extraktionsstufe	Angenommene Bindungsform	Methode
Bodenlösung	gelöst	Zentrifugation
Wasserlöslich	reversibel	Batch
0,1 M NaHCO ₃ -löslich	schwer löslich	Batch

Ergebnisse

Die pH-Werte liegen im erwarteten Bereich von ≤ 5,0 (pH_{H2O}) bzw. ≥ 3,2 (pH_{0,01 m CaCl2}) im Oberboden und ≤ 4,6 bzw. ≥ 4,0 im Unterboden (Abb.2). Die Auflagen zeigen geringfügig höhere Werte aufgrund der Kompensationskalkungen. Die höheren pH-Werte im Unterboden lassen auf eine Rest-Pufferungskapazität schließen (Profil 29).

Die Austauscherbelegung (Abb. 1) fast aller Profile wird durch Aluminium dominiert, wie es für die sauren Böden des Erzgebirges charakteristisch ist (SLAF 1995). Nur in Profilen, die durch Kalkung oder durch Buchenlaubstreu beeinflusst werden, ist die Basensättigung in den Oberböden höher. Insgesamt sind die Basensättigungen im Untersuchungsgebiet niedrig und liegen im von THOMAS-LAUCKNER (1966) für den Raum mitgeteilten Bereich.

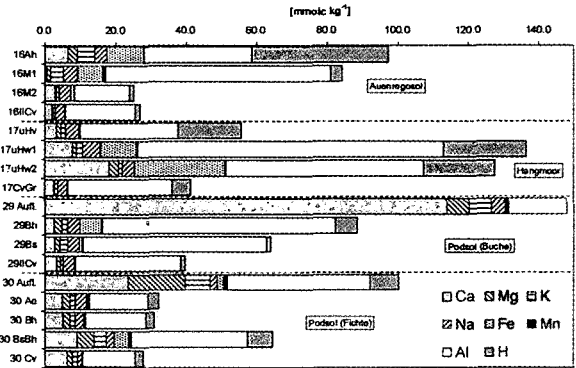


Abb. 1: Effektive Kationenaustauschkapazität

Die höchsten SNK/BNK (= Säure- bzw. Basenneutralisationskapazität) zeigen die organischen Auflagen in den terrestrischen Profilen (Abb. 2). Die BNK zeigt einen ausgeprägten Bezug zum DOC-Gehalt, besonders deutlich im Übergangsmoor (Profil 17). Im Unterboden der Podsole (Profile 29 u. 30) besteht eine SNK, die im Bs-Hor. aufgrund der vorhandenen Metalloxyde höher liegt als im Cv-Hor. In den Bh-Horizonten ist dagegen die BNK höher. Der mineralische Unterboden im Profil 17 ist kaolinitisch beeinflusst und besitzt damit primär eine geringere SNK. Auffallend sind die geringen SNK/BNK der M-Horizonte im Profil 16, die vermutlich auf präsedimentäre Versauerung zurückzuführen sind. Für die Profile 29 und 30 zeigt sich eine kalkungsbedingte hohe SNK in der Auflage.

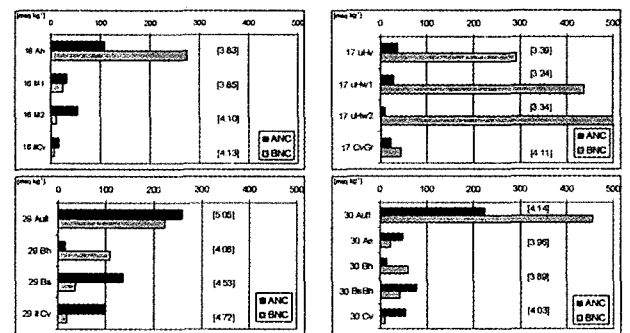


Abb. 2: Basen- und Säureneutralisationskapazität (in Klammern jeweils pH_{H2O})

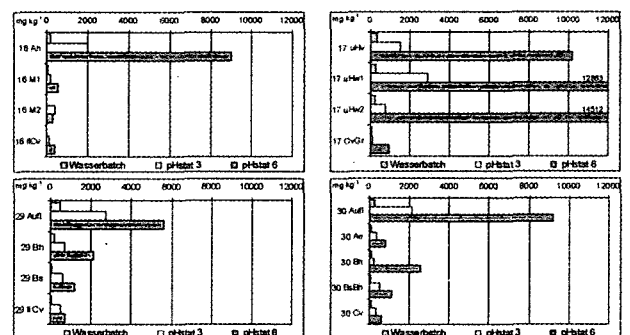


Abb. 3: Mobilisierungspotential für DOC

¹ Univ. Leipzig, Inst. f. Geographie, Johannisallee 19a, 04103 Leipzig

Die DOC-Gehalte zeigen ein typisches Bild, bei pH 6 beginnt die Lösung höher molekularer Verbindungen. Dies trifft besonders für die humusreicheren Horizonte zu. Bei weiterer Versauerung werden dagegen deutlich geringere Mengen freigesetzt.

Auffällig sind die sehr hohen pH-6-mobilisierbaren Ca-Gehalte, die im Zusammenhang mit der Bildung von Ca-Organ-Komplexen und hohen DOC-Mobilisierung zu sehen sind. Dies trifft sowohl auf die terrestrischen Auflagen als auch die Torfe (Profil 17) zu. Gleichzeitig ist jedoch eine stärkere Mobilisierbarkeit unter sauren Bedingungen zu beobachten, die vom aus der Kalkung stammenden Ca abhängt. Die ungleichen Größenordnungen zwischen Profil 29 und 30 sind auf unterschiedliche Kalkmengen und/oder auf die verschiedene Bestockung mit Buche bzw. Fichte zurückzuführen.

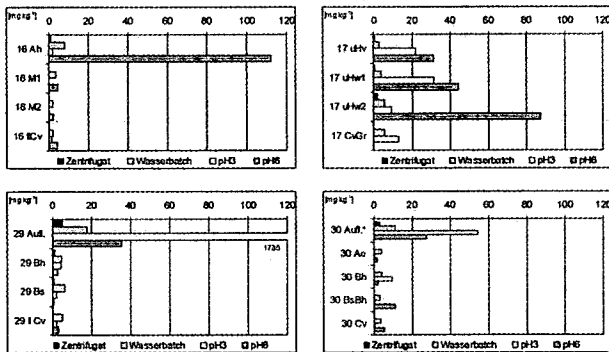


Abb. 4: Mobilisierungspotential für Kalzium

Für die Al-Mobilisierung fallen zunächst die geringe Gehalte in Profil 17 auf, die auf das weitgehende Fehl von mineralischen Komponenten im Torf und was in Vorüberprägung des CvGr-Horizontes begründet ist. Profil 16 wird zudem die primäre Vorversauerung Materials der M-Horizonte deutlich.

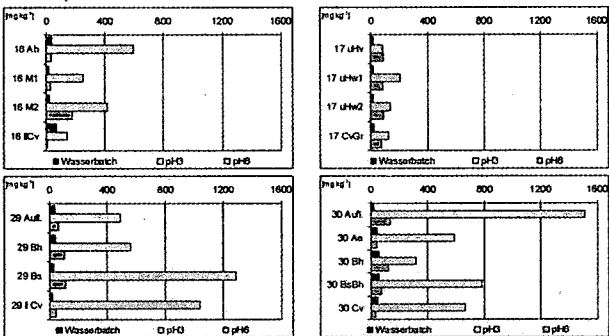


Abb. 5: Mobilisierungspotential für Aluminium

In den Podsolen (Profil 29 u. 30) ist dagegen die Grenze („Versauerungsfront“) zwischen pufferungsschwachen oberen Horizonten (bis Bh) und pufferungsstärkeren Unterboden (Bs und Cv) deutlich ausgeprägt. Diese Grenze liegt in einer Tiefe von 4-5 dm.

Schwefel liegt im Granit des Untersuchungsgebietes nur in Spuren vor. Es ist daher anzunehmen, daß das vorgefundene Sulfat aus atmosphärisch deponiertem Schwefel stammt (BÖTTCHER & HEINRICHS 1994; WESSELINK et al. 1994). Als interne Quelle im Untersuchungsgebiet muß mit lateralem Zufluß für Schwefel gerechnet werden (EVANS et al. 1997; LINDEMANN et al. 1995).

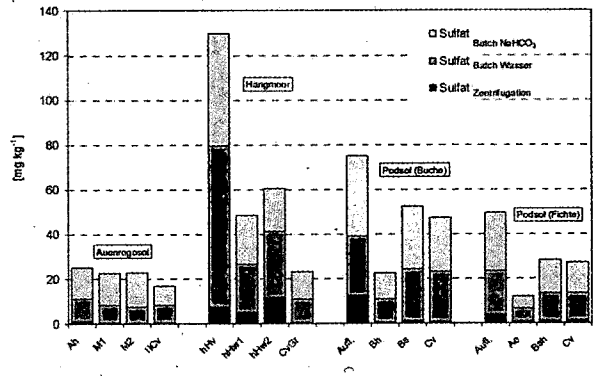


Abb. 6: Sulfatgehalte nach vereinfachter gestufter Extraktion

Bei ausschließlicher Betrachtung der Sulfatgehalte der Zentrifugate findet sich ein tiefenabhängiger Gradient, der eine erhöhte Verfügbarkeit besonders in den Auflagen und Mooren belegt. Ein deutlicher Tiefengradient läßt sich für die wasserlösliche, nachlieferbare Fraktion und die schwer nachlieferbare Fraktion (NaHCO_3 -löslich) nicht belegen. Vielmehr ist eine tiefe heterogene Durchdringung aller Profile durch SO_4^{2-} zu beobachten. In den meisten Profilen liegt nur ein geringer Anteil an Sulfat gelöst (Zentrifugation) vor. Dieser Anteil steigt besonders in den Oberböden und Mooren an, wenn die Gesamtgehalte hoch sind. Die hohen Gehalte in der wasserlöslichen und NaHCO_3 -löslichen Fraktion belegen, daß Unterböden und Moore als Sulfat-Senken fungieren. Ähnliche Beobachtungen machen auch VON WILPERT et al. (1997) und ALEWELL (1995). Die Retentionsmechanismen für Sulfat in terrestrischen Böden sind umstritten. So wird neben der Einbindung in organische Verbindungen (C-gebunden und Alkyl-Sulfate), vor allem die unspezifische und spezifische Adsorption an eine Austauschermatrix sowie die Ausfällung von Aluminium-Hydroxo-Sulfaten diskutiert (ALEWELL 1995: 129).

Schriftenverzeichnis

ALEWELL, C. (1995): Bayreuther Forum Ökologie, 19: 1-185; BÖTTCHER, G. & H. HEINRICHS (1994): In: MATSCHULLAT, J. & H. HEINRICHS & J. SCHNEIDER & B. ULRICH [Hrsg.]: Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität, 123-161; EVANS, H.E. & P.J. DILLON & L.A. MOLOT (1997): Hydrological Processes, 11: 765-782; KEITEL, M. (1995): Wasser & Boden, 10: 27-33; LINDEMANN, J. & S. PFEIFFER & R. HERRMANN (1995): Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 76: 349-352; LORZ, C. (1999): UFZ-Berichte, 14: 1-154; OBERMANN, P. & S. CREMER (1992): Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Landesamt für Wasser und Abfall, NRW, 6: 1-127; SLAF (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN) (1995): Umbau von immissionsgeschädigten Waldflächen der sächsischen Mittelgebirge zu naturnahen Bestockung unter besonderer Berücksichtigung der Buche, Abschlußbericht, 167 S.; SPOSITO, G. (1998): Bodenchemie, 230 S., Stuttgart (Enke); THOMAS-LAUCKNER, M. (1966): Wiss. Ztschr. Univ. Leipzig, 15: 729-751; TRÜBY, P. & E. ALDINGER (1989): Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 152: 301-306; WESSELINK, B. & J. MULDER & E. MATZNER (1994): In: WESSELINK, B.: Time Trends & Mechanismen of Soil Acidification, 53-78; WILPERT V., K. & M. KOHLER & D. ZIRLEWAGEN & E.E. HILDEBRAND (1997): Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges., 82: 289-300.

Bewertung der Nutzungsintensität von Wäldern aus der Sicht des Bodenschutzes

Stephan Raspe und Richard Heitz

1. Einleitung

Mit wieder zunehmender Bedeutung des nachwachsenden Rohstoffes Holz als "Biomasse" oder Energieträger wird verstärkt die Frage nach dem Nutzungspotenzial schwächer dimensionierten Holzes oder auch Astmaterials aus dem Kronenbereich von Fichtenbeständen gestellt. Dabei muss ein verantwortungsbewusstes waldbauliches Handeln neben der Nachhaltigkeit der Holzproduktion auch die Bodenfunktionen und ein nachhaltiges Nährstoffmanagement sichern. Hierzu müssen neben den Nährstoff- bzw. Schadstoffeinträgen aus der Luft auch die Nährstoffzüge mit der Holzernte berücksichtigt werden.

Während des Wachstums der Waldbäume kommt es zu einer Überschussaufnahme "basischer" Kationen. Mit der Holzernte wird ein Teil dieser basischen Kationen aus den Waldökosystemen entfernt. Dadurch werden den Böden einerseits wichtige Nährstoffe entzogen. Andererseits trägt dieser Basenexport zur langfristigen Bodenversauerung mit bei.

Um die Nährstoffexporte bei verschiedenen Nutzungsvarianten abschätzen zu können, wurden an 2 Fichtenstandorten in Bayern die oberirdischen Biomasse- und Elementvorräte ausführlich untersucht. Dabei wurde der Kronenbereich detaillierter als in bisher vorliegenden Untersuchungen erfasst, um möglichst viele Nutzungsvarianten einbeziehen zu können. Zusätzliche Messreihen zu den Stoffflüssen und den Nährstoffvorräten im Boden werden einbezogen, um die Bedeutung dieser Nährstoffexporte für den Stoffhaushalt der untersuchten Ökosysteme aufzeigen zu können.

2. Material und Methoden

Um den Stoffhaushalt von Waldökosystemen zu beurteilen, sind sowohl Vorratsinventuren von Biomasse und Böden als auch Stoffflussmessungen (Einträge, Austräge, Umsätze) durchzuführen. Hierzu bieten die bayerischen Waldklimastationen (WKS) eine geeignete Grundlage, da in diesem dem europäischen Level II Programm angegliedertem Messnetz die Stoffeinträge, -austräge sowie -umsätze an 22 Stationen in allen Waldtypen Bayerns kontinuierlich gemessen werden. An den beiden Fichtenstandorten Ebersberg und Flossenbürg wurden zusätzlich ergänzende Inventuren der oberirdischen Biomasse- und Elementvorräte durchgeführt (Projekt ST 74 der Bayer. Staatsforstverwaltung). Eine ausführliche Beschreibung der Methodik der Biomasseinventuren erfolgt in Kürze in einem LWF-Materialienband. Einzelheiten sind außerdem SCHWARZMEIER (2000) zu entnehmen.

Aufgrund der sehr detaillierten Aufnahmen (quirlweise Kompartimentierung) konnten die Nährstoffentzüge bei unterschiedlichen Nutzungsvarianten berechnet werden. Der klassischen Holzernte (Stammholz ohne Rinde) wurde die heute i.d.R. übliche Nutzung des Stammholzes mit Rinde gegenübergestellt. Außerdem wurden die Nährstoffentzüge bei Vollbaumnutzung (Holz + Rinde + Reisig), wie sie zunehmend bei der Energieholzgewinnung angewendet wird, berechnet. Für die Vollbaumnutzung wurde

zwischen den Varianten mit und ohne Nadeln unterschieden. Bei allen 4 Nutzungsvarianten wurden darüber hinaus die Nährstoffentzüge bei verschiedenen Abzopfungsdurchmessern (ohne Zopf, 8 cm, 10 cm, 15 cm) berechnet. Dabei wurde davon ausgegangen, dass sämtliches Kronenmaterial oberhalb des Zopfes im Bestand verbleibt und das Material unterhalb des Zopfdurchmessers entsprechend der jeweiligen Nutzungsvariante mit der Ernte entzogen wird.

3. Ergebnisse und Diskussion

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse ist Dietrich et al. (2002) zu entnehmen. Die Biomasse- und Elementvorräten sind unterschiedlich auf die Baumkompartimente verteilt. Während die Biomasse zu über 80 % vom Stamm gebildet wird, sind die Elementvorräte überproportional in der Krone festgelegt. Dies hat erheblichen Einfluss auf die Nährstoffentzüge bei den verschiedenen Nutzungsvarianten.

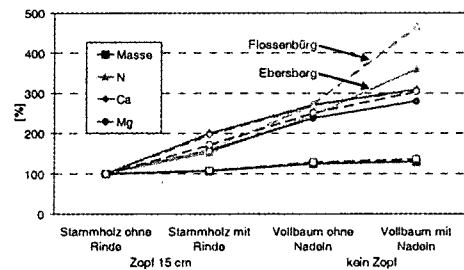


Abb. 1: Ernteentzüge bei unterschiedlicher Nutzung relativ zur klassischen Stammholznutzung ohne Rinde und Abzopfungsdurchmesser 15 cm (= 100 %) an den WKS Ebersberg und Flossenbürg (gestrichelte Linien).

Aus Abb. 1 geht hervor, dass mit zunehmender Nutzungsintensität die Nährstoffentzüge überproportional ansteigen, während die zusätzlich geerntete Biomasse nur unwesentlich größer wird. Bereits bei der Einbeziehung der Rinde in die Stammholznutzung verdoppelt sich der Ca-Entzug gegenüber der klassischen Stammholznutzung ohne Rinde. Bei der Vollbaumernte mit Nadeln liegen dann die Ca- und Mg-Entzüge bei 300 und die N-Entzüge sogar bei über 400 %. Dagegen liegt der zusätzliche Biomassegewinn durch eine Intensivierung der Holzernte nur bei maximal 30 %.

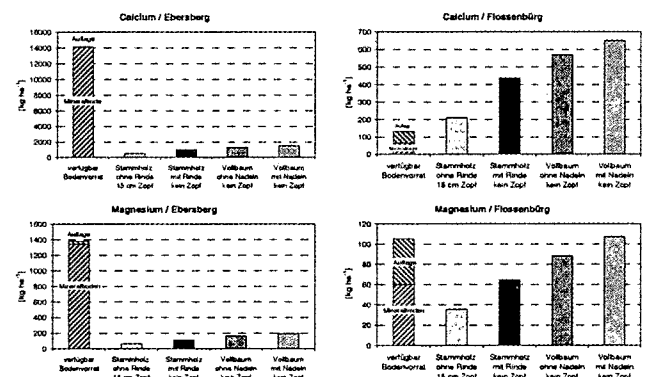


Abb. 2: Gegenüberstellung von verfügbaren Elementvorräten (N = gesamt, Ca und Mg = austauschbar) im durchwurzelten Boden und Nährstoffentzügen durch verschiedene Nutzungsvarianten an den WKS Ebersberg und Flossenbürg.

In Abb. 2 sind die Nährstoffentzüge bei unterschiedlichen Nutzungsvarianten den verfügbaren Elementvorräten im Boden an beiden Standorten gegenübergestellt. In Flossenbürg erreichen die Mg- und vor allem die Ca-Entzüge bei höherer Nutzungsintensität die Größenordnung der aktuell vorhandenen Bodenvorräte. Bereits bei einer Mitnutzung der Rinde übersteigen die Ca-Entzüge die auf diesem sauren Standort zur Zeit im Boden verfügbaren Ca-Vorräte um das mehr als das Doppelte. Aufgrund des carbonatischen Ausgangsmaterials sind dagegen die Ca- und Mg-Vorräte in Ebersberg so hoch, dass die nutzungsbedingten Entzüge demgegenüber vernachlässigt werden können. In Abb. 3 sind die Nährelementbilanzen der WKS Flossenbürg dargestellt. Aufgrund der hohen sulfatgetriebenen Mg-Austräge mit dem Sickerwasser ist die Mg-Bilanz an diesem Standort bereits ohne jeden Mg-Entzug durch die Holznutzung leicht negativ ($0,07 \text{ keq ka}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Für Ca ergibt sich nur aufgrund der an diesem Standort außerordentlich hohen Ca-Einträge eine positive Bilanz. Die berechneten Ca-Nachlieferungsraten aus der Verwitterung sind dagegen auf dem Gneisstandort sehr gering. Auch bei Einbeziehung der Holznutzung bleiben die K- und Ca-Bilanzen positiv. Vor allem für Ca ist mit zunehmender Nutzungsintensität jedoch ein deutlicher Rückgang des Überschusses festzustellen. Auch die bereits ohne Nutzung negative Mg-Bilanz verschlechtert sich mit zunehmender Nutzungsintensität weiter. Langfristig ist somit bei einer intensiven Nutzung mit einer drastischen Verarmung des Standorts an basischen Kationen zu rechnen. Nährstoffmängel, insbesondere Mg-Mangel, ist nach wenigen Waldgenerationen daher als Folge nicht auszuschließen.

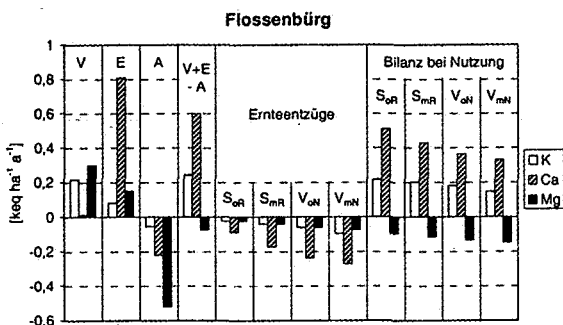


Abb. 3: Abschätzung der Nährelementbilanzen (V = Verwitterung; E = Einträge; A = Austräge) mit und ohne Nährstoffentzügen durch verschiedene Nutzungsvarianten (S_{OR} = Stammholz ohne Rinde 15 cm Zopf, S_{mR} = Stammholz mit Rinde kein Zopf, V_{0N} = Vollbaum ohne Nadeln kein Zopf, V_{mN} = Vollbaum mit Nadeln kein Zopf) an der WKS Flossenbürg.

In Abb. 4 ist die Säurebelastung durch die verschiedenen Nutzungsvarianten der aktuellen Belastung durch atmogene Deposition an den beiden Standorten gegenübergestellt. In Ebersberg steigt die nutzungsbedingte Säurebelastung von $0,3 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei der klassischen Stammholznutzung auf $0,8 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei Vollbaumnutzung mit Nadeln an. Die Säurebelastung durch eine Vollbaumnutzung ist damit etwa halb so hoch wie die Einträge durch versauernd wirkende Deposition zusammen. Allerdings sind die Pufferkapazitäten auf dem carbonatischen Standort sehr hoch (vgl. Abb. 2), so dass hier keine akute Versauerungsgefahr besteht. Die Säurebelastung in Flossenbürg wird dagegen eindeutig durch die atmogene Deposition geprägt. Die Säurebelastung durch die Nutzung beträgt hier maximal

ca. $0,3 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dennoch ist sie bei dieser intensiven Nutzungsvariante gegenüber der klassischen Stammholznutzung ohne Rinde um das dreifache erhöht und stellt auf diesem silikatischen Standort einen weiteren Belastungsfaktor dar, der bei zurückgehender Deposition wieder an Bedeutung gewinnen wird.

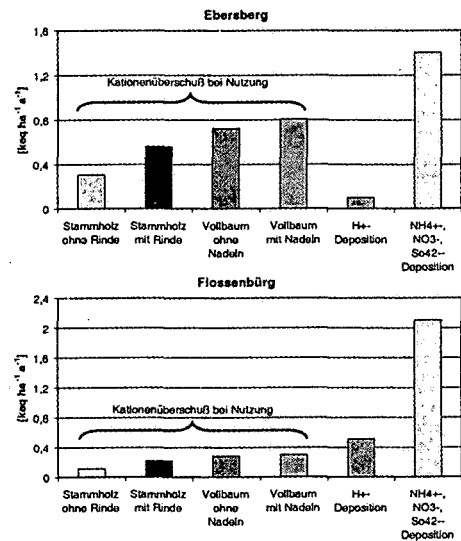


Abb. 4: Vergleich der Säurebelastung durch die Nutzung (Kationenüberschuss) und durch die Deposition (H^+ - bzw. NH_4^+ , NO_3^- - und SO_4^{2-}) an den WKS Ebersberg und Flossenbürg.

4. Schlussfolgerungen

Aufgrund der Ungleichverteilung von Nährelement- und Biomassevorräten in verschiedenen Baumkompartimenten steigen die Nährstoffexporte mit zunehmender Nutzungsintensität rasch an. Auf armen Standorten mit vergleichsweise hoher Depositionsbelastung sollte daher der Nährstoffexport durch die Nutzung minimiert werden oder es müssen entsprechende kompensatorische Maßnahmen (Düngung oder Kalkung) durchgeführt werden. Bei geringerer Deposition sind die Freiheitsgrade für die Nutzung größer. Auch hier gilt aus Bodenschutzgründen (Schutz vor Säure) aber, dass im Sinne einer nachhaltigen Nutzung der exportierte Kationenüberschuss die Summe aus Verwitterung und langfristiger Deposition von Basen nicht übersteigen darf.

5. Literatur

Dietrich, H.-P.; Raspe, S.; Schwarzmeier, M.; Ilg, S. (2002): Biomasse- und Nährstoffinventuren zur Ermittlung von Ernteentzügen an drei bayerischen Fichtenstandorten. In: Dietrich, H.-P.; Raspe, S.; Preuhsler, T. (Hrsg.): Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen - Seminar der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Forstliche Forschungsberichte 186, München, 59-72.

Feger, K.H.; Raspe, S.; Schmid, M.; Zöttl, H.W. (1991): Verteilung der Elementvorräte in einem schlechtwüchsigen 100jährigen Fichtenbestand auf Buntsandstein. Forstw. Cbl. 110, 248-262.

Münch, D.; Feger, K.H.; Zöttl, H.W. (1990): Nadelvergilbung, Elementverteilung und Wachstum von Fichten eines Hochlagenstandortes im Südschwarzwald. Allg. Forst- u. Jagdz. 161, 210-217.

Schwarzmeier, M. (2000): Erhebung der oberirdischen Biomasse von Fichtenbeständen auf den Waldklimastationen Ebersberg und Flossenbürg. Diplomarbeit (unveröffentlicht) Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Forstwirtschaft, 154 S.

Multifunktionalität des Humus in Wäldern

Andrea Ruf¹ und Anja Gericke

Sowohl die Menge als auch die Qualität und die Verteilung der organischen Substanz in einem Waldboden sind einerseits Produkte komplexer ökosystemarer Prozesse und prägen andererseits wesentlich die Umwelt der Lebensgemeinschaft. Um dieser Komplexität und divergierenden Ansprüchen, die von aussen an Wälder gestellt werden (z.B. als CO₂-Senke und Standort für nachwachsende Rohstoffe) gerecht zu werden, wählten wir einen differenzierenden Ansatz. Humus wird in seiner Funktion als Lebensraum für Organismen, als Nährstoffspeicher und als Ort des Nährstoffrecyclings untersucht. Humus wird hierbei als diejenige Schicht in der Horizontabfolge von Waldböden gesehen, in der die höchste biologische Aktivität stattfindet. Diese Schicht wurde nach dem Maximum der Feinwurzelmasse der Bäume bestimmt. Das Ziel ist, Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Funktionen und Standortparametern herzustellen.

Standorte

Es wurden sechs Laubwälder in Nordwest-Niedersachsen untersucht, die sich vor allem durch die Standortfaktoren Nährstoffgehalt und Wasserhaushalt (beide nach der forstlichen Standortkartierung, Otto 1989) unterscheiden (Tab.1). Die Vegetation an allen Standorten entspricht weitgehend der potentiell natürlichen. Die Probenahme fand im April und Mai 2001 statt, pro Standort wurden sechs Parallelen untersucht. Der aerobe Brutversuch zur Ermittlung der Netto-N-Mineralisation wurde bei 23°C im Labor durchgeführt. Die Bodenmakrofauna wurde durch Handauslese an sechs 25x25 cm großen Stechrahmen-Proben erfasst, die Lumbriciden zusätzlich durch Extraktion mit Senflösung.

Die Böden sind als stark sauer (pH 4,9 bis 4,0), sehr stark sauer (pH 3,9 bis 3,0) und auch extrem sauer (pH < 3,0)

einzustufen. Die gemessenen Parameter sind Tabelle 2 zu entnehmen, alle wurden mit Standardmethoden bestimmt (Schinner 1993, Schlichting et al. 1995). Alle statistischen Auswertungen wurden mit SPSS für windows, Vers. 10.0 durchgeführt.

Tabelle 1: Untersuchte Standorte mit Angabe der Humsform.

Wasserhaushalt	Nährstoffversorgung		
	3 bis 4- (mäßig)		5 (gut)
	Schnitt- hilgenloh	Reiherholz	Hasbruch
frisch	Mullmoder	Of-Mull	Of-Mull
naß	Mullmoder	Rohhumus- artiger Moder	Of-Mull

Ergebnisse

Mit Hilfe einer Hauptkomponenten-Analyse werden die gemessenen Parametern den drei unterschiedenen Funktionen zugewiesen. Jeweils zwei Komponenten können gemeinsam einer Funktion zugeordnet werden. Die höchsten Ladungen auf die Komponenten weisen die Parameter der Speicherfunktion auf, gefolgt von denen der Recyclingfunktion. Die geringsten Werte ergeben sich für Parameter der Lebensraumfunktion.

Die Speicherfunktion (Vorrat) des Humus wird unter Berücksichtigung des Inputs über das Laub anhand der Ca-, Mg-, P-, N-Gehalte und der Gehalte an organischer Substanz untersucht. Die drei nassen Standorte weisen höhere Vorräte auf als die frischen. Nährstoffreiche Flächen neigen ebenfalls zu höheren Vorräten als nährstoffarme, wobei eine Ausnahme der Standort mit dem rohhumusartigem Moder (Reiherholz, nass) ist, er hat die größten Speicher. Eine Beziehung der Speicherfunktion zum pH-Wert wird nicht deutlich.

Die Beurteilung der Recyclingfunktion erfolgt anhand der Laktat extrahierbaren Anteile von P, Ca und Mg, der Ammonium- und Nitratgehalte sowie der Parameter aus dem aeroben Brutversuch zur N-Mineralisation. Auch hier hat die Bodenfeuchte den größten Einfluß, der des Nährstoffgehaltes ist geringer (Tab. 2), der pH-Wert spielt keine Rolle.

Die Lebensraumfunktion für Makrofauna wird am deutlichsten von der Nährstoffversorgung und der Bodenfeuchte geprägt (Tab. 2). Hohe Siedlungsdichten treten

¹ University of Bremen, FB 2, UFT, Dep. 10, Post Box 330440, D-28334 Bremen, Germany,
Tel.: +49 (0)421 – 218 7681, Fax: +49 (0)421 – 218 7654, email: aruf@uni-bremen.de

bei ungünstigen C/N und C/P Verhältnissen auf, sie sind signifikant aber schwach mit dem pH-Wert korreliert.

Tabelle 2: P-Werte aus der Varianz-Analyse mit Nährstoffgehalt und Wasserhaushalt als Faktoren und allen Messwerten als Variablen. 1-9: Parameter für Speicherfunktion, 10-19: Parameter für Recyclingfunktion, 20-25: Parameter für Lebensraumfunktion.

	Parameter	Nährstoffgehalt	Wasserhaushalt
	pH-Wert	0.000	0.353
1	Org. Substanz [g/m ²]	0.025	0.024
2	Org. Substanz [%]	0.000	0.000
3	C-Gehalt [%]	0.000	0.000
4	N-Gehalt [%]	0.004	0.000
5	C/P-Verhältnis	0.000	0.000
6	C/N-Verhältnis	0.000	0.005
7	Ca [mg/g TS]	0.002	0.000
8	Mg [mg/g TS]	0.000	0.005
9	P [mg/g TS]	0.129	0.000
10	NO ₃ ⁻ [mg/g TS]	0.034	0.000
11	NH ₄ ⁺ [mg/g TS]	0.931	0.070
12	N _{min} -Gehalt [mg/g TS]	0.926	0.014
13	Anteil N _{min} an N [%]	0.465	0.445
14	NO ₃ ⁻ -Anteil an N _{min}	0.041	0.001
15	Netto N-Mineralisation	0.480	0.252
16	Nitrifikationsrate	0.006	0.000
17	P _L [mg/g TS]	0.128	0.001
18	Ca _L [mg/g TS]	0.000	0.000
19	Mg _L [mg/g TS]	0.000	0.003
20	Wurzelbiomasse [g TS]	0.123	0.166
21	Biomasse Makrofauna [g/m ²]	0.000	0.104
22	Biomasse Lumbricidae [g/m ²]	0.000	0.023
23	Lumbricidae [Ind./m ²]	0.000	0.029
24	Isopoda [Ind./m ²]	0.000	0.373
25	Makrofauna [Ind./m ²]	0.000	0.078

Wenige einzelne Parameter sind eng miteinander verknüpft. Relativ stark korreliert der pH-Wert mit dem Gehalt an organischer Substanz ($r=0,71$) und Lactat extrahierbarem Ca ($r=0,62$). Innerhalb der Parameter, die die Speicherfunktion beschreiben ist der N und C Gehalt ($r=0,93$), und das Verhältnis C/P und C/N ($r=0,87$) miteinander korreliert. Innerhalb der Parameter der Recyclingfunktion weisen N_{min} und NH₄ ($r=0,99$) und auch Ca_L und Mg_L ($r=0,77$) sehr enge Beziehungen auf.

Weiterhin sind einige Parameter der Speicher- mit einigen der Recycling-Funktion korreliert (P_L mit N, $r=0,91$; Nitrifizierungsrate mit C/P, $r=0,75$). Die Parameter der Lebensraumfunktion sind mit keinem anderen Parameter deutlich verknüpft ($r<0,6$).

Zusammenfassung

Drei wichtige Funktionen des Humus (Speicher, Recycling, Lebensraum) lassen sich durch Faktorenbündel beschreiben. Der pH-Wert ist nicht mit einer spezifischen Humusfunktion gekoppelt, er erlaubt keine Vorhersage über die Funktionserfüllung. Sowohl der Nährstoffstatus als auch der Wasserhaushalt eines Waldes sind prägend für alle drei unterschiedenen Funktionen, der Einfluss von Grund- bzw. Stauwasser muss als positiv für die Humusfunktionen gesehen werden. Weder die Humusform noch das C/N- oder C/P-Verhältnis geben ein Bild der Humusfunktionen wider. Auch die Humusform „rohumusartiger Moder“ liefert im Vergleich mit den Mullstandorten gute Resultate bei allen drei unterschiedenen Funktionen. Bei Abwesenheit tiefgrabender Regenwürmer sind andere Bodenorganismen vorzufinden.

In wie weit diese Ergebnisse verallgemeinerbar sind, oder ob sie eine typische Situation des NW-deutschen Flachlandes darstellen, muss diskutiert werden.

Literatur

- Otto, H.J., 1989: Langfristige, ökologische Waldbau- planung für die Niedersächsischen Landesforsten, Band 1: Das Niedersächsische Flachland. Aus dem Walde, 42: 442 S.
- Schinner, F., 1993: Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer Verlag Heidelberg, Berlin: 389 S.
- Schlichting, E., H.P. Blume & K. Stahr, 1995: Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte, Berlin: 295 S.

Bodenversauerung und Sanierungsmaßnahmen in Brandenburg

-Bewertung auf der Grundlage von Naturwäldern und forstlichen Versuchsflächen-

von

Björn Strohbach¹, Winfried Riek²

Einleitung

In die Wälder Brandenburgs wurden bis Ende der 80er Jahre große Mengen an Säuren und Basen in Form von Schwefelverbindungen und Flugaschen eingetragen. Aufgrund der ungünstigen Bestandesstrukturen (78,7 % Kiefernwälder) sowie der pufferschwachen Ausgangsgesteine der Bodenbildung (90 % der Landesfläche sind mit quartären Lockersedimenten bedeckt, wie Sande und Kiese) verstärkten die Fremdstoffeinträge die Versauerung der Waldböden in Brandenburg.

Im Rahmen des Waldumbaus (33 % der Kiefernwälder stocken auf laubholzfähigen Standorten) sind Kenntnisse zum Umfang der Waldbodenversauerung sowie zur Art, Zusammensetzung und Tiefenverteilung der säurebildenden Kationen in der Bodenfestphase und den Bodenlösungen erforderlich.

Anliegen des Beitrages ist eine Beurteilung von Maßnahmen zur Minderung fortschreitender Bodenversauerung, wie Bestockungswechsel, Düngung und Kalkung hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit im Rahmen eines wirksamen Bodenschutzmanagements.

Methodik

Zur Verfügung standen Untersuchungen der Nährelementgehalte von 400 Bodenproben aus Bodenprofilen, Naturwäldern und von forstlichen Versuchsflächen. Zusätzlich wurden Depositionsmessungen und Bodenlösungsuntersuchungen der Level II-Plots (1996 – 2000) ausgewertet.

Bei den Versuchsflächen handelt es sich um Kalkungs- und Düngungsversuche in Kiefernwäldern (Krauß et al. 1995; Bergmann et al. 2001). Die Versuche wurden in den 50er und 80er Jahren angelegt. Für die vorliegende Arbeit wurden 64 Parzellen (Parzellengröße 500 m²) ausgewertet. Geprüft wurde in den Versuchen die Wirkung gesteigerter Kalkgaben von 0,33 t bis 10 t sowie die kombinierte Wirkung von Kalkung und P-, K-, Mg – Düngung. Im vorliegenden Beitrag werden die Tiefenverteilung der Basen und pH – Werte mit und ohne Kalkung dargestellt.

Bodenversauerung in Brandenburg

Einleitend wird in Auswertung von ca. 400 Bodenanalysen aus Naturwäldern der aktuelle Stand der Bodenversauerung in Brandenburg untersucht. In Tabelle 1 sind pH (KCl) – Werte der Mineralböden im Vergleich

mit den Ergebnissen bundesweiter Untersuchungen (Wolf, Riek 1996) dargestellt.

Tab. 1: Vergleich der pH (KCl)-Werte (Schicht 0 -10 cm; BZE bundesweit, BB - Brandenburg)

	Perzentile										
	Min.	10	20	30	40	50	60	70	80	90	Max.
BZE	2,20	2,70	2,90	3,05	3,20	3,32	3,48	3,66	3,90	4,81	7,70
BB	2,78	3,05	3,17	3,27	3,38	3,48	3,59	3,68	4,01	4,35	6,29

Es wird deutlich, dass die Brandenburger Böden sich überwiegend im pH - Bereich zwischen 3,1 und 4,3 (Schicht 0 – 10 cm); bundesweit zwischen 2,7 und 4,8 befinden.

Die Ursachen für die aktuelle Versauerung der Oberböden in Brandenburg sind einerseits auf natürliche pedogene Prozesse zurückführbar und andererseits auf atmogene Säureeinträge bei verringerten Staubeinträgen. Durch die Stilllegung von Braunkohlekraftwerken und verbesserte Filtertechniken haben die basischen Flugascheeinträge in die Wälder deutlich an Bedeutung verloren.

Zur Kennzeichnung des Puffervermögens der Bodenfestphase wurden die wesentlichen Puffersubstanzen der Sandböden untersucht. Aufgrund der geringen Tongehalte der Sandböden spielt die Pufferung von Säuren durch Ton- oder Schluff nur eine geringe Rolle. Die Ake der untersuchten Böden nimmt mit steigendem Humusgehalt zu, wie in Abbildung 1 zu erkennen ist. Daraus folgt, dass der Humusgehalt maßgeblich zum Puffervermögen der Sandböden beiträgt.

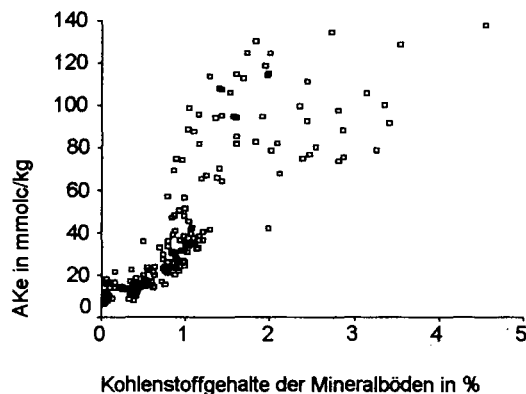


Abb. 1: Streudiagramm zur Darstellung des Zusammenhangs zwischen Kohlenstoffgehalt der Böden und AKE

Neben Fremdstoffeinträgen wird auch die Bestockungsstruktur Brandenburgs für die Versauerung der Böden verantwortlich gemacht. Nach Untersuchungen von Wittich (1953) ist über die „Basenpumpe“ der Bäume durch Waldumbau eine Verbesserung der Streuqualität erreichbar. Vergleichende Untersuchungen der Humusaufgaben von Nadelholz und Laubholzbeständen auf mäßig nährstoffhaltigen Sandböden (Abb. 2) zeigen günstige Wirkungen von Laubhölzern auf die Basengehalte der Streu.

Anhand der Boxplots wird trotz hoher Streuung eine tendenzielle Zunahme der V – Werte (Methode nach Kappen-Adrian) mit steigendem Laubholzanteil deutlich.

¹ Landesforstanstalt Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, D-16225 Eberswalde

² Landesforstanstalt und Fachhochschule Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, D-16225 Eberswalde

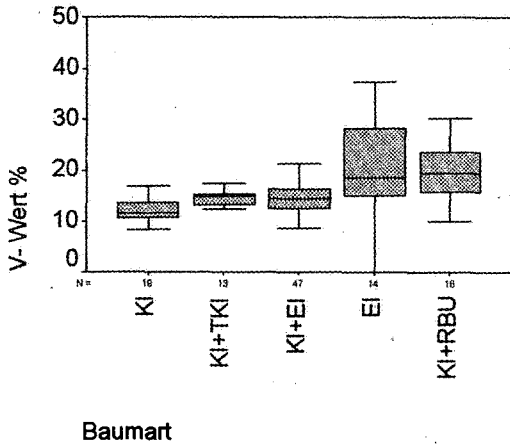


Abb. 2: Bestockungsstrukturen und V-Werte der Humusauflagen im Revier Saubucht (Strohbach 1997)

Mischbestände sind deshalb bereits günstiger zu beurteilen als Kiefernreinbestände. Besonders basenreiches organisches Material wird in Eichen- und Buchenbeständen nachgewiesen.

Die „Basenpumpe“ versagt auf weitgehend entbasten Standorten und in ehemaligen Fremdstoffeintragsgebieten mit stark veränderten bodenchemischen Eigenschaften. So sind die Oberböden in diesen Gebieten stark sauer.

In unbelasteten Kiefernwäldern werden Ca- Austräge von 10 – 18 kg/ ha*a gemessen. In ehemaligen Fremdstoffeintragsgebieten werden Ca – Austräge > 20 kg/ha*a ermittelt. In weitgehend entbasten, grundwasserabgesenkten Böden erfolgt dagegen eine Ca – Speicherung (Strohbach et al. 2001).

Bringen Kalkungen der sauren Sandböden den erhofften Effekt einer nachhaltigen Verbesserung der Basen/Säureverhältnisse?

Anhand des Kalksteigerungsversuches „Heegermühle“ wird eine geringe Tiefenverlagerung der Kalke bei Auswaschungsverlusten zwischen 77 und 88 % der Kalkdosis (Abb. 3) festgestellt.

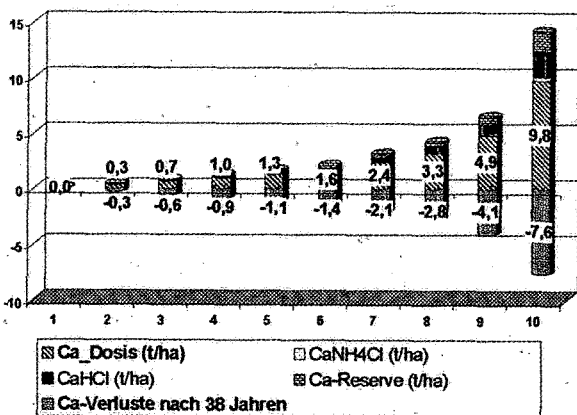


Abb. 3: Kalkdosis und -Vorräte von Sandböden im Versuch Heegermühle (38 Jahre nach der Kalkung)

Bei den verwendeten Kalkdüngern handelte es sich um grobkörnige, granuliert Hochofenschlacke mit einem Ca-Anteil von 32,5 % sowie um Kalkmergel aus Rüdersdorf mit einem Ca-Gehalt von 36,4 %.

Die Kalkauswaschungsverluste steigen exponentiell mit der Kalkdosis. Die pflanzenverfügbaren Ca-Vorräte (NH₄Cl - Extraktion) nehmen in Relation zu den ermittelten Austrägen (7,6 t/ha) nur geringfügig von 0,01 t Ca/ ha auf 0,36 t/ha (Humusaufgaben und Mineralböden 0 – 35 cm) zu.

Nach Krauß et al. (1995) sind die pH – Werte der Böden angestiegen, die Basensättigung der hochaufgekalkten Böden hat sich nach 38 Jahren wesentlich verbessert.

Schlussfolgerungen

Sehr hohe Kalkgaben zu den flächenhaft dominierenden Kiefern auf pleistozänen Sanden sind aufgrund der hohen Auswaschungsverluste ineffektiv und haben eine vergleichsweise geringe Nachhaltigkeit.

Anhand der Sickerwasseruntersuchungen (Strohbach et al. 2001) in ehemaligen Fremdstoffeintragsgebieten wird deutlich, dass Kalkungen zur Verbesserung der Bodensickerwasserqualität genutzt werden können.

Aufgrund der bisherigen Erfahrungen kann eingeschätzt werden, dass die Kalkung der nährstoffarmen Sandböden zu einem verbesserten Puffervermögen führt sowie eine erhöhte Nährstoffaufnahme der unterbauten Laubböden bewirkt.

Im Rahmen des Waldumbaus sind in der Vergangenheit Kalkungen in Brandenburg durchgeführt worden. Die Ergebnisse dieser praxisnahen Versuche sind noch auszuwerten.

Literatur

Bergmann, H.-J.; Heinsdorf, D.; Ott, M. (2001): Sauen 1994-ein gelungener Waldumbau. Schriftenreihe des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, Bd. XIII, 266S.

Krauß, H.H.; Strohbach, B.; Branse, C. (1995): Bodenuntersuchungsergebnisse eines Versuchs mit gesteigerten Gaben an Hochofenschlacke und Karbonatkalk auf einem mit Kiefern bestockten Sandboden mäßiger Trophie im nordostdeutschen Tiefland nach 38jähriger Beobachtungszeit. Forschungsbericht, Eberswalde, 85S.

Strohbach, B. (1997): Vergleich des Oberbodenzustandes zweier Berliner Stadtwaldreviere in Kiefern-, Eichen- und Buchenbeständen. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 31, 134-138

Strohbach, B.; Konopatzky, A. (2001): Bodenmorphologische und bodenchemische Klassifizierung der brandenburgischen Dauerbeobachtungsflächen. In: Forstliche Umweltkontrolle, Landesforstanstalt Eberswalde, S.132-161

Wolff, B.; Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 144S.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

der Sitzung AG Böden in Schleswig-Holstein und FB Landbau der FH Kiel

„Organische und mineralische Reststoffe in der Landwirtschaft –

Dünger und Abfälle?“

17.04.2002 in Rendsburg Osterrönfeld

Band 98

2002



Regionale Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern in Schleswig-Holstein – Möglichkeiten und Grenzen

M. W. Dahlhaus*, R. Horn, M., Filipinski,

Einleitung

In Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein erarbeitet der bodenkundliche Lehrstuhl des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde derzeit ein landeseigenes Stoffstrommanagementkonzept für Sekundärrohstoff-, Wirtschafts- und Mineraldünger. Ziel dieses Projektes ist es, das landwirtschaftliche Verwertungspotential der in Schleswig-Holstein jährlich anfallenden kommunalen Klärschlämme und Biokomposte (Bioabfall-, Grünabfallkomposte und Grünguthäcksel) sowie Ernterückstände und Wirtschaftsdünger aufzuzeigen und deren regionale Verwertung soweit möglich zu forcieren. Dabei gilt es abzuschätzen, wie groß die Stoffströme sind, die aus Sicht des Boden- und Gewässerschutzes sowie der landwirtschaftlichen Produktion im Kreislauf der bestehenden Agrarökosysteme geführt werden können, ohne diese zu belasten bzw. nachhaltig zu beeinträchtigen (FILIPINSKI & DAHLHAUS 2002).

Methodik

Die bedeutendste Einschränkung der Flächenverfügbarkeit für Sekundärrohstoffdünger ist aufgrund des Flächenbedarfs der Wirtschaftsdünger zu erwarten. Im Rahmen des Stoffstrommanagements wird der Flächenbedarf der Wirtschaftsdünger auf der Basis eines Nährstoffmodells ermittelt, das sich auf die Daten der Landwirtschaftszählung des Statistischen Landesamtes stützt. Unter Zugrundelegung praxisüblicher Umrechnungsfaktoren (Anhang 1A der Düngeverordnung) werden dabei für die Hauptnährstoffe N, P und K regional differenziert berechnet:

- das jährlichen Nährstoffaufkommen über Wirtschaftsdünger (inklusive Weidetage, bei N unter Berücksichtigung der zulässigen Lagerungs- und Ausbringungsverluste)
- die Nährstoffentzüge der auf dem Acker- und Grünland angebauten Kulturen (bei N unter Berücksichtigung der symbiontischen Fixierung durch Leguminosen)
- die Nährstoffgehalte der Ernterückstände.
- Diesen wird das Nährstoffaufkommen über Sekundärrohstoffdünger gegenübergestellt. Dabei zeigt sich, dass das Nährstoffaufkommen über Sekundärrohstoffdünger im Vergleich zum Nährstoffanfall über Wirtschaftsdünger ausgesprochen gering ausfällt (vgl. Tabelle 1).

Ergebnisse

Insgesamt können über Sekundärrohstoffdünger zusammen rund 10 % des Phosphatbedarfs des schleswig-holsteinischen Ackerlandes gedeckt werden.

Die Verwertungspotentiale für Sekundärrohstoffdünger fallen regional jedoch sehr unterschiedlich aus (vgl. Beitrag FILIPINSKI et al. 2002; in diesem Band). Aufgrund der prioritären Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern ergibt sich ein geringes Verwertungspotential für Sekundärrohstoffdünger in Futterbaugebieten (Vorgeest und Hohe Geest) sowie ein hohes bis sehr hohes Verwertungspotential in Marktfruchtbaugebieten (Östliches Hügelland).

Tabelle 1: Landesweites Nährstoffaufkommen über Klärschlamm, Bio- und Grünabfallkompost (jeweils auf das Ackerland bezogen) im Vergleich zum landesweiten Nährstoffaufkommen der Wirtschaftsdünger (zu gleichen Teilen auf Acker- und Grünland angerechnet) und dem mittlerem jährlichen Entzug an N, P₂O₅ und K₂O (in kg/ha) auf dem schleswig-holsteinischen Ackerland (nach Anrechnung der Ernterückstände).

Aufkommen über Düngemittel/ Entzug durch Pflanzen	N kg/ha	P ₂ O ₅ Kg/ha	K ₂ O kg/ha
Klärschlamm (Acker)	3	5	0,4
Bioabfallkompost (Acker)	1,3	1	0,9
Grünabfallkompost (Acker)	0,3	0,2	0,3
Sekundärrohstoffdünger Zusammen (Acker)	4,6	6,2	0,6
Wirtschaftsdünger (Acker- und Grünland)	63	37	113
Mittlerer Entzug (Acker)	131	63	119

Eine Auswertung der Qualitätsstatistiken des Klärschlammkatasters zeigt, dass die Schadstoffbelastung schleswig-holsteinischer Klärschlämme in den letzten Jahren (1993-2000) kontinuierlich zurückgegangen ist. Noch nie war die Qualität der landwirtschaftlich genutzten Klärschlämme so gut wie heute, dabei werden Grenzwerte der Klärschlamm- (Abklär) und Bioabfallverordnung (BioAbfV) in der Regel deutlich unterschritten. Nur sehr selten kam es in den letzten Jahren zu Grenzwertüberschreitungen bei einzelnen Schwermetallen oder organischen Verbindungen.

Entscheidend für eine objektive Beurteilung der Qualität von Sekundärrohstoffdüngern sind jedoch nicht deren Schadstoffgehalte (z.B. mg/kg TS), sondern die mit der Düngung pro Hektar und Jahr eingetragenen Schadstofffrachten (g/ha·a).

Tabelle 2 verdeutlicht die zu erwartenden mittleren Schwermetalleinträge durch verschiedene Phosphat-Düngemittel, bezogen auf den mittleren P₂O₅-Entzug von 63 kg/ha·a (vgl. Tab. 1) bei mittlerer Düngemittelqualität. Diesen werden die zulässigen Schwermetallfrachten (g/ha·a) für Sekundärrohstoffdünger gegenübergestellt. Auf eine Aufteilung des Nährstoffbedarfs auf verschiedene Düngemitteltypen wurde aus Gründen der Vereinfachung verzichtet, da anhand der notwendigen Aufwandmengen auch die Nährstoffpotentiale der einzelnen Düngemitteltypen deutlich werden.

* Dipl.-Geogr. M. W. Dahlhaus, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde Olshausenstraße 40, 24118 Kiel, www.uni-kiel.de/soils

Schleswig-Holsteinische Klärschlämme zeigen selbst unter Zugrundelegung strenger Maßstäbe, wie den schleswig-holsteinischen Referenzwerten für Klärschlamm, auffallend geringe Schadstoffbelastungen. Eine Ausnahme bildet landesweit das Element Kupfer, hier schöpfen die landesweiten Mittelwerte die gemäß der „Referenzwerte SH“ zulässigen Frachten bereits zu 99,7% aus. Dabei handelt es sich um Werte, die auch von Wirtschaftsdüngern in intensiven Schweinemastbetrieben erreicht werden. Darüber hinaus weisen Klärschlämme unter den betrachteten Düngern neben den Komposten die höchsten Hg-Frachten auf, diese liegen jedoch deutlich unter den streng limitierten Frachten der „Referenzwerte SH“ (DAHLHAUS et al 2002)

Bioabfall- und Grünabfallkomposten weisen insgesamt die größten Schwermetallfrachten auf. Obwohl die Frachten deutlich unter den zulässigen Frachten der BioAbfV liegen, fallen diese aufgrund der hohen Aufwandmengen zumeist höher aus als im Falle der Klärschlämme. Die abfallrechtlich max. zulässige Ausbringungsmenge für Komposte guter Qualität beträgt 30 Tonnen TS pro Hektar in drei Jahren (BioAbfV).

Mineralische Phosphatdünger zeigen insgesamt die niedrigsten Schwermetallfrachten. Hinsichtlich der humantoxikologisch besonders relevanten Cd-Frachten sind sie jedoch Klärschlämmen vergleichbar. Darüber hinaus können über Thomasphosphat Cr-Frachten eingetragen werden, die deutlich über den „Referenzwerten SH“ für Klärschlamm liegen und auch die maximal zulässigen Frachten der BioAbfV ausschöpfen.

Gülle und Festmist enthalten bei konventioneller Tierhaltung zum Teil ähnlich hohe Schwermetallgehalte wie Klärschlämme, dabei weisen Wirtschaftsdünger aus der Rinderhaltung die geringsten Frachten auf, während Schweinegülle und -festmist bezüglich ihrer Cu- und Zn-Frachten zum Teil sogar deutlich über den Sekundärrohstoffdüngern liegen und im Falle des Kupfers die max. zulässigen Frachten der BioAbfV deutlich überschreiten.

Schlussbetrachtung Eine regionale Verwertung von Klärschlämmen und Biokomposten ist machbar, im Prinzip sind genügend Flächenpotentiale vorhanden. Einschränkungen zeigen Landkreise mit einem hohen Anteil an Futterbaubetrieben (Steinburg; Schleswig-Flensburg; Nordfriesland; Segeberg) sowie die kreisfreien Städte und der Landkreis Pinneberg (Phosphatüberschuss aufgrund des hohen Bevölkerungsanteils). Das Substitutionspotential für Mineraldünger sollte jedoch nicht überbewertet werden, insgesamt können die im Lande anfallenden Sekundärrohstoffdünger zusammen ca. 10% des Phosphatbedarfs des Ackerlandes decken. Zukünftig sollten die für Sekundärrohstoffdünger zulässigen Schadstofffrachten deutlich gesenkt werden, dabei ist jedoch die Schadstoffbelastung aller in der Landwirtschaft eingesetzten Düngemittel kritisch zu hinterfragen. Eine einseitige „Verdammung“ der Sekundärrohstoffdünger ist aus Sicht des Bodenschutzes nicht zielführend.

Tabelle 2: Vergleich der Aufwandmengen (in t TS/ha) und der mittleren Schwermetalleinträge über unterschiedliche Phosphat-Düngemittel (g/ha·a) bei Deckung eines mittleren P₂O₅-Entzuges von 63 g/ha·a und mittlerer Düngemittelqualität. Bei gleichzeitiger Berücksichtigung der rechtlich max. zulässigen Schwermetallfrachten (g/ha·a) der Sekundärrohstoffdünger

Düngemittel und zulässige Maximalfracht t	Aufwandmenge (t TS/ha)	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
Mineraldünger								
Superphosphat	0,2	4	2,1	23	3	n.b.	6	47
Thomasphosphat	0,4	3	0,2	690	12	0,02	9	22
PK-Dünger	0,5	7	3,6	86	9	0,04	9	69
NPK-Dünger	0,6	9	2,2	26	7	0,03	6	67
Wirtschaftsdünger								
Rindergülle	3,2	24	0,9	23	141	0,2	19	855
Rinderfestmist	4,0	23	1,1	51	154	0,1	21	752
Schweinegülle	1,6	10	0,6	15	489	0,03	16	1.358
Schweinefestmist	1,9	9	0,6	19	838	0,1	18	1.989
Sekundärrohstoffdünger								
Klärschlamm	1,6	51	1,4	51	651	2,3	25	896
Bioabfallkomp.	7,1	540	3,4	120	304	0,96	61	1.187
Grünabfallkomp.	15,4	697	6,1	331	537	2,6	189	2.229
Zul. Maximalfracht:								
AbfKlärV	1,7	1.500	16,6	1.500	1.333	13,3	333	4.167
Referenzwerte SH	1,7	500	6,6	500	667	5	83	1.667
BioAbfV	10	1.000	10	700	700	7	350	3.000

Literatur:

Dahlhaus, M. W.; Horn, R.; Filipinski M. (2002): Art und Umfang der Düngung in Schleswig-Holstein. In: Forum „Deponie Acker?“. Akademie für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Im Internet: <http://umwelt.schleswig-holstein.de/>.

Dahlhaus, M. W.; Horn, R., Filipinski M., (2002): Flächen- und Nährstoffpotentiale für die landwirtschaftliche Verwertung von Biokomposten und Klärschlämmen. In: Tagungsband der 52. Hochschultagung der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

Filipinski, M. & Dahlhaus M. W. (2002): Entwicklung eines Stoffstrommanagements für Sekundärrohstoff-, Wirtschafts- und Mineraldünger auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen des Landes Schleswig-Holstein. In: Jahresbericht des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein.

Verwertungseinschränkungen für Sekundärrohstoffdünger in der Landwirtschaft

M. Filipinski ^{*)}, M. W. Dahlhaus, R. Horn

Problemstellung

Ziel des Stoffstrommanagements in Schleswig-Holstein ist es, bei gleichzeitiger Betrachtung des Gesamtaufkommens an Wirtschafts- und Mineraldünger anhand unterschiedlicher Modelle den Mindestflächenbedarf und das landwirtschaftliche Verwertungspotenzial der in Schleswig-Holstein jährlich anfallenden kommunalen Klärschlämme sowie Bio- und Grünabfallkomposte aufzuzeigen. Dabei gilt es abzuschätzen, wie groß die Stoffströme sind, die im Kreislauf der bestehenden Agrarökosysteme geführt werden können, ohne diese zu belasten bzw. nachhaltig zu beeinträchtigen (vgl. DAHLHAUS et al. 2002 in diesem Band).

Es ist zunächst zu klären, wie groß das Gesamtaufkommen und die stoffliche Qualität der anfallenden Sekundärrohstoffdünger ist, und ob in einer Verwertungsregion genügend Flächenpotenzial zur Verfügung steht. Hierbei sind die Ausschluss- bzw. Restriktionsflächen von besonderer Bedeutung

Ermittlung der Ausschluss- und Restriktionsflächen für die Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern

Aufgrund rechtlicher Regelungen wird die grundsätzliche Eignung zahlreicher landwirtschaftlicher Flächen zur stofflichen Verwertung der betrachteten Sekundärrohstoffdünger Klärschlamm, Bioabfallkompost und Grüngut eingeschränkt oder ausgeschlossen. Flächen besonderer Nutzung oder besonderer ökologischer Eigenschaften können damit für die Ausbringung von einem oder mehreren Sekundärrohstoffdüngern ausscheiden. Sie werden, sofern sie landwirtschaftlich genutzt sind, von den landwirtschaftlichen Flächen der zu bilanzierenden Gebietskörperschaft abgezogen.

Der Schwerpunkt der berücksichtigten Flächen liegt auf den rechtlich klar definierten *Ausschlussflächen* wie sie durch die Vorgaben der abfallrechtlichen Verordnungen AbfKlärV und BioAbfV vorgegeben sind. So dürfen gemäß § 4 AbfKlärV Klärschlämme z.B. auf folgenden Böden nicht ausgebracht werden: In den Zonen I und II von Wasserschutzgebieten, im 10 m breiten Uferstrandstreifen von Oberflächengewässern, auf forstwirtschaftlich genutzten Böden, auf Böden, die dem Anbau von Obst und Gemüse dienen, auf Dauergrünland sowie auf Böden die eine Grenzwertüberschreitung bezüglich der in § 4 AbfKlärV festgelegten Schadstoffgehalte aufweisen.

Für die Ausbringung von Biokomposten bestehen ebenfalls erhebliche Einschränkungen. So dürfen Bioabfallkomposte nach den Vorgaben der BioAbfV nicht auf Dauergrünland ausgebracht werden, da Bioabfälle aus der Biotonne nicht zu den in Anhang 1 Nr. 1 Spalte 3 der BioAbfV bezüglich einer Ausbringung auf Dauergrünlandflächen besonders gekennzeichneten Bioabfällen gehören. Ebenso ist eine Ausbringung von Biokomposten auf den Böden nicht zulässig, auf denen innerhalb des Dreijahreszeitraumes nach § 6 Abs. 1 BioAbfV bereits Klärschlamm ausgebracht wurde, oder auf den Böden, deren vorgeschriebene Untersuchung eine Überschreitung der in § 9 Absatz 2 BioAbfV festgelegten Schwermetallgehalte zeigen. In Wasserschutzgebieten oder auf Böden, die dem Anbau vom Obst und Gemüse dienen, ist eine Ausbringung von Bioabfallkomposten dagegen zulässig.

Neben diesen klar definierten Ausschlussflächen sind im Stoffstrommanagement auch *Restriktionsflächen* zu berücksichtigen. Darunter sind die Flächen zu verstehen, die eine stoffliche Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern ausschließen oder einschränken. Ausschlusskriterien können z.B. durch technische Regelwerke, Hinweise einzelner Fachplanungen, das Düngemittelrecht oder methodische Überlegungen gegeben sein. Diese Liste ist nicht abschließend. So fallen z.B. Naturschutzgebiete, die Flächen der Stiftung Naturschutz oder des Vertragsnaturschutzes ebenso unter die Restriktionsflächen, wie die Flächen des ökologischen Landbaus (s. Tabelle 1)

Tabelle 1: *Ausschluss- und Restriktionsflächen für die Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern (Klärschlamm, Bioabfall- und Grünabfallkomposte) auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Schleswig-Holstein*

Ausschluss- bzw. Restriktionsfläche für die Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern	Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche
Acker- und Grünlandflächen in Naturschutzgebieten	1,1
Flächen der Stiftung Naturschutz	1,4
Flächen des Vertragsnaturschutzes	0,9
Potentielle Fläche der 10-m-Gewässerrandstreifen	0,9
Zone I und II in Wasserschutzgebieten	0,2
Flächen des Ökolandbaus	1,5
Brache	1,7
Flächen des Gemüse- und Erdbeeranbaus	0,7
Flächen des Dauergrünlandes	40,4

Tabelle 1 stellt den landesweiten Umfang der Ausschluss- bzw. Restriktionsflächen für die Verwertung für Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft dar. Auf das Grünland entfallen die höchsten Anteile der 1.042.443 ha landwirtschaftlich genutzten Fläche.

**) Dr. M. Filipinski, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, mfilipin@lanu.landsh.de*

Weitere Verwertungseinschränkungen für Sekundärrohstoffdünger ergeben sich aus den Einschränkungen für Wirtschaftsdünger aufgrund § 3 Abs. 6 DüngeV, wonach Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft auf Böden, die sehr hoch mit Phosphat (Versorgungsstufe E) oder Kalium (Versorgungsstufe E) versorgt sind, nur bis in Höhe des Phosphat- oder Kaliumentzuges des Pflanzenbestandes ausgebracht werden dürfen. Es kann davon ausgegangen werden, dass auf die o.g. Flächen keine Sekundärrohstoffdünger ausgebracht werden. Ergebnisse der LUFA-ITL haben gezeigt, dass beim Phosphat ca. 1,8 % und beim Kalium ca. 5,2 % der zwischen 1987 und 1999 untersuchten Bodenproben auf die Versorgungsstufe entfielen (BOYSEN, 1999).

Bei Ermittlung der Verwertungseinschränkungen für Sekundärrohstoffdünger spielt der Nährstoffanfall über die Wirtschaftsdünger eine herausragende Rolle. Diese werden vorrangig auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgebracht und haben somit vor der Verwertung der Sekundärrohstoffe Priorität. Bei Kalium und Phosphat kann in viehstarken Regionen eine Einschränkung der Flächenverfügbarkeit derzeit nicht ausgeschlossen werden. Stickstoff ist dagegen als limitierende Faktoren der Sekundärrohstoffdüngerapplikation auszuschließen.

Auf der Grundlage des Stoffstrommodells errechnet sich für Schleswig-Holstein 1999 ein Nährstoffgesamtaufkommen aus Wirtschaftsdüngern von 875.230 dt N, 400.287 dt P₂O₅ und 1.192.638 dt K₂O. Verteilt man dieses zu gleichen Flächenanteilen auf Äcker und Grünländer, so ergibt sich unter Veranschlagung der gemäß § 3 Abs. 7 DüngeV zulässigen Höchstgaben von 170 kg N/ha Ackerland bzw. 210 kg N/ha Grünland ein Mindestflächenbedarf von 469.745 ha. Das entspricht etwa 46% der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche (GLF) Schleswig-Holsteins.

Hinzu kommen der Flächenbedarf für Wirtschaftsdünger und die Flächen die aufgrund mangelnder Akzeptanz nicht zur Verfügung stehen.

Durch die geplante Ausweisung weiterer Wasserschutzgebiete und die als politisches Ziel verfolgte Ausweitung des ökologischen Landbaus auf 10–20% der landwirtschaftlich genutzten Fläche würde sich jedoch auch hier eine erhebliche Verwertungseinschränkung für Sekundärrohstoffdünger ergeben.

Schlussbetrachtung

Bei Verwertung der gesamten in Schleswig-Holstein anfallenden kommunalen Klärschlämme ist bei dem zugrundegelegten Gesamtaufkommen von rund 75.000 t TS/ Jahr (Bezugsjahr 1997) von einem Mindestflächenbedarf von 44.910 ha Ackerfläche pro Jahr auszugehen, das entspricht ca. 7,4 % der gesamten Ackerfläche Schleswig-Holsteins. Insgesamt sind damit für eine vollständige flächenhafte Verwertung der Sekundärrohstoffdünger Klärschlamm und Biokompost jährlich mindestens 10% der gesamten Ackerfläche des Landes erforderlich. Diesen stehen im Landesmittel rund 509.000 ha potentieller Ausbringungsfläche für Klärschlämme (84 % der Ackerfläche des Landes) und rund 521.500 ha potentieller Ausbringungsfläche für Bioabfallkomposte (86 % der Ackerfläche des Landes) gegenüber. Regionale Betrachtungen zeigen jedoch, dass

in einigen Gebieten allein aufgrund der klar definierbaren Ausschlussflächen nicht genügend landwirtschaftliche Verwertungsflächen für die in der Region anfallenden Sekundärrohstoffdünger vorhanden sind.

Werden außerdem die Nährstofffrachten über die Wirtschaftsdünger berücksichtigt, scheiden Regionen mit hohem Anteil an **Futterbaubetrieben** (hohe Viehdichte) für die Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern aus, da der Phosphat- und Kaliumbedarf der angebauten Kulturen in der Regel über Wirtschaftsdünger gedeckt wird. Die Verwertung der Sekundärrohstoffdünger kann sich somit schwerpunktmäßig nur auf Regionen mit einem großen Flächenpotential viehlos wirtschaftender **Marktfruchtbetriebe** konzentrieren. Dieses ist vor allem im Naturraum des Östlichen Hügellandes und auf den fruchtbaren Kalkmarschen Nordfrieslands und Dithmarschens der Fall (vgl. Abbildung 1).

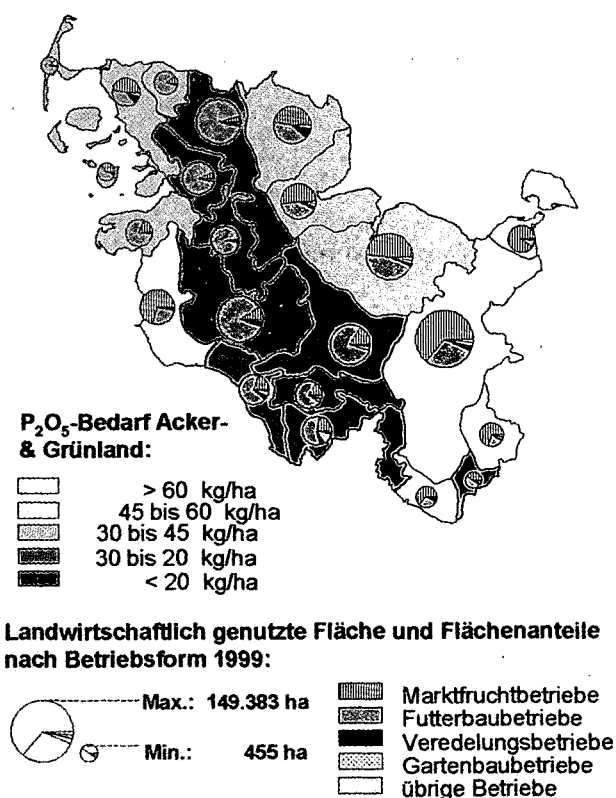


Abbildung 1: Phosphatbedarf auf dem schleswig-holsteinischen Acker- und Grünland nach Anrechnung der Wirtschaftsdünger und Ernterückstände (Bezugsgrundlage entzugsorientierte Düngung) und Betriebsstrukturen der Landwirtschaft in den Naturräumen 1999)

Verwendete Datengrundlagen

BOYSEN, P. (1999): Ergebnisse der Bodenuntersuchungen der LUFA-ITL zwischen 1987 und 1999 (unveröffentlicht), Kiel.

DAHLHAUS, M. & HORN, R. (2000): Entwicklung eines Stoffstrommanagements für Sekundärrohstoff-, Wirtschafts- und Mineraldünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen des Landes Schleswig-Holstein. Abschlussbericht des Jahres 2000. Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel (unveröffentlicht).

LUFA-ITL (1999): Bericht zur Datenerhebung bei den Kläranlagen Schleswig-Holsteins für die Erstellung des Abfallwirtschaftsteilplanes (AWP) Klärschlamm. Kiel (unveröffentlicht).

Flächenhafte Verwertung von mineralischen Abfällen und Bodenmaterialien auf und in Böden in Schleswig-Holstein – ein Verfahrensvorschlag

O. Hakemann⁺, M. Filipinski, M. Dahlhaus, R. Horn

Einleitung

Der Boden ist durch seine vielfältigen, zentralen, meist regulatorischen Funktionen unverzichtbare Lebensgrundlage für Menschen, Tiere und Pflanzen. Der sorgsame Umgang mit Böden als endlicher Ressource ist eines der übergeordneten Umweltziele.

Vorsorgender Bodenschutz bedeutet diesem Leitbild folgend die nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen. Bei Einwirkungen auf den Boden sollen Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen sowie Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte vermieden werden.

Dem Verwertungsgrundsatz des Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) folgend, ist zukünftig zu erwarten, dass mineralische Stoffe, die im gewerblich-industriellen Bereich als Abfälle anfallen, zunehmend einer flächenhaften Verwertung in und auf Böden zugeführt werden sollen. Nicht zuletzt hat die bodenbezogene Abfallverwertung – man denke z. B. an den Einsatz von Produktionsrückständen aus der Metallherzeugung (Thomasmehl) als Düngemittel in der Landwirtschaft – eine lange Tradition.

Bodenschutz und Abfallverwertung müssen unter Beachtung der guten landwirtschaftlichen Praxis verzahnt werden. Das Bundes-Bodenschutzgesetz (§ 6) in Verbindung mit der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV - § 12) soll durch Konkretisierung materieller Anforderungen zur flächenhaften Abfallverwertung nunmehr eine bisher bestehende Lücke im Umweltrecht füllen. Damit gerät der Bodenschutz unmittelbar in die rechtlichen und fachlichen Regelungsbereiche der Kreislaufwirtschaft und in das Zentrum eines Spannungsverhältnisses zwischen vorsorgendem Bodenschutz und möglichst hohen Verwertungsmassen im Sinne der Kreislaufwirtschaft.

Im Folgenden soll ein mögliches Verfahren für die flächenhafte Verwertung von mineralischen Abfällen und Bodenmaterialien auf landwirtschaftlich genutzten Böden in Schleswig-Holstein vorgestellt werden, wobei der Schwerpunkt auf der Beurteilung der Düngerwirkung von Reststoffen liegt (HAKEMANN 2001).

Abfälle wie Bauschutt und Straßenaufbruch, die zu > 95 % anderweitig zur Verwertung gelangen, sowie Abfälle geringen Aufkommens, wozu a) Elektroofenschlacken, b) Strahlmittel ohne schädliche Verunreinigungen aus der mechanischen Oberflächenbehandlung, c) Graphitabfälle/-reststoffe, -schlamm, sowie Graphitstaub aus der Metallherzeugung, d) Braunkohlenasche aus der Braunkohlenfeuerung und e) Glasschleifschlamm ohne schädliche Verunreinigungen aus der Veredelung von Glas gehören, wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht behandelt. Fragen bezüglich eluierbarer Schadstoffanteile in Abfällen waren ebenfalls nicht Gegenstand der Ausführungen.

Dieses Verwertungsverfahren wurde in Zusammenarbeit mit der Fachhochschule Osnabrück und dem Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel entwickelt und war Gegenstand einer Zielvereinbarung zwischen dem Ministerium

für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein und dem Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.

Anforderungen des Bodenschutzes an die flächenhafte Verwertung von mineralischen Abfällen und Bodenmaterialien

Nach § 12 Abs. 2 BBodSchV stützt sich die Möglichkeit flächenhafter Verwertungsmaßnahmen von Materialien auf die Eckpfeiler der

Unschädlichkeit und Nützlichkeit

Unschädlichkeit

Unschädlich ist eine Maßnahme dann, wenn die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung nicht hervorgerufen wird. Dazu müssen in der Regel die Vorsorgewerte nach Anhang 2 Nr. 4 BBodSchV eingehalten werden (Tabelle 1), womit die dauerhafte Multifunktionalität der Böden erhalten bleiben soll. Bei landwirtschaftlicher Folgenutzung sollen die Schwermetallgehalte in der entstandenen Bodenschicht aufgrund der stärkeren Schadstoffzufuhr durch diese Nutzung 70 % der Vorsorgewerte nicht überschreiten (§ 12 Abs. 4 BBodSchV).

Tabelle 1: Vorsorgewerte nach Anhang 2 Nr. 4 und zulässige Zusatzbelastung Anhang 2, Nr. 5 der BBodSchV

Parameter	Vorsorgewerte ⁺			Zusatzbelastung g/ha ¹ *a ¹
	Ton	Lehm/ Schluff	Sand	
Blei	100	70	40	400
Cadmium	1,5	1	0,4	6
Chrom	100	60	30	300
Kupfer	60	40	20	360
Nickel	70	50	15	100
Quecksilber	1	0,5	0,1	1,5
Zink	200	150	60	1200

+mg/kg Trockensubstanz

Die direkte Anwendung der Vorsorgewerte als Bewertungskriterium für Schadstoffhöchstgehalte von Abfällen könnte allerdings dazu führen, dass aufgrund des niedrigen Wertenniveaus möglicherweise kaum Abfälle der Verwertung zugeführt werden. Insofern wird grundsätzlich einer gegenüber diesen Absolutgehalten flexibleren Frachtenregelung, bei der die Schadstoffgehalte in Relation zur erforderlichen Ausbringungsmenge betrachtet werden, der Vorzug gegeben. Die BBodSchV gibt in Anhang 2, Nr. 5 sog. „zulässige Zusatzbelastungen“ (Tab. 1) vor, die bei der Festsetzung von jährlichen Frachtobergrenzen für Schadstoffe herangezogen werden (können), sofern die Vorsorgewerte eines Schadstoffes überschritten werden.

Die zulässige Zusatzbelastung gilt für alle Eintragspfade. Im Wesentlichen sind dies atmosphärische und bewirtschaftungsbedingte Einträge (UBA 2001). Der Anteil der atmosphärischen, ubiquitären Schwermetalldepositionen kann für Schleswig-Holstein, abgesehen von räumlichen Unterschieden, mit 50 % der zulässigen Zusatzbelastung angenommen werden. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass direkte Schwermetalleinträge langfristig nur dann tolerabel sind, wenn sie 50 % der zulässigen Zusatzbelastung nicht überschreiten.

Auf dieser Grundlage kann nun mit Hilfe einer Rechenformel die durch die Schadstoffe begrenzte maximale Ausbringungsmenge ermittelt werden. Dazu ist der 50 %-Wert der zulässigen Zusatzbelastung durch den Schadstoffgehalt des jeweiligen Abfalls nach folgender Formel zu dividieren:

$$\frac{50 \% \text{ der zul. Zusatzbelastung (g*ha}^{-1}\text{*a}^{-1})}{\text{Schadstoffgehalt des Abfalls (g/kg TS)}} = \text{max. Ausbringungsmasse (kg TS*ha}^{-1}\text{*a}^{-1})$$

Für das Beispiel Cadmium und Zyklonasche aus der Waldholzverbrennung bedeutet dies bei einem Höchstgehalt von 28 mg Cd/kg TS bzw. einem Niedrigstgehalt von 2 mg Cd/kg TS:

$$(3 \text{ g*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}) / (0,028 \text{ g/kg TS}) = 107 \text{ kg TS*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$$

$$(3 \text{ g*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}) / (0,002 \text{ g/kg TS}) = 1.500 \text{ kg TS*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$$

Die höchstens zulässige Ausbringungsmenge liegt damit je nach Schadstoffgehalt zwischen 107 und 1.500 kg TS*ha⁻¹*a⁻¹.

Nützlichkeit

Nützlich ist eine Maßnahme dann, wenn "mindestens eine der in § 2 Abs. 2 Nr. 1 und 3, Buchstabe b und c des BBodSchG genannten Bodenfunktionen..." (natürliche Funktionen und Nutzungsfunktionen als Fläche für Siedlung, Erholung, Land- und Forstwirtschaft) "...nachhaltig gesichert oder wiederhergestellt wird" (§ 12 Abs. 2 BBodSchV). Dies kann einerseits durch die Zufuhr von Nährstoffen zur Verbesserung etwa der landwirtschaftlichen Nutzungsfunktion, andererseits durch anderweitige, die bodenbiologischen, bodenchemischen und bodenphysikalischen Eigenschaften der Böden verbessernde Wirkungen erzielt werden.

In einem zweiten Schritt gilt es nun zu prüfen, ob mit der ermittelten schadstofflimitierten Ausbringungsmasse das Kriterium der Nützlichkeit zu erfüllen ist. Voraussetzung dafür ist, dass im Boden ein Bedarf an positiver Beeinflussung besteht, d. h. die Böden müssen sich verbessern lassen, ein messbarer Nutzen muss zu erwarten sein. Ist kein Bedarf vorhanden, wird die Ausbringung zur nicht zulässigen Beseitigung von Abfällen.

Der Nährstoffbedarf ist je nach Standort- und Anbaubedingungen letztlich im Einzelfall zu ermitteln, um die Anforderungen an die in der Düngeverordnung (DüV) niedergelegten "Grundsätze der guten fachlichen Praxis" zu erfüllen. Um aber eine Bewertung und Klassifikation der mineralischen Abfälle hinsichtlich ihrer Verwertungseignung vornehmen zu können, wurde ein in Schleswig-Holstein häufig anzutreffender Referenzstandort konstruiert:

Ein Lehmboden unter Ackernutzung im Bereich der Versorgungsstufen C für Phosphat (1999: 51,1 % der schweren Ackerböden), und B für Kalium und Magnesium (1999: 45,5 % der schweren Ackerböden für Kalium, 37,2 % für Magnesium), einem pH-Wert von 6,3 mit der Fruchtfolge Winterweizen - Winterweizen - Wintergerste in der Ertragsstufe 4 (100 dt/ha*a) hat nach Abzug der Nährstoffnachlieferung aus Ernteresten und ohne Einsatz

von Wirtschaftsdüngern den in Tabelle 2 dargestellten Nährstoffbedarf.

Eine Bewertung der wertgebenden Wirkungen durch Nährstoffe wird durch Multiplikation der schadstofflimitierten Ausbringungsmenge mit dem Nährstoffgehalt des jeweiligen Abfalls und anschließendem Vergleich mit dem Bedarf ermöglicht.

Tabelle 2: Nährstoffbedarf des Referenzstandortes nach LUFA-ITL (2000)

Nährstoff	angegeben als	Bedarf (kg*ha ⁻¹ *a ⁻¹)
Phosphor	P ₂ O ₅	60
Kalium	K ₂ O	100
Magnesium	MgO	65
Calcium	CaO	400*
Schwefel	S	20
Stickstoff	N	180
Bor	B	0,2
Mangan	Mn	10
Molybdän	Mo	0,2

(Erhaltungskalkung)

Zusammenfassende Betrachtung

Grundsätzlich ist eine flächenhafte Verwertung mineralischer Abfälle in und auf Böden nur zulässig, wenn

- sich Böden verbessern lassen (Bedarf),
- das Material geeignet ist (Schadlosigkeit, Nützlichkeit)
- und die Maßnahme fachgerecht ausgeführt wird.

Außerdem muss die Maßnahme transportökonomisch sinnvoll sein.

Die schadstoffseitige Bewertung gestaltet sich wie folgt:

- 1. Priorität: Einhaltung der Vorsorgewerte durch die Abfälle selbst oder
- 2. Priorität: Frachtenregelung über 50 % der zulässigen Zusatzbelastung nach Anhang 2 Nr. 5 BBodSchV.

Auf organische Schadstoffbelastungen ist dieses Schema aufgrund fehlender Vergleichswerte (noch) nicht anwendbar.

Die nährstoffseitige Beurteilung richtet sich nach der guten fachlichen Praxis. Es erfolgte eine Beurteilung auf Eignungsfähigkeit als Düngemittel auf Grundlage des Nährstoffbedarfs eines in Schleswig-Holstein häufig anzutreffenden Referenzstandortes in Verbindung mit den durch die Abfälle erreichbaren Nährstofffrachten.

Literatur

HAKEMANN, OLIVER (2001): Flächenhafte Verwertung von mineralischen Abfällen und Bodenmaterialien auf und in Böden in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit, Fachhochschule Osnabrück, Fachbereich Bodenwissenschaften, unveröffentlicht.

LUFA-ITL - Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt- Institut für Tiergesundheit und Lebensmittelqualität der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2000): Richtwerte für die Düngung, Ausgabe 2000, Kiel.

UBA - Umweltbundesamt (Hrsg.) (2001): Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landwirtschaftlich genutzte Böden, Berlin.

Komposte in der Landwirtschaft

Ergebnisse aus einem laufenden Projekt
Ulrich Herms¹

Pro Kopf und Jahr fallen (ohne Wirtschaftsdünger) in der BRD etwa 150 kg Grüngut, Bioabfall und andere, gut kompostierbare Stoffe an. Das Abfallwirtschafts- und Kreislaufgesetz sieht vor, dass diese spätestens ab 2005 zu verwerten sind, z.B. durch Kompostierung und Nutzung als Sekundärrohstoffdünger. Man rechnet mit jährlich über 5 Mio t TS Kompost, die überwiegend in den Ackerbau drängen werden.

Komposte werden im Gartenbau schon seit Alters her in häufig großen Aufwandmengen genutzt, und viele ihrer Wirkungen scheinen bekannt und belegt, z.B.

- kurz- und langfristige N-Wirkungen,
- allgemeine Düngerwirkungen,
- Anregungen des Bodenlebens mit der Folge
- phytosanitärer Effekte, insbesondere auf bodenbürtige pilzliche Schaderreger,
- steigende Humusgehalte mit Folgewirkungen für Wasser- und Lufthaushalt der Böden, aber u.U. auch
- Schadstoffprobleme.

Im Ackerbau wurden Komposte bisher kaum angewendet, und heutige gesetzliche Vorgaben erlauben nur geringere Aufwandmengen als im Gartenbau früher üblich.

Komposte gelten gemäß Düngeverordnung als Sekundärrohstoffdünger und dürfen nur genutzt werden, wenn für den jeweiligen Standort ein Nährstoffbedarf besteht. In viehstarken Gebieten herrscht wegen dort anfallender Wirtschaftsdünger meist nur geringer Nährstoffbedarf, so dass Komposte vor allem im Marktfruchtbau, d.h. in den traditionellen Ackerbaugebieten mit guten Böden und dort im konventionellen Landbau verwertet werden müssen. Gehalte einiger wichtiger Inhaltsstoffe von Komposten sind in Tab. 1 aufgeführt.

Tab. 1: Inhaltsstoffe von Bioabfallkomposten (TS)

	Bereich (%)	Mittelwert (%)	Fracht bei 10 t TS/ha (kg)
Org. Substanz	25-45	35	350 kg
N	0,8-1,7	1,2	120 kg
P ₂ O ₅	0,6-1,2	0,8	80 kg
K ₂ O	0,8-1,7	1,2	120 kg
MgO	0,2-0,7	0,4	40 kg
CaO	2-6	3	300 kg

Unter diesen Vorgaben wurden am Fachbereich Landbau seit 1995 Versuche angestellt, um die N-Wirkungen verschiedener Komposte unter landwirtschaftlichen Praxisbedingungen und unter Einhaltung der gesetzlichen Rahmenbedingungen zu erfassen. Die Untersuchungen wurden über mehrere Jahre am Standort Ostenfeld nahe Rendsburg (Parabraunerde, 48 Bodenpunkte, 1,9% C_{org}; Weizenmonokultur, Sorte Kraka) in zwei Versuchen mit Großparzellen (3*10m, jeweils vier Doppel-Wiederholungen, d.h. vier echte Wiederholungen mit jeweils 2 Parallel-Parzellen) durchgeführt, die beide - abgesehen von den Versuchsvariationen - unter praxisüblicher Bewirtschaftung standen:

- Ein Versuch (Ko57) war in der Art eines Stickstoffsteigerungsversuches (N-Stufen: 0 - 50 - 100 - 150 - 200 kg N) angelegt; zu jeder N-Stufe wurde eine Variante ohne und eine mit zusätzlicher Gabe von 10 t TS Grüngutkompost jährlich angelegt.
- Im anderen Versuch (Ko58) wurden drei verschiedene Komposte (Grüngutkompost, Bioabfallkompost, Mischkompost) in Aufwandmengen von 10 t TS und 20 t TS jährlich bei einem Gesamt-N-Niveau von 200 kg miteinander verglichen; die N-Wirkung der Komposte wurde nach Faustzahlen (s.u.) errechnet, über die Jahre aufsummiert und von der Mineral-N-Düngung abgezogen.

N-Wirkungen:

Als Faustzahl gilt, dass N aus Kompost im ersten Jahr zu 10-15%, im zweiten Jahr zu 5% und in den Folgejahren jeweils zu 3 % anzurechnen ist. Diese Faustzahlen sollten überprüft werden.

Im N-Steigerungsversuch Ko57 zeigte sich die übliche Wirkung mineralischer N-Dünger: die Weizenenerträge stiegen bis zur Höchstgabe von 200 kg N an (Tab. 1). Durch zusätzlichen Kompost nahmen die Erträge nur in der Nullvariante deutlich und signifikant zu. Mit steigenden N-Gaben tritt die Kompostwirkung stark zurück, und bei 150 und 200 kg N ist sie nicht mehr signifikant. Bei praxisüblichem Düngerniveau war also in den ersten vier Versuchsjahren keine gesicherte Ertragswirkung des Kompostes feststellbar.

Tab. 2: Erträge und relativer Ertragszuwachs durch Kompost bei unterschiedlichem N-Niveau (Ko57)

N-Niveau (kg/ha)	Ø-Erträge 1995-1998, ohne Kompost (dt/ha)	Ø-Ertragszunahme durch Kompost 1995-1998 (%)
0	38	+17 (+8 bis +25%)
50	46	+4 (+1 bis +8%)
100	65	+3 (0 bis + 5%)
150	76	+1 (-3 bis + 4%)
200	83	-1 (-3 bis +1%)

Aus den kompostbedingten Ertragszuwächsen lassen sich mit Hilfe der N-Steigerungskurve die kompostbürtigen, ertragswirksamen N-Mengen ableiten. Die N-Wirkungen schwankten innerhalb der vier bisher ausgewerteten Versuchsjahre; eine mit den Jahren zunehmende N-Wirkung - resultierend aus der "Aufsummierung" der Kompostgaben - war nicht feststellbar. Die Wirkung der Komposte ist nur in der N-Nullvariante groß und liegt sogar über den o.g. Faustzahlen. Bei steigendem N-Niveau (50-150 kg N) sinkt sie deutlich darunter, bei praxisähnlichem Düngerniveau (200 kg N) ist sie nicht mehr meßbar. Die Faustzahlen können also für die vorliegenden Bedingungen nicht angewendet werden; im Regelfall würde die N-Wirkung deutlich überschätzt.

Die Ergebnisse von Ko58 bestätigen dies: Dort wurde (bei einem Ziel von 200 kg N) die mineralische N-Düngung um die nach obigen Faustzahlen ermittelten N-Wirkungen der Komposte verringert. Es traten bei den Kompostvarianten Ertragsverringereungen ein, die umso höher ausfielen (bis zu 8 dt/ha), je mehr N die Komposte enthielten - je stärker also die mineralische N-Düngung reduziert wurde. Bei der hohen Kompostgabe von 20 t TS /Jahr waren die Ertragsverluste jeweils größer. Die N-

¹ Fachhochschule Kiel - Fachbereich Landbau, Am Kamp 11, 24783 Rendsburg-Osterrönhof

Wirkung der verschiedenen Komposte wurde offenbar auch hier überschätzt.

Die oft befürchteten, unkontrollierbaren N-Freisetzungen zur Unzeit und daraus folgende, unerwünschte Wirkungen für Pflanzenbau sowie Boden- und Grundwasserschutz wurden ebenfalls nicht beobachtet. Auch dabei wird die Wirkung der Komposte offenbar überschätzt.

Anregung des Bodenlebens:

Komposte können das Bodenleben anregen und dadurch schnellere Umsetzungen, beschleunigte Nährstoffnachlieferungen und durch Unterdrückung von bodenbürtigen pilzlichen Schaderregern auch phytosanitäre Effekte bewirken. Häufig wurden diese Wirkungen jedoch unter gartenbaulichen Bedingungen oder bei wesentlich höheren Aufwandmengen als in der Landwirtschaft zulässig beobachtet. In o.g. Versuche wurden deshalb Varianten eingestellt, um die Aktivitäten des Bodenlebens unter üblicher landwirtschaftlicher Praxis bei zulässigen Kompostmengen zu erfassen.

Als sehr allgemeine, aber schnell zu erfassende Messgröße wurde die mikrobielle Abbaurate von Cellulose im Boden gewählt. Hierzu wurde Cellulose (ungebleichte Watte) in nicht abbaubaren Kunststoffnetzen in die Krume eingegraben und nach einigen Monaten über den Gewichtsverlust der Abbau bestimmt. Die Netze haben so feine Maschen, dass nur Mikroorganismen eindringen können. Um eine gewisse Kompostwirkung abzuwarten, erfolgten diese Messungen erst im dritten bis fünften Versuchsjahr.

Im Vergleich verschiedener Komposte (Versuch Ko58) nahm die Abbaurate von 80% in der Kontrolle auf 84,1% bei 10 t Kompost und 85,1% bei 20 t Kompost zu (Durchschnittswerte). Die Komposte unterschieden sich: 20 t Grüngutkompost jährlich steigerten den Abbau nur um 2,3%, 20 t Bioabfallkompost um 5,1% und 20 t Mischkompost um 6,6%. Diese Reihenfolge spiegelt den N-Gehalt der Komposte wider; steigende N-Gehalte bewirken zunehmende Abbauraten. Die Veränderungen schwankten allerdings zwischen den Jahren deutlich und waren deshalb z.T. nicht signifikant.

Ähnliche jahresabhängige Schwankungen zeigten sich auch im Versuch Ko57 im Verlauf dreijähriger Messungen. Insgesamt ergab sich eine geringe, aber nicht absicherbare Zunahme des Bodenlebens durch Grüngutkompost; der Abbau stieg um 1,7%. Die erhoffte Kompostwirkung wurde hier also nicht gefunden. Lediglich in der praxisfernen Variante ohne weitere N-Düngung war die Steigerung durch Kompost merklich höher und signifikant. Gefunden wurde dagegen eine signifikante Steigerung der Abbauraten durch die mineralische N-Düngung: Im Mittel der drei ausgewerteten Jahre nahm die Abbaurate durch jährlich 200 kg N um 10,3% zu.

Insgesamt blieben die Wirkungen von Komposten auf das Bodenleben in der Praxis konventioneller Landwirtschaft gering. Wenn solche Wirkungen erwünscht sind, ist der Einsatz N-reicher Bioabfallkomposte anzuraten.

Phytosanitäre Wirkungen:

Phytosanitäre Wirkungen sind durch Bonitierung der Bestände gesichert zu erfassen. Um Kompostwirkungen abzuwarten, begannen solche Bonitierungen erst im vierten Jahr nach Versuchseinrichtung auf beiden Versuchen.

Bonitiert wurde der Weizen im "Pilzjahr" 1998 und im "normalen" Jahr 1999 an 4 Terminen (entsprechend EC 32, EC 50, EC 75, EC 90) auf *Gaeumannomyces graminis*, *Pseudocercospora* und *Fusarium* ssp. In keinem Fall konnten auch nur deutliche Tendenzen, geschweige denn abgesicherte Kompostwirkungen auf den Befall mit diesen Erregern an Weizen festgestellt werden.

Wirkung auf Bodeneigenschaften:

Auch nach dem fünften Versuchsjahr waren die pH-Werte unverändert; die Komposte hatten offenbar weder einen positiven noch einen negativen Kalkwert. Der Humusgehalt wurde ebenfalls nicht verändert. Er lag allerdings schon bei Versuchsbeginn auf recht hohem Niveau, und die Humusfrachten von Komposten sind auch geringer (s. Tab. 1) als allgemein angenommen. Veränderungen der N-Gehalte der Böden und des C/N-Verhältnisses waren ebenfalls nicht messbar - angesichts des schon bei Versuchsbeginn guten Bodenzustandes mit C/N-Verhältnissen um 11 nicht verwunderlich. Ebenso war der Standort mit K, P und Mg gut versorgt. Bei P und Mg wurden keine Veränderungen der Bodenvorräte und verfügbaren Anteile festgestellt; die verfügbaren K-Gehalte stiegen dagegen tendenziell etwas an, in einigen Fällen sogar signifikant.

Schwermetalle:

Die Schwermetall-Gehalte von Komposten liegen i.d.R. tiefer auch als die von schwermetallarmen, "guten" Klärschlämmen; bei den Grenzwerten ist es ebenso. Komposte werden in diesem Punkt deshalb häufig als unkritisch angesehen. Komposte dürfen jedoch in sechsfach höherer Menge gegeben werden, so dass die Schwermetallfrachten bei Kompostdüngung deutlich höher sein können als bei Klärschlamm (Tab. 3). Signifikante Veränderungen der verfügbaren Schwermetallmengen wurden dennoch in o.g. Versuchen auch nach fünf Versuchsjahren nicht festgestellt.

Tab. 3: Vergleich von Schwermetallgrenzwerten und -frachten in Klärschlämmen und Komposten

Grenzwerte (mg/kg)	Pb	Cu	Cd	Hg	Zn
Klärschlamm	900	800	5/10	8	2000/
Grenzwerte BioabfV	100	70	0,7	0,7	300
Ø-Gehalte					
"gute" Klärschlämme	44	390	1,6	1,8	630
Bioabfallkomposte	69	62	0,5	0,2	233
Ø-Frachten (g/ha*a)					
"gute" Klärschlämme (5 t TS / drei Jahre)	73	650	2,7	3	1050
Komposte (10 t TS/a)	690	620	5	2	2330

Fazit:

Im bisherigen Verlauf der Untersuchungen haben Komposte zwar nur geringe positive, aber keine negativen Wirkungen für die Landwirtschaft gezeigt. Die Komposte waren also keine leistungsfähigen Dünger, können aber offenbar in der konventionellen Landwirtschaft ohne wesentliche Probleme verwertet werden.

Die Untersuchungen wurden durch die Stiftung Schleswig-Holsteinische Landschaft gefördert. Mitgewirkt haben Frau Dr. Karin Ubben, Universität Kiel sowie die Dipl.-Ing. (FH) Borusso von Blücher und Hartmut Ott (FH Kiel- FB Landbau) mitgearbeitet. Hierfür sei herzlich gedankt.

Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern im Ökologischen Landbau

R. Mette¹

Einführung

Ziel der Düngung im Ökologischen Landbau ist eine harmonische Ernährung der Kulturpflanzen durch die Flächenkompostierung betriebseigener Wirtschaftsdünger. Zur Ergänzung der wirtschaftseigenen Dünger und zum Ausgleich von Nährstoffverlusten aus dem Betriebskreislauf sind bestimmte betriebsfremde Wirtschaftsdünger sowie organische und mineralische Handelsdünger zulässig, soweit sie im Anhang II der EG-VERORDNUNG „Ökologischer Landbau“ – 2092/91/EWG - (1999) aufgeführt sind. Der Einsatz dieser betriebsfremden Düngemittel ist nur zulässig, sofern betriebseigene organische Reststoffe oder Bewirtschaftungsmaßnahmen (Leguminosenanbau, Fruchtwechselwirtschaft etc.) zur Gewährleistung der Nährstoffversorgung nicht ausreichen, was durch entsprechende Bodenuntersuchungen indiziert sein muß. Als maximale zulässige Zufuhr betriebsfremder Düngemittel sind ein Äquivalent von 0,5 DE/ha und Jahr bei einer Obergrenze von 1,4 DE/ha als Summe aus betriebseigenen und betriebsfremden Quellen festgelegt.

Nicht zugelassene Dünger sind Gülle, Jauche und Geflügelmist aus konventioneller Tierhaltung und u.a. chemisch synthetische Stickstoffdünger sowie leichtlösliche Phosphate. Bei den Sekundärrohstoffdüngern besteht ein Ausbringungsverbot für Müllkomposte und Klärschlämme. Dagegen ist der Einsatz von Bioabfall- und Grüngutkomposten sowie von Holzaschen nach (EG-VERORDNUNG „Ökologischer Landbau“, 1999) als Sekundärrohstoffdünger erlaubt. Unter norddeutschen Bedingungen existiert des weiteren eine Einzelfallregelung für Seegrass/Treibsel aus der Strandreinigung, sofern die Anbauverbände bzw. Kontrollstellen eine Ausbringungsgenehmigung erteilen.

Voraussetzungen für den Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern im Ökologischen Landbau

Grundsätzlich sollte auch beim Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern im Ökologischen Landbau das Gefährdungspotential durch

Schadstoffaspekte klar definiert sein und der Wertstoffaspekt durch die Veränderung bodenbiologischer, -physikalischer und -chemischer Eigenschaften dominieren.

Die Qualitäten der oben genannten Sekundärrohstoffdünger bzw. mineralischen und organischen Reststoffe und ihre Einsatzmöglichkeiten im ökologischen Landbau werden nachfolgend beschrieben.

Bioabfall- und Grüngutkomposte

Der den Biokomposten zugeschriebene positive Einfluß auf Bodenbiologie, Bodenphysik und Bodenchemie harmoniert mit den erklärten Zielen des Ökologischen Landbaus hinsichtlich einer nachhaltigen Bodenbewirtschaftung und Pflanzenernährung. Insbesondere die langsam wirkenden Makronährstoffe, eine Verbesserung des Humusgehaltes, der hohe Anteil an Mikronährstoffen und die pH-Wert-Regulierung durch basisch wirksame Stoffe sprechen für eine harmonische Pflanzenernährung. Allerdings bedarf jeder Komposteinsatz im Voraus der Zustimmung durch die zuständige Kontrollstelle. Es sind die gesetzlichen Vorgaben der Bioabfallverordnung (BioAbfV), der EG-Verordnung und die spezifischen Richtlinien der Anbauverbände zu beachten.

Als Kriterien für den Einsatz gelten:

- ausschließlich qualitätsgesicherte Komposte aus der Getrenntsammlung
- Mindestanforderungen des RAL-Güteszeichens
- Grenzwerte für Schwermetalle gemäß EG-Verordnung 2092/91 für kompostierbare Haushaltsabfälle
- max. Ausbringungsmengen von 5 t TS ha⁻¹a⁻¹ bzw. 20 t TS alle drei Jahre.

Zusätzlich werden vorherige Bodenuntersuchungen und chargenbezogene Rückstellproben empfohlen.

Holzaschen

Die landbauliche Verwertung von Holzaschen ist in Deutschland bis heute nicht geregelt. Die Düngemittelgesetzgebung verhindert eine Verwertung, da bisher keine Zulassung/Zuordnung als Düngemitteltyp erfolgte. Insofern sind Holzaschen aus der energetischen Verwertung von Biomasse als gewerblicher Abfall einzuordnen und somit zu deponieren. Dies steht im Widerspruch zur EG-VERORDNUNG „Ökologischer Landbau“, die eine Düngung von Holzaschen aus unbehandelten Hölzern erlaubt. In der Verordnung findet aber keine weitere Differenzierung nach Art der verbrannten Biomasse sowie der unterschiedlichen Verfahrenstechnik bei der Ascheseparierung im Heizwerk statt. Dies erscheint aber aufgrund von Analysen verschiedener Biomasseheizwerke und der dort anfallenden Aschefractionen zwingend notwendig, da sich insbesondere in den Zyklon-

¹Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel, Email: rmette@plantnutrition.uni-kiel.de

und Filteraschen Schwermetalle anreichern (Mette et al., 2002, Uckert et al., 2001).

Seegras/Treibsel

Seegras/Treibsel ist ein organischer Reststoff, der an den Küsten Norddeutschlands in Abhängigkeit von bestimmten Wetterlagen und Sturmereignissen vermehrt im Winterhalbjahr an den Küsten der Nord- und Ostsee angeschwemmt wird. Durch mechanische Separierung werden im Rahmen der Strandreinigung Fremdstoffe (Plastik, Holz etc.) sowie der Sand von der organischen Substanz (Algen, Seegras etc.) getrennt. Auch hier wird eine stoffliche Verwertung in der Landwirtschaft im Sinn einer regionalen Kreislaufwirtschaft angestrebt. Allerdings müssen je nach Dauer und Aufbereitungsprozess evtl. erhöhte Salzgehalte oder andererseits Auswaschungsverluste während der Zwischenlagerung berücksichtigt werden.

Nährstoff- und Schadstoffaspekte

Bei der landbaulichen Verwertung der genannten Reststoffe werden im Rahmen der zulässigen Höchstmengen erhebliche Nährstofffrachten in den Betriebskreislauf integriert (Tab. 1). Während bei den organischen Reststoffen auch Stickstoff den

durchschnittlichen Nährstoffbedarf der Kulturpflanzen im ökologischen Landbau decken könnte, emittiert dieser Nährstoff aufgrund seiner Flüchtigkeit während des Verbrennungsprozesses von Biomasse und ist somit kein Bestandteil der Holzmasse. Andererseits liegt die Verfügbarkeit des organisch gebundenen Stickstoffs im Kompost oder Treibsel in den meisten Fällen deutlich unter 10 %.

Ein Vergleich der Schwermetallgehalte zeigt, daß alle aufgeführten und untersuchten Reststoffe die Grenzwerte der EG-Verordnung zum Ökologischen Landbau deutlich unterschreiten (Tab. 2). Demgegenüber liefern Untersuchungen von Gräper (1995) bei Wirtschaftdüngern im ökologischen Landbau den Hinweis, daß die Eintragspfade für Schwermetalle über Stalleinrichtungen und insbesondere Futtermittel erheblich bedeutsamer sein können.

Tabelle 1: Nährstofffrachten bei der landwirtschaftlichen Verwertung verschiedener Reststoffe

	Bioabfall-Kompost 20 t TS ha ⁻¹	Grüngut-Kompost 20 t TS ha ⁻¹	Rostasche Knickholz 2 t ha ⁻¹	Seegras/ Treibsel 20 t TS ha ⁻¹
N _{ges}	194	132	-	22
P ₂ O ₅	94	68	112	78
K ₂ O	152	168	240	90
MgO	68	60	94	100
CaO	544	524	690	k.A.

Tabelle 2: Schwermetallgehalte ausgewählter Reststoffe im Vergleich zu Wirtschaftdüngern im Ökologischen Landbau

mg kg ⁻¹	Bioabfall-Kompost (zertifiziert)*	Grüngut-Kompost Insel Fehmarn	Rostasche (Knickholz)	Seegras/ Treibsel, Nordsee	Wirtschafts- dünger (ökol.) Schwein**	Wirtschafts- dünger (ökol.) Rind**	Anhang II EG-Verordnung „Ökol. Landbau“
Zink	143	124	32,5	42	953	181	200
Kupfer	30,2	41,2	51,8	0	182,5	37,5	70
Cadmium	0,5	0,26	0,2	< 0,4	1,5	0,74	0,7
Blei	26,4	21,6	6,3	6	19,5	12,1	45
Chrom	10,1	9,4	9,9	7	k.A.	k.A.	70

*durch Kontrollstelle Alicon GmbH

**aus Gräper 1995

Zusammenfassung

Die EG-Verordnung zum Ökologischen Landbau sowie die Richtlinien der einzelnen Anbauverbände lassen grundsätzlich den Einsatz ausgewählter Sekundärrohstoffdünger (Biomasse, Holzaschen) zu. Die mit der Ausbringung verbundenen Nährstofffrachten können einen Beitrag zum Ausgleich von Nährstoffverlusten - bedingt durch den Export von Ernteerzeugnissen und Auswaschung - leisten. Die Qualitäten der vorgestellten Sekundärrohstoffdünger bzw. Reststoffe sind bezogen auf die Schadstoffgehalte auch für den Einsatz im Ökologischen Landbau geeignet. Durch den dezentralen Aspekt der Bereitstellung sowie den regionalen Kreis der Akteure werden überdurchschnittliche Qualitäten bei den oben genannten Reststoffen erzielt. Letztendlich decken sich Forderungen an eine Ressourcen schonende Stoffpolitik und nachhaltige Kreislaufwirtschaft mit den zentralen Anliegen des Ökologischen Landbaus.

Literatur

EG-VERORDNUNG „Ökologischer Landbau 2092/91/EWG (1999)

Gräper, G. (1995): Untersuchungen von Schwermetallgehalten in Rinder- und Schweinegülle. Diplomarbeit Fachhochschule Osnabrück

Mette, R. und B. Sattelmacher (2002): Verwertung von Reststoffen im Spannungsfeld zwischen Kreislaufwirtschaft und Bodenschutz. Vorträge zur Hochschultagung 2002 der agrarwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität Kiel. Im Druck

Uckert, G., R. Mette und B. Sattelmacher (2001): Utilization of boiler ash from biomass heating plants as fertilizer substitute. Developments in Plant and Soil Science. Vol. 92. Plant Nutrition, Food security and sustainability of agro-ecosystems through basic and applied research. XIV. International Plant Nutrition Colloquium 2001, Hrsg. W.J. Horst et al., 992-993 Kluwer Academic Publ.

Einsatz von Holzaschen in der Landwirtschaft

G. Ueckert, R. Mette & B. Sattelmacher

Einführung

Holzaschen fallen als mineralische Reststoffe bei der energetischen Nutzung von Biomasse in dezentralen Heiz(kraft)werken an. Regenerative Biomasse leistet einen Beitrag zur Energieversorgung und trägt durch die Substitution fossiler Brennstoffe zur Reduktion von klimarelevanten Gasen bei. Knicks (Wallhecken) sind typische landschaftsprägende Elemente Schleswig-Holsteins und müssen aus Gründen ihres Erhalts in regelmäßigen Abständen von 10-15 Jahren „auf den Stock“ gesetzt werden (LNatSchG § 15b). Die dabei anfallende Biomasse kann als regenerativer Energieträger genutzt werden, was in den letzten Jahren eindrucksvoll an der Zusammenarbeit von Maschinenring, Heizwerken und Energieversorgern deutlich wird. Von den Holzhackschnitzeln bleiben nach der Verbrennung ca. 2% mineralische Bestandteile als Asche zurück. Die Rückstände der verbrannten Knickbiomasse enthalten hohe Mengen an Nährstoffen (vgl. Ueckert 1997), wie sie auch in Kurzumtriebsplantagenhölzern nachgewiesen werden (vgl. Ericsson 1992).

Holzaschen sind zur Zeit als gewerblicher Abfall einzuordnen und müssen somit deponiert werden. Hieraus ergibt sich ein Widerspruch zum Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz: Dem Grundsatz, dass die Vermeidung vor der Verwertung, und diese wiederum Vorrang gegenüber der Beseitigung hat, sofern eine ordnungsgemäße und schadlose Verwertung gewährleistet ist. Die landbauliche Verwertung ist bis heute nicht geregelt. Vor allem die Düngemittelgesetzgebung verhindert eine Verwertung, da bisher keine Zulassung/Zuordnung von Holzaschen aus naturbelassenen Hölzern als Düngemitteltyp erfolgt ist.

Im Rahmen des Vorhabens werden die Verwertungsmöglichkeiten der Asche als Sekundärrohstoffdünger im Hinblick auf die Nährstoffverfügbarkeit, die Kalkwirkung und negative Effekte untersucht.

Material und Methoden

Die Beprobung der Heizwerke erfolgte stichprobenartig zur Mitte und zum Ende der Heizperiode 1999/2000. Die Probenahme der Asche wurde mit

einem Bohrstock aus den vorhandenen Aschecontainern, BigPacks oder Tonnen durchgeführt. Dabei richteten sich die entnommene Menge und Anzahl der Einstiche nach der Größe des Behälters in Anlehnung an die Beprobung von Düngemittelpartien laut Düngemittelgesetz. Die Aschebehälter repräsentierten je nach Füllstand und Größe einen Heizwerksbetrieb zwischen 1-2 Wochen. Die Hackschnitzelproben sind stichprobenartig aus den Zuführorganen und dem Biomasselager entnommen worden.

Die Aschen und Hackschnitzel wurden in halbkonzentrierter Salpetersäure in einer BEHROTEST-Aufschlussapparatur mit Rückflusskühlung für 2 ½ Stunden bei 85 °C aufgeschlossen. Die Untersuchung auf Nährstoffe/Schwermetalle erfolgte mit einer ICP (TJA ICAP 61 E).

Ergebnisse und Diskussion

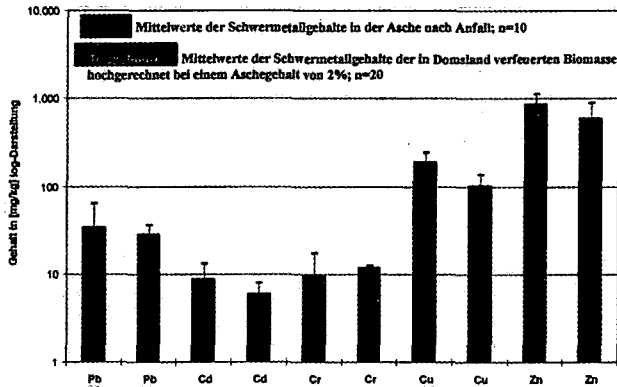
Holzaschen sind zum einen - durch ihren hohen Anteil an Calcium und anderen oxidischen Verbindungen - als Kalkdünger (basisch wirksame Bestandteile > 30%) und zum anderen als Mehrnährstoffdünger (Summe P, K, Mg > 12 %) anzusprechen. Sie eignen sich daher als Grunddünger. Die Ausbringung von 2 t Asche pro Hektar, kann einen Kaliumbedarf von 150 kg/ha decken. In Versuchen im Gefäß konnte auf gering versorgten Böden (Versorgungsstufe B) durch die Aschegabe von 2 t/ha ein deutlicher Mehrertrag von > 60% erzielt werden. Die Boden pH-Werte stiegen um > 0,5 (vgl. Ueckert et al. 2001).

Die Aschefractionen unterscheiden sich in der Zusammensetzung aufgrund der Flüchtigkeit der enthaltenen Elemente und Verbindungen während des Verbrennungsprozesses. So werden z.B. Kalium, Zink, Cadmium und Blei stärker durch den Gasstrom verlagert als Phosphor, Calcium, Magnesium, Chrom und Kupfer. Durch diese Verlagerung kommt es zu einer relativen Anreicherung von Stoffen in den Filteraschen. Selbst bei der ausschließlichen Verbrennung von unbelasteten Knickhölzern kann es so zu erhöhten Schwermetallkonzentrationen in den Filteraschefractionen kommen (vgl. Tabelle 1, s.u.).

Die Aschen von Heizwerken, die ausschließlich unbehandelte Holzhackschnitzel (vornehmlich Knickholz) verbrennen, sind bei hohen Nährstoffgehalten nur sehr gering mit Schwermetallen belastet. Allein die Cadmiumgehalte dieser Aschen „nach Anfall“ (Mittelwerte bei 6 mg Cd / kg) sind im gesetzlichen Rahmen der verfügbaren Grenzwerte (die für andere Sekundärrohstoffdünger aufgestellt wurden) als kritisch zu beurteilen. Durch Analysen der Holzhackschnitzel (vgl. Abbildung 1) wurde festgestellt dass diese relativ hohen Gehalte ihren Ursprung in den unbehandelten Brennstoffen selbst haben und durch den Aufkonzentrierungs-

fekt des Verbrennungsprozesses zustande kommen.

Abbildung 1: Vergleich der Schwermetallgehalte in der Asche nach Anfall des Heizwerks 1 (Asche/rechter Balken) mit den Schwermetallgehalten in der Biomasse (Hackschnitzel/linker Balken)



Schlussfolgerungen

Durch die Flüchtigkeit von Cadmium bei der Verbrennung ist die Akkumulation auf die Filteraschen begrenzt. Bei einer Verwertung der Aschen wird daher die Ausschleusung der Filterfraktionen aus dem Nährstoffkreislauf empfohlen.

Der landwirtschaftliche Betrieb ist zugleich Anbieter der Biomasse wie auch Abnehmer der minerali-

schen Rückstände. Auch wenn zu gewährleisten ist, dass es in der Verfahrenskette nicht zu ungewollten stofflichen Einträgen kommt, kann es auch in der Asche von unbehandelten Hölzern durch die Prozesse der Akkumulation und Aufkonzentrierung zu Schwermetallgehalten kommen, die im Falle der Ausbringung zu einer Erhöhung der Bodengehalte dieser Elemente führen können. Deshalb wird nur im Falle der nachgewiesenen Unbedenklichkeit vorgeschlagen, bestimmte Rostaschen als Düngersubstitute, zunächst durch eine Einzelfallregelung, zuzulassen und regionale Nährstoffkreisläufe in der Landwirtschaft zu schließen.

Literatur

Ericsson T L, Rytter und Linder S 1992. *In* Ecophysiology of Short Rotation Forest Crops. Hrsg. C P Mitchell. 35-65. Elsevier Applied Science, London and New York.

Uckert G, Mette R und Sattelmacher B 1997 VDLUFA-Schriftenreihe 46, Kongressband 1997, S. 583-586.

Uckert, G, Mette R und B Sattelmacher (2001): Utilisation of boiler ash from biomass heating plants as fertilizer substitute. Developments in Plant and Soil Science. Vol. 92. Plant Nutrition, Food security and sustainability of agro-ecosystems through basic and applied research. XIV. International Plant Nutrition Colloquium 2001, Hrsg. W.J. Horst et al., 992-993 Kluwer Academic Publ.

Tabelle 1: Schwermetallgehalte der Aschefractionen in unterschiedlichen Biomasseheizwerken Schleswig-Holsteins

	Aschefraktion	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg
Heizwerk 1, Knickholz	Asche nach Anfall	17,9	6,3	14,2	111,0	663,8
	Rostasche	6,3	0,2	9,9	71,8	32,5
	Zyklonasche	47,1	21,0	11,7	87,1	895,9
	Filterasche	209,4	41,9	12,0	114,4	4195,2
Heizwerk 2, Verschiedene Biomassen	Rostasche	1,3	1,7	185,9	309,2	1996,9
	Zyklonasche	111,0	24,0	139,3	280,5	1698,0
Heizwerk 3, Verschiedene B.	Rostasche	4,3	0,3	441,1	500,4	108,1
	Zyklonasche	345,4	21,2	515,2	995,3	2453,1
Heizwerk 4, Verschiedene B.	Rostasche	76,0	2,1	515,2	995,3	1899,8
	Zyklonasche	1497,0	71,7	377,8	634,1	8872,3
Heizwerk 5, unbehandelte Holzabfälle	Rostasche	22,8	4,2	21,5	141,2	164,9
	Zyklonasche	70,6	14,0	29,4	174,2	522,9
Heizwerk 6, Knickholz	Asche nach Anfall	13,8	6,7	12,9	112,9	374,9

Dunkel unterlegte Werte überschreiten die bayerischen Richtwerte

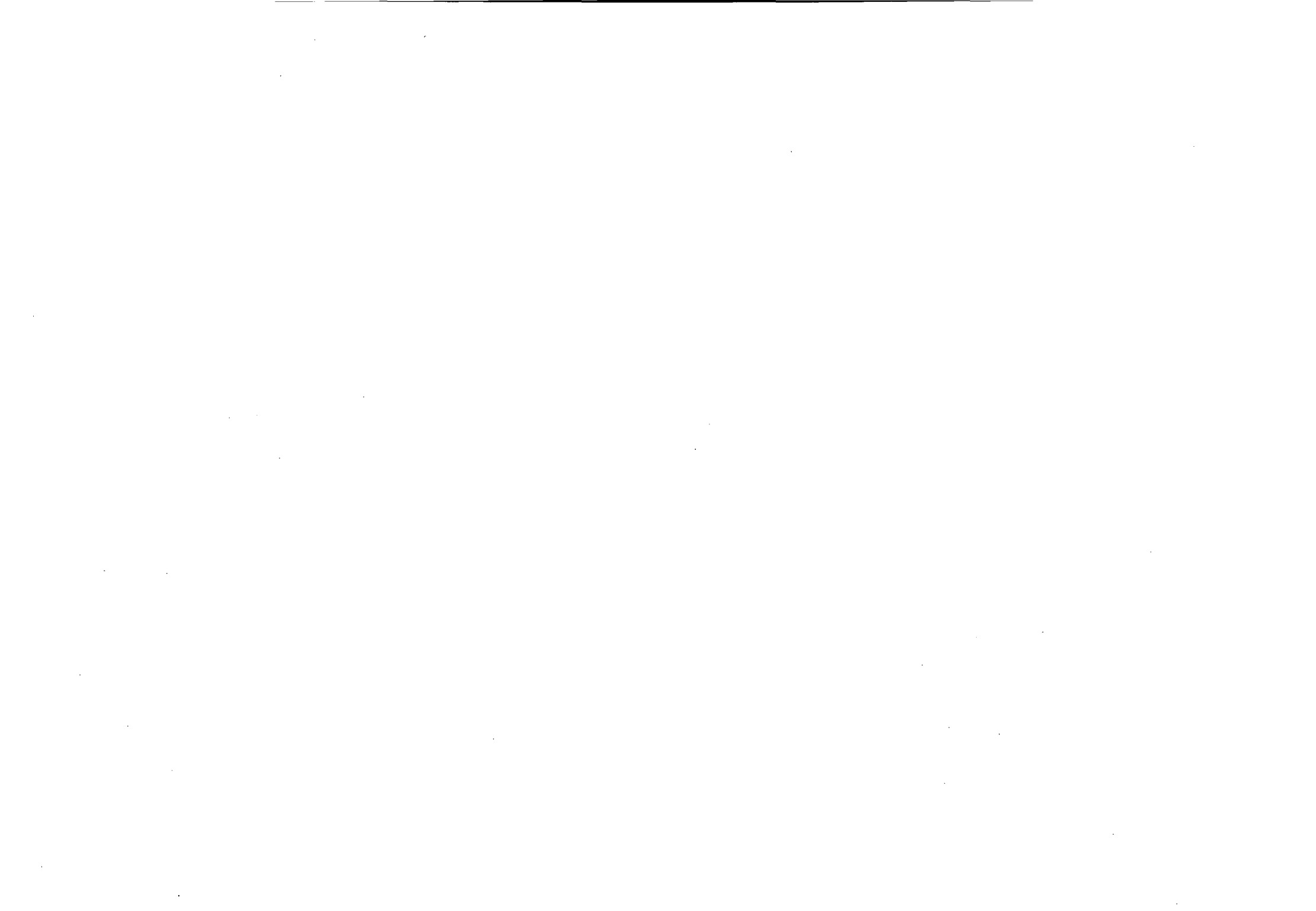
MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

VDLUFA-Standpunkt:

**Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphorgehalte im Boden und Wege zu
ihrer Verminderung**

Band 98

2002



VDLUFA-Standpunkt: Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung

Zuständige Fachgruppen: I Bodenkunde, Pflanzenernährung und Düngung, II Bodenuntersuchung, X Bodenfruchtbarkeit und Agrarökologie

Federführung (alphabet.): K. Auerswald, N. Claassen, W. Römer, W. Werner

Mitwirkung von: G. Baumgärtel, P. Boysen, A. Hamm, U. Hege, M. Kerschberger, M. Mokry, H. Neyer, M. Rex, D. Sauerbeck, D. Steffens, G. Steffens, L. Suntheim, F. Wiesler

Vorbemerkungen

Die „Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen“ (Düngeverordnung) von 1996 war ein wichtiger Schritt auf dem Weg zu einem ökonomisch und ökologisch vernünftigen Einsatz von Düngemitteln. Aber bestimmte Regelungen, insbesondere die des § 3, die die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern betreffen, fanden unter den Pflanzenernähern keine Zustimmung. Deshalb setzte die DGP eine Arbeitsgruppe ein, die einen Standpunkt zu den betreffenden Problemen erarbeiten sollte. Von Beginn an bestand die Absicht, diesen Standpunkt gemeinsam mit dem VDLUFA zu erstellen, da es nicht um eine „reine“ wissenschaftliche Kritik bestimmter § gehen sollte, sondern auch darum, Wege aufzuzeigen, wo und wie hohe Boden-P-Belastungen und ihre möglichen Folgen in der Praxis zu erfassen sind und wie diesen entgegen gewirkt werden kann, bis hin zum Untersagen jeglicher weiterer P-Zufuhr. Dieses Vorhaben war nur mit einer Arbeitsgruppe aus Pflanzenernähern, Bodenkundlern und Gewässerökologen gemeinsam zu bewältigen. Der vorliegende Standpunkt wurde mit 2/3 Mehrheit vom VDLUFA im Dezember 2001 angenommen und ist damit offizielle Beratungsgrundlage.

Gegenwärtige Situation und Ziele

Die hohe Nährstoffbelastung der Oberflächengewässer vor allem mit Stickstoff und Phosphor wird begleitet von starkem Algenwachstum, unerwünschten Veränderungen der Gewässerflora sowie Sauerstoffmangel und negativen Auswirkungen auf die Fauna bis in die

Meere. Internationale Gewässerschutz-Gremien fordern daher seit Jahren eine Reduzierung der Nährstoffeinträge. Besonders betroffen ist hier die Landwirtschaft, da sie über verschiedene Eintragswege einen relativ hohen Anteil zu dieser Gesamtbelastung beiträgt.

Nach jüngsten Schätzungen werden in der Bundesrepublik Deutschland jährlich ca. 25.000 t P aus der Landwirtschaft in die Fließgewässer eingetragen (Umweltbundesamt, 1997; Behrendt et al., 1999). Dies sind 43 % der Gesamtbelastung. Diese hohen P-Austräge sollten nicht nur aus Gründen des Gewässerschutzes, sondern auch wegen der weltweit begrenzten, zur Herstellung von Düngern geeigneten P-Vorräte deutlich verringert werden.

Aus den Bodenuntersuchungsergebnissen des VDLUFA geht hervor, dass bereits Mitte der 90er Jahre 25 bis 40 % der Ackerflächen den P-Gehaltsklassen D und E zuzuordnen waren, also Gehalte aufwiesen, die selbst für hohe bis sehr hohe Erträge nicht erforderlich sind. Nach neueren Nährstoffbilanzen ergeben sich für die Landwirtschaft der gesamten Bundesrepublik noch immer P-Überschüsse von durchschnittlich 8–12 kg/ha/a. Ursache hierfür sind vor allem die stark positiven P-Salden in einigen Regionen mit sehr hohem Viehbesatz. Demzufolge ist dort der Anteil der Böden mit hohen und sehr hohen P-Gehalten besonders hoch.

Die konsequente Umsetzung der in der **Düngeverordnung (DüV) von 1996** geforderten „bedarfsgerechten Düngung“, stets unter Einbeziehung der Gehalte des Bodens an pflanzenverfügbarem P, soll letztlich zu einer Angleichung dieser P-Gehalte an die generell an-

zustrebende Gehaltsklasse C führen. Diesem Ziel dient auch der VDLUFA-Standpunkt „Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf“ von 1997, dessen Empfehlungen aus über 300 Feld- und Grünlandversuchen in der gesamten Bundesrepublik wissenschaftlich abgeleitet wurden.

Zu dem übergeordneten Grundsatz der „bedarfsgerechten Düngung“ nach DüV und dem entsprechenden VDLUFA-Standpunkt zur P-Düngung steht jedoch die Regelung nach § 3 Abs. 6 der DüV in fachlichem Widerspruch, da sie die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft auch noch auf sehr hoch mit P versorgten Böden bis zur Höhe des P-Entzuges (Abfuhr) erlaubt. Hierdurch sollen viehhaltende Betriebe in der Lage bleiben, die in den Wirtschaftsdüngern enthaltenen anderen Pflanzennährstoffe weiterhin zu verwerten, auch wenn dort an sich kein P-Düngebedarf mehr besteht. Durch diese Einschränkung kann zumindest eine weitere P-Anreicherung dieser Böden verhindert werden. Ausdrücklich ausgenommen davon sind diejenigen Standorte, auf denen durch weitere P-Zufuhr in Form von Wirtschaftsdüngern „schädliche Auswirkungen auf Gewässer“ zu erwarten sind.

Die gegenwärtige ordnungsrechtliche Grenze, d. h. der Schwellen- bzw. Eingriffswert, ab dem die „sehr hohe“ P-Versorgung nach § 3 Abs. 6 DüV beginnt, wurde in den Verwaltungsvorschriften einiger Bundesländer pauschal mit 50 mg P_2O_5 (22 mg P) /100g Boden nach der CAL/DL-Bodenuntersuchungsmethode (= Lactat-P) definiert. Diese Grenze ist allein für den Verwaltungsvollzug begründet und damit nicht gleichzusetzen mit dem Beginn der Gehaltsklasse E des Auswerteschemas des VDLUFA, bei der keinerlei P-Düngung mehr empfohlen wird.

Für den VDLUFA hat deshalb § 3, Abs. 6 der DüV aus den Aspekten der Phosphornährstoffversorgung der Pflanze und der Ressourcenschonung keine sachliche Rechtfertigung. Dessen ungeachtet sieht es jedoch der VDLUFA als seine Aufgabe an, eine sachgerechte Vorgehensweise für die Umsetzung von § 3 Abs. 6 der DüV in der Praxis anzubieten.

Deshalb werden nach Darlegung der Belastbarkeitsgrenzen der Oberflächengewässer durch P und einer Skizzierung der wichtigsten

Wege des P-Austrags aus landwirtschaftlichen Flächen folgende Ziele mit diesem VDLUFA-Standpunkt verfolgt:

- Ausgehend vom derzeitigen Wissen über das Bindungs- und Verlagerungsverhalten von Phosphat im Boden werden Leitlinien zur Abschätzung der potentiellen Gefährdung der Gewässer durch P-Einträge aus der Landwirtschaft vorgeschlagen.
- Es werden ursachenorientierte und an den Qualitätszielen für Oberflächengewässer ausgerichtete Kriterien und Maßnahmen zur Reduzierung dieser Gewässerbelastung dargestellt, wobei diese Überlegungen auch ökonomische Belange der landwirtschaftlichen Produktion mit einschließen.

Kritische P-Gehalte von Gewässern

Nach dem Kenntnisstand der Gewässerökologen gibt es keinen für alle Gewässer einheitlichen Richtwert für den noch zu tolerierenden P-Gehalt. Die unterschiedlichen Gewässertypen unterscheiden sich in ihrer Eutrophierungsneigung, woraus sich entsprechend differenzierte kritische P-Gehalte ableiten lassen.

Am stärksten gefährdet sind abflusslose bzw. **stehende Gewässer (Seen)**. Als wünschenswertes Ziel wird hierfür der potentiell natürliche Zustand angestrebt. Dieser entspricht in der Regel oligo- bis maximal mesotrophen Verhältnissen, die je nach Typ des Sees (z. B. Flachsee, Tiefsee) bereits bei Konzentrationen < 0,045 mg Gesamt-P/l gegeben sind. Die Eutrophierungsgefährdung der **Fließgewässer** ist in Abhängigkeit von Gewässertyp, Morphologie, Abflussdynamik, Art der dominierenden Gewässerflora, Nährstoffsituation, Belichtung und anderen Faktoren sehr unterschiedlich.

Basierend auf der „Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern“ (Hamm, 1991) und darüber hinausgehenden Untersuchungen setzte die LAWA (1998a) für die Güteklasse II von Fließgewässern („mäßige Belastung“) als Zielvorgabe < 0,15 mg Gesamt-P/l bzw. < 0,10 mg P/l als gelöstes Orthophosphat fest. Bei diesen als „gerade noch tolerabel“ angesehenen P-Gehalten werden in planktondominierten, gestauten Fließgewässern kritische Spitzenkonzentrationen an Chlorophyll

(=Phytoplankton) und gefährliche Sauerstoffdefizite vermieden. Da solche Gewässer aber trotzdem noch als unerwünscht eutroph gelten, wird für Fließgewässer längerfristig das für mesotrophe Verhältnisse erforderliche Qualitätsziel von $< 0,10$ mg Gesamt-P/l bzw. $< 0,04$ mg Orthophosphat-P/l angestrebt (LAWA, 1998b).

Wege des P-Austrags aus landwirtschaftlichen Nutzflächen

Im Durchschnitt der Bundesrepublik Deutschland stellt die Bodenerosion die mengenmäßig wichtigste diffuse Gewässerbelastung mit Phosphat dar, auch wenn in Regionen mit geringer Erosionsgefährdung die versickerungsbedingten P-Einträge über Grund- und Dränwasser dominieren. Hieraus leiten sich auch unterschiedliche Prioritäten für die jeweils durchzuführenden Vermeidungsmaßnahmen ab.

Bodenerosion

Der Hauptanteil des aus der Landwirtschaft in die Gewässer eingetragenen Phosphates stammt aus dem erosiven Bodenabtrag (Mitte der 90er Jahre ca. 18.500 t P/Jahr = 31 % der Gesamteinträge; nach: Umweltbundesamt, 1997). Verantwortlich dafür sind im wesentlichen zwei Faktoren:

- **Bodenabtrag:** In Folge von Flurbereinigung und der Zunahme erosionsfördernder Anbauverfahren und -systeme (z.B. Maisanbau) in Hanglagen nahm der Bodenabtrag in den letzten 40 Jahren regional beträchtlich zu (ca. 30%).
- **P-Anreicherung des Bodens:** Seit den 60er Jahren ist es als Folge der verstärkten Düngung und Viehhaltung zu einer zunächst erwünschten, später aber vielfach auch über die pflanzenbaulichen Erfordernisse hinausgehenden Anhebung der P-Gehalte gekommen. Vor allem in viehstarken Regionen hat der Anteil der Böden in den Gehaltsklassen D und E (hoch bzw. sehr hoch) bis in die 90er Jahre stark zugenommen.

Auf gefährdeten Standorten ist Erosionsschutz schon aus Bodenschutzgründen dringend erforderlich. Der erosionsbedingte P-Eintrag in die Gewässer verleiht solchen Erosions-

schutzmaßnahmen jedoch eine zusätzliche Dringlichkeit. Bodenschutz ist daher in solchen Fällen gleichbedeutend mit Gewässerschutz. Durch Erosionsschutzmaßnahmen kann der Boden- und P-Eintrag in Fließgewässer rasch und wirksam reduziert werden. Dies gilt jedoch vorrangig für das an Bodenpartikel gebundene Phosphat. Dagegen sinkt die Konzentration an gelöstem Phosphat im Oberflächenabfluss wegen der hohen P-Nachlieferung gut mit P versorgter Böden nur langsam. Ebenso dauert im Gewässer selbst die P-Freisetzung aus Gewässersedimenten an.

Versickerung

Im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland gelangen jährlich ca. 2.500 t P über den Sickerwasserabfluss in die Fließgewässer (UBA, 1997). Bis in die jüngste Vergangenheit wurde die versickerungsbedingte Verlagerung im Bodenprofil – Moorböden ausgenommen – von maximal 0,5 bis 1 kg P/ha und Jahr mengenmäßig als unbedeutend angesehen. Dies mag aus rein agronomischer Sicht auch berechtigt sein, kann jedoch dann zu gewässerökologisch negativen Auswirkungen führen, wenn in Folge der P-Zufuhr über Drän- und Grundwasser die oben erwähnten P-Richtkonzentrationen zum mesotrophen Zustand von Oberflächengewässern überschritten werden. Insbesondere niederschlagreiche Regionen mit vielen Seen (Oberschwaben, Allgäu, Chiemgau) sowie die Marschgebiete (zusätzlich Oberflächenabfluss in die Gräben) sind trotz hohen Grünlandanteils hiervon betroffen.

Die Wasserversickerung verläuft einerseits mehr oder weniger gleichmäßig durch die Bodenmatrix hindurch, andererseits aber auch über Grobporen, Risse und Spalten in tiefere Bodenschichten bis in die Dränanlagen und das Grundwasser hinein. Insbesondere auf schweren Böden und bei Grünland ist mit Grobporenfluss zu rechnen.

Der versickerungsbedingte P-Austrag (gelöster und partikulärer P) wächst naturgemäß mit

- zunehmender P-Sättigung des Oberbodens,
- steigender Sickerwassermenge, die wiederum von der Höhe der Niederschläge und der Feldkapazität abhängig ist,

- zunehmendem Grobporen-Anteil und
- abnehmender Sickerstrecke (hoch anstehende Dränanlagen, Verdichtungszone oder geringer Grundwasserflurabstand).

Bei ungünstiger Konstellation dieser Faktoren kann P auch in tiefere Bodenschichten bis ins Dränwasser bzw. in hoch anstehendes Grundwasser verlagert werden. Ein regelmäßiger Zusammenhang zwischen dem P-Gehalt des Oberbodens und der P-Konzentration des Sickerwassers in Unterböden wurde allerdings aufgrund des komplexen Zusammenspiels dieser Faktoren bisher nicht nachgewiesen. Allein aus den Untersuchungsergebnissen des Oberbodens ist daher auch keine klare Prognose der P-Austragsgefährdung möglich. Wohl aber lässt der Gehalt an leicht löslichem P im Unterboden eine entsprechende Vorhersage zu.

Grundsätzlich bedingt jede unnötige P-Anreicherung im Oberboden eine zunehmende Aufsättigung von dessen P-Sorptionskapazität bzw. steigende P-Konzentrationen der Bodenlösung und als deren Folge eine erhöhte P-Verlagerung. Auch wenn es dadurch in den austragsrelevanten Bodentiefen (Grundwasser-oberkante, Dräntiefe) der meisten Böden noch nicht zu für den Gewässerschutz relevanten P-Konzentrationen gekommen ist, so stellt doch jeder P-Austrag aus der durchwurzelten Bodenzone aus der Sicht des Recourssenschutzes und der Ökonomie einen Verlust dar.

Indikatoren zur Prognose des versickerungsbedingten P-Austrags

P-Gehalte in der anzustrebenden Gehaltsklasse C (4,5 – 9,0 mg P bzw. 10,0 – 20,0 mg P₂O₅/100 g Boden in lactatlöslicher Form) entsprechen in der Regel Konzentrationen im Bodenwasser der Oberkrume von Mineralböden von 0,3 – 0,8 mg P/l. Diese vergleichsweise „eutrophe“ Bodenlösung im Wurzelraum ist Voraussetzung für ein optimales Pflanzenwachstum. Gelangt jedoch diese Bodenlösung bis in die Dränanlage bzw. den Vorfluter, so stellt das aus Sicht des Gewässerschutzes bereits eine potentielle Gefährdung dar. Insofern besteht hier ein grundsätzlicher Zielkonflikt zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz, der für die Gefährdungsabschätzung und daraus abzuleitende Empfehlungen und Maßnah-

men zwangsläufig eine Güterabwägung erforderlich macht.

Die aus den ökologisch tolerierbaren Trophiegraden für Oberflächengewässer abgeleiteten P-Richtkonzentrationen können aber auch aus anderen Gründen nicht unverändert als Richtwerte für die zulässigen P-Konzentrationen des aus landwirtschaftlichen Flächen ins Grund- und Dränwasser eingetragenen Sickerwassers herangezogen werden, zumal Dränwasser und Grundwasser eine unterschiedliche Betrachtung erfordern:

- So sorbiert die Bodenmatrix der Sickerzone und des Grundwasserleiters einen Teil des Phosphats und vermindert dadurch mehr oder weniger deutlich die P-Konzentration. Für das aus geringeren Bodentiefen stammende Dränwasser trifft das allerdings weniger zu.
- Grund- und Dränwasser aus landwirtschaftlichen Flächen sind keineswegs die alleinigen Zuflusskomponenten eines Oberflächengewässers. Die hydrologische Gesamtsituation des Gewässereinzugsgebietes spielt daher eine entscheidende Rolle.
- Außerdem kommt es in Abhängigkeit von der Abflussgeschwindigkeit auch im Gewässersystem selbst zu Retentionen von P, die zumindest teilweise irreversibel sind und daher konzentrationsmindernd wirken.

Auf Grund dieser komplexen Zusammenhänge werden für Einzugsbereiche von Seen und Fließgewässern folgende **Orientierungswerte für in Grund- und Dränwasser eingetragenes Sickerwasser vorgeschlagen, oberhalb derer eine gewässerökologische Gefährdung eintreten kann:**

- Bodenlösung (Sickerwasser) in 60-90 cm Bodentiefe bzw. an der Grundwasser-Oberkante: 0,20 mg Gesamt-P/l bzw. 0,15 mg Orthophosphat-P /l.
- Dränwasser (Ablauf): 0,12 mg Gesamt-P/l bzw. 0,08 mg Orthophosphat-P /l.

Ob das Überschreiten dieser Orientierungswerte im Einzelfall „schädliche Auswirkungen“ auf das Gewässer im Sinne von § 3 Abs. 6 DüV hat, hängt sowohl vom erfassten Zeitraum (Einzelmesswert oder Mittelwert einer längeren Periode) als auch von der Repräsen-

tanz dieser Fläche für das Einzugsgebiet (räumliche Mischung) ab. Empfindliche Seen unter ungünstigen Bedingungen (fast ausschließlich landwirtschaftlich genutztes Einzugsgebiet, hoher Anteil Dränanlagen, geringe Seetiefe) erfordern niedrigere Orientierungswerte. Diese sind lokal mit den zuständigen Wasserbehörden festzulegen.

Schlussfolgerungen für die Bodenuntersuchungspraxis und Schutzmaßnahmen

Die folgenden Hinweise und Empfehlungen sollen eine Identifizierung von landwirtschaft-

lich genutzten Flächen, von denen eine Gewässerbelastung mit P ausgehen kann, ermöglichen. In Frage kommen hierfür vorrangig bereits „sehr hoch“ mit P versorgte Flächen (Gehaltsklasse E bzw. P-Gehalte oberhalb des Eingriffswertes der Verwaltungsvorschriften), die vor allem in Betrieben, deren P-Anfall aus der Tierhaltung die P-Abfuhr mit den Ernteprodukten deutlich übersteigt und in Betrieben mit bestimmten Sonderkulturen zu finden sind.

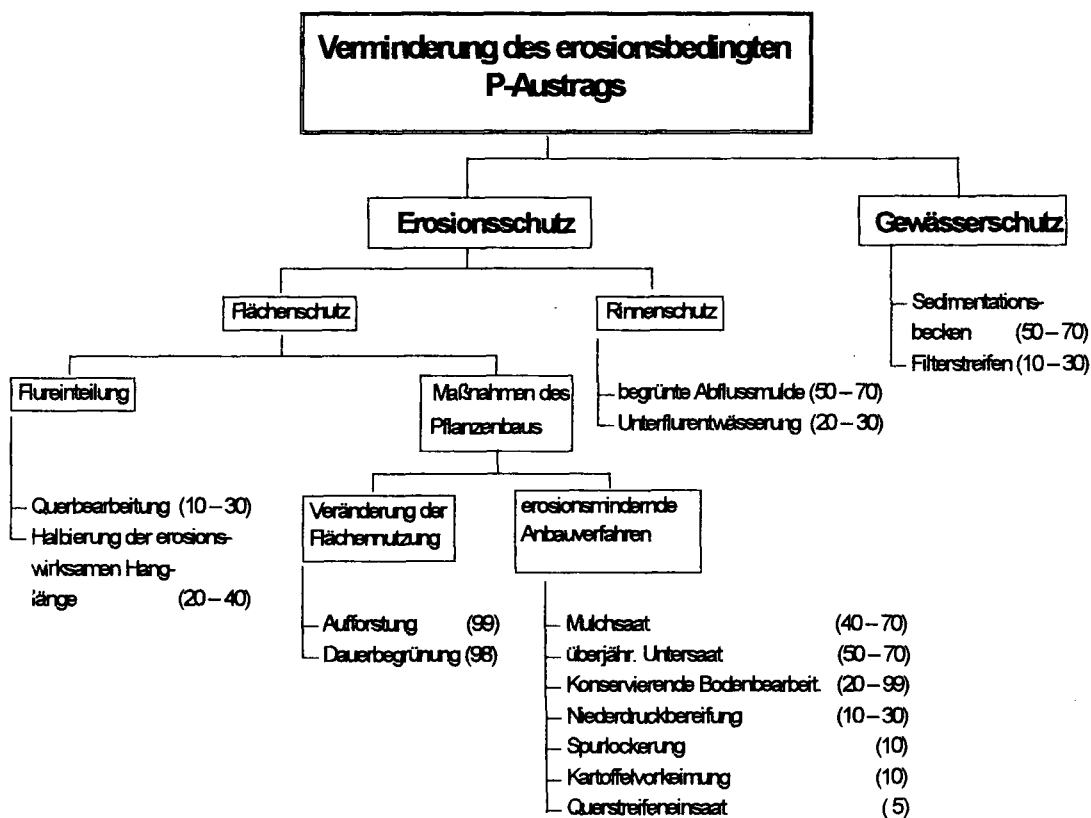


Abb.1: Prozentuale Verminderung des P-Austrags aus Ackerflächen durch Maßnahmen zur Minderung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag

Ermittlung und Beurteilung des durch Erosion möglichen P-Abtrages

Zur Ermittlung der Flächen mit hoher Erosionsdisposition sind in allen Bundesländern Erosionskataster zu erstellen, die für eine praktische Auswertung nutzbar sind. Die Erosionsgefährdung kann durch die „Allgemeine Bodenabtragsgleichung“ (Schwertmann et al., 1987) ermittelt werden. Solange noch kein Erosionskataster existiert, kann auch die Hangneigung als

einfaches Maß der standörtlichen Erosionsdisposition dienen. Bei Hangneigungen > 2 % ist von einer solchen Gefährdung auszugehen. Auf allen derartigen Standorten sind sowohl aus Boden- als auch aus Gewässerschutzgründen gezielte acker- und pflanzenbauliche **Erosionsschutzmaßnahmen** erforderlich. Mögliche Erosions- und Gewässerschutzmaßnahmen sowie deren zu erwartende Wirksamkeit hinsichtlich der Verminderung der P-Verlagerung sind in Abb.1 zusammengefasst. Die Verminde-

rung durch die Kombination mehrerer Maßnahmen kann mit Hilfe folgender Gleichung berechnet werden, wobei w_1 bis w_n die Wirksamkeit der n Einzelmaßnahmen aus Abb. 1 repräsentiert.

Verminderung =

$$100 - (100 - w_1) \cdot \frac{(100 - w_2)}{100} \cdot \dots \cdot \frac{(100 - w_n)}{100}$$

Beispiel: Minderung des P-Austrages durch Mulchsaat (40 - 70, häufig 50 %) und begrünte Abflussmulden (50 - 70, häufig 60 %) ergibt in Kombination

Verminderung =

$$100 - (100 - 50) \cdot \frac{(100 - 60)}{100} = 80\%$$

Der P-Austrag wird folglich durch die Kombination beider Maßnahmen im Mittel um 80 % gesenkt. Auf abtragsgefährdeten Standorten mit „sehr hoher“ P-Versorgung ist ohne hochwirksame Erosionsschutzmaßnahmen eine weitere Ausbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft nicht mehr zu gestatten, wenn der erosionsbedingte Bodenabtrag unmittelbar oder über das Wegenetz in die Gewässer gelangen kann.

Ermittlung und Beurteilung des durch Versickerung möglichen P-Austrags

Acker- und Grünlandstandorte mit „sehr hohen“ Gehalten an lactatlöslichem P im Oberboden sind zusätzlich zu beproben und auf entsprechende P-Fractionen zu untersuchen:

- a) in der Bodenschicht von 60 – 90 cm Tiefe, wenn der Grundwasserflurabstand weniger als 1 m beträgt,
- b) bei Vorhandensein einer Dränanlage in der dieser unmittelbar aufliegenden Bodenschicht (bis 20 cm). Die zu beprobende Fläche sollte einen Streifen von 0,5 m beidseitig des Dräns umfassen.

Liegen in den genannten Bodenschichten die Gehalte an lactatlöslichem P bei ≥ 6 mg $P_2O_5/100$ g Boden (= 2,6 mg P/100 g) oder der Gesamt-P-Gehalt in der Bodenlösung bei $\geq 0,2$ mg/l oder der gelöste PO_4 -P-Gehalt im Dränwasser bei $> 0,08$ mg/l vor, ist näher zu prüfen, ob dadurch im Sinne von § 3 Abs. 6 DüV „schädliche Auswirkungen auf Gewässer“ zu erwarten sind. Ist dies der Fall, so hat jegliche weitere P-Zufuhr durch Düngungsmaßnahmen zu unterbleiben. Die zuständigen Behörden werden die Berechtigung dieser Auflagen in angemessenen Zeiträumen überprüfen.

Literatur:

- Behrendt et al., 1999: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands, UBA-FB 99-087.
- Hamm, A. (Hrsg.) 1991: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, Sankt Augustin.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1998a: Zielvorgabe zum Schutz oberirdischer Gewässer, Bd. III, 1. Aufl., Kulturbuchverlag Berlin.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1998b: Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der BRD – Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuchverlag Berlin.
- Schwertmann, U., Vogl, W. und Kainz, M., 1987: Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Bodenabtrags und Bewertung von Schutzmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart, 67 S.
- Umweltbundesamt (UBA, Hrsg.), 1997: Daten zur Umwelt. Erich Schmidt Verlag Berlin.
- VDLUFA (Hrsg.) 1999: Hohe P-Gehalte im Boden – mögliche Folgen für die Umwelt – Konsequenzen für die Ausbringung von phosphorhaltigen Düngemitteln. VDLUFA-Schriftenreihe 50.

Erweiterte Literaturliste siehe unter <http://www.gwdg.de/~uaac> (unter Kooperationen, VDLUFA)

Der Standpunkt im Original ist auf der homepage des VDLUFA abrufbar.