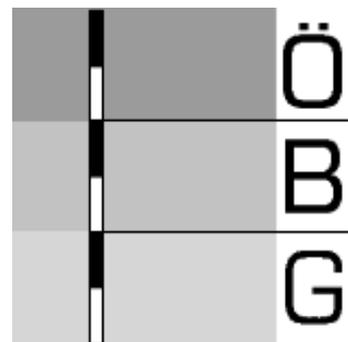


**Mitteilungen
der
Österreichischen
Bodenkundlichen Gesellschaft**



**Heft 69
Wien
2003**

Impressum

Eigentümer; Herausgeber und Verleger:

Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft

Gregor-Mendelstraße 33, A-1180 Wien

Schriftleitung: Michael Englisch und Sigrid Schwarz

Gefördert durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur

Druck: Offsetschnelldruck Rieglernik Ges. mbH, 1080 Wien, Piaristengasse 17-19

ISSN 0029-893-X

Inhaltsverzeichnis

**Beiträge zur Jahrestagung der
Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft
am 10. und 11. März 2003 in Linz:
„Bodenschutzstrategien in Europa - Strategien in Österreich“**

RAINER SCHULIN, ERWIN HEPPERLE und THOMAS STOL Bodenschutz zwischen Gefahrenabwehr und nachhaltiger Landnutzung.....	5
LUCA MONTANARELLA Soil Protection – European Perspectives and recent initiatives of the ESB	21
RETO D. JENNY Boden-Bündnis europäischer Städte, Kreise und Gemeinden European Land and Soil Alliance (ELSA) e.V.	43
RENATE LEITINGER Aktuelle Bodenschutzthemen in Oberösterreich aus der Sicht des Fachbeirates für Bodenschutz	53
MARTIN SCHAMANN Altlasten und Bodenschutz	59
Nora MITTERBÖCK Bodenschutzstrategie Österreichs im Rahmen der europäischen Initiative.....	67
FRANZ XAVER HÖLZ Bodenschutz in Oberösterreich – Umsetzung in der Praxis.....	73
Primož SIMONČIČ, Polona KALAN, Mihej URBANČIČ, Urša VILHAR Soil Properties in virgin and in managed dinaric fir - beech forests – Preliminary Results	77
Erwin J. MURER und PETER STRAUSS Validierung bodenphysikalischer Kennwerte abgeleitet aus der Österreichischen Bodenkarte 1:25000.....	83

PETER STRAUSS, GABRIELE WOLKERSTORFE Erosionsgefährdung für mesoskalige Einzugsgebiete – Datengewinnung und Vergleich von zwei Erosionsmodellen für das Einzugsgebiet der Ybbs	89
Markus PUSCHENREITER und Walter W. WENZEL Rhizosphären-Management zur Optimierung von Nähr- und Schadstoffgehalt in der Pflanze	97
Michael NOVOSZAD, Georg J. Lair, Martin H. Gerzabek, HOLGER KIRCHMANN und GEORG HABERHAUE Sorptionsverhalten von Schwermetallen und organischen Substanzen in Böden aus Langzeitversuchen	103
Mihej Urbančič Investigations of Wildfire Effects on Forest Soils in Slovenia	111
MARKUS HRACHOWITZ, FRANZ-JOSEF MARING Quantifizierung von Bodenerosion mittels Radiocäsium	119
Friedrich KEMPL, Diedrich STEFFENS, Herbert EIGNER, Dietmar HORN und Sven SCHUBERT Die Bedeutung von EUF-extrahierbarem organischem Kohlenstoff für die N-Mineralisation und das Stickstoffmanagement bei Zuckerrüben	127
E. LEITGEB, K. GARTNER, N. NADEZHDINA, M. ENGLISCH, J. CERMAK Ökologische Wirkungen von Pionierbaumarten auf die Bodenfeuchteverhältnisse in einem frühen Sukzessionsstadium nach einem Windwurf eines Fichtenbestandes	133
W.E.H. BLUM und O. NESTROY Bericht über die Internationale Konferenz „Soils under Global Change - A Challenge for the 21st Century“	141
O. NESTROY Bericht über die Gemeinschaftstagung GEO 2002 in Würzburg	147
M.H. GERZABEK und O. NESTROY Bericht über die Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, gehalten in der Zeit vom 30. August bis 7. September 2003 in Frankfurt an der Oder	149
Inhalt sämtlicher Mitteilungen der ÖBG	153
Hinweis zur Einreichung für den Kubienpreis	153

Bodenschutz zwischen Gefahrenabwehr und nachhaltiger Landnutzung

Rainer SCHULIN, Erwin HEPERLE und Thomas STOLL

Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich,
Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren, Switzerland
schulini@ito.umnw.ethz.ch

Zusammenfassung

In diesem Beitrag werden Konzepte vorgestellt, die den Bodenschutz in der Schweiz zurzeit prägen oder in Diskussion sind, die aber auch über die Schweiz hinaus von Interesse sein könnten.

In der Schweiz ist der Bodenschutz seit 1983 mit dem Inkrafttreten des eidgenössischen Umweltschutzgesetzes rechtlich verankert. Er hat als Schutzgut die Bodenfruchtbarkeit zum Gegenstand und geht vom Vorsorgeprinzip aus. Trotzdem wurde und wird er in der Öffentlichkeit in erster Linie im Sinne einer Abwehr von Gefährdungen verstanden, die von Schadstoffen im Boden ausgehen und die durch Bodenansäuerung zu beseitigen sind. Dieser zugleich politisch wirksame Anspruch an den Bodenschutz ist mit der Revision des Umweltschutzgesetzes und dem Inkrafttreten der Verordnung über Bodenbelastungen 1998 auch gesetzlich fixiert worden.

Mit der Revision des Umweltschutzgesetzes ist zudem der physikalische Bodenschutz ausdrücklich zu einer Aufgabe des Umweltschutzes erklärt worden. Während in Bezug auf die Bodenerosion dazu auch Richtwerte erlassen wurden, wartet der Vollzug bezüglich der Bodenverdichtung bisher immer noch auf eine Definition von Qualitätsstandards.

Im weiteren wird zur Zeit eine verbesserte Integration des Bodenschutzes in die Planung und Raumentwicklung angestrebt. Dabei soll der Bodenschutz aus der defensiven Position der Abwehr von Belastungen und Gefährdungen herausgeholt werden und eine aktivere Rolle in einer auf Nachhaltigkeit verpflichteten Ressourcen- und Landnutzungsplanung erhalten.

Summary

This article presents concepts which characterize actual soil protection in Switzerland or are currently in discussion, but which may be of interest also beyond Switzerland.

Soil protection is established in Switzerland since 1983 with the enforcement of the Swiss Federal Law relating to the Protection of the Environment (USG). Objective of this protection is the conservation of soil fertility (in a wide sense), and it is based on the precautionary principle. Despite of this, soil protection is understood in the public primarily as defense against hazards emanating from pollutants in soil and to be removed by soil remediation. This demand on soil protection, which was also politically manifest, became legal reality with the revision of the Environmental Protection Law and the enforcement of the Federal Ordinance relating to Impacts on the Soil (VBBo) finally in 1998.

With the revision of the law, also the protection of soil against physical degradation was explicitly declared as a task of environmental protection. While with respect to soil erosion also guide values have been issued, protection against soil compaction is still waiting for definitions of corresponding soil quality standards.

Furthermore, it is increasingly recognized that soil protection must be better integrated in planning and spatial development. Soil protection must get rid of its conservative defensive image and acquire a more active role in the planning of land use and environmental resource management.

1. Vorbemerkung

Der vorliegende Beitrag präsentiert Konzepte und Gedanken, die den Bodenschutz in der Schweiz zur Zeit bewegen und deren Diskussion auch über die Schweiz hinaus von Interesse sein könnten. Das dieser Ansatz für einen Vortrag auf der Jahrestagung der ÖBG gewählt wurde, geschah nicht in missionarischer Absicht, sondern aus der Beschränkung der Kenntnisse der Autoren auf die Verhältnisse in der Schweiz und dem Wunsch heraus, zu diesem Thema in einen Gedankenaustausch mit den österreichischen Kolleginnen und Kollegen zu treten.

2. Der Anfang: Stofflicher Bodenschutz nach dem Vorsorgeprinzip

Der Bodenschutz in der Schweiz wurde konkret mit dem eidgenössischen Bundesgesetz über den Umweltschutz (USG) vom 7. Oktober 1983 ins Leben gerufen. Darin wurde ausdrücklich die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit als Ziel bezeichnet. Der Bundesrat, d.h. die Bundesregierung, wurde ermächtigt, Richtwerte zur Beurteilung der Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit durch Schadstoffe zu definieren und Massnahmen zur verschärften Kontrolle von Emissionen zu erlassen, falls diese Richtwerte in einem Gebiet überschritten sind oder aus anderen Gründen die Bodenfruchtbarkeit nicht mehr langfristig gewährleistet ist. Auf dieser Grundlage wurde die Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo) vom 9. Juni 1986 erlassen und am 1. September 1986 in Kraft gesetzt. Sie bildete für 12 Jahre den Eckpfeiler für den Vollzug des Bodenschutzes in der Schweiz.

Das wesentlichste Merkmal der VSBo war, dass sie den Bodenschutz auf stoffliche Belastungen beschränkte. Im Zentrum standen dabei Belastungen durch Schwermetalle. Nur für Fluor und die zehn Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Cobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Thallium und Zink waren Richtwerte definiert. Fortschrittlich war, dass neben Richtwerten für die Totalgehalte dieser Elemente (definiert durch einen 2 M HNO₃-Extrakt) auch Richtwerte für die löslichen Gehalte von Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Zink sowie Fluor in einem 0.1 M NaNO₃-Extrakt definiert wurden. Dieses auch heute noch gültige Konzept geht von der inzwischen allgemein akzeptierten, aber seinerzeit pionierhaften Vorstellung aus, dass die akute und die langfristige Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit durch Schadstoffe getrennt zu beurteilen sind. Die akute Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit wird durch die aktuell gegebene biologische Wirksamkeit der Schadstoffe im Boden und damit von ihrer bioverfügbaren Fraktion bestimmt. Langfristig geht dagegen auch

von solchen Fraktionen eine Gefährdung aus, die im Moment nicht bioverfügbar sind, sondern erst mit der Zeit freigesetzt werden. Als geeignetes Mass für die Bioverfügbarkeit wurde der NaNO_3 -lösliche Gehalt und als Mass für die langfristig mobilisierbare Fraktion der HNO_3 -extrahierbare Gehalt gewählt. Dass ein einziger Wert nicht genügt, um die akute wie die potenzielle langfristige Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit zu beurteilen, geht allein schon aus der bekannten Tatsache hervor, dass je nach pH-Wert bei gleichem totalen Schwermetallgehalt um Grössenordnungen verschiedene lösliche Gehalte im Boden vorliegen können.

Die Beschränkung auf das Vorsorgeprinzip hatte zur Folge, dass in der VSBo nur Massnahmen zur passiven und aktiven Kontrolle von Bodenbelastungen durch Messung, Beurteilung und Beschränkungen weiterer Einträge (Emissionsbegrenzungen sowie Vorschriften über den Umgang mit Stoffen und Abfällen) vorgesehen waren. Zu Sanierungen oder zu anderen Eingriffen wie z.B. Nutzungseinschränkungen bot die VSBo keine Rechtsgrundlage. Dies wurde zum einen damit begründet, dass keine Verfahren bekannt waren, um schwermetallbelastete Böden zu reinigen, ohne die Bodenfruchtbarkeit weiter zu schädigen oder völlig zu zerstören. Zum anderen wurde davon ausgegangen, dass seitens des Bundes andere gesetzliche Grundlagen wie das Gewässer- und das Lebensmittelrecht sowie das allgemeine Polizeirecht ausreichten, um Gefahren abzuwenden, die von Schadstoffen im Boden auf andere Schutzgüter ausgehen könnten. Eine allfällige Regelung des Umgangs mit Altlasten blieb den Kantonen überlassen, und es waren die Gewässerschutzbehörden, die damit beauftragt wurden. Dementsprechend konzentrierten sich die kantonalen Bodenschutzfachstellen, die zum Vollzug der VSBo eingerichtet wurden, primär darauf, Belastungen zu erheben, Messnetze einzurichten und die Quellen von Belastungen zu bestimmen.

3. Schutz der Bodenfruchtbarkeit gegenüber Abwehr von Gefahren aus Bodenbelastungen

Im Gegensatz zur Zielsetzung des Umweltschutzgesetzes und der VSBo verstand und erwartete die Öffentlichkeit unter Bodenschutz immer in erster Linie die Sanierung von Altlasten zum Schutz menschlicher Gesundheit. Im Laufe der neunziger Jahre wurde auch immer deutlicher, dass die bestehende Gesetzesgrundlage keinen ausreichenden langfristigen Schutz vor der Ausbreitung von Schadstoffen aus belastetem Boden und Untergrund bot. Mit der Revision des Umweltschutzgesetzes vom 21. Dezember 1995 wurde diese Lücke geschlossen und der Umgang mit Altlasten umfassend geregelt.

Entsprechend der unterschiedlichen Zielsetzung wurden die beiden Bereiche Bodenschutz und Altlastenbehandlung dabei konzeptionell getrennt. Ziel des Bodenschutzes blieb weiterhin die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit, während die Behandlung von Altlasten dem Schutz von Mensch und Umwelt vor Gefahren, die aus der Ablagerung von gefährlichen Stoffen resultieren, gewidmet wurde. Die konzeptionelle Unterscheidung kommt bereits in der Definition der Begriffe Altlast und belasteter Boden zum Ausdruck. Als Altlast wird nach dem schweizerischen Umweltschutzgesetz ein durch Ablagerung, Betrieb oder Unfall mit Abfallstoffen belasteter Standort verstanden, von dem eine Umweltgefährdung ausgeht. Als belasteter Boden gilt dagegen ein Boden, dessen Fruchtbarkeit durch chemische, physikalische oder biologische Einwirkungen beeinträchtigt oder auf längere Sicht gefährdet ist. Dies schliesst nicht aus, dass es einen Überschneidungsbereich gibt. Eine Altlast kann zum Teil oder auch ganz aus belastetem Boden bestehen.

Belastung ↑	bei bestehender Nutzung konkrete Gefährdung von Menschen, Tieren oder Pflanzen gegeben	Nutzungsverbot oder Senkung der Bodenbelastung	Beseitigung der bestehenden Gefährdung	
	Sanierungswert (nutzungsabhängig)	konkrete Gefährdung von Menschen, Tieren oder Pflanzen möglich	Prüfung, ob konkrete Gefährdung vorhanden, und gegebenenfalls Nutzungseinschränkung im erforderlichen Mass	
	Prüfwert (nutzungsabhängig)	Bodenfruchtbarkeit langfristig nicht gewährleistet	Ermittlung der Belastungsursachen, gegebenenfalls verschärfte Emissionsbegrenzung	
	Richtwert (nutzungsunabhängig)		vorsorgliche Emissionsbegrenzung nach Bundesrecht	
	Kriterium	Urteil	Massnahmen	Ziel

Abb. 1: Konzept der Richt-, Prüf- und Sanierungswerte nach dem schweizerischen Umweltrecht.

Die auf der Grundlage des revidierten Umweltschutzgesetzes erlassene Altlastenverordnung deckt nur Bodenbelastungen ab, die durch Ablagerungen belastet sind, von denen Gefahren für die Umwelt ausgehen. Um auch auf anderem Weg belastete Böden behandeln zu können, von denen Gefahren ausgehen, gegen die sonst kein ausreichender Schutz besteht, wurde auch der Bodenschutz erweitert. Neben den Vorsorge-Massnahmen zur Verhinderung von Bodenbelastungen sind im revidierten USG nunmehr Massnahmen zur Beseitigung von Gefährdungen vorgesehen. Diese sind im Grundsatz vom Gesetz vorgegeben und in der Verordnung über Bodenbelastungen (VBBö) vom 1. Juli 1998, welche am 1. Oktober 1998 die VSBo abgelöst

hat, näher umschrieben. Als Kriterien für den Einsatz dieser Massnahmen wurden in Ergänzung zu den Richtwerten neu Prüf- und Sanierungswerte definiert. Diese sind abhängig vom dominierenden Gefährdungspfad bzw. von der Art der Landnutzung. Ist ein Prüfwert überschritten, so haben die Kantone zu prüfen, ob die Belastung des Bodens Menschen, Tiere oder Pflanzen konkret gefährdet. Gegebenenfalls ist die Nutzung so weit einzuschränken, dass die Gefährdung nicht mehr besteht. Ist ein Sanierungswert überschritten, so haben die Kantone die davon betroffenen Nutzungen zu verbieten bzw., falls eine gartenbauliche, land- oder forstwirtschaftliche Nutzung raumplanerisch festgelegt ist, Massnahmen zu ergreifen, mit denen die Belastung so weit herabgesetzt wird, dass die beabsichtigte standortsübliche Bewirtschaftungsart ohne Gefährdung von Menschen, Tieren oder Pflanzen möglich ist.

Um rechtliche Systemkonflikte zu vermeiden, umfasst die in der VBBo gegebene Legaldefinition der Bodenfruchtbarkeit auch den Aspekt der Gesundheit. Zu einem fruchtbaren Boden gehört nach der VBBo, dass die auf ihm gewachsenen Pflanzen die Gesundheit von Menschen und Tieren nicht gefährden und sogar dass Menschen und Tiere, die ihn direkt aufnehmen, nicht gefährdet werden. Der letztere Aspekt war in der VSBo noch nicht enthalten. Damit lassen sich alle bodenschutzrechtlichen Massnahmen dem Zweck der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit zuordnen.

4. Weitere Neuerungen im Bodenschutz mit der Revision des USG

Wichtige Neuerungen der VBBo gegenüber der VSBo waren auch die Definition von Richt-, Prüf- und Sanierungswerten für Dioxine und Furane, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB), die Definition von physikalischen und biologischen Bodenbelastungen (weshalb auch der Name der revidierten Verordnung von VSBo in VBBo geändert wurde), sowie die Einführung des Instruments der Branchenvereinbarung zwischen den zuständigen Behörden und betroffenen Organisationen der Wirtschaft, um die Wirtschaft zur Eigenverantwortung und Eigeninitiative im Bodenschutz zu stimulieren.

Während der Schutz vor biologischen Belastungen bisher nicht weiter konkretisiert wurde, macht die VBBo beim physikalischen Bodenschutz explizit Vorschriften zur Vermeidung von Bodenverdichtung und Bodenerosion sowie zum Umgang mit aufgehobenem Boden. Für die Beurteilung der Bodenerosion auf Ackerflächen wurden zudem Richtwerte definiert, die nach Bodengründigkeit differenzieren. Bezüglich Bodenverdichtung arbeitet die Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz (BGS) auf

der Grundlage eines allgemeinen Konzepts zum physikalischen Bodenschutz (TOBIAS et al., 1999) zur Zeit an konkreten Vorschlägen für Richt- und Prüfwerte.

Probleme beim Schutz des Bodens vor Verdichtung bestehen vor allem in

- der enormen Variabilität der physikalischen Eigenschaften von Böden, die schon von Natur aus vorhanden ist,
- der starken Abhängigkeit der Verdichtungsempfindlichkeit der meisten Böden von der momentanen Bodenfeuchtigkeit,
- der geringen Reversibilität von Verdichtungen in grösserer Tiefe und
- der Tatsache, dass auch eine einmalige Überlastung ausreicht, einen Boden dauerhaft zu verdichten.

Die Variabilität macht es schwierig, Referenz- und Eingreifwerte (d.h. Richt-, Prüf- und Sanierungswerte) zu definieren. Die starke Abhängigkeit der Verdichtungsempfindlichkeit von der Bodenfeuchtigkeit bedeutet, dass keine absoluten Belastungsgrenzen gesetzt werden können, sondern dass diese in Funktion des Bodenwasserhaushaltes auch zeitlich variabel sein müssen. Und aus der Tatsache, dass Unterbodenverdichtungen, vor allem solche in grösserer Tiefe, im Vergleich zu Oberbodenverdichtungen kaum oder nur mit sehr grossem Aufwand an Energie und Zeit regenerierbar sind und schon eine einmalige Überbelastung einen schwerwiegenden Schaden hervorrufen kann, folgt, dass solche Einwirkungen im Unterboden unter allen Umständen vermieden werden müssen.

5. **Physikalischer Bodenschutz auf Baustellen in Kulturland**

Dass der physikalische Bodenschutz überhaupt zu einem Thema bei der Revision des Umweltschutzgesetzes und der Bodenschutzverordnung geworden war, geht auf Auseinandersetzungen zurück, die in den Jahren davor über Bodenschutzmassnahmen beim Bau von Erdgasleitungen durch landwirtschaftliches Kulturland stattgefunden hatten. In den letzten zehn Jahren wurde das Rohrleitungsnetz für den Überlandtransport und die Verteilung von Erdgas in der Schweiz stark erweitert und ausgebaut. Für das Verlegen der grosskalibrigen Stahlrohre grösserer Leitungen, die bis zu 1.2 m Durchmesser aufweisen, kommen Baumaschinen von 40 t Gewicht ohne Nutzlast und mehr zum Einsatz. Auch wenn der Druck durch Verteilung der Last an der Bodenoberfläche auf ein tolerierbares Mass begrenzt werden kann, ist seine Tiefenwirkung doch umso grösser, je grösser die gesamte Last ist. Damit steigt auch das Risiko von Unterbodenverdichtungen.

Teilweise schwere Bodenschäden, die noch vom Bau der ersten Erdgastransportleitungen in den siebziger Jahren zurückgeblieben waren, veranlassten auch viele Landwirte, sich für einen besseren Schutz gegen das Risiko von Bodenverdichtungen beim Gasleitungsbau einzusetzen. Die bis dahin eher ungewohnte Koalition zwischen Bodenschutzfachstellen und Interessengruppen der Landwirtschaft erreichte, dass zusammen mit der Gaswirtschaft Richtlinien für den Bodenschutz beim Bau unterirdisch verlegter Rohrleitungen erarbeitet wurden. Diese wurden vom Bundesamt für Energiewirtschaft (BfE) als Auflage zu einem Bestandteil der Konzession von UVP-pflichtigen Rohrleitungen gemacht und erlangten dadurch rechtliche Verbindlichkeit (BfE, 1997).

Kernstück der Bodenschutzrichtlinien beim Rohrleitungsbau ist die Begrenzung des Maschineneinsatzes in Abhängigkeit vom Maschinengewicht, Kontaktflächendruck, Verdichtungsempfindlichkeitskategorie des Bodens und Saugspannung des Bodenwassers. Die Verdichtungsempfindlichkeitskategorie wird anhand der Bodenart, des Skelettgehaltes, der Lagerungsdichte und des Humusgehaltes ermittelt. Dazu wird im Rahmen der Projektvorbereitung im Zusammenhang mit der UVP auf dem Bau-trasse eine zweckorientierte Bodenkartierung durchgeführt. Mit Tensiometern wird während des Baus fortlaufend die aktuelle Bodenfeuchtigkeit im Unterboden gemessen und daraus differenziert nach Empfindlichkeitskategorien ermittelt, welche Maschinen unter den gegebenen Verhältnissen eingesetzt werden dürfen und welche

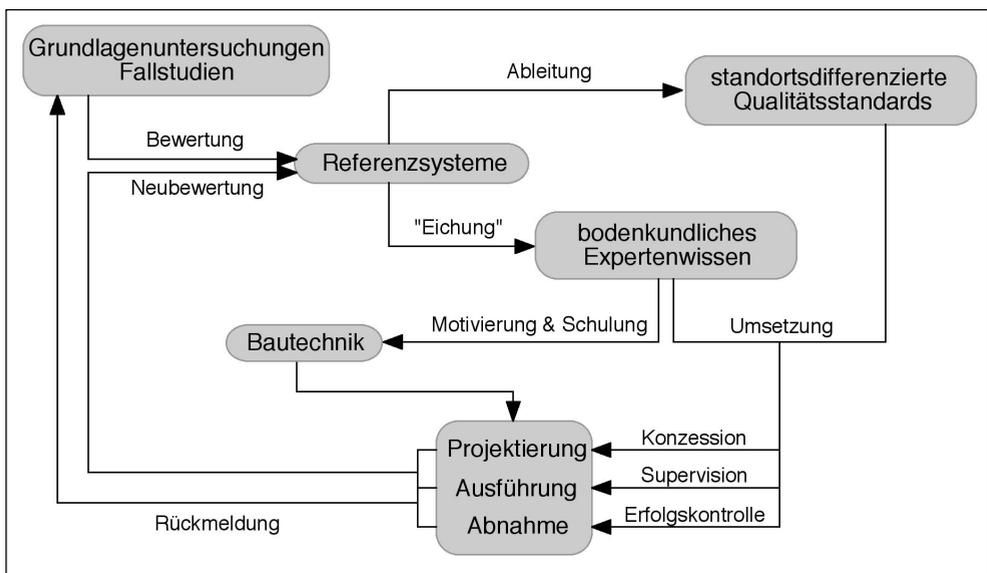


Abb. 2:
Informationsfluss im physikalischen Bodenschutz bei der vorübergehenden Nutzung von Kulturland als Baustelle (nach Schulin (1995), geändert).

nicht. Optional kann nach den Richtlinien auch die mechanische Vorbelastung als Kriterium für die Verdichtungsempfindlichkeit verwendet werden.

Weitere Regelungen in den BfE-Bodenschutzrichtlinien betreffen die Vorbereitung, die Rekultivierung und die Folgebewirtschaftung des Baustreifens. Um die Einhaltung der Richtlinien zu gewährleisten, muss von der Bauherrschaft eine bei der Bodenschutzfachstelle "akkreditierte" Bodenschutzbaubegleitung eingesetzt werden. Die dazu befähigten Personen werden auf einer Liste der BGS geführt. Um neu in diese Liste aufgenommen zu werden, muss die Befähigung durch eine Prüfung nachgewiesen werden.

Weitere Massnahmen, die zum Zwecke des Bodenschutzes auf Gasleitungsbaustellen ergriffen wurden, waren Halbtageskurse für Maschinenführer mit dem Ziel, ein Grundverständnis für die Anliegen des Bodenschutzes zu schaffen. Wesentlich waren auch begleitende wissenschaftliche Untersuchungen. Auf ausgewählten Feldstandorten wurde die Verdichtungswirkung von Baumaschinen sowohl experimentell als auch durch Modellrechnungen analysiert (BERLI, 2001; KULLI HONAUER, 2002). Geprüft wurde dabei insbesondere, wie weit sich die im Ödometerversuch aus Drucksetzungskurven nach dem Casagrande-Verfahren bestimmte mechanische Vorbelastung als Kriterium für die Verdichtungsempfindlichkeit unter Feldbedingungen eignet (BERLI, 2001). Des Weiteren wurde die Abhängigkeit der bodenmechanischen Verdichtungsempfindlichkeit von den Parametern untersucht, die in den Richtlinien zur Bestimmung der Empfindlichkeitskategorie benutzt werden (QUASEM et al. 2000). Diese Untersuchungen trugen auch entscheidend dazu bei, dass die Richtlinien und überhaupt der Bodenschutz auf den Baustellen von der Bauseite akzeptiert und ernst genommen wurden.

Abbildung 2 gibt eine Darstellung der Informationsflüsse, die für die erfolgreiche Umsetzung der Bodenschutzrichtlinien auf den Gasleitungsbaustellen wesentlich waren und sind. Die Bodenschutzrichtlinien für den Rohrleitungsbau durch Kulturland gelten heute als Musterbeispiel für das zuvor erwähnte Instrument der Branchenvereinbarungen, dessen mögliche Verwendung im Bodenschutz in der VBBo explizit hervorgehoben wird.

6. Physikalischer Bodenschutz in der Landwirtschaft

Dass es zur Zeit mit der Konkretisierung der in der VBBo formulierten Vorschriften zum physikalischen Bodenschutz nur zögernd vorangeht, hängt nicht nur mit den zuvor erwähnten grundsätzlichen Problemen zusammen, sondern auch damit, dass

davon die Landwirtschaft selbst unmittelbar betroffen ist und starke Einschränkungen in der Bewirtschaftung der Böden befürchtet. Es ist auch noch nicht klar, wie der Vollzug organisiert werden soll und kann. Gasleitungsbaustellen sind im wesentlichen Linienbaustellen. Auf diesen sind die Abläufe, die zu Bodenbeeinträchtigungen führen können zeitlich und räumlich verhältnismässig klar definiert, so dass sie durch die Bauleitung und die Baubegleitung gut kontrolliert und schon während der Planung in angemessener Weise berücksichtigt werden zu können. Zudem ist der finanzielle Rahmen im Gasleitungsbau so gross, dass die Mehrkosten für Bodenschutz nicht entscheidend ins Gewicht fallen. Die Auflagen des Bodenschutzes gehören zu den Rahmenbedingungen, die für alle auftragnehmenden Baufirmen gleich sind, so dass die Konkurrenzsituation nicht verzerrt wird. Die Bodenschutzrichtlinien wurden daher auch nicht mehr grundsätzlich in Frage gestellt, nachdem man sich einmal an sie gewöhnt hatte, auch wenn es im einzelnen Kritikpunkte gibt, die bei einer nächsten Revision Stoff für engagierte Diskussionen liefern dürften.

In der Landwirtschaft ist die Situation von der einer Linienbaustelle grundlegend verschieden. Aktivitäten, die zu physikalischen Belastungen des Bodens führen können, finden über die ganze Nutzfläche verteilt statt und sind zeitlich kaum einzugrenzen. Was gerade wann auf welcher Fläche geschieht, ist von aussen kaum kontrollierbar, ohne mit dem Schutz der persönlichen Freiheit, dem Datenschutz, der Wirtschaftsfreiheit oder der Eigentumsgarantie in Konflikt zu kommen. Auch sind die Tätigkeiten und die daraus auf den Boden resultierenden Einwirkungen von sehr grosser Vielfalt und zum grossen Teil bodenmechanisch und –physikalisch nur schlecht definiert. Da die Einwirkungen wiederkehrend erfolgen und damit die Regeneration der Bodenstruktur immer wieder gestört wird, hat der Schutz auch des Oberbodens in der Landwirtschaft eine viel grössere Bedeutung als bei der vorübergehenden Verwendung von Kulturland als Baustelle.

Auf der anderen Seite ist in der Landwirtschaft das Bewusstsein für die Bedeutung einer intakten Bodenfruchtbarkeit viel ausgeprägter als in der Baubranche. Als Grundbesitzer besteht viel mehr Motivation, mit dieser wertvollen Ressource schonend umzugehen. Das Problem ist in der Regel der grosse wirtschaftliche und zeitliche Druck, der zu einem intensiven Maschinen- und Hilfsstoffeinsatz und zu Feldarbeiten unter gelegentlich auch ungünstigen Witterungs- und Bodenbedingungen veranlasst.

Der physikalische Bodenschutz in der Landwirtschaft erfordert daher einen ganz anderen Ansatz als jener auf einer Linienbaustelle. Der Bodenschutz muss auf der Eigenverantwortung und Einsicht der einzelnen Landwirte aufbauen. Schulung und Information kommt damit ein entsprechend hoher Stellenwert zu. Da das Vertrauen auf Verständnis und guten Willen allein nicht genügen wird, müssen auch

wirtschaftliche Anreize gegeben werden, insbesondere über Ausgleichszahlungen für ökologische Leistungen der Landwirtschaft. Dazu bedarf es aber objektiver Kriterien, anhand derer eine bodenschädigende Bewirtschaftung festgestellt werden kann. Diese müssen einfach zu ermitteln und gut zu kommunizieren sein, um den Landwirten auch eine effiziente Selbstkontrolle zu ermöglichen.

Als Kriterien für die Beurteilung des Verdichtungszustands land- und forstwirtschaftlicher Böden werden in der BGS zur Zeit vier Parameter diskutiert: die effektive Lagerungsdichte, der Grobporenanteil, die gesättigte Wasserleitfähigkeit und der Penetrationswiderstand. Offen ist nach wie vor, wie dabei mit dem Problem der enormen natürlichen Variabilität physikalischer Bodeneigenschaften umgegangen werden soll. Ein Ausweg könnte darin bestehen, Richtwerte differenziert nach Flächenkategorien bzw. Nutzungsformen (wie beispielsweise Ackerland, Grünland, Spezialkulturen) zu definieren. Die Frage ist hier zum einen die Praktikabilität. Zum anderen kommt in aller Deutlichkeit das grundlegende Problem zum Ausdruck, dass die Wissensgrundlagen in quantitativer Hinsicht noch immer ungenügend sind. Das betrifft namentlich die Wirkung von Bewirtschaftungsmassnahmen auf den Boden, die Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität von Bodenveränderungen und die Folgen von physikalischen Bodenbelastungen für das Pflanzenwachstum, insbesondere die Quantität und Qualität der Ernte.

7. Indikatoren als Monitoring- und Steuerungsinstrumente

Seit der Umweltkonferenz von Rio de Janeiro 1992 ist Nachhaltigkeit zunehmend zu einer Leitlinie der offiziellen schweizerischen Landwirtschaftspolitik geworden. Mit der Revision der schweizerischen Bundesverfassung von 1996 wurde die Landwirtschaft auch gesetzlich dem Grundsatz der Nachhaltigkeit verpflichtet (Schweiz. Bundesverfassung Art. 104). Mit der Nachhaltigkeitsverordnung zum Landwirtschaftsgesetz hat dieser Auftrag vollzugswirksame Gestalt angenommen.

Zur Beobachtung der Auswirkungen landwirtschaftlicher Tätigkeit auf die Umwelt wird im Auftrag und in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) an der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich-Reckenholz, zur Zeit ein System agrarökologischer Indikatoren ausgearbeitet. Dieses ist in die Bereiche Stickstoff, Phosphor, Energie/Klima, Wasser, Boden und Biodiversität/Landschaft gegliedert. Mit Ausnahme des Bereichs Energie/Klima werden in jedem Bereich Indikatoren zur landwirtschaftlichen Praxis,

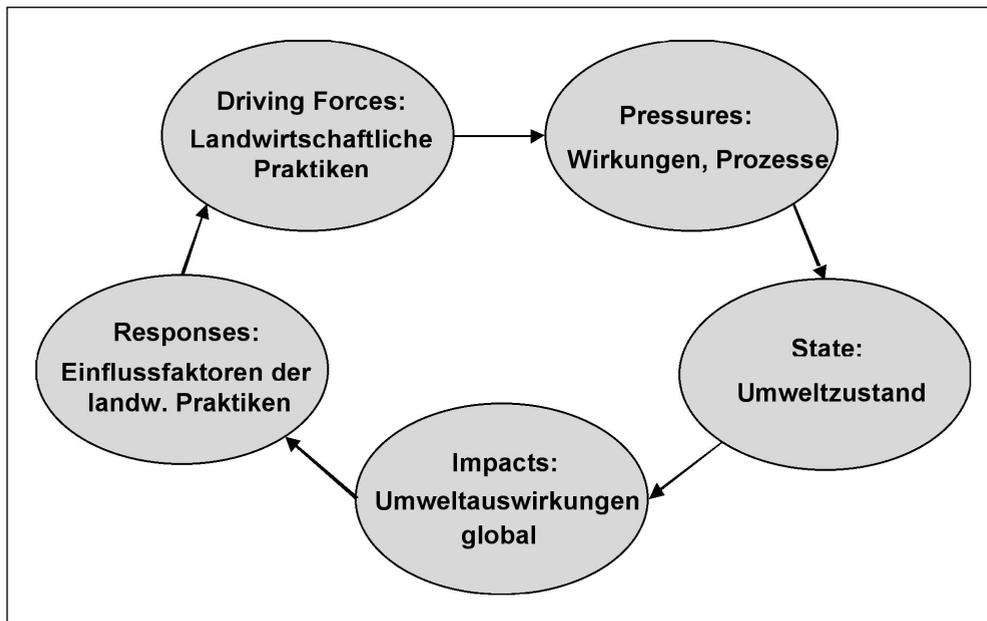


Abb. 3: Das DPSIR-Modell, dargestellt in Bezug auf die Landwirtschaft

zu den Umweltauswirkungen und zum Umweltzustand gewählt. Im Bereich Energie/Klima wird ein Indikator für den Umweltzustand als nicht realisierbar angesehen.

Jeweils ein Indikator pro Bereich soll als Schlüsselindikator zur Darstellung der ökologischen Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft dienen. Diese sechs Indikatoren sollen alle vier Jahre im jährlich erscheinenden Agrarbericht des BLW veröffentlicht werden. Zudem soll jedes Jahr über ein bis zwei Bereiche detailliert berichtet werden, so dass sich auch die Themenbereiche im 4-Jahres-Rhythmus wiederholen.

Das Indikatoren-System lehnt sich eng an das DPSIR-Modell der Europäischen Kommission an (Abbildung 3). Die landwirtschaftliche Praxis entspricht den Antriebskräften (Driving forces), die Umweltauswirkungen den Belastungen (Pressures) und der Umweltzustand dem lokalen Umweltzustand (State) in diesem Modell. Für die Auswirkungen auf den globalen Umweltzustand (Impacts) und die Reaktion (Responses) auf die Antriebskräfte sind keine Indikatoren vorgesehen.

Abbildung 4 gibt eine Übersicht über den Stand der Indikatorenevaluation zu Beginn des Jahres 2003 (P. WEISSKOPF, persönliche Mitteilung). Inzwischen ist die Liste vollständig. Für die landwirtschaftliche Praxis im Bereich Boden soll der Indikator "Bodenbedeckung" und für den Umweltzustand im Bereich Boden sollen die beiden

Themenbereiche	Landwirtschaftliche Praxis	Umweltauswirkungen	Umweltzustand
Stickstoff	N-Bilanz der Landwirtschaft	N-Verlustpotenzial (Nitrat-, Ammoniak- und Lachgasemissionen)	Nitratbelastung des Grundwassers aus der Landwirtschaft
Phosphor	P-Bilanz der Landwirtschaft	P-Gehalt der Böden	P-Belastung der Seen aus der Landwirtschaft
Energie/Klima	Energieverbrauch in der Landwirtschaft	Energieeffizienz	
		Treibhausgasemissionen (CO ₂ , Methan, Lachgas)	
Wasser	Verbrauch von Pflanzenschutzmitteln	Risiko von aquatischer Ökotoxizität	Belastung des Grundwassers durch Pflanzenschutz
	Verbrauch von Tierarzneimitteln		Gehalt von Tierarzneimitteln im Grundwasser
Boden	?	Erosionsrisiko	?
Biodiversität/Landschaft	Ökologische Ausgleichsflächen (inkl. Qualität)	Potenzielle Auswirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität	Vielfalt der Wildarten
			Vielfalt der Lebensräume und Landschaften

Abb. 4:

Die agrarökologischen Indikatoren für die schweizerische Landwirtschaft (nach BLW (2002), ergänzt nach WEISSKOPF (persönl. Mitteilung).

Indikatoren "Mikrobielle Biomasse" und "Schwermetallgehalte" weiter ausgearbeitet werden (G. GAILLARD, persönliche Mitteilung).

8. Ressourcenplan Boden zur besseren Integration des Bodenschutzes in die Raumplanung

Die Politik der nachhaltigen Entwicklung der Schweiz sieht auch im Bereich der Raumentwicklung vor, verstärkt Massnahmen zum Schutz der natürlichen Ressourcen zu ergreifen (SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 2002). Nachhaltige Raumordnung ist auf den Ausgleich zwischen der Inanspruchnahme von Böden für Nutzungen

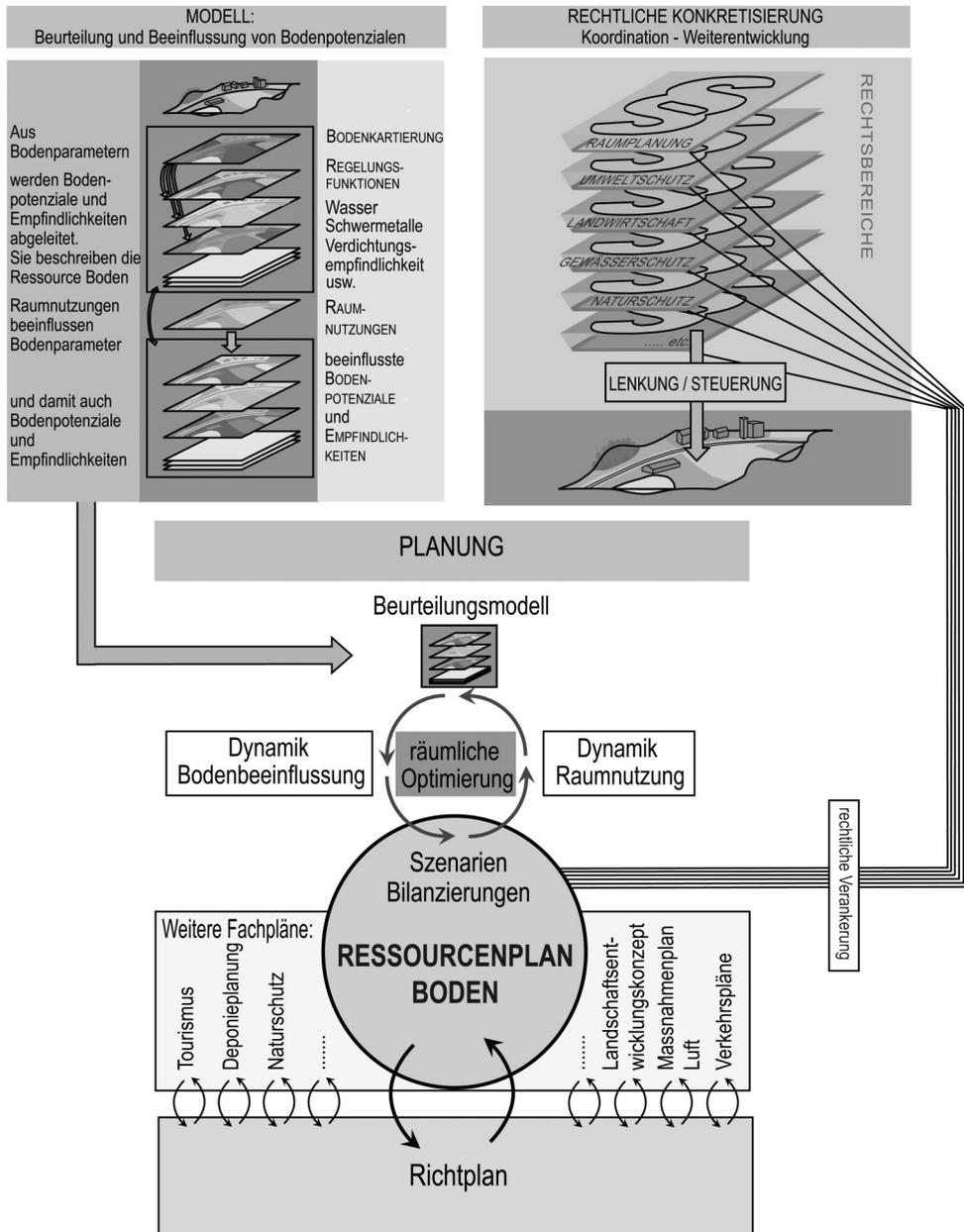


Abb. 5: Konzept für einen Ressourcenplan Boden

und der Erneuerungsfähigkeit der Ressource Boden ausgerichtet. Die räumlichen Aspekte des qualitativen Bodenschutzes bedürfen dazu in Zukunft deutlich grösserer Aufmerksamkeit als bisher. Die verschiedenen Raumnutzungen beanspruchen die Böden auf vielfältige und unterschiedliche Weise. Ein differenzierter Schutz der Bodenqualität ist dementsprechend nur durch Anbindung an wohl definierte Kategorien der Raumnutzung möglich.

Auch die Regelungsansätze in den verschiedenen Bereichen der Gesetzgebung knüpfen jeweils an bestimmte Nutzungen an. Die Heterogenität der Böden und die rechtliche Vielgestaltigkeit verlangen eine auf den Raum ausgerichtete Abstimmung der Bemühungen. Als planerisches Instrument hierfür schlagen wir die Einführung eines Ressourcenplans Boden vor. Ein solcher Ressourcenplan hätte im Bereich Bodenschutz eine vergleichbare Funktion wie der Massnahmenplan Luft im Bereich Luftreinhaltung. Er kann dazu dienen, den vielfältigen räumlichen Aspekten des Bodenschutzes gerecht zu werden. Zur Zeit arbeiten wir mit der Unterstützung des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) einen Entwurf für die Ausgestaltung eines solchen Instruments aus. Ein Bericht zu diesem Projekt kann im Laufe des Jahres 2004 erwartet werden.

Das in Abbildung 5 skizzierte Konzept, welches dem Ressourcenplan Boden zugrunde liegt, sieht vor, den Einfluss von Nutzungen auf die Potenziale und die Empfindlichkeiten der verschiedenen Böden abzuschätzen, was eine Simulation und damit Optimierung der räumlichen Nutzungsverteilung gestattet. Auf der anderen Seite sind die verschiedenen rechtlichen Anforderungen zu bündeln. In Kombination mit den bodenbezogenen Rauminformationen kann die Massnahmenplanung auf raumspezifische Bedürfnisse Rücksicht nehmen. So lassen sich die Aspekte des Bodenschutzes auf weitere raumrelevante Planungsgrundlagen abstimmen, und es können die rechtlichen Mittel entsprechend gezielter eingesetzt werden. Voraussetzung ist allerdings eine deutliche Stärkung der Stellung des Bodens in der Raumplanung. Indem der Bodenschutz besser in die räumliche Planung integriert wird, könnte er auch aus seiner derzeit allzu defensiven Position der Abwehr von Belastungen und Gefährdungen herausgeholt werden und eine aktivere Rolle in einer auf Nachhaltigkeit verpflichteten Gestaltung und Nutzung der Umwelt und ihrer Ressourcen erhalten.

9. Referenzen

- BERLI, M. (2001): Compaction of agricultural subsoils by tracked heavy construction machinery. Diss. ETH Nr. 14132, 108 S. + Anh.
- BFE (1997): Richtlinien zum Schutze des Bodens beim Bau unterirdisch verlegter Rohrleitungen (Bodenschutzrichtlinien). Bundesamt für Energiewirtschaft, CH-3003, Bern.

- BLW (2002): Agrarbericht 2002. Bundesamt für Landwirtschaft, CH-3003, Bern.
- KULLI HONAUER, B. (2002): Analysis of flow patterns. The influence of soil compaction and soil structure on the infiltration pathways of dye tracer solutions and the quantitative evaluation of flow patterns. Diss. ETH Nr. 14658, 109 S.
- QASEM, H., ATTINGER, W.; BERLI, M.; & SCHULIN, R. (2000): Zusammenhänge zwischen ödometrischer Verdichtungsempfindlichkeit und morphologischen Merkmalen von Böden, untersucht an ausgewählten Standorten auf den Trassees der Transitgasleitungen Däniken-Grimsel (TRG 2) und Rodersdorf-Losdorf (TRG 3). Institut für terrestrische Ökologie der ETH Zürich, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren, 42 S. + Anh.
- SCHULIN, R. (1995): Physikalischer Bodenschutz und die Kluft zwischen Physik und Bodenschutz. Bull. Bodenkundl. Ges. Schweiz, 19: 67 - 72.
- SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT (2002): Strategie Nachhaltige Entwicklung 2002. Bundesamt für Raumentwicklung (ARE), CH-3003 Bern,
<http://www.are.admin.ch/imperia/md/content/are/nachhaltigeentwicklung/deutsch/4.pdf>
- TOBIAS, S.; SCHULIN, R.; SCHAUB, D.; WEISSKOPF, P.; BUCHTER, B.; ZIMMERMANN, S.; BORER, F. & VÖKT, U. (1999): Physikalischer Bodenschutz – Konzept zur Umsetzung der rechtlichen Vorgaben im Umweltschutzgesetz (USG) und in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo). Bodenkundl. Ges. Schweiz, Dokument 9, 32 S. + Anh.

Soil Protection – European Perspectives and recent initiatives of the ESB

Luca MONTANARELLA

European Commission, Joint Research Centre,
Institute for Environment and Sustainability
TP 280, I-21020 Ispra (VA), Italy

Abstract

The recent developments towards a soil protection strategy for Europe (COM(2002)179) require a new definition of the tasks of the European Soil Bureau network. As a network of European soil data providers there is the urgent need to refocus the ESB towards providing the policy relevant soil information the soil communication COM(2002)179 is calling for. Specially in the context of the new soil monitoring initiative that will be proposed by the Commission by 2004 there is ample space for the ESB to further enhance its role as the key reference network for soil data in Europe.

Zusammenfassung

Die jüngsten Entwicklungen in Hinblick auf eine europäische Bodenschutzstrategie erfordern eine Neudefinition der Aufgaben des Europäischen Bodenbüro-Netzwerks. Als Netzwerk von europäischen Bodendaten-Anbietern gibt es dringenden Bedarf das ESB neu auszurichten um politikrelevante Bodeninformation bereitzustellen, wie sie die Soil Communication COM (2002) 179 fordert. Speziell im Kontext der neuen Bodenmonitoring-Initiative, die der Kommission 2004 vorgeschlagen werden wird, ist für das ESB breiter Raum gegeben, seine Rolle als Referenznetzwerk weiter auszubauen.

1. Introduction

Soil protection has never been ranking high among the priorities for environmental protection in Europe. Soils are commonly not well known by the European citizens, particularly since only a small fraction of the European population is currently living in rural areas and having a direct contact with soils.

The majority of the urban population in Europe has only little understanding for the features and functions of soils. The most common perception is usually that soils are a good dumping site for all kind of wastes and that soils can be quite useful as surfaces for building houses and infrastructure.

Only during the last 2-3 years the need for a coherent approach to soil protection has come on the political agenda in Europe and was therefore introduced as one of the

thematic strategies to be developed within the Community's 6th Environment Action Programme (6th EAP). The rationale behind the development of a coherent approach to soil protection is based on the recognition of the multi-functionality of soils. Soils are not any more considered only as dumping sites, construction surfaces or means for production (agriculture) but also as a fundamental environmental compartment performing vital ecological, social and economic services for the European citizens: filtering and buffering of contaminants allowing us to have clean drinking water, pool of biodiversity, source of raw materials, sink for atmospheric carbon dioxide, archive of cultural heritage etc.. These functions are now recognised of equal importance as the traditional soil functions commonly attributed to soils: production of food, fibre and wood (agriculture and forestry) and surface for housing and infrastructure (spatial development).

In order to develop a soil protection policy it is important to recognise that soils have distinctive features that make them quite different from the other environmental compartments, like air and water. Soils are first of all highly diverse both in space and over time. Soil properties can be completely different for soils only at few meters distance one from the others. The development of a common soil map of Europe has helped describing the very high spatial variability of soils across the European continent (fig. 1). Soils are not static but develop over time. The timescale for these changes is usually very long (hundreds of years). Therefore, for policy making purposes, we consider soils as essentially a non renewable resource. The high variability of soils implies that any soil protection strategy needs to have a strong local element built in. It is at local level that we can act in specific ways that are appropriate to the features of these particular soil types. This of course brings up the important distinction that needs to be made in identifying the actors that must develop and implement soil protection measures. It should be recognised that, while there are important local elements that need to be built in any soil protection strategy, there are nevertheless, clearly identified off site effects of soil degradation that justify an European or even global approach to soil protection. Erosion, decline of organic matter, soil contamination, soil compaction, soil sealing, loss of biodiversity have very important off-site consequences, like silting of hydropower stations, increase of atmospheric carbon dioxide, contamination of drinking and bathing waters, contamination of food, increased frequency of flooding and landslides, etc.. All these off-site effects seriously threaten human health and have substantial economic implications.

A key feature for developing a soil protection strategy is the recognition of the implications linked with the fact that soils in Europe are commonly submitted to property rights. The majority of soils is in private property and this brings up a series of environmental liability implications.

The EU soil protection strategy builds upon the recognition that the important functions of soils are threatened by severe degradation processes. The major threats identified so far are soil erosion, decline in organic matter content, loss of soil biodiversity, soil contamination, salinization, soil compaction, soil sealing and major hydro-geological risks (flood and landslides).

2. The need for soil information

The communication fully recognises that an effective soil protection strategy can only be built up on solid and reliable information on the soils of Europe. Such information needs to be policy relevant in responding to the information needs for the improved understanding of the major threats to soils as identified above.

The Commission emphasizes the need for the establishment of a comprehensive monitoring system to form the knowledge base for coherent action in the future. General monitoring will confirm the extent and evolution of existing widespread threats and will provide the basis for policy development to respond more fully and accurately to them. In this way, monitoring can become a driving force for policy adjustment and revision for the benefit of soil protection and establishment of more sustainable land management regimes. There will be a clear need for trans-national agreement on the interpretation of the data collected by such monitoring in terms of the threats posed to different parts of the soil system and its functions in different Member States. There will also be a need to agree how the data shall be extrapolated to arrive at an acceptable pan-European assessment of the state of the soil and its response to threats to it. This has issues of interpretation, spatial analysis and scale (temporal and geographical).

Information on soils has been collected in Europe over decades by many institutions. Most data are scattered at National level. Only a few member States have developed a coherent National approach to soil data gathering and storage over time.

Based on EEA-ETC/S questionnaire returns, 12 EEA member countries out of 18, and Switzerland, have an established a National Soil Monitoring Network (SMN) with complete coverage. Two other member countries, namely Ireland and Liechtenstein, have SMNs in place.

The major driving forces behind the collection of soil information were often very different. Only in very few cases soil protection was a justification for collection of coherent soil data. The bulk of the data collected so far were gathered mainly for

agricultural purposes. Classical pedological soil surveys were driven by the need for optimizing agricultural production. Some of the largest soil surveys made in Europe (UK, France, The Netherlands, Denmark, etc.) were motivated (and financed) by the urgent need to increase post-World War 2 agricultural production. The same is true for many of the more detailed surveys (1:50.000 scale and larger) made by many regional authorities throughout Europe.

Another important driving force behind extensive soil information collection exercises in the past has been land taxation like, for example, very detailed surveys in Belgium, Germany and others. For example, in Norway protection of the environment was the driving force behind a national soil mapping program. The algae catastrophe during the 1980's in the North Sea and the Skagerrak led to the North Sea Agreement (Paris Convention). Norway decided to reduce the flux from N and P from agriculture to the sea by a strong reduction of soil erosion. The establishment of a Soil Information System, in combination with a regulatory system with clear objectives, should contribute to that.

More recently, with the establishment of the European Community, some attempts were made for a coherent approach at the European level. First, the CORINE programme and then the MARS (Monitoring Agriculture by Remote Sensing) programme developed a harmonized soil geographical database at 1:1.000.000 scale in Europe, mainly drawing information out of existing archives. The Council regulation 3528/86 on the protection of forests against atmospheric pollution, provided for the development of the Forest Soil Monitoring Network of Europe, based on a regular 16 x 16 km grid. Coverage is 31 European countries, including the EU15 and Norway (EC, UN/ECE and MFC, 1997).

A further European monitoring programme including soils, called FOREGS (Forum of European Geological Surveys) Geochemical Baseline Programme, is currently running as a European contribution to the IUGS (International Union of Geosciences) Working Group on Global Geochemical Baselines. The aim of this Geochemical Mapping Programme 1997-2000 is to collect, store and analyse several sampling materials (stream water, stream sediment, floodplain sediment, overbank sediment, residual soils and humus) from the Global Terrestrial Network (GTN). These reference materials taken from the European cells (160 x 160 km) have been analysed and used to combine national geochemical mapping results into a Europe-wide or even global scale geochemical atlas.

Also, global initiatives produced some harmonized soil information for Europe. The 1:5.000.000 scale soil map of the world by FAO stimulated the early attempts for cross-border harmonization of soil data in Europe. Later, the GLASOD (Global Soil

Degradation Assessment) programme of UNEP produced, also for Europe, the basic information on the extent of soil degradation phenomena. These data still remain, until now, the only available information at the European scale for the major soil threats. A revised version of the original GLASOD data was recently included in the latest assessments by the EEA on soil degradation in Europe.

The extensive shortcomings of the available information on soil threats in Europe have been already recognized in several documents. The European Commission, the European Environment Agency, FAO and others, produced proposals for new initiatives for soil data collection.

3. The future role of the European Soil Bureau

The European Soil Bureau was initiated as the network of the National soil surveys and data holding institutions and supported by the JRC through the MARS programme and later on through an ad hoc financial framework. The main task of this network has been the development of the European Soil Information System (EUSIS) compiling data at different resolutions (scales), providing basic information to be used in several modelling exercises. Main driving force has been the compilation of the 1:1.000.000 soil data base of Europe that is currently the only harmonised soil information covering the EU and the bordering countries and is therefore extensively used in all soil related assessment at European scale. EUSIS however has limitations. Firstly, the comparability of physical and chemical information is limited since it is based on data collected over a long period by National Soil Surveys using different methodologies. Secondly, it delivers information at a very coarse scale for environmental protection purposes. Furthermore, it lacks integration with other soil databases. However, its most serious constraint is that it delivers static information without any indication on changes and trends.

The new challenges identified within the soil communication require a new approach to soil monitoring in Europe. In order to prepare this new initiative an *ad hoc* working group has been established within the European Soil Bureau, that has developed a firm proposal for the specifications of a European Community information and monitoring system on soil threats. This proposal will form the basis for the future activities of the European Soil Bureau network and will strongly support the preparation of the legislative proposal by the Commission for a European soil monitoring scheme due by 2004.

As outlined above, the future system of soil information should be focused on providing policy relevant information on the major threats to soil in Europe. The EC

soil communication “Towards a Thematic Strategy for Soil Protection” identifies eight major threats: erosion, decline in organic matter, soil contamination, soil sealing (by which we mean the covering of the soil with built structures), soil compaction, decline in soil biodiversity, salinization and hydrogeological risks (floods and landslides).

Information is needed on all these threats and consequently the future soil information and monitoring system should be multi-purpose in addressing all of these major threats equally, insofar as current knowledge and technology permits. In certain cases, e.g. soil biodiversity, a considerable research effort will be needed to develop acceptable protocols by which this can be measured reliably and related to threats to soil function.

Initially, priority should be given to soil erosion, decline of organic matter content and soil contamination, as the more pressing challenges for soil protection in Europe.

4. Design and structure of the proposed system

The system should be designed in order to give information on, and to, the EU Member States and the Candidate Countries. The spatial resolution required is related to the threats to be monitored. A grid-based system is proposed for organic matter, diffuse contamination, soil compaction, decline of soil biodiversity and salinization. A possible grid resolution could be the existing 16 x 16 km grid already established for forest soils, but there is also the 18 x 18 km grid of the LUCAS programme (Land Use - Cover Area from Statistical Survey) through Eurostat. These different grid dimensions point to the need for any European Soil Monitoring Network to take on board existing networks, so as not to jeopardize existing information. This might require preliminary investigation of the statistics of such networks in comparison to other proposals, so that there is clear understanding of how the different networks can be linked and the robustness of the information derived from them. Historical continuity is essential if any proposed network is to be accepted by Member States that have existing networks that meet their national requirements.

Specialized monitoring sites at the scale of small catchments will be established for soil erosion and hydrogeological risks.

Dedicated sites for the monitoring of local soil contamination will be established in areas of particular concern (hot spots).

Soil sealing is mainly a land cover/land use issue and will be addressed through Remote Sensing of selected sites and linkage of this to statistical information sources (EUROSTAT).

The resulting system will be based on a “nested” sampling design consisting of three monitoring levels:

1. **Level I:** Basic monitoring at sites distributed on a regular grid covering all land uses. This could be based on an extension to non-forested soils of the existing 16 x 16 km Forest Soil monitoring network. This 16 x 16 km grid corresponds to 1:800.000 scale. This is very comparable to the 1:1.000.000 European Soil Database and Map. This has clear implications for the function of EUSIS and allied datasets as a ‘multiscale’ product. However, careful thought needs to be given to the implementation of such an approach so that it allows Member States to maximise the information available from existing networks. It is worth repeating that it is necessary to be sure that any network will be representative of varying soil properties, functionality and land uses across the landscape. If these are not sufficiently covered threats to soil will not be accurately identified. It is more than probable that any basic network will also require some more intensive (so-called ‘nested’) sampling. The chosen network will be under National responsibility. National institutions will undertake identification of monitoring sites, sample collection and analyses according to standardized methods. QA/QC procedures, together with extensive inter-laboratory calibration exercises, will be implemented in order to assure comparable results across Member States. This basic monitoring exercise will be targeted at three major soil threats: **decline in organic matter content; diffuse soil contamination** and **loss of soil biodiversity**. The soil parameters to be measured will be chosen accordingly. This level will be kept as flexible as possible in order to accommodate existing National monitoring networks.
2. **Level II:** Benchmark sites selected among the Level I sites (ca. 10 % of the Level I sites) as reference sites for National and EU wide coordination. Site selection will be performed jointly between the National institutions and the European coordinating organization. The National authorities will undertake sampling, while the further analysis and archiving of the samples will be performed centrally at the EU level. Measurements will be done according to standardized methods in one single laboratory in order to minimize systematic analytical errors. The variables measured will be the same as for the Level I sites and will be used for benchmarking National measurements. Location of Level II sites will be optimised in order to gain additional information on the following threats: **soil physical degradation** (including compaction, deterioration in soil surface structure and aggregate stability, slaking, infiltration properties), **soil salinization (including alkalisiation and sodification)**, and **local soil contamination (hot spots - see also below)**. For these additional threats, there will be additional specific measurements to be performed at Level II sites only. It is axiomatic that, if sufficient Level II sites are to be found that allow investigation of these special topics, then the

number of Level I sites must be large. A coarse grid, with few sites, will simply not intersect special problem areas in sufficient numbers to do the job.

- Level III:** Specialised monitoring sites for **soil erosion (both wind and water)**, **soil sealing (both urban and non-urban)** and **hydrogeological risks**. Special sites concerned with soil erosion and hydro-geological risks will be located within small catchments selected jointly by the National institutions and the European coordinating body and will be representative of the different climatic and landscape conditions in Europe. Dedicated measurements of key parameters for the correct estimation of erosion rates, frequency of flooding events and major mass movements (landslides) will allow for extrapolation at EU scale through the use of appropriate models and remotely sensed data. There will almost certainly be special cases of contamination that might also be regarded as hot spots (see above), e.g. intensive contamination from specialised industrial processes, former military sites, sites that might be contaminated by radio-active substances. Soil sealing, i.e. the covering of soil with built structures, is a different concept, in that it is more of an 'either-or' situation (the soil is covered or it is not). For this threat, we envisage assessment through either national collection of appropriate data according to an agreed format, and/or through remote sensing. The latter might also have a census function in calibrating nationally collected data. It might be better to consider the 'site' for an investigation of soil sealing to be a large area (many square kilometres) that can (a) be investigated in detail and (b) be used to calibrate and/or validate the wider scale remote sensing approach. Thus, progress of soil sealing will be evaluated with exhaustive coverage using recent topographic and remotely sensed data. These data will be checked for ground-truth value in the level II+III sites. The effects of soil sealing on rapid discharge etc. will be measured in the level III sites.

The implementation of such a system will require a close coordination at all levels: local, regional, national and European. The central purpose of such co-operation is to achieve a robust system that can allow all to have ownership of the concepts, principles and practices.

The Level I monitoring network will be essentially managed by the Member States with a degree of flexibility that allows them to meet national interests and international commitments. However, flexibility must not mean disregard for the principles of robustness and harmonisation. Without these, the network will yield few comparable and harmonised data. This will be a waste of opportunity and resources and the network will fall into disrepute. The Level II and Level III will require a more centralized approach. This is most likely to involve a European coordinating body. This will oversee site selection (jointly with Member States' authorities), sampling (jointly with Member States' authorities), analysis, database management, sample

archival, data analysis and reporting. There is an implication that the European coordinating body will have a ‘policing’ function with regard to acceptable analytical performance of national laboratories, e.g. through production of widely-accepted QA assessments such as control charts, Z-scores and so on.

Together with a basic monitoring of soil conditions throughout Europe, this system will provide the necessary flexibility to focus, where necessary, on more locally relevant threats and degradation processes and their driving forces. The main aim of the system is to provide policy relevant information on the major soil threats in Europe in a harmonized and coherent way.

Soil erosion

The system will address water-based soil erosion through specialized sites (Level III) forming a network based on catchments (Catchment Information System) providing actual data on erosion rates, both through direct measurements and through indirect methods (sediment flow in rivers, etc.). The network will consist of *ca.* 60 catchments of a dimension to be agreed by consultation with experts. Location of the catchments will be representative of the different climates, geology and landscapes of the European Union. The network of catchments will be fully compatible with other existing initiatives of this kind, especially in the framework of the implementation of the Water Framework Directive. This aspect of monitoring offers a strong link to the evidence base required for reporting to such Directives. Selection of catchments will be done according to cost-effectiveness and representativeness, trying as far as possible to make use of already existing catchment information systems. The on-going development of a pan-European soil erosion risk map (PESERA) will allow stratification of the European landscape according to soil erosion risk. Site location will take this into account in order to cover adequately high erosion risk areas in Europe, both in terms of severe events and mass-wastage. The Level III sites will be multi-purpose as far as possible and will also address other threats to be monitored at catchment level (flood risk and landslide potential). Integration with other monitoring systems for land and water will reduce costs. It is also essential that an assessment of wind erosion is possible. This is often perceived as a localised threat but is, nonetheless, of considerable import where it does occur. Note that there might be an additional requirement to assess the material that is moved by the erosion process. It will not be enough to say that erosion of a certain magnitude has occurred. The fate of the material can be important, as can its effects on the places where it settles, especially if this leads to modification or burial of the soil already at the settling point.

Decline in organic matter

This major threat will be addressed at the Level I sites through systematic monitoring of key soil parameters, describing both the status and change in soil organic matter form and concentration. It is anticipated that most of the effort will be directed at the upper soil layers where, in most soils, the greater part of the soil carbon is to be found. However, consideration must be given to the assessment of deeper soil carbon, because of its relevance to longer-term sequestration, and to peat soils, where much carbon can be stored up to many meters depth. The measured data will allow precise understanding of the current content of organic matter in European soils and its change over time. Parameters measured will be compatible with the major models available for the estimation of soil organic matter changes under different land use and climatic conditions and might lead to substantial improvements in these models. Monitoring of parameters relevant to soil organic matter will be performed in time steps compatible with the reporting needs for the Kyoto protocol of UNFCCC. Soil carbon stock changes are best measured by pairwise point time-series, e.g. in 5-year intervals, i.e. by resampling soil as close as possible to the preceding sampling. This requires high precision GPS- and GIS-based sampling but avoids the plot scale spatial heterogeneity in the traditional statistical soil sampling schemes. The number of samples can be probably reduced as compared to the first carbon inventory. Highly accurate geo-referencing of sampling spots is crucial for further monitoring of carbon stock changes by periodic resampling at the same location for the monitoring of carbon stock changes.

In analogy with the monitoring scheme of ICP Forests, two intensity levels for soil sampling are suggested. Many, regularly distributed plots: Core parameters, i.e. soil type, soil moisture regime, total carbon contents, organic carbon content, total nitrogen content, bulk density, stone content. Benchmark plots: Core parameters plus indicators of easily degradable soil organic matter such as litter (mean residence time: months to year), light fraction carbon, or particulate organic matter inside and outside macroaggregates (years to decades), an indicator of biological activity like microbial biomass, soil enzymes, or soil respiration, as well as stable humus and charcoal (>centuries). These plots serve as early indicators for carbon stock changes and for model parameterization.

The point measurements are upscaled by GIS-based modeling including information derived from a soil map, climate parameters, digital elevation model, and remote sensing products for land cover and soil moisture, if possible.

Alternatively, with statistical sampling, the number of samples must be increased depending on the spatial coefficient of variation until temporal differences are

detected with the desired uncertainty. As illustrated by Post et al. (2001) and Watson et al. (2000), in order to detect a typical carbon sequestration of 1.5 t C over a five-year commitment period at $p < 0.05$ with 90 % confidence, 32 samples are needed at a spatial variability of 20 %, but more than 250 if the spatial variability increases to 58 % - a still moderate range. Alternatively, the uncertainty in the stock change estimate increases. Consequently, economic constraints will make carbon stock changes undetectable over a five-year period with a statistical sampling scheme. The Level II sites (benchmark sites) have a vital function in harmonization of soil carbon and related data and thus for coherent results at the EU scale. The latter implies appropriate sampling densities of different soil systems in order to achieve adequate coverage at an adequate level of temporal sensitivity

Soil contamination

Local soil contamination

The system will address local soil contamination through Level II and Level III sites located in areas with relevant local soil contamination problems (hot spots). Parameters to be monitored will be as in Level I sites plus specific measurements related to the local contamination problem.

Diffuse soil contamination

Diffuse soil contamination will be monitored through the basic network of Level I sites. Chemical species to be measured will include both inorganic (heavy metals, etc.) and organic contaminants. Since these measurements increase substantially the operating costs of the monitoring network, the choice of the contaminants to be monitored will strongly depend on the resources available at National level. Nevertheless, diffuse contamination will also be monitored in Level II sites, where the European coordinating body will perform analytical work centrally, as pan-European harmonisation of these data is crucial.

Soil sealing

Soil sealing will be monitored through remote sensing and a network of specialized sites (Level III). Remote sensing and/or national statistics could monitor soil sealing at a national level, although there will have to be some developments in technology and methodology to allow this. For example, protocols will be needed to identify / classify different kinds of sealing and this will have to be backed up by a programme of ground-truthing. Around 60 sites located to cover the different landscapes and major urbanization areas will be selected within the EU. Site location will also depend on optimal data availability for remote sensing using the existing earth observation instruments (SPOT, LANDSAT, etc.). There is an issue to be grasped, within this

concept, of the assessment of sites that might be released from soil sealing, i.e. the built structures are removed. This might reveal problems of contamination (with its cross-reference to hot spots), difficulties of revegetation, or of other use.

Soil compaction

Monitoring of soil compaction will first require the delineation of all areas at high risk for this threat, because of its implications for potentially catastrophic events such as excessive run-off and flooding. There will need to be agreement of what this threat actually consists of. Simple soil 'compression' might not be enough. Factors such as aggregate stability, particle detachment and transport potential (linked to erosion) will need to be assessed or measured. Reduction in infiltration rate (links to water holding capacity) needs to be considered; there might be a case for regarding temporarily frozen ground as effectively compacted. Based on this preliminary stratification of the European landscapes, a sub-set of the Level II sites will be identified for further monitoring of soil compaction. In some areas, there will need to be a link to irrigation and water quality issues. Passive recording of soil compaction, like many of the other issues raised in this document, needs to be done in conjunction with effective interpretation that reflects local factors. For example, increased machinery size and power might well be a problem for wet soils in northern Europe, but this is not the 'universal' mechanism.

Decline in soil biodiversity

There is a strong need to agree on the priorities within this complex area, so as to make it clear whether macro-, meso- or micro-biological diversity is the priority. Consideration needs to be given to indicator species in relation to ecosystem form and function, not just soil type. The possibility of an indicator of soil biodiversity, suitable for application at Level I sites, needs to be considered. More detailed monitoring of functions and processes will be made at Level II sites. Specialist studies of unusual combinations of circumstances might also be undertaken at Level III sites. Seasonal effects affect soil biodiversity, a priori, and the nature and magnitude of these will need to be clearly understood if robust monitoring is to be successful. This is an area where considerable more research will be required to achieve collection of significant information.

Salinization

After delineation of the areas at risk, a number of Level II sites within these areas will be identified for this threat. It is necessary to regard 'Salinization' as an 'umbrella' term and also consider the related, but different, processes of alkalisiation and sodification.

These processes can have strong links to land management practices such as irrigation and, thereby, water quality.

Floods and landslides

These threats will be monitored in specialized Level III sites. Site location will require a preliminary stratification of European landscapes according to flood risk and mass movement potential. This will involve assessment of landform, geological factors, climate, anthropogenic interference and similar issues. This first map will identify areas at high risk, where appropriate monitoring sites consisting of small catchments will be identified. These sites should coincide as far as possible with the Level III sites for soil erosion and soil sealing, in order to reduce overall costs.

Flexibility

Throughout any of these monitoring activities, there will have to be acceptance of, and allowance for, the fact that some sites will cease to be of use over time for a number of reasons. The most obvious examples would be if an erosion site suffered catastrophic erosion and, effectively, disappeared, or a site fell victim to sealing etc.. This has implications for the design of any network so that there is a certain amount of ‘redundancy’ built into it, i.e. the loss of a site, or a few sites, does not compromise the rest of the activity.

5. Variables to be monitored

General considerations

Careful consideration needs to be given to methodology. It is usual to say ‘standard methods’, but these need careful definition so that links can be made to existing data. ‘Standard’ methods can and do change over time and dealing with this has to be part of any QA/QC system. There might be a case for using ‘best available method’, and there will be instances where no ‘standards’ exist. Links from national standards to international standards will need to be made as part of the production of protocols. Protocols are also required for the site location (UTM etc.), sampling techniques, the amounts of sample to be taken, the treatment of samples before they are analysed; long-term storage, collection and curation of data, data accessibility and IPR. It is assumed that there will be harmonisation of language, possibly through the provision of multi-lingual proformas (a task that might be best handled by software).

Level I measurements

General variables:

It is essential that Member States and the Commission obtain maximum value from information collected through soil monitoring. In order to do this, the site characteristics need to be linked to existing datasets such as the European Soil Map at 1:1.000.000 scale. This linking permits of much robust extrapolation. In order to do this effectively, certain basic variables are required to identify the soil and site characteristics. These variables are:

- Soil profile description according to an agreed International System. This will include a wide range of observations such as soil structure, evidence of compaction, status of the soil surface, depth the impermeable layers, stoniness etc.
- Soil classification according to an agreed International System
- Parent material to an agreed system
- Sampling design for long-term robust assessment, i.e. it is essential that the inherent variability of the site can be separated from long-term change
- Site characteristics, such as slope, aspect, landuse/management
- Sampling depth (by horizon, by fixed depth (and therefore at what intervals?), or both)
- Bulk density
- Particle size distribution (sand, silt, clay)
- pH (water, an electrolyte)
- Cation exchange capacity
- water holding capacity and water retention curve (including water content at wilting point, water content at field capacity, water content at saturation)
- Hydraulic conductivity (lateral and vertical)
- Depth to groundwater
- Mineralogy

Variables relevant for monitoring organic matter:

Litter quality: C-fractions, N content, ash content	Crop residues (type, amount, fate)
Soil carbon content	Soil nitrogen content
Mineralisable carbon and nitrogen	Forms of N and P (easily extractable, total)
Particulate organic matter, e.g. fraction of decomposable, e.g. carbohydrate content, structural and resistant material	Microbial biomass
Water filled pore space at field capacity (see above)	Enzyme activity
Carbon and /or nitrogen respiration rates	

Variables to be monitored for diffuse soil contamination:

‘Total’ element concentrations are commonly measured to give an indication of the total soil resource. ‘Total’ in this context is often taken to mean that fraction extractable by hot aqua regia solution. There is a strong case for linking the elements of interest to those likely to increase from atmospheric deposition, from additions of sewage sludge, or from other wastes. The suggested list at present is:

Arsenic (As),	Cadmium (Cd),
Chromium (Cr),	Copper (Cu),
Mercury (Hg),	Molybdenum (Mo),
Manganese (Mn),	Nickel (Ni),
Lead (Pb),	Phosphorus (P),
Selenium (Se),	Sulfur (S),
Vanadium (V),	Zinc (Zn)

A form of readily extractable element, to reflect greater bio-availability:

Aluminium (Al)	Cadmium (Cd),
Copper (Cu),	Fluorine (as fluoride),
Lead (Pb),	Magnesium (Mg),
Manganese (Mn),	Nickel (Ni),
Phosphorus (P),	Potassium (P),

Organic compounds such as:

- Halogenated compounds;
- Linear alkylbenzene sulfonates
- Di-(2-ethylhexyl)-phthalate
- Nonyl-phenol and nonylphenol-ethoxylates
- Poly-aromatic hydrocarbons (to be specified, e.g. from the sewage sludge regulations)
- Polychlorinated-biphenyls (to be specified, e.g. from the sewage sludge regulations)
- Di-benzofurans and di-benzodioxins (congeners to be agreed)

Radionuclides, such as ¹³⁷-Cs, but others might also be of interest.

Parameters to be monitored for decline of soil biodiversity:

Whilst there is considerable pressure to monitor biodiversity and any change in it, there needs to be considerable prior thought before this can become reality. There are assays of enzyme activity, extractable organic molecules related to certain fungal species, e.g. ergosterol, and such techniques as BIOLOG (a measure of functional diversity assessed through substrate use). There are also ‘biological assessments’ of soil ‘health’ such as survival rates of indicator species and even techniques based on seed

emergence under controlled conditions. However, there is a considerable diversity of opinion as to which of these techniques is a practical and cost-effective way forward. Soil sampling, handling and storage for biological measurements will require their own protocols and facilities.

Level II measurements

All parameters of Level I sites plus:

Parameters to be monitored for local soil contamination (if relevant):

This is likely to concentrate on issues such as organic chemicals and hexavalent chromium.

Parameters to be monitored for soil compaction (if relevant):

Penetration resistance	A measure of infiltration/water acceptance
Tillage forces	Aggregate stability/aggregate strength
Particle dispersion characteristics	Clay mineralogy
Plastic limit and liquid limit	Shrinking/swelling tests
Bulk density	

Because many of these 'physical' measurements are greatly influenced by climatic factors, both inter- and intra-seasonal issues will need to be addressed. Links with salinization and irrigation will need to be considered.

Parameters to be monitored for soil salinization (if relevant):

Electric conductivity	Irrigation
Sodicity	SAR of irrigation water
Soluble cations	Exchangeable cations in saturation extract
Soil impedance with TDR	

Level III measurements

It is recommended that, because of the specialised nature of these sites, and the way in which they will need to be tailored to meet national requirements as well as pan-European issues, that they are subject to review by a subject group.

Frequency of sampling

For organic matter, pH and diffuse pollution, experience suggests that 5 years is a target sampling interval for assessment across Europe. However, this is not a universal

time frame and needs considerable further discussion. For example, plant nutrients subject to man's involvement can change considerably on a year-to-year basis. On the other hand, there is evidence that diffuse contamination, e.g. from atmospheric deposition of metals, is difficult to detect over intervals of less than 10 to 20 years. Conversely, events such as landslides (and even soil sealing) are time specific, even if erratic. Therefore, they might need frequent monitoring.

Crucial to the overall success of such repeated sampling at monitoring sites will be the accurate positioning of sites. Mandatory use of GPS, aerial photography and site specific reference points should ensure that sampling can be performed over longer periods (many years) on the same site.

6. Organisation and responsibilities

There are issues of environmental change (climate, land use etc.) and how these impact on the soil. What are and where will the future threats to the soil be and will the rate of change differ for different soil properties? Is the monitoring network flexible enough (pro-active rather than reactive) to adjust to changing conditions and requirements?

In order to develop an effective system in a reasonable time frame, it is essential to base the proposed monitoring system on existing experience. Existing national monitoring networks need to be fully integrated in the EU system. They will be incorporated at Level I. In order to achieve this goal, Level I monitoring within the EU system should be kept as flexible as possible. Existing national monitoring systems should be incorporated into the EU system without major changes in order to reduce costs. Extensive inter-laboratory calibration exercises and QA/QC procedures will be implemented in order to reduce cross-border differences due to different sampling and analytical procedures. An effort should be made to agree on the use of, for example, ISO/CEN procedures for analysis and reporting. There will also be need to an agreement on data storage protocols.

Level II and Level III sites will assure overall coherence at EU level. The experience with the Forest Soil Monitoring Network has demonstrated that in order to achieve this goal, this will require the establishment of a centralized European coordinating body. This will assure, in close cooperation with the National institutions, site selection, sampling, *in situ* measurements, laboratory analysis, sample storage and archival, data management and reporting. Level II sites will be selected out of a sub-sample of National Level I sites and will strongly contribute to harmonization between EU

Member states (benchmark sites). Level III sites are specialised sites that will be monitored through specific techniques (sediment measurements, remote sensing, etc.) in relation to soil erosion, soil sealing and hydrogeological risks. The centralized European coordinating body will be responsible for the monitoring at Level III sites directly. This will require agreement across Member States as to how this body will function, how it will be managed and to deal with the question - who will QA the QA? Centralisation is not *per se* a guarantee of the appropriate level of quality performance. It might be thought best that this central organisation is responsible for co-ordination, protocols, QA etc. and sub-contracts the actual work to acceptable organisations. There are clear dangers in this. However, the logistics of carrying out a rolling programme of site visits, sampling and QA across all of Europe is neither a simple or inexpensive task. Consideration needs to be given to the cross-cultural and cross-language aspects of such a role.

7. Spatial extrapolation of monitoring data

The existing 1:1.000.000 scale soil database of Europe will be mainly used for spatialising results from the monitoring sites. Data from Level I sites will contribute strongly to the improvement of the overall quality of this database. In those areas where sufficient data exist, there will also be the possibility of improving the spatial resolution of the 1:1.000.000 scale soil database. This will achieve full coverage of the EU with the new 1:250.000 scale georeferenced soil database of Europe, as currently under development in some of the Member States.

The existing EUSIS soil database at 1:1.000.000 will be used in conjunction with land use data, and other data sources such as topographic information and digital elevation models, to spatialise the results. However, transfer functions still need to be developed and may vary by monitored parameter or by soil threat. The use of more detailed spatial soil information as the spatial carrier of information may increase as coverage by this type of information increases. Linkage to the multiscale European soil information system that is being developed is therefore essential and foreseen.

Final reporting should however be at administrative unit level. In consideration of the strong local dimension of soil degradation, there is the need to have reporting on the major soil threats at the lowest possible administrative unit level (commune, municipality). Such a strong involvement of the local communities may finally trigger a strong local commitment to soil protection.

8. Implementation

For Level I sites a specific manual will be developed that will guide the National institutions in establishing the monitoring network according to common procedures.

For Level II and Level III monitoring, an EU co-ordinating body will need to be established first.

Acknowledgements

I would like to acknowledge the constant support of all the European Soil Bureau network members to the development of a common European Soil Information System. In relation to the development of the specifications of a European Community information and monitoring system on soil threats, as presented here, I would like to thank all the members of the Soil Monitoring working group for their contribution and support and particularly the chairman of the group, Dr. Peter Loveland.

9. References

- ARROUAYS D., VOGEL H., ECKELMANN W., ARMSTRONG-BROWN P., LOVELAND P., COULTER B., 1998: Soil monitoring networks in Europe. 16th World Congress of Soil Science. 20-26/08/98. Montpellier.
- ARROUAYS D., THORETTE J., DAROUSSIN J., KING D., 2001: Analyse de représentativité de différentes configurations d'un réseau de sites de surveillance des sols. *Etude et Gestion des Sols*. 8(1). 7-17.
- BLUM W.E.H., 1990: The challenge of soil protection in Europe. *Environmental conservation*. 17. 72-74.
- BOIFFIN J. & STENGEL P., 2000: Réapprendre le sol : nouvel enjeu pour l'agriculture et l'espace rural. In : *Déméter, Economie et stratégies agricoles*. Armand Colin. 148-199.
- BOUMA J. & VAN LANEN H.A.J., 1986: Transfer functions and threshold values: from soil characteristics to land qualities. In: *Proceedings of the international workshop on quantified land evaluation procedures*. 27/04 - 2/05/1986. Washington D.C. 106-110.
- BRUAND A., DUVAL O., WÖSTEN J.H.M., LILLY A. (Eds), 1997: The use of pedotransfer in soil hydrology research in Europe. *Proceedings of the second workshop of the project 'Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation modelling in environmental studies and in land use planning'*. 10-12/10/1996, Orléans, France. INRA Orléans and EC/JRC Ispra, 211 p.
- BULLOCK P., 1999: Soil resources of Europe: an overview. In: *Soil resources of Europe*. Bullock P., Jones R.J.A., Montanarella L. (Eds). European Soil Bureau, Research Report n°6. EUR 18991 EN. JRC Ispra. 15-25.
- DAROUSSIN J. & KING D., 1997: A pedotransfer rules database to interpret the soils geographical database of Europe for environmental purposes. In: *The use of pedotransfer in soil hydrology research in Europe. Proceedings of the second workshop of the project 'Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation modelling in environmental studies and in land use planning'*. 10-12/10/1996, Orléans, France. INRA Orléans and EC/JRC Ispra. 25-40.

- DRON D., 2001: Saisir la chance de l'environnement ? les agricultures françaises au milieu du gué. Le courrier de l'environnement de l'INRA. 43. 5-11.
- ECKELMAN W. & HARTWHICH R., 1996: Soil mapping of the FISBo BGR soil information system. In: Soil databases to support sustainable development. Le Bas C. et Jamagne M. (Eds). EUR 16371 EN. INRA Orléans. 49-55.
- EEA, 1995: Europe's environment. The Dobri? Assessment. Edité par : Stanners D. et Bourdeau P. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg.
- EEA, 2000: Down to Earth: soil degradation and sustainable development in Europe. Environmental issues series. n°16. European Environment Agency. Copenhagen. 32p.
- EEA, 2001: Proposal for a European soil monitoring and assessment framework. EEA Technical report n°61 prepared by: Huber S., Syed B, Freudenschuch F., Ernstsén V., Loveland P. and Gentile A.R.. 58p.
- FAO, 1991: The digitized soil map of the world. World Soil Resources report n°67. FAO Rome.
- FAO-UNESCO, 1990: Soil map of the world. Revised legend. Rome. Italy. 70p.
- FAO-ESB, 2000: The European Soil Information System. Proceedings of a technical consultation. Rome 2-3/9/99. World Soil Resources Reports n°91. FAO Rome. 150p.
- FINKE P., HARTWICH R., DUDAL R., IBANEZ J., JAMAGNE M., KING D., MONTANARELLA L., YASSOGLOU N., 1998: Georeferenced soil database for Europe. Manual of procedures. ESB scientific Committee. EUR18092 EN. JRC Ispra. 184p.
- HEINEKE H.J., ECKELMANN W., THOMASSON A.J., JONES R.J.A., MONTANARELLA L., BUCKLEY B. (Eds), 1998: Land Information Systems. Development for planning the sustainable use of land resources. European Soil Bureau Research report n°4, EUR 17729 EN. Office for publications of the European Communities. Luxembourg. 546p.
- IBANEZ J.J., SANCHEZ DIAZ J., DE LA ROSA D., DE ALBA S., 1999: Soil survey, soil databases and soil monitoring in Spain. In: Soil resources of Europe. Bullock P., Jones R.J.A., Montanarella L. (Eds). European Soil Bureau, Research report n°6. EUR 18991 EN. JRC Ispra. 135-144.
- JAMAGNE M., KING D., DAROUSSIN J., LE BAS C., 1993: Evolution et état actuel des programmes européens de connaissance et de gestion des sols. Bull. Rech. Agron. Gembloux, 28, (2-3), 135-163.
- JAMAGNE M., MONTANARELLA L., DAROUSSIN J., EIMBERCK M., KING D., LAMBERT J.J., LE BAS C., ZDRULI P., 2001: Methodology and experience from the soil geographical database of Europe at 1:1,000,000 scale. In: Soil resources of Southern and Eastern Mediterranean countries. Zdruli P., Steduto P., Lacirignola C., Montanarella L. (Eds). Options méditerranéennes. CIHEAM, Bari. 27-47.
- JONES R.J.A., 1998: Access to soil databases and their use in a European context. *Edaphologia*. 4, 37-48.
- KING D., DAROUSSIN J., JAMAGNE M., 1994: Proposal for a model of a spatial organization in soil science. Example of the European Community Soil Map. *Journal of the American Society for Information Science*. Sp. issue. 45(9):705-717.
- KING D., MEYER-ROUX J., THOMASSON A.J., VOSSEN P., 1998: A proposed European soil information policy. In: Land Information Systems. Development for planning the sustainable use of land resources. Heineke H.J., Eckelmann W., Thomasson A.J., Jones R.J.A., Montanarella L., Buckley B. (Eds). European Soil Bureau Research report n°4, EUR 17729 EN. Office for publications of the European Communities. Luxembourg. 11-18.

- KING D. & LE BAS C., 1996: Towards a European Soil Information System: past activities and perspectives of the Soil & GIS support group. In: Soil databases to support sustainable development. Le Bas et Jamagne (Eds). EUR 16371 EN. INRA Orléans. 115-124p.
- LE BAS C. & JAMAGNE M. (Eds), 1996: Soil databases to support sustainable development. 2nd meeting of the Heads of Soil Surveys of the European Union countries. EUR 16371 EN. INRA Orléans. 149p.
- MADSEN H.B. & JONES R.J.A., 1995: Soil profile database for the European Union. Danish Journal of Geography. 95. 49-57.
- MEYER-ROUX J., 1987: The ten-year research and development plan for the application of remote sensing in agriculture statistics. Technical report. CEC-DGVI, JRC Ispra. 23 p.
- MONTANARELLA L. & JONES R.J.A., 1999: The European soil bureau. In: Soil resources of Europe. Bullock P., Jones R.J.A., Montanarella L. (Eds). European Soil Bureau, Research Report n°6. EUR 18991 EN. JRC Ispra. 3-14.
- MSANYA A.B., LANGOHR R. & LOPULISA C., 1987: Testing and improvement of a questionnaire to users of soil maps. Soil Survey and Land Evaluation, (7): 33-42.
- NACHTERGAELE F., 1990: Soil surveyors: an endangered species. Soil survey horizons. 31. 8384.
- POST W. M., R. C. IZAURRALDE, L. K. MANN AND N. BLISS (2001). Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. Climatic Change 51: 73-99.
- ROBERT M., 1996 : Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Sciences de l'environnement. Masson. Paris. 241p.
- SIMONSON R.W., 1971: Soil association maps and proposed nomenclature. Proceedings, Soil Science Society of America, 35, 959-965.
- SOIL SURVEY STAFF, 1990 – Keys to soil taxonomy. SMSS. Technical monograph n°19. fourth edition. 422p.
- UNEP- ISSS -ISRIC- FAO, 1995: Global and national soils and terrain digital databases (SOTER). Procedures manual. World Soil Resources report n°74. FAO Rome.
- VERHEYE W. & AMERYCKX J., 1984: Mineral fractions and classifications of soil texture. Pédologie. 2. 215-225.
- VAN RANST E., VANMECHELEN L., GROENEMANS R., 1998: Elaboration of a European forest soil database to monitor atmospheric pollution. In: Land Information Systems. Development for planning the sustainable use of land resources. Heineke H.J., Eckelmann W., Thomasson A.J., Jones R.J.A., Montanarella L., Buckley B. (Eds). European Soil Bureau Research report n°4, EUR 17729 EN. Office for publications of the European Communities. Luxembourg. 51-67.
- VOSSSEN P., 1993: Forecasting of national crop production. Advances in remote sensing. Vol. 2 (2). 158-165.
- WAGNER G., MOHR M.-E., SPRENGART J., DESAULES J., THEOCHAROPOULOS S., MUNTAU H., REHNERT A., LISCHER P., QUEVAUVILLER PH., 2000: Comparative evaluation of European methods for sampling and sample preparation of soils. BCR information series. EUR19701. Office for official publications of the European Communities. Luxembourg. 206p.
- WATSON, R. T., I. R. NOBLE, B. BOLIN, N. H. RAVINDRANATH, D. J. VERARDO, D. J. DOKKEN 2000: Land use, land use change, and forestry. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

Boden-Bündnis europäischer Städte, Kreise und Gemeinden

European Land and Soil Alliance (ELSA) e.V.

Reto D. JENNY

Boden-Bündnis europäischer Städte, Kreise und Gemeinden

Redaktion local land & soil news

Davo Stron 264, CH-7554 Sent

jenny.reto@bluewin.ch

www.bodenbuendnis.org

„Das Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden ist ein Zusammenschluss von Städten, Kreisen und Gemeinden in Europa, die sich zum Ziel gesetzt haben, sich aktiv für einen nachhaltigen Umgang mit Böden einzusetzen. Auf Grundlage des gemeinsamen Manifestes verpflichten sich die beteiligten Kommunen im Bewusstsein ihrer globalen Mitverantwortung zu entschlossenem Handeln auf lokaler Ebene. Darüber hinaus wirken sie mit an gemeinsamen Aktivitäten im Bereich des Bodenschutzes und der Raumentwicklung. Zugleich profitieren sie von der partnerschaftlichen Zusammenarbeit und dem Austausch von Informationen und Erfahrungen mit den Bündnispartnern.“ (1)

1. Wie es zum Boden-Bündnis kam

Auslöser der Initiative für das Boden-Bündnis war der Vorschlag für ein „Übereinkommen zum nachhaltigen Umgang mit Böden“, kurz: Bodenkonvention, die 1997 im Rahmen des Projekts „Ökologie der Zeit“ an der Evangelischen Akademie in Tutzing vorgelegt wurde. (2) Diese Vorlage versteht sich als Ergänzung zu den ratifizierten Konventionen der Vereinten Nationen (UN-Klimakonvention, UN-Konvention über die Biologische Vielfalt, UN-Wüstenkonvention).

Den Durchbruch erzielte der Vorschlag der Bodenkonvention im November 1998 anlässlich einer internationalen Tagung in Tutzing mit Beteiligung namhafter Bodenfachleute aus zahlreichen Ländern und Disziplinen. (3) Auch wenn es sich dabei primär um eine Konzeption für die Staatengemeinschaft handelt, wurde stets auch die *Bedeutung des lokalen Handelns* auf der kommunalen und regionalen Ebene und die Notwendigkeit einer aktiven Beteiligung der Akteure klar betont.

Einen entscheidenden Schritt unternahm die Autonome Provinz Bozen-Südtirol, indem sie den Vorschlag der Bodenkonvention vollständig übernommen und am 29. Juni 1999 durch den Südtiroler Landtag ratifiziert hatte, verbunden mit dem Auftrag, die Ziele der Konvention in der Region umzusetzen und den Beschluss der italienischen Landesregierung, dem römischen Parlament, dem EU-Parlament und der EU-Kommission zu übermitteln. (4)

Darauf hin ergriff die Autonome Provinz Bozen-Südtirol als Gastgeberin der 10. Jahrestagung des Europäischen Klimabündnisses im Mai 2000 in Bozen die Initiative, erstmals die *Idee eines Europäischen Bodenbündnisses* analog dem Klimabündnis zu debattieren. Die Vorstellung stand unter dem Motto: „*Boden-Bündnis und Klima-Bündnis – Eigenständig unter einem Dach für eine nachhaltige Zukunft*“. (5)

Die Reaktion der anwesenden Teilnehmer war ermutigend. In der Folge wurde durch eine Arbeitsgruppe in Zürich und Innsbruck nach dem Vorbild des Klima-Bündnisses ein Vorschlag für ein Bodenmanifest sowie eine Vereinbarung ausgearbeitet, welche es der Landesagentur für Umwelt und Arbeitsschutz der Provinz Bozen-Südtirol ermöglichte, den Auftakt für das Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden einzuleiten.

2. Von der Konstituierung des Boden-Bündnisses bis zur Vereinsgründung der European Land and Soil Alliance (ELSA) e.V.

Organisiert von der Landesagentur für Umwelt und Arbeitsschutz der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol fand am 23./24. Oktober 2000 eine Arbeitstagung zur Konstituierung des Boden-Bündnisses in Bozen statt. Wichtigste Aufgabe war die Beschlussfassung des „*Manifest für das Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden*“, welches die Grundlage für das Boden-Bündnis bildet. (6) Die rund 20 im Arbeitskreis beteiligten Personen aus 5 Ländern beschlossen die Gründung des „*Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden*“. (7)

Das Referat für Gesundheit und Umwelt der Landeshauptstadt München organisierte im März 2001 einen ersten Workshop für das Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden. Es nahmen rund 30 TeilnehmerInnen aus 5 Ländern teil, vorwiegend Vertreter aus Städten und Gemeinden. Hauptergebnis war ein *Aufruf der Münchner Stadtregierung* an alle europäischen Städte und Gemeinden zur Unterstützung des Boden-Bündnisses. (8)

Im Mai 2001 beschloss das Europäische Klima-Bündnis / *Alianza del Clima e.V.* anlässlich seiner Jahresversammlung in Hamburg eine **Resolution zur Unterstützung des Boden-Bündnisses**. (9) Wichtigster Punkt war die Bekanntmachung des Boden-Bündnisses bei allen Mitgliedkommunen des Klimabündnisses und der Aufruf sich mittels Unterstützungserklärung aktiv an der Weiterentwicklung zu beteiligen.

Am 12./13. November 2001 wurde die **erste internationale Jahrestagung des Boden-Bündnisses** in Osnabrück durchgeführt, unter der Schirmherrschaft des Stv. UN-Generalsekretärs und Leiter des UNCCD-Sekretariats *Hama Arba Diallo*. Die von rund 120 Bodenfachleuten aus 14 Ländern besuchte internationale Veranstaltung wurde mitgetragen vom Europäischen Bodenbüro des EU Forschungszentrums, Ispra (I), von der Internationalen Bodenkundlichen Union, Wien (A), der Boden Kampagne Charles Léopold Mayer Stiftung, Paris (F), der Interessengemeinschaft Boden Schweiz, Solothurn (CH), der Bundesvereinigung Boden und Altlasten e.V., Berlin (D) und dem Europäischen Klima Bündnis / *Alianza del Clima e.V.*, Frankfurt am Main (D). (10)

Der Anlass fand in breiten Kreisen große Anerkennung und bekräftigte den Sinn und die Notwendigkeit für die Etablierung eines Europäischen Boden-Bündnisses für Städte, Kreise und Gemeinden. Im Anschluss der Jahrestagung fand eine vorbereitende Mitgliederversammlung statt, welche die Grundzüge für die Vereinsgründung festlegte. (11)

Die **Gründungsversammlung des Vereins „European Land and Soil Alliance (ELSA) e.V.“** erfolgte am 31. Januar 2002 durch den formellen Beschluss einer rechtskräftigen Satzung, der notariellen Beglaubigung für den Eintrag in das Vereinsregister und der Wahl des Vorstandes. Als Sitz des Europäischen Boden-Bündnisses wurde die Stadt Osnabrück bestimmt, wo sich auch die Europäische Geschäftsstelle befindet. (12)

3. Ziele und Aufgaben des Boden-Bündnisses ELSA e.V.

Ziel des Boden-Bündnisses ist es, eine Trendwende im Flächenverbrauch einzuleiten und die fortschreitende Bodendegradation durch aktive Bodenpolitik und Bodenmanagement aufzuhalten. Mit Instrumenten der Raumplanung und des Bodenschutzes, vor allem aber auch durch die Erkenntnis und das Bewusstsein der verantwortlichen Entscheidungsträger, der beteiligten Akteure und der betroffenen Bodennutzer und Grundbesitzer, können dafür günstige Voraussetzungen geschaffen werden, Böden mit der nötigen Sorgfalt, funktionsgerecht und umweltschonend zu behandeln. (13)

Das Boden-Bündnis setzt sich insbesondere ein für Kommunen, die sich zu einem nachhaltigen Umgang mit Böden verpflichten. Sie stärkt die Position der Städte, Kreise und Gemeinden, indem sie sich zu einer *internationalen Allianz* zusammenschließen. (14)

Die *Aufgaben von ELSA e.V.* sind in ihrer Satzung wie folgt dargelegt: (15)

- Information der Öffentlichkeit über einen nachhaltigen Umgang mit Böden und Förderung des Bodenbewusstseins in Politik, Verwaltung und Bürgerschaft
- Förderung einer verantwortungsbewussten kommunalen und regionalen Bodenpolitik;
- Unterstützung aller Anstrengungen, eine Trendwende im Flächenverbrauch einzuleiten, jede weitere Degradation (Schädigung und Zerstörung) der Böden zu verhindern und vorhandene Bodenbelastungen zu beseitigen
- Organisation des Informations- und Erfahrungsaustausches und der Zusammenarbeit zwischen Städten, Gemeinden, Landkreisen und vergleichbaren Gebietskörperschaften über nationale Grenzen hinaus
- Zusammenarbeit mit der EU-Kommission und weiteren Gremien der EU, mit Institutionen, Kommissionen, Organisationen, Verbänden und anderen Bodenschutz- und Raumentwicklungsinitiativen auf internationaler, nationaler, regionaler und lokaler Ebene

4. Nutzen des Boden-Bündnisses für Kommunen

Der vielfältige praktische Nutzen des Boden-Bündnisses für Kommunen ist im „*Wegweiser für das Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden*“ beschrieben. Demnach soll das Boden-Bündnis den Kommunen in erster Linie dazu dienen, Wege aufzuzeigen, wie Böden in ihrer Vielfalt, ihren Eigenschaften, und Funktionen durch Vorsorge und Nachbesserung nachhaltig genutzt und langfristig erhalten werden können. (16)

Die nachstehende Liste zeigt *kommunale Handlungsansätze* auf, die den örtlichen Verhältnissen angepasst umgesetzt werden können: (17)

Natürliche Bodenfunktionen erhalten bzw. wiederherstellen

- Sicherung und Entwicklung von Freiflächen (Ausgleichsflächen)
- Festlegung und Erhalt naturnaher und ortstypischer Böden
- Vermeidung und Begrenzung von Bodenversiegelung
- Ausschöpfung von Entsiegelungspotenzialen durch Rückbau und qualitative Flächenaufwertung

- Förderung einer flächenhaften und schadstofffreien Versickerung
- Vermeidung von Bodenverdichtung durch schonende, standortgerechte Bearbeitung
- Erosionsschutz durch angepasste Bewirtschaftung und Landschaftsgestaltung
- Erhaltung und Förderung der Bodenfruchtbarkeit durch eine standortgerechte Landbewirtschaftung

Bodenverbrauch durch Reduzierung der Flächeninanspruchnahme begrenzen

- Vorrang der Innenentwicklung und des Flächenrecyclings vor weiterem Verbrauch von unbebauten Flächen und vor einer Außenentwicklung
- Entwicklung und Umsetzung eines abgestimmten Flächenmanagements auf kommunaler und regionaler Ebene
- Nachverdichtung unter Beachtung ökologisch, städtebaulich (bzw. dorf- und quartiergerecht), sozial verträglicher Nutzungsdichten
- Förderung flächensparender Siedlungs- und Erschließungsformen

Schadstoffeinträge in den Boden vermeiden

- Reduzierung von schädlichen Stoffeinträgen
- Minimierung der Emissionen von Verkehr, Industrie, Gewerbe und Feuerung
- Verringerung des Eintrags von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln
- sorgsamer Umgang mit bodengefährdenden Stoffen
- Verringerung des Abfallaufkommens

Reduzierung der bestehenden Schadstoffbelastung

- Vermeidung von stofflich schädlichen Bodenveränderungen, die von aktuellen Bodennutzungen ausgehen
- Erfassung und Erkundung von Altlastenverdachtsflächen
- Sanierung und Sicherung von Altlasten

Schutz wertvoller und empfindlicher Böden

- Erfassung, Bewertung und Sicherung wertvoller Böden der Natur- und Kulturgeschichte
- Erfassung, Bewertung und Sicherung wertvoller Böden mit besonderer Leistungsfähigkeit sowie stark empfindlicher Böden

Aktivitäten des Boden-Bündnisses

Seit Bestehen hat sich das Boden-Bündnis verschiedenen Tätigkeiten angenommen. Zu den **Kernaktivitäten** gehören: (18)

Bekanntmachung des Boden-Bündnisses und Mitgliederwerbung durch Medienarbeit, Vorträge und Kontakte. Inzwischen sind dem Boden-Bündnis 20 Städte, Landkreise, Organisationen und Institutionen aus 5 verschiedenen Ländern (A, CH, D, I, UK) mit über 4 Millionen Einwohnern beigetreten. (19)

Etablierung der Europäischen Geschäftsstelle in Osnabrück. Diese betreut die administrativen Geschäfte des Boden-Bündnisses und ist Anlaufsstelle für Mitglieder und Interessierte. (20)

Öffentlichkeitsarbeit und Bewusstseinsbildung. Mit Unterstützung der Niedersächsischen Umweltstiftung wurde die Kampagne Bodenbewusstsein „*Soil Awareness*“ eingeleitet. Das Boden-Bündnis beteiligte sich u.a. an Veranstaltungen der Europäischen Kommission: „*Green Week*“ vom April 2002 in Brüssel, der UNCCD: „*World Day to Combat Desertification*“ vom 16. Juni 2002 in Osnabrück, des Klimabündnis Österreich an dessen Jahrestagung vom 16./17. Oktober 2002 in Zwischenwasser, sowie an einem Pressegespräch zum von der Internationalen Bodenkundlichen Union IUSS vorgeschlagenen „*World Soil Day*“ vom 5. Dezember 2002. (21)

Internationale Jahrestagungen. Die erste Jahrestagung fand am 12./13. November 2001 in Osnabrück statt (siehe oben). Die zweite Jahrestagung vom 3./4. April 2003, unter der Schirmherrschaft von *Prof. Dr. Klaus Töpfer*, Executive Director of the United Nations Environment Programme (UNEP) befasst sich mit dem Thema „*Bodenschutz kontra Flächenverbrauch – eine Herausforderung für Kommunen*“ mit Verabschiedung einer 1. Jahreserklärung: „*Augsburger Erklärung zur Förderung des Bewusstseins und des verstärkten Handelns zum Schutz des Bodens in Kommunen*“. (22)

Informationszeitung „local land & soil news“ zu weitreichenden Themen des Bodenschutzes und der Raumplanung. Inzwischen sind quartalsweise fünf mehrsprachige Themenhefte erschienen mit externen Fachbeiträgen und internen Mitteilungen des Boden-Bündnisses. (23)

Positionspapier „Bodenschutz ist vorsorgender Hochwasserschutz“. Postulate zur Prävention von Hochwasserkatastrophen durch Minderung der Bodendegradation. Das Positionspapier liefert Kommunen konkrete Handlungsansätze und dient zugleich zur Entwicklung international abgestimmter Aktionspläne und der Berücksichtigung von Hochwasserschutzkonzepten in der geplanten EU-Bodenschutzstrategie. (24)

Engagement für eine nachhaltige europäische Bodenpolitik. Das Boden-Bündnis befasst sich eingehend mit der Europäischen Bodenpolitik. Gemeinsame Stellungnahme des Boden-Bündnisses mit ICLEI-Europe zum „*Consultation paper on the future EU Soil Strategy*“ der Europäischen Kommission vom 13. August 2001 (25), Teilnahme an Stakeholdertreffen zur EU-Bodenpolitik (26), Bewerbung der Einsitznahme von Vertretern des Boden-Bündnisses in den „*Advisory Forum and Working Groups on EU Soil Policy Development*“. (27)

Entwicklung und Vermittlung von Arbeitshilfen für Kommunen. Aufbereitung von „Best Practices“ für den nachhaltigen Umgang mit Böden in Gemeinden. Neben der regelmässigen Publikation von praxisnahen Beispielen in den local land & soil news werden abgestimmte Vorschläge für kommunales Handeln entwickelt.

Unterstützung von internationalen Projekten. Als Beispiel genannt ist das bewilligte Interreg III B Projekt „TUSEC-IP Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Implementation in Planning Procedures“. Konkret soll ein Verfahren zur Bewertung von Böden in Stadtregionen des Alpenraums entwickelt werden sowie dessen Umsetzung in kommunalen und regionalen Planungsverfahren. (29)

6. Ausblick

Die *Zukunftsperspektiven* für das Boden-Bündnis liegen in der Wahrnehmung der Verantwortung der Kommunen für einen nachhaltigen und solidarischen Umgang mit Böden. Die Mitwirkung von möglichst zahlreichen Städten, Gemeinden, Institutionen und Organisationen und das Engagement aller im Boden-Bündnis beteiligten Akteure werden ausschlaggebend sein für die Entwicklung und Formung einer für unsere Böden und Kommunen dienlichen Vereinigung.

Das Boden-Bündnis bietet sich somit als *Kommunikationsplattform* für den Austausch von Grundlagen, Daten, Informationen und Erfahrungen zum Schutz der Böden, zur zukunftsfähigen Siedlungsentwicklung und zur Förderung des Bewusstseins für einen nachhaltigen Umgang mit Böden.

7. Literatur

- (1) Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden (2001): Präambel zur Unterstützungserklärung für das Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden.
- (2) Tutzing Projekt „Ökologie der Zeit“ (1998): Böden als Lebensgrundlage erhalten – Vorschlag für ein „Übereinkommen zum nachhaltigen Umgang mit Böden“ (Bodenkonvention). München: Ökom-Verlag- GmbH. Schriftenreihe zur politischen Ökologie, Band 5.
- (3) Haber, Wolfgang; Held, Martin; Schneider Michael (Hrsg.) (1999): Nachhaltiger Umgang mit Böden – Initiative für eine internationale Bodenkonvention. München: Tutzing Projekt „Ökologie der Zeit“ und Süddeutsche Zeitung GmbH.
- (4) Südtiroler Landtag / Consiglio della Provincia autonoma di Bolzano (1999): Bodenkonvention / Alleanza per il suolo. Bozen/Bolzano: Beschluss/Mozione N. 79/99, 29.6.1999.

- (5) Held, Martin: Aktiv handeln für eine nachhaltige Bodennutzung. / Huber, Walter: Klima-Bündnis - Boden-Bündnis – Eigenständig aber unter dem gleichen Dach. Vorträge an der Jahrestagung Klima-Bündnis 2000 vom 16.-18. April 2000 in Bozen.
- (6) Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden (Hrsg.) (2000): Manifest für das Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden. Bozen, 24. Oktober 2000.
- (7) Landesagentur für Umwelt und Arbeitsschutz der Provinz Bozen-Südtirol (2000): Ergebnisse des Gründungsworkshops für ein Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden vom 23./24. Oktober in Bozen.
- (8) Landeshauptstadt München, Referat für Gesundheit und Umwelt (Hrsg.) (2001): Workshop Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden vom 5./6. März 2001; Bericht. München.
- (9) Klima-Bündnis/Alianza del Clima e.V. (2001): Resolution zur Unterstützung des Boden-Bündnisses europäischer Städte und Gemeinden. Mitgliederversammlung der europäischen Jahresversammlung vom 17. Mai 2001 in Hamburg.
- (10) Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden (2001): 1. Internationale Jahrestagung vom 12./13. November 2001 in Osnabrück. Tagungsprogramm und Tagungsunterlagen.
- (11) Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden (2001): Ergebnisse der Mitgliederversammlung vom 13. November 2001 in Osnabrück.
- (12) European Land and Soil Alliance ELSA (2002): Protokoll über die Gründung des Vereins European Land and Soil Alliance (ELSA) e.V. vom 31. Januar 2002 in Osnabrück.
- (13) Zusammenfassende Zielformulierung aus diversen Dokumenten des Boden-Bündnisses.
- (14) Zusammenfassende Beschreibung aus diversen Dokumenten des Boden-Bündnisses.
- (15) European Land and Soil Alliance ELSA e.V. (2002): Satzung vom 31. Januar 2002.
- (16) Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden (Hrsg.) (2001): Wegweiser für das Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden. Bozen.
- (17) Landeshauptstadt München, Referat für Gesundheit und Umwelt (2000): Leitlinien des Bodenschutzes in München. In: Wegweiser für das Boden-Bündnis europäischer Städte und Gemeinden.
- (18) European Land and Soil Alliance ELSA e.V. (2002/2003): 1st annual report (Jahresbericht) vom Februar 2002 und 2nd annual report (Jahresbericht) vom März 2003.
- (19) Mitgliederbestand 2002. In: 2nd annual report 2002.
- (20) Die Europäische Geschäftsstelle ist im Referat für Stadtentwicklung und Bürgerbeteiligung der Stadt Osnabrück domiziliert.
- (21) Ausführliche Berichte in diversen Ausgaben der local land & soil news.
- (22) European Land and Soil Alliance ELSA e.V. (2003) „Augsburger Erklärung zur Förderung des Bewusstseins und des verstärkten Handelns zum Schutz des Bodens in Kommunen“ vom 3./4. April 2003.
- (23) European Land and Soil Alliance ELSA e.V. (Hrsg.): local land & soil news. Bisher erschienen:
 Nr. 1: Themen des Boden-Bündnisses und Vereinsgründung
 Nr. 2: UN-Konvention zur Bekämpfung der Wüstenbildung, Beispiel Luxemburg in Togo
 Nr. 3: Vom Klima zum Boden, Sonderausgabe mit Klimabündnis Österreich
 Nr. 4: Brachenrecycling und ökonomische Instrumente, Beispiele v.a. aus England
 Nr. 5: Flächenmanagement in Stadtregionen, Beispiele aus verschiedenen Ländern Mitteleuropas

-
- (24) European Land and Soil Alliance (2002): Bodenschutz ist vorsorgender Bodenschutz – Positionspapier des Europäischen Boden-Bündnisses ELSA e.V. Beilage zu local land & soil news Nr. 3.
 - (25) Boden-Bündnis / ICLEI-Europe (2002): Gemeinsame Stellungnahme zum „Consultation paper on the future EU Soil Strategy“ der Europäischen Kommission vom 13. August 2001.
 - (26) Teilnahme der ELSA-Vertretung an den Stakeholdermeetings zur Europäischen Bodenpolitik vom 4. Februar 2002 und vom 10. Februar 2003 in Brüssel.
 - (27) European Land and Soil Alliance ELSA e.V. to the European Commission: Application for participation in the Advisory Forum and Working Groups on EU Soil Policy Development, 7 April 2003.
 - (28) Landeshauptstadt München, Referat für Gesundheit und Umwelt (Lead-Partner) Interreg III B Alpenraum (2002): TUSEC-IP Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Implementation in Planning Procedures. Projekteingabe vom 18. Dezember 2002.

Aktuelle Bodenschutzthemen in Oberösterreich aus der Sicht des Fachbeirates für Bodenschutz

Renate LEITINGER

Amt der Oö. Landesregierung,
Abt. Umwelt- und Anlagentechnik, Stockhofstr. 40, 4020 Linz

Zusammenfassung

Der Oö. Fachbeirat für Bodenschutz, nach § 47 Oö. Bodenschutzgesetz 1991, hat im Dezember 2003 u.a. die Themen Bodenverbrauch und Bodenbewusstseinsbildung als wichtig hervorgehoben. In Oö. zeigen die aktuellen Daten einen unvermindert hohen Flächenverbrauch (Bodenversiegelung und –überbauung) trotz geringem Bevölkerungszuwachs im Vergleichszeitraum. Die in OÖ vorhandenen Gesetze und Programme bieten theoretisch einen guten Rahmen für gezieltes Handeln. Praktisch ist für eine verstärkte Umsetzung die Konkretisierung und die Abstimmung der Zielvorgaben, eine Bewusstseinsbildung bei den Akteuren sowie die Weiterentwicklung der Datengrundlage notwendig.

Boden ist im Vergleich zu den anderen Umweltmedien kaum ein Thema. Damit der Boden in den Köpfen der Menschen an Bedeutung gewinnt, ist Bewusstseinsbildung nötig. Die Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik veranstaltet daher 2003 zwei Seminare zum Thema Boden.

Abstract

The Upper Austrian Expert Panel for Soil Protection has, according to § 47 of the Upper Austrian Law for soil protection, emphasized the importance of the issues of soil consumption and soil awareness. In Upper Austria recent data indicate an ongoing high rate of soil consumption (soil sealing, soil build-over) in spite of minor population increase. The Upper Austrian laws and programmes offer in theory a good framework for well-aimed action. In practice building of awareness of acting persons, a further development of the data bases and harmonization of the aims are necessary for further implementation.

In comparison to other environmental media soil is hardly a public issue. Therefore building of soil awareness is essential. The unit of "Umwelt- und Anlagentechnik" therefore organizes 2 seminars focussing on soil issues in 2003.

1. Thema „Bodenverbrauch“

1.1 Hintergrund und Anlass

Der Oö. Fachbeirat für Bodenschutz (nach § 47 Oö. Bodenschutzgesetz 1991) hat in den letzten beiden Jahren verstärkt den Bereich „Bodenflächenverbrauch“ (= Bodenversiegelung und Überbauung) thematisiert, da der unvermindert hohe Flächenverbrauch ein wachsendes Problem des Bodenschutzes ist. In Oberösterreich werden täglich mindestens 1,8 ha Bodenfläche versiegelt!

Die Ursachen für den steigenden Bodenverbrauch sind vor allem:

- Steigender Flächenbedarf je Person und Arbeitsplatz,
- Zunahme von Single- und 2-Personen-Haushalten,
- weniger Wohnungen je Gebäude,
- Zersiedelung daher mehr Infrastruktur wie Straßen etc. notwendig.

Durch die Auswertung von Satellitendaten im OÖ. Zentralraum aus den Jahren 1968 und 1999 werden diese Tendenzen bestätigt (Seibersdorf 2003). So sind bei den Landnutzungen

- die Siedlungsbereiche (Wohngebiete) in dieser Zeitspanne um 66 % gewachsen.
- Die betrieblich genutzten Bereiche haben sogar um 100 % zugelegt.

Die Auswertungen von Statistik Austria-Daten (Datenbasis 1995) zum langfristigen Flächenverbrauch durch Ein- und Zweifamilienhäuser in Oberösterreich zeigen, dass

- die Anzahl der Gebäude sowie das Ausmaß der Gebäude- und Grundstücksflächen der Wohngebäudekategorie Ein- und Zweifamilienhäuser, von 1945 bis 1990 auf das Vierfache angestiegen ist.
- Das Bevölkerungswachstum betrug im gleichen Zeitraum nur etwa 10%.

Dabei ist zusätzlich ein ständiges Ansteigen der jährlichen Zuwachsraten der Gebäudeflächen bei Ein- und Zweifamilienhäusern bemerkenswert (1945-1960: 4,1 %; 1981-1990: 9,0 %). Die Schere zwischen Einwohner- und Siedlungsflächenentwicklung klafft weit auseinander. Wir sollten uns durch stagnierende Einwohnerzahlen nicht täuschen lassen. Auch eine zahlenmäßig stagnierende Gesellschaft will Platz für Entwicklung und fordert diesen auch ein!

1.2 Wichtige gesetzliche Grundlagen in Oö.

In Oberösterreich finden sich die wesentlichsten Ansätze zum Umgang (Erfassung, Zielvorgaben, Regelung) mit der Frage Bodenverbrauch im Oö. Bodenschutzgesetz 1991, im Oö. Raumordnungsgesetz 1994 und im Oö. Landesraumordnungsprogramm 1998.

1.2.1 Bodenschutzgesetz 1991

§ 31 Bodenbilanz:

...Die Landesregierung hat alle drei Jahre ab Inkrafttreten dieses Landesgesetzes jeweils bis zum 31. März des dem Berichtszeitraum nachfolgenden Jahres eine Bodenbilanz zu erstellen. Die Bodenbilanz hat insbesondere Angaben über

- die Widmung der Grundflächen im Sinne des Oö. Raumordnungsgesetzes,
- die Nutzung (z.B. landwirtschaftliche Nutzung, Nutzung als Park, Spielplatz und dgl.) der als „Grünland“ gewidmeten Grundflächen,

- die im Berichtszeitraum dem „Grünland“ entzogenen Grundflächen,
- die der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung entzogenen Grundflächen zu enthalten.

§ 32: Bodeninformati^onensbericht; Bodenentwicklungsprogramm

...(1) Die Landesregierung hat alle drei Jahre ab Inkrafttreten dieses Landesgesetzes einen Bodeninformati^onensbericht zu erstellen, der dem Landtag jeweils bis zum 30. Juni des dem Berichtszeitraum nachfolgenden Jahres zur Kenntnis vorzulegen ist. Der Bodeninformati^onensbericht hat insbesondere zu enthalten:

- die Angaben über die nach diesem Landesgesetz durchgeführten Bodenuntersuchungen, Maßnahmen und Erhebungen,
- die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen,
- die Ergebnisse der Untersuchung auf Bodendauerbeobachtungsflächen (§ 23) und **die Bodenbilanz.**

*...(2) Gleichzeitig hat die Landesregierung dem Landtag auf der Grundlage des Bodeninformati^onensberichtes die zur Erhaltung des Bodens und zum Schutz oder zur Verbesserung der Bodengesundheit anzustrebenden Maßnahmen und Ziele in Form eines **Bodenentwicklungsprogramms** vorzulegen*

Die wesentlichen Ziele des Bodenentwicklungsprogramms für 1995, 1998 und 2001, zum quantitativen Bodenschutz:

- *Das knappe Gut Boden ist bei der Ausweisung von Bauland, dem Abbau von Rohstoffen im Tagebau und bei der Errichtung von Verkehrs- und sonstiger Infrastruktureinrichtungen sparsam zu verwenden. Flächensparenden und bodenschonenden Siedlungs- und Erschließungsformen ist der Vorzug zu geben... (**sparsame Bodenverwendung**).*
- *Im Hinblick auf den zunehmenden Bodenverbrauch ist vor der Baulandneuwidmung der Nutzung bestehender Baulandreservensowie der Nutzung bestehender Bausubstanz (z.B. leerstehende Gewerbe- und Industriebauten), bzw. der Neuerichtung von Bausubstanz auf bereits versiegelten Flächen der Vorzug zu geben (**Nutzung von bestehenden Gebäuderessourcen**).*
- *Neue Baulandausweisungen sind der Größe und Funktion nach über die Gemeindegebiete hinweg einer übergeordneten Abstimmung zu unterziehen (**Abstimmung von Baulandausweisungen**).*
- *Erhebungen über regionalspezifische Schutz- und Nutzungsinteressen an der Landwirtschaft (z.B. Rohstoffgewinnung) und interdisziplinär abgestimmte Umsetzungen mit Hilfe geeigneter Maßnahmen (z.B. Förderungen, Ausbau von Rechtsnormen) zur Erhaltung bzw. Schaffung vielfältiger Kulturlandschaften und eines ausreichenden Biotopverbundes (**Landschaftsschutz**) sind zu setzen.*
- *Die Flächennutzung für Erholungs- und Freizeitwecke ist großräumig auf das un-*

bedingt notwendige Ausmaß zu beschränken und landschaftsschonend anzulegen.... (sparsame Flächennutzung für Freizeit Zwecke).

- **Empfindliche, ökologisch wertvolle Gebiete sind besonders zu schützen**

1.2.2 Raumordnungsgesetz 1994

§ 2 Raumordnungsziele und Grundsätze

- ...Schutz der Umwelt vor schädlichen Einwirkungen sowie die Sicherung oder Wiederherstellung eines ausgewogenen Naturhaushaltes.
- Die sparsame Grundinanspruchnahme bei Nutzungen jeder Art sowie die bestmögliche Abstimmung der jeweiligen Widmungen
- Die Vermeidung von landschaftsschädlichen Eingriffen, insbesondere die Schaffung oder Erweiterung von Baulandsplittern (Zersiedelung)

1.2.3 OÖ. Landesraumordnungsprogramm 1998

§ 2 Allgemeine Ziele der Landesentwicklung

Abs. 2: Ziel der Entwicklung des Landes und seiner Teilräume ist die Schaffung und Sicherung der räumlichen und strukturellen Voraussetzungen für möglichst gleichwertige Lebensbedingungen in allen Landesteilen. Dabei ist stets dem Grundsatz der Nachhaltigkeit folgend..

Auf die sparsame Nutzung des Raumes und der nicht erneuerbaren Lebensgrundlagen ... zu achten.

Abs. 5: Alle raumbedeutsamen Maßnahmen, insbesondere die Förderungsmaßnahmen des Landes... haben sich an den Zielen des Landesraumordnungsprogramms auszurichten.

Im 2. Abschnitt werden die Leitziele und Maßnahmen für die festgelegten 5 Raumtypen dann näher ausgeführt.

Für alle 5 Raumtypen gelten als Leitziele und Maßnahmen u.a.:

- 1.2: *Die quantitativen und qualitativen Ansprüche an den Raum sind auf die Sicherstellung eines künftigen intakten Natur- und Landschaftshaushaltes abzustimmen.*
- 1.3: *Insbesondere ist Bedacht zu nehmen auf:
die Sicherung des Natur- und Landschaftshaushaltes sowie des Bodens nach dem Grundsatz der Nachhaltigkeit,...*
- 1.5: *Bei der Raumnutzung sind ökologische Rahmenbedingungen und gestalterische Gesichtspunkte gleichwertig zu berücksichtigen. Standortgerechte Bodeninanspruchnahme und –nutzung sind vorzusehen.*
- 1.7 *In Gebieten mit hoher Siedlungsdichte sind ökologisch bedeutsame Grünräume in ausreichender Weise zu sichern bzw. eine entsprechende Flächenvorsorge zu betreiben.*

1.3 Von der Theorie zur Praxis

Erste Einschätzungen durch die Abt. Raumordnung zeigen, dass die programmatische und gesetzliche Verankerung des quantitativen Bodenschutzes in Oberösterreich (Bodenschutzgesetz, Bodeninformationsbericht, Bodenbilanz, Raumordnungsgesetz) einen guten Rahmen für gezieltes Handeln gegen Bodenflächenverbrauch ermöglicht. Eine Hürde ist die starke Zersplitterung der Kompetenzen auf

- die einzelnen Abteilungen der Landesregierung und die zusätzliche
- Aufteilung auf mehrere politische Ressorts.

Dadurch fehlt derzeit eine gebündelte (einheitliche Ziele), abgestimmte (z.B. für Maßnahmen wie Förderungen) Vorgangsweise in diesem Bereich.

Um den Bodenflächenverbrauch stärker in raum- und bodenschutzrelevante Entscheidungen einfließen zu lassen, werden zu den bereits vorhandenen gesetzlichen und programmatischen Vorgaben noch Ergänzungen vorgeschlagen:

- Konkretisierung und Abstimmung der Zielvorgaben, sodass den verschiedenen Akteuren im Bereich quantitativen Bodenschutz die Ziele für ihren Bereich klar sind und Maßnahmen ergriffen werden. Bündelung der bereits vielfältig vorhandenen Maßnahmen gegen den fortschreitenden Bodenflächenverbrauch im Rahmen eines integrierten Flächenressourcenmanagements.
- Verstärkte Bewusstseinsbildung für die Belange des quantitativen Bodenschutzes bei Politik, Gemeinden und Bevölkerung (Warum ist quantitativer Bodenschutz nötig? Welche Probleme sind mit dem Bodenverbrauch verbunden? etc.).
- Weiterentwicklung der Datengrundlagen, um abgesicherte, aussagekräftige und regional differenzierte Aussagen zum tatsächlichen Bodenflächenverbrauch treffen zu können.
- Durch verbesserte Datengrundlagen und Bodenflächenverbrauchsindikatoren könnte die Zielerreichung periodisch im Rahmen der Oö. Bodenbilanz überprüft werden.

2. Thema Bewusstseinsbildung zur Bedeutung des Bodens

Boden ist im Vergleich zu Luft (z.B. Klimaschutz) oder Wasser (Grundwasserschutz, Hochwasserschutz etc.) als Umweltmedium in der Öffentlichkeit kein Thema, obwohl der Boden eine zentrale Rolle in den Stoffkreisläufen und der Nahrungsproduktion innehat. Über die Gründe dafür haben sich in der BRD (Wissenschaftlicher Beirat Bodenschutz BMU 2002, Kümmerer et al. 1997) und der Schweiz (Häberli et al. 1991) viele den Kopf zerbrochen:

- Der Boden ist in Privatbesitz,
- Der Boden ist nicht sichtbar, da man darauf steht,
- Veränderungen fallen erst nach langen Zeiträumen auf, man sieht und riecht sie nicht, etc.

Solange aber der Boden nicht in den Köpfen der Menschen an Bedeutung gewinnt, fehlt dem Bodenschutz die Unterstützung.

In seiner Sitzung im Dezember 2003 hat der Fachbeirat für Bodenschutz verstärkte Aktivitäten im Bereich Bewusstseinsbildung begrüßt.

Die Abt. Umwelt- und Anlagentechnik plant daher für 2003 gemeinsam mit der Oö. Akademie für Umwelt- und Naturschutz vorerst zwei Veranstaltungen zum Thema Bodenschutz:

- Die erste Veranstaltung am 3.3.03 (Vom Acker in den Bach) hat sich mit Boden- und Nährstoffeintrag in Fließgewässer beschäftigt und damit u.a. den engen Zusammenhang zwischen Boden- und Gewässerschutz dargestellt.
- Die zweite Veranstaltung am 27.11.03 (Boden gut machen – Warum Bodenschutz notwendig ist) wird sich mit Boden als schützenswertes Gut allgemein, den Gründen für die geringe Beachtung des Bodenschutzes in der Öffentlichkeit und den Entwicklungen im Bodenschutz beschäftigen und ist besonders für Pädagogen gedacht.

3. Literatur

HÄBERLI, R., LÜSCHER, C., PRAPLAN-CHASTONAY, B., WYSS, C. (1991): Kultur Boden –Boden Kultur. Vorschläge für eine häusliche Nutzung des Bodens in der Schweiz. Verlag der Fachvereine an den schweizerischen Hochschulen und Techniken, Zürich.

KÜMMERER, K., SCHNEIDER, M., HELD, M. (Hrg., 1997): Bodenlos – Zum nachhaltigen Umgang mit Böden. Politische Ökologie, Planegg.

Seibersdorf (2003): Aktuelle Auswertungen von Satellitendaten durch das Forschungszentrum Seibersdorf, unpubl. Information der Abteilung Raumordnung, Amt der Oö. Landesregierung

Wissenschaftlicher Beirat Bodenschutz beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002): Ohne Boden bodenlos – eine Denkschrift zum Boden-Bewusstsein. Herausgeber: Geschäftsstelle des Wissenschaftlichen Beirates Bodenschutz, Umweltbundesamt, Berlin.

Weiterführende Informationen auch unter: <http://www.bodenbewusstsein.de>

Gesetze und Verordnungen

Oö. Bodenschutzgesetz 1991, LGBl.Nr. 63/1997 idgF.

Oö. Raumordnungsgesetz 1994 (Oö. ROG 1994), LGBl.Nr. 114/1993, idgF.

Oö. Landesraumordnungsprogramm 1998, LGBl.Nr. 72/1998, idgF.

Altlasten und Bodenschutz

Martin SCHAMANN

Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien

Zusammenfassung

Schätzungen des Umweltbundesamtes zufolge kann die Zahl sanierungsbedürftiger Altlasten mit ca. 2.500 angenommen werden, und zwar ca. 2.250 Betriebsstandorte und ca. 250 Deponien. Bisher wurden ca. 210 Altlasten festgestellt. Zusätzlich zu den sanierungsbedürftigen Altlasten ist von 1.000en Standorten auszugehen, an denen mit umwelt-/gesundheitsgefährdenden Stoffen umgegangen wurde und dadurch eine mehr oder minder starke Kontamination des Bodens verursacht wurde. Für die große Anzahl derartiger Standorte müssen Optionen gefunden werden, die den Ansprüchen des Umweltschutzes unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit einerseits und dem Gesichtspunkt der Finanzierbarkeit von Sanierungsmaßnahmen andererseits gerecht werden. Ein derartiges Konzept – Risk Based Land Management – wurde im Rahmen des EU-Projektes CLARINET erarbeitet.

Verstärkt wird sich die Notwendigkeit eines integrierten Bodenschutzes in Form eines „Ressourcenmanagement“ entwickeln, wobei der gleichzeitigen Berücksichtigung der Aspekte Umweltschutz, Raumplanung und Dialog zwischen den Betroffenen eine große Bedeutung zukommt.

Summary

Following estimates of the Umweltbundesamt, the number of contaminated sites to be remediated can be assumed with some 2,500 – app. 2,250 of which are industrial sites and app. 250 landfills. So far app. 210 sites have been identified as considerably contaminated. In addition to sites requiring remediation activities there are 1,000s of locations where hazardous substances have been handled, causing more or less serious contamination. For tackling these problems, management options have to be identified – fulfilling environmental demands, respecting the aspect of sustainability, on the one hand as well as in terms of financing of measures on the other hand. A respective approach – Risk Based Land Management – has been elaborated within the EU project CLARINET.

Increasing need for an integrated soil protection in the form of “resource management” can be identified, respecting the aspects “environment protection” – “land planning” and “stakeholder’s dialogue” in the same way.

1. Einleitung

Historisch bedingt wurde die Altlastenproblematik stets als Grundwasserproblem, hervorgerufen durch abfallwirtschaftliche Praktiken, gesehen; war es doch die Fischer-Deponie, die maßgeblich zur Bewusstseinsbildung beitrug. Erst sehr viel später wurde durch das Auftreten von Bodenverunreinigungen an Betriebsstandorten deutlich, dass es sich um ein medienübergreifendes Problem handelt, bei dem dem Boden – als dem in erster Linie betroffenen Schutzgut – eine zentrale Rolle zukommt.

Seit Inkrafttreten des Altlastensanierungsgesetzes 1989 wurden 210 sanierungsbedürftige Altlasten festgestellt. In genau 50 % der Fälle handelt es sich um Deponien, beim Rest um betriebliche Standorte, wo es zu erheblichen Boden- und Grundwasserkontaminationen gekommen ist. Seitens des Umweltbundesamtes wird die Gesamtzahl der Altlasten mit ca. 2.500 angenommen, und zwar ca. 2.250 Betriebsstandorte und ca. 250 Deponien, die in den nächsten 20 – 50 Jahren zu sanieren sein werden. Darüber hinaus ist zusätzlich von zigtausend Betriebsstandorten auszugehen, wo zwar kein Sanierungsbedarf gegeben ist, aufgrund des Umgangs mit umwelt- bzw. gesundheitsgefährdenden Stoffen aber mit Schadstoffbelastungen des Bodens zu rechnen ist. Aufgrund des breiten Einsatzes dieser Stoffe in industriellen Fertigungsprozessen ist davon auszugehen, dass Betriebe beinahe jeder Branche geeignet sind, Bodenverunreinigungen hervorzurufen.

Die große Branchenvielfalt bringt auch ein breites Spektrum an Schadstoffen mit sich, die in den letzten Jahrzehnten bei industriellen und gewerblichen Tätigkeiten in den Boden gelangten. Untersuchungen an ca. 200 Standorten belegten die weite Bandbreite des Schadstoffspektrums, andererseits sind einige Substanzen aufgrund der Häufigkeit ihres Auftretens als Hauptkontaminanten anzusehen (sh. Abb. 1).

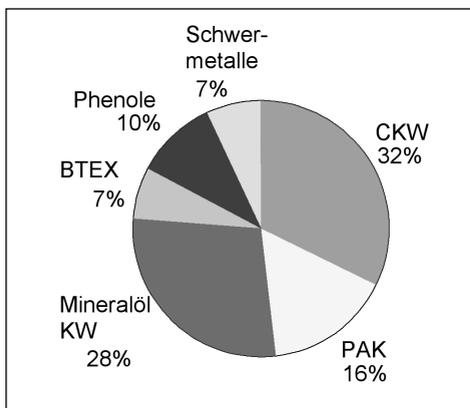


Abb. 1:
Häufigkeit des Auftretens von Schadstoffen an Altstandorten

Hinsichtlich der Abschätzung der Quantitäten dieser Stoffe, die in den letzten Jahrzehnten in den Boden bzw. ins Grundwasser gelangt sein könnten, liegen derzeit Vermutungen des Umweltbundesamtes für den Schadstoffkomplex CKW vor. Bodenkontaminationen durch CKW entstanden vor allem bei der Verwendung von CKW als Lösungs- und Reinigungsmittel – bisher festgestellte CKW-Altlasten sind v.a. Standorte der metallverarbeitenden Industrie und chemische Reinigungsbetriebe. Ausgehend von der Annahme, dass CKW an ca. 50.000 Standorten eingesetzt wurde und bei weniger als 1 % der Standorte

erhebliche Mengen in den Untergrund gelangt sind (> 1 t), lässt sich die an allen Standorten in den Boden/Untergrund gelangte CKW-Menge grob mit ca. 10.000 t annehmen.

2. Einfluss auf Bodenfunktionen

Die Problematik der durch industrielle- und Ablagerungstätigkeiten hervorgerufenen lokal begrenzten, aber teilweise sehr starken Bodenkontaminationen haben Auswirkungen auf die Bodenfunktionen. Kaum eine der bekannten Funktionen, die nicht in irgendeiner Weise durch das Vorhandensein von Kontaminationen beeinträchtigt ist:

- Lebensraumfunktion: Beeinträchtigung des Lebensraumes Boden durch die Einbringung von Abfällen und durch Versiegelung und Kontamination bei industriellen Standorten
- Filter- und Pufferfunktion: Minderung, Ausschöpfung bzw. Überbeanspruchung der Filter- und Pufferkapazität durch den Eintrag von Schadstoffen; Transport von Schadstoffen in den Untergrund und ins Grundwasser
- Trägerfunktion: Einschränkung der vollen Funktionsbreite durch das Vorhandensein von Abfällen (Tragfähigkeit, Schadstoffgehalt, Gasproduktion, ...)
- Produktionsfunktion für Land- und Forstwirtschaft: Einschränkung der Produktionsfunktion bei Vorhandensein von Kontaminationen – Aufnahme von Schadstoffen durch Pflanzen, Eintrag in Nahrungskette
- Kreislauffunktion: Verringerung der Wasseraufnahme- und Abgabekapazität durch Abfallablagerungen

3. Umgang mit Restbelastungen

Wie den eingangs zitierten Zahlen zu entnehmen ist, ist mit einer ca. 10mal so großen Anzahl sanierungsbedürftiger Betriebsstandorte gegenüber Deponien zu rechnen. Auch wird die Anzahl jener Betriebsstandorte, an denen infolge des Umgangs mit umwelt- bzw. gesundheitsgefährdenden Stoffen mehr oder minder starke, jedoch nicht sanierungsbedürftige Kontaminationen hervorgerufen wurden, ca. 10mal höher eingeschätzt als vorhandene, nicht sanierungsbedürftige aufgelassene Deponien. In Ermangelung eines Bodenschutzgesetzes stellt das Wasserrechtsgesetz und damit das darin verankerte Vorsorgeprinzip die grundsätzlichen Anhaltspunkte für die Feststellung der Notwendigkeit von Sanierungen und die Festlegung von Sanierungszielen dar. Dementsprechend gibt es keine Unterscheidung zwischen historischen und „neuen“ Verunreinigungen und es sind auch keine Verunreinigungen zulässig, die über die Schwelle der „Geringfügigkeit“ hinausgehen.

Aufgrund der großen Anzahl vorhandener, mehr oder weniger stark kontaminierter Betriebsstandorte wird man sich in Zukunft mit der Frage des Umgangs mit „Restbelastungen“ auseinandersetzen müssen. Insbesondere bei Betriebsstilllegungen,

Nutzungsänderungen und der Definition von Sanierungszielen könnte einem nutzungsbezogenen Bewertungsansatz Bedeutung zukommen.

Die mit Juni 2000 veröffentlichte ÖNORM S 2088-2 „*Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden*“ beinhaltet erste Ansätze, auch in Österreich eine nutzungsbezogene Bewertung von kontaminierten Standorten vorzunehmen. Der Bewertung liegt ein nutzungsorientierter Ansatz zugrunde, d. h., die Entscheidung über erforderliche Maßnahmen (Sanierung, Sicherung, Nutzungseinschränkung, Monitoring, ...) hängt von der Wahrscheinlichkeit der Aufnahme von Schadstoffen bei unterschiedlichen Nutzungen ab. Dieselbe Schadstoffbelastung des Bodens stellt bei gärtnerischer Nutzung oder Nutzung als Spielplatz eine höhere Gefährdung dar als bei industrieller oder gewerblicher Nutzung.

Im Rahmen des EU-Projektes CLARINET (Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies) wurde eine Management-Option für historische Bodenverunreinigungen erarbeitet, die sich an den Grundsätzen der Nachhaltigkeit orientiert: bei der Wahl geeigneter Maßnahmen im Umgang mit Bodenverunreinigungen (Sanierung, Sicherung, Schutz-, Beschränkungs-, Kontrollmaßnahmen) spielen die drei Komponenten

- ‘fit for use’
- Umweltschutz
- Langzeitmaßnahmen

eine zentrale Rolle und formen das Konzept des auf einer Risikoanalyse basierenden Flächenmanagements. Diese Komponenten sind wie folgt zu verstehen:

Umweltschutz:

Um dem Aspekt der Nachhaltigkeit Rechnung zu tragen, wären Ziele für Maßnahmen so zu legen, dass eine langfristige Verbesserung der Bodenqualität erreicht wird, um zukünftige Nutzungsänderungen, mehr Biodiversität und geringere Nachsorgemöglichkeiten zu ermöglichen. Ziel von Maßnahmen sollte sein:

→ Verhinderung oder zumindest Reduktion negativer Auswirkungen auf die Umwelt

→ Erhaltung, wenn möglich Verbesserung der Qualität der Ressourcen (Boden, Untergrund, Grundwasser, Biodiversität)

Boden ist nicht isoliert sondern integriert in seine Umgebung zu betrachten, insbesondere ist der enge Zusammenhang der Einheit **Boden–Untergrund–Grundwasser** hervorzuheben.

Fit for use:

Verminderung der Gefahren für die menschliche Gesundheit und die Umwelt soweit es für die derzeitige und geplante zukünftige Nutzung erforderlich ist.

Langzeitmaßnahmen:

Monitoring oder Kontrolle sind dann erforderlich, wenn nach den erfolgten Maßnahmen Kontaminationen im Boden bleiben, um sicherzustellen, dass die getroffenen Maßnahmen langfristig geeignet sind, funktionieren und als Entscheidungsgrundlage für etwa erforderlich werdende zusätzliche Maßnahmen dienen können.

Die Diskussion ob und wie in Österreich der nutzungsbezogene Ansatz bei Maßnahmen historisch verunreinigter Böden umgesetzt werden soll, steht erst am Anfang. Auf jeden Fall scheint sich abzuzeichnen, dass der Gefährdungsabschätzung in Hinkunft eine noch höhere Bedeutung zukommen wird. Allgemein werden die Arbeitsschritte der Bewertung und der Sanierung von Altlasten noch stärker zu einander in Bezug gesetzt werden müssen, um die Fragen,

- wann ist eine Kontamination des Untergrundes erheblich,
- wie kann die Wirksamkeit von Maßnahmen dauerhaft gewährleistet werden,
- welche Intensität muss ein langfristiges Monitoring haben,
- welche Nachnutzungen sind bei Altlasten dauerhaft möglich,
- wie kann mit verbleibenden Restrisiken umgegangen werden

nach einheitlichen Grundsätzen zu behandeln. Diese Grundsätze müssen im Einzelfall flexibel genug angewandt werden können, so dass – angepasst an die jeweilige Situation – an einer Altlast Lösungen entwickelt und umgesetzt werden können, die sowohl ökologischen Aspekten als auch sozio-ökonomischen Gesichtspunkten Rechnung tragen.

4. Brachflächenrecycling – Bodenversiegelung

International wird derzeit die Diskussion geführt, inwieweit das Vorhandensein von lokalen Bodenverunreinigungen eine Wiedernutzung brachliegender Industrietandorte behindert und die Neuversiegelung durch Ansiedelung von Betriebsstandorten auf der „grünen Wiese“ beschleunigt.

In Österreich liegen derzeit keine Abschätzungen über das Ausmaß des Brachfallens industrieller Flächen vor. Faktum ist, dass es sich um oft gut gelegene, infrastrukturell aufgeschlossene Standorte im städtischen Bereich handelt, bei denen aufgrund industrieller Vornutzungen mehr oder weniger starke Verunreinigungen des Bodens vorhanden sind. Unsicherheiten wie

- Sanierungserfordernis (fehlendes Bodenschutzgesetz),
- Haftungsfragen im Falle zukünftiger Nutzungsbeeinträchtigungen (z.B. bei Nutzungsänderungen),
- Verursachersituation im Falle von Sanierungserfordernissen,

- Nutzungsbeeinträchtigungen (durch Kontaminationen), behördliche Auflagen sowie
- finanzielle Anforderungen zur Beseitigung von Gefährdungen und
- soziale und wirtschaftliche Überlegungen bei Nutzung „kontaminierter/giftiger“ Standorte

hemmen Investoren, brachliegende Standorte wiederzunutzen. Statt dessen werden attraktive Standorte für Betriebsniederlassungen auf der „grünen Wiese“ angeboten und die Chance auf Integration von Industriebranchen in den wirtschaftlichen Zyklus behindert.

Es wird Aufgabe sowohl des Bodenschutzes als auch der Raumplanung sein, Lösungen zu finden, wie und in welchem Ausmaß die Thematik der Altlastensanierung einen Beitrag zur Verminderung der Neuversiegelung von Böden leisten kann.

5. Integrierter Bodenschutz – Flächenmanagement

Im Umgang mit lokal belasteten Böden standen bisher Fragen

- des Schutzes der Gesundheit des Menschen und der Umwelt sowie
- zur Finanzierung von Sanierungsmaßnahmen

im Vordergrund. Im Sinne einer volkswirtschaftlichen Kostenoptimierung und der (Wieder-) Eingliederung von Industriebranchen in den Wirtschaftskreislauf wird sich in Zukunft ein breiteres Anforderungsspektrum ergeben.

Zusätzlich zu Fragen der Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen und der Wahl der entsprechenden Technologie wird sich die Aufgabe in Richtung integrierter Bodenschutz in Form eines „Flächenmanagement“ entwickeln. Dabei wird die Kooperation zwischen den Arbeitbereichen Umweltschutz (Bodenschutz, Grundwasserschutz) und Raumplanung und gleichzeitig auch die Zusammenarbeit mit den Betroffenen (Grundstückseigentümer, Verursacher, Investor, Öffentlichkeit, ...) intensiviert werden müssen.

Neben dem bisher im Vordergrund stehenden Aspekt „Gefahrenabwehr – Schutz der Gesundheit von Menschen und der Umwelt“ wird der Entscheidungsprozess über Maßnahmen bei Bodenverunreinigungen in Zukunft verstärkt durch weitere Interessen bestimmt werden:

- Nachnutzung – Möglichkeiten/Einschränkungen der Nutzung von Standorten im Hinblick auf vorhandene Belastungen/Kontaminationen.
- Raumplanung – Koordination der widmungskonformen Nutzung in Hinblick auf deren Eignung hinsichtlich der Bodenkontamination.

- Management – Koordination der Betroffenen, Wahrnehmung der Interessen Beteiligter und Umsetzung der bestmöglichen Lösung.

Abbildung 2 verdeutlicht die Komplexität der Bearbeitung lokaler Bodenverunreinigungen im Hinblick auf ein integriertes Flächenmanagement.

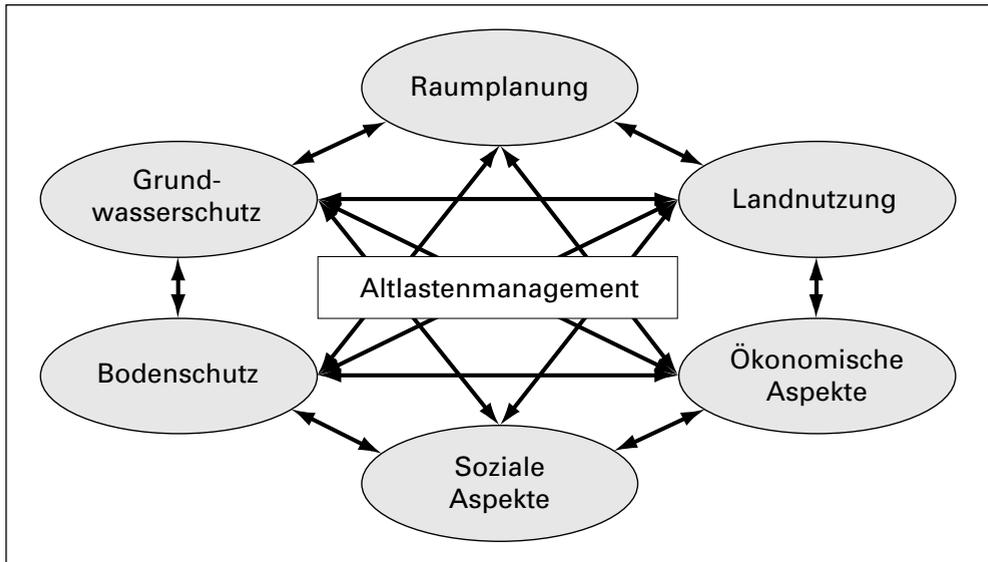


Abb. 2: Integriertes Altlastenmanagement

Bodenschutzstrategie Österreichs im Rahmen der europäischen Initiative

Nora MITTERBÖCK

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Abteilung Immissionsschutz, Stubenbastei 5, 1010 Wien

Zusammenfassung

Der Schutz der Böden und der nachhaltige Umgang mit dieser wertvollen Ressource sind zentrale Anliegen Österreichs, um die Funktionsfähigkeit der terrestrischen Ökosysteme zu sichern und diese Lebensgrundlage auch für künftige Generationen dauerhaft nutzbar zu machen. Österreich verfügt im europäischen Vergleich über umfassende Bodendaten, die im Bodeninformationssystem BORIS des Umweltbundesamtes in harmonisierter Form über Internet zur Verfügung stehen. Österreichs Forschungsaktivität über Bodenkunde rangiert seit jeher auf hohem internationalen Niveau. Die Umweltpolitik der letzten Jahrzehnte hat zu einer teilweisen Reduktion von Schadstoffeinträgen geführt. Zur Erhaltung und Verbesserung des Bodenzustandes sollte eine weitere Reduktion der Emissionen auf nationaler und vor allem internationaler Ebene angestrebt werden. Seit 2002 hat Bodenschutz auch eine europäische Dimension: in einer Mitteilung der Kommission wurden acht Hauptgefahren identifiziert und bewertet, die im Juni 2002 vom Umweltministerrat mit u.a. folgenden Schwerpunkten angenommen wurde: Entwicklung einer spezifischen Bodenschutzstrategie, Ausarbeitung eines Bodenbeobachtungssystems inkl. rechtlicher Basis. Wie sich bei diversen europäischen Treffen gezeigt hat, ist es gemeinsamer Wille der europäischen Staaten, die Anstrengungen zum Schutz und zur Erhaltung der Böden zu verbessern. Die Harmonisierung laufender und Initiierung neuer Aktivitäten seitens der EU ist v.a. auch im Hinblick auf eine verstärkte Integration von Belangen des Bodenschutzes in andere Politikbereiche von Bedeutung. Eine Bodenschutzpolitik in der EU müsse allerdings auf dem Prinzip der Subsidiarität aufbauen, die Festlegung konkreter Maßnahmen könne aufgrund unterschiedlicher lokaler Gegebenheiten sowie Besitzstrukturen nur in den Mitgliedstaaten erfolgen.

Abstract

Soil protection and the sustainable use of this valuable resource are in Austria's interest to keep the terrestrial ecosystem functional and useful for future generations. Compared to other European countries Austria has comprehensive knowledge of soil data that is published by the Federal Environment Agency via Internet. Austria's great experience on soil science has always been placed at a high international level. The last decade's environmental policy led to a particular reduction of harmful depositions. For conservation and improvement of soil conditions the emission reduction at national as well as international level should be aspired. Since 2002 soil protection has also an European dimension: the Commission has identified and assessed eight main threats to soil in the EU and candidate countries in a communication that was approved by the Council in June 2002 under e.g. following aspects: development of a Thematic Strategy for Soil Protection and elaboration of a soil monitoring system in a Community framework, including legislation. As it was shown at several European meetings it is common intention to improve the efforts for soil protection and conservation. The harmonisation of existing and the beginning of new activities at EU level is very important, especially under the aspect of integration environment into other politics. European Soil Policy has to base on subsidiary aspects, the member states should be the only ones to set concrete measures due to variable local conditions as well as different claims to ownership.

1. Bodenschutzrecht in Österreich

„Bodenschutz“ wurde durch das Bundesverfassungsgesetz über den umfassenden Umweltschutz (BGBl. Nr. 491/1984) zum Staatsziel erklärt, wobei aus verfassungsrechtlicher Sicht der Boden ein Umwelt(Schutz)gut darstellt. Nachhaltiger Bodenschutz stellt eine Querschnittsmaterie in Österreichs modernem Gesetzeswerk dar. Die Zuständigkeit für Bodenschutz liegt in gewissen Bereichen (z.B. Wasserrecht, Forstgesetz, Gewerberecht, Abfallrecht) beim Bund, ansonsten bei den Ländern. In einigen Bundesländern liegen Bodenschutzgesetze inkl. Verordnungen vor. Teilweise wurde die EG-Richtlinie (86/278/EWG) über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft in spezifischen Gesetzen bzw. Verordnungen umgesetzt.

2. Bodenschutz in Österreich

Boden ist u.a. Produktionsstätte für Nahrungsmittel und Standort für Waldgebiete ebenso auch Raum für Siedlung, Verkehr und Entsorgung. Boden erfüllt Filter-, Puffer- und Speicherfunktion, hat als Lebensraum und Lebensgrundlage für eine Vielzahl von Organismen auch die Aufgabe einer Genreserve. Die sensible Ressource Boden ist somit multifunktional. Der Schutz der Böden und der nachhaltige Umgang mit dieser wertvollen Ressource sind zentrale Anliegen Österreichs, um die Funktionsfähigkeit der terrestrischen Ökosysteme zu sichern und diese Lebensgrundlage auch für künftige Generationen dauerhaft nutzbar zu machen.

Österreich verfügt im europäischen Vergleich über umfassende Bodendaten. Die landwirtschaftliche Fläche Österreichs wurde durch die Bodenschätzung und großteils durch die Bodenkartierung kartographisch erfasst. Aus allen Bundesländern liegen Bodenzustandsinventuren vor. Bodendauerbeobachtungsflächen werden in Österreich einerseits vom Bundesamt und Forschungszentrum für Wald (20 Waldflächen), vom Umweltbundesamt (eine intensiv untersuchte Fläche des UN/ECE Integrated Monitoring-Programms) und von einzelnen Bundesländern betreut. Im Bodeninformati onssystem BORIS (BOden – Rechnerg estütztes Informationssystem) des Umweltbundesamtes stehen Informationen von über 8.500 Standorten aus mehr als 40 verschiedenen Untersuchungen in harmonisierter Form über Internet zur Verfügung. Auch Österreichs Forschungsaktivität über Bodenkunde rangiert seit jeher auf hohem internationalem Niveau.

Die Umweltpolitik der letzten Jahrzehnte hat zu einer deutlichen Reduktion von Schadstoffeneinträgen in den Boden geführt. Zur Erhaltung und Verbesserung des

Bodenzustandes sollte eine weitere Reduktion von Emissionen von versauernden und von im Boden akkumulierenden Schadstoffen auf nationaler Ebene angestrebt werden. Dies betrifft insbesondere Schwermetalle und persistente organische Schadstoffe, die durch Industrie, Gewerbe, Verkehr und Haushalt emittiert werden. Auch die direkten Schadstofffrachten - beispielsweise durch Aufbringen von Pestiziden, Handelsdünger und Sekundärrohstoffen (Klärschlamm, Komposte) - sollten minimiert werden. Um den grenzüberschreitenden Ferntransport von versauernden und im Boden akkumulierenden Schadstoffen zu reduzieren, ist v.a. die Forcierung internationaler Abkommen zur Emissionsreduktion notwendig.

3. Bodenschutz in der EU

Seit 2002 hat Bodenschutz auch eine europäische Dimension. Bisher passiert Bodenschutz in im gemeinsamen Europa eher „zufällig“. Die Zuständigkeit liegt trotz umfassender Konsequenzen für die Ernährungssicherheit, die Armut, den Gewässerschutz, aber auch die biologische Vielfalt bei den Mitgliedstaaten. Daher hat die Europäische Kommission im April 2002 eine Mitteilung herausgegeben, die die Gefahren für den Boden aufzeigt (KOM(2002)179). In einer Mitteilung der Kommission wurden folgende acht Hauptgefahren identifiziert und bewertet: Erosion, Bodenkontamination, Verlust von organischer Substanz, Verdichtung, Versiegelung, Rückgang der Biodiversität, Versalzung und hydro-geologische Risiken, wie Überschwemmungen und Erdbeben.

Im Juni 2002 verabschiedete der Umweltministerrat hierzu Schlussfolgerungen des Rates über einen integrierten Bodenschutz mit folgenden Schwerpunkten (RATS-DOKUMENT 10800/02). Die Kommission ist aufgefordert, bis spätestens Juli 2004 eine spezifische Bodenschutzstrategie auf Basis des 6. Umweltaktionsprogramms zu entwickeln. Außerdem sollen eine weitere Mitteilung zu Erosion, Bodenkontamination und Verlust von organischer Substanz sowie eine Mitteilung zu Umwelt und Raumplanung mit Betrachtung der Bekämpfung der Bodenversiegelung erarbeitet werden. Für das Jahr 2003 ist eine Europäische Konferenz zu Erosion, Bodenkontamination und Rückgang von organischer Substanz geplant. Ganz wichtig ist die Ausarbeitung eines Bodenbeobachtungssystems inkl. rechtlicher Basis; hierfür soll die Kommission bis Mitte 2004 einen Vorschlag vorlegen. Überdies unterstützt der Rat die laufenden Initiativen der Kommission für Umweltschutzbestimmungen über Kompost, Abfälle aus dem Bergbau, Klärschlamm und Luftqualität.

Ab Mitte April 2003 soll ein Advisory Forum unter direktem Vorsitz der Kommission, Generaldirektion Umwelt zusammentreten, das den fünf Arbeitsgruppen (TWGs) zu

Monitoring, Erosion, Organic matter, Contamination und Research Arbeitsaufträge erteilen wird. In diesem Advisory Forum sind alle Mitgliedstaaten und Kandidatenländer vertreten, sowie auch die EU-Institutionen, das Joint Research Centre und die Europäische Umweltagentur. Außerdem werden in diesem Forum u.a. Vertreter der Nicht-Regierungsorganisationen, Industrie, Sozialpartner und Wissenschaft mitarbeiten. Die Zusammensetzung der Arbeitsgruppen erfolgt ähnlich, jedoch ist die Anzahl der Teilnehmer stärker limitiert, um die Arbeitsfähigkeit der Gruppen nicht zu gefährden.

Diese Gruppen sollen ein gemeinschaftliches Zukunftsszenario für ein koordiniertes Bodenmonitoring, die Entwicklung von Bodenindikatoren sowie Maßnahmen des quantitativen Bodenschutzes behandeln. Bis Juli 2004 soll ein Richtlinienvorschlag für ein EU-Informations- und Überwachungssystem vorliegen.

4. Bodengefahren in Österreich

In Österreich sind die Hauptgefahren für den Boden v.a. die Anreicherung von Schadelementen, die Bodenverdichtung und im Extremfall der Verlust von Boden durch Erosion oder Versiegelung. Der Flächenverbrauch derzeit beträgt ca. 10 m² pro Jahr und Person, wobei vorwiegend landwirtschaftliche Flächen verloren gehen. In Österreich stellen aufgrund ihrer Topographie die Alpen einen „Prallhang“ Europas dar. Die Böden sind durch die zusätzliche Filterwirkung des Waldes damit einer überdurchschnittlichen Schadstoff-Fracht ausgesetzt. Dies macht sich trotz Rückgang der Umweltbelastungen in Form von Versauerung bemerkbar. Aber auch andere Bereiche der diffusen Bodenkontamination durch Industrie, Gewerbe, Verkehr und Haushalt über die Luft sowie die direkten Schadstoffeinträge durch Aufbringen von Pestiziden, Handelsdünger und Sekundärrohstoffen stellen immer noch ein Problem dar. Abgesehen davon gibt es Belastungen im Bereich der Altlasten.

5. Österreich in der EU

Österreich ist sehr an dem Engagement der EU interessiert und wird sich an den Aktivitäten rege beteiligen. Für die Teilnahme Österreichs stehen Mitarbeiter aus diversen Abteilungen des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (z.B. aus den Bereichen Immissionsschutz, Agrarumweltprogramme, Pflanzenbau, Forst, Abfallwirtschaft und Wasser) sowie der Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, des Umweltbundesamtes, des Bundesamtes

und Forschungszentrum für Wald, des Bundesamtes für Wasserwirtschaft und vieler anderer Dienststellen des BMLFUW zur Verfügung. Jedenfalls werden auch die betroffenen Mitarbeiter der Länder in den Prozessen beteiligt sein. Außerdem werden sich zur wissenschaftlichen Unterstützung Vertreter der Universitäten, v.a. der Universität für Bodenkultur, an den Aktivitäten beteiligen. Zur Koordination wird im Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft eine eigene Arbeitsgruppe eingerichtet.

Wie sich bei diversen europäischen Treffen gezeigt hat, ist es gemeinsamer Wille der europäischen Staaten, die Anstrengungen zum Schutz und zur Erhaltung der Böden zu verbessern. Die Harmonisierung laufender und Initiierung neuer Aktivitäten seitens der EU ist v.a. auch im Hinblick auf eine verstärkte Integration von Belangen des Bodenschutzes in andere Politikbereiche von Bedeutung. Eine Bodenschutzpolitik in der EU müsste allerdings auf dem Prinzip der Subsidiarität aufbauen, die Festlegung konkreter Maßnahmen könne aufgrund unterschiedlicher lokaler Gegebenheiten sowie Besitzstrukturen nur in den Mitgliedstaaten erfolgen. Im Zusammenhang mit der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) ist die Bedeutung der Ländlichen Entwicklung für den Bodenschutz, besonders die in Österreich ökologisch ausgerichtete Landwirtschaft, die durch das Agrarumweltprogramm abgegolten wird, zu betonen. Österreich unterstützt jedenfalls den Aufbau eines europaweit einheitlichen Daten- und Monitoringsystems mit vergleichbaren Indikatoren, wie es in Österreich bereits gemacht wird.

Literatur

KOM(2002)179, 16. April 2002: „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“

RATSDOKUMENT (10800/02), 18. Juli 2002 „Schlussfolgerungen des Rates über einen integrierten Bodenschutz“

Bodenschutz in Oberösterreich – Umsetzung in der Praxis

Franz Xaver HÖLZL

Landwirtschaftskammer für OÖ, Auf der Gugl 3, 4021 Linz

Zusammenfassung

Die Schaffung des OÖ Bodenschutzgesetzes 1991 kann als der Meilenstein für den Bodenschutz in Oberösterreich bezeichnet werden. Die Klärschlammmanwendung in der Landwirtschaft, Grundsätze zur Düngung, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, die Bodenzustandsinformation sind durch dieses Gesetz in Oberösterreich geregelt.

Für die Umsetzung von Maßnahmen im Sinne des Bodenschutzes in der Landwirtschaft wurde die Bodenschutzberatung bei der Landwirtschaftskammer für OÖ geschaffen. Schwerpunkte der Versuchs-, Projekt- und Beratungsarbeit wurden im Bereich Zwischenfruchtbau und Erosionsschutz, Düngung allgemein und ordnungsgemäße Wirtschaftsdüngeranwendung speziell, also auch den Grundwasserschutz gesetzt.

Summary

The creation of the OÖ Bodenschutzgesetz 1991 was the „milestone“ for the soil protection in Upper Austria. This law regulates the application of sewage sludge in the agriculture, principles of manuring, the application of plant-protective agents and the information of soil-state.

The Bodenschutzberatung was created to realize actions for soil protection. Priorities in the work of the Bodenschutzberatung were experiments with farmers and informations to farmers about cover crops, manuring, especially animal manuring and the protection of groundwater.

1. Einleitung

Die OÖ Bodenschutzberatung wurde gemäß § 35 des OÖ Bodenschutzgesetzes 1991 bei der Landwirtschaftskammer für OÖ eingerichtet. Der gesetzliche Auftrag lautet: „Eigentümer oder Nutzungsberechtigte von Böden in Angelegenheiten des Bodenschutzes sowie für die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln zu beraten“. Dazu sind drei Beratungskräfte (Johannes Recheis, Dipl.-HLFL-Ing. Josef Froschauer, DI Franz Xaver Hölzl) sowie eine Sekretärin (Christa Hartl) in der Bodenschutzberatung tätig. In den §§ 34 und 35 sind Bestimmungen zum Versuchs- und Beratungswesen festgeschrieben, die den Aufgabenbereich der Bodenschutzberatung definieren. Die Bodenschutzberatung hat Versuche bezüglich bodenschonender Anbau-, Pflege- und Erntetechniken, bodengarefördernder Fruchtfolgen, der Minimierung des Dünges- und Pflanzenschutzmitteleinsatzes im Hinblick auf die Schutzzwecke dieses Landesgesetzes, der Verhinderung von Erosion und Bodenverdichtung und sonstiger effektiver nachhaltiger Bodenverbesserungen unter besonderer Berücksichtigung ökologischer Aspekte durchzuführen.

Die erarbeiteten Versuchs- und Untersuchungsergebnisse sind im Rahmen der Bodenschutzberatung, der landwirtschaftlichen Aus- und Weiterbildung sowie durch die landwirtschaftliche Fachberatung oder sonst in geeigneter Form den Eigentümern oder Nutzungsberechtigten von Böden insbesondere durch Demonstrationsversuche, Informationsveranstaltungen und dgl. zu vermitteln.

2. OÖ Bodenschutzgesetz 1991 – die wesentlichen Eckpunkte

Das OÖ Bodenschutzgesetz regelt detailliert die Klärschlammanwendung, aber auch die Ausbringung von Senkgrubenhaltigen in der Landwirtschaft. Es definiert Grundsätze zur Düngung und die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln.

Von behördlicher Seite werden folgende Bereiche abgedeckt: Oberösterreichischer Bodenkataster, Bodendauerbeobachtungsflächen, Bodengrenzwerteverordnung, Zusätzliche Bodenzustandsuntersuchung, Betretungsrechte, Maßnahmen zur Bodenverbesserung, Nutzungsbeschränkung, Entschädigung, Bodenbilanz, Bodeninformationsbericht, Bodenentwicklungsprogramm.

Weiters sind noch die Bereiche Förderung, Vollziehung und Administrativbestimmungen, Straf- und Schlussbestimmungen geregelt.

3. Lagerraum für flüssige Wirtschaftsdünger

Gemäß OÖ Bodenschutzgesetz ist ausreichender Lagerraum für Gülle und Jauche für eine Mindestlagerzeit von 6 Monaten zu schaffen. 2001 wurden bei 802 Betrieben 223.757 m³ Gülle-/Jauchelagerraum und 12.259 m³ Düngerstapel- und Kompostflächen gefördert. Seit 1993 sind insgesamt auf rund 10.800 Betrieben mit einem Gesamtinvestitionszuschuss von ca. 34 Mio. Euro rund 2.070.000 m³ Gülle-/Jauchelagerraum gefördert worden.

4. System „Immergrün“ als Initialprojekt zum hochwertigen Zwischenfruchtbau

In über 120 Projektgruppen auf Gemeindeebene, über ganz Oberösterreich verteilt, wurden noch vor dem EU-Beitritt und vor dem Umweltprogramm Zwischenfrüchte angelegt. Die darauf folgenden Kulturen wurden in Form von Mulch- oder Direktsaat bestellt.

Der Zwischenfruchtbau und auch die Mulch- oder Direktsaat fanden ab 1995 im ÖPUL als eigene Maßnahmen Eingang. Aufgrund der intensiven Projektarbeit der Bodenschutzberatung vor „ÖPUL-Zeiten“ werden diese Maßnahmen gerade von den oberösterreichischen Landwirten gerne angenommen und in qualitativ hochwertiger Form umgesetzt.

5. Bodennahe Wirtschaftsdüngerausbringung in OÖ

Mit 12 Projektbetrieben wurde im Projekt „Gülle und Umwelt“ die Möglichkeit der Düngung der verschiedensten Kulturen ausschließlich mit Gülle aufgezeigt. Dieses Projekt leistete Grundlagenarbeit in mehreren Bereichen. Unter anderem entwickelte sich in Oberösterreich in besonderem Umfang die „bodennahe Ausbringung von flüssigem Wirtschaftsdünger“. Vom Land Oberösterreich wird diese Art der Gülleausbringung wegen der besonderen Umweltsrelevanz gefördert. Mittlerweile fördert auch das ÖPUL-Programm in einzelnen Gebieten (Projekte für den vorbeugenden Gewässerschutz) diese Form der Ausbringung von Gülle und Jauche.

6. Gesamtbetriebliche Nährstoffbilanzierung

Mit über 1000 Betrieben wurden über mehrere Jahre Nährstoffbilanzen mit dem Ziel der Optimierung der Nährstoffkreisläufe im Betrieb erstellt. Das Überdenken von Düngestrategien war durch geänderte Bewirtschaftungsmaßnahmen (Viehhaltung mehr – weniger) und verschärfte Anforderungen gerade beim Einstieg ins Programm ÖPUL 2000 vielfach notwendig. Das Projekt Nährstoffbilanzierung war dafür ein ausgezeichnete Wegbereiter.

7. Grundwasser 2000 – Erkenntnisse und Erfahrungen

In dem vom Land OÖ finanzierten und dem Land, der LK/BBK'n und der Bodenschutzberatung umgesetzten Projekt wurden mit ca. 1100 bis 1300 Betrieben Maßnahmen in Richtung grundwasserschonender Bewirtschaftung umgesetzt. Die Bodenschutzberatung übernahm koordinative Tätigkeiten bezüglich Antragsabwicklung, war Informationsdrehscheibe zwischen dem Projektträger und den Teilnehmern und führte die Ausbildung der teilnehmenden Bauern in Form von Tagesseminaren durch. Durch die umfangreichen Erfahrungen, die in diesem österreichweit einzigartigen Projekt gemacht wurden, konnte von Oberösterreich ausgehend der wesentlichste Beitrag bei der Konzeption der ÖPUL-2000-Maßnahme „Projekte für den vorbeugenden Gewässerschutz“ geliefert werden.

8. Düngung im ÖPUL – Info-Kampagne zur flächendeckenden Umsetzung

Aus den oben angeführten Erfahrungen heraus hat die Bodenschutzberatung bei der Umsetzung der Richtlinien zur Düngung im ÖPUL 2000 im Allgemeinen und im Rahmen der Projekte für den vorbeugenden Gewässerschutz (Grundwasser 2000 NEU) im Speziellen sehr wesentlich beigetragen. Die Bodenschutzberatung übernimmt nach wie vor die Abklärungs- und Informationsarbeiten für Oberösterreich im Bereich Düngung.

In Oberösterreich wurde gemeinsam mit der INVEKOS-Koordination und dem LFI eine umfangreiche Bildungskampagne vor dem Verpflichtungsbeginn von ÖPUL 2000 durchgeführt. Ziel war, den Bauern die Vorgaben und Inhalte bezüglich der Düngung sowohl im Hinblick auf die gesetzlichen Vorgaben als auch im Hinblick auf förderungsrelevante Voraussetzungen möglichst flächendeckend zu vermitteln. Im Rahmen dieser Bildungskampagne wurden von der Bodenschutzberatung ca. 55 Trainer (Lehrer, BBK-Mitarbeiter, Beraterbauern) als Multiplikatoren ausgebildet. Es wurden für diese Info-Kampagne die meisten Unterlagen (Foliensätze, Bauernordner, ...) durch die Bodenschutzberatung erstellt. Nach einer österreichweiten Abstimmung der Unterlagen wurden die oberösterreichischen Vorlagen größtenteils österreichweit übernommen. So wurde ein Ordner mit dem Thema „Düngung im ÖPUL 2000“ in Oberösterreich allein ca. 19.000-fach aufgelegt und an die Bäuerinnen und Bauern verteilt.

Allein in der Bildungssaison 2000/2001 wurden durch das LFI Oberösterreich in 120 2-Stunden Veranstaltungen ca. 11.500 LandwirtInnen über dieses Thema informiert. In 343 8-stündigen Seminaren wurde 7.269 Bäuerinnen und Bauern die Thematik „Düngung im ÖPUL“ insbesondere die Aufzeichnungsverpflichtung detailliert näher gebracht.

9. Literatur

Grüner Bericht 2001 der OÖ Landesregierung - „Förderungsbericht“

Grüner Bericht 2001 der OÖ Landesregierung – Sonderbericht „Ökologisierung der Land- und Forstwirtschaft in Oberösterreich“

Soil Properties in virgin and in managed dinaric fir - beech forests – Preliminary Results

Primož SIMONČIČ, Polona KALAN, Mihej URBANČIČ, Urša VILHAR

Slovenian Forestry Institute, Večna pot 2, 1000 Ljubljana, Slovenia

Abstract

In a Dinaric beech-fir forest (*Omphalodo-Fagetum*) in SE Slovenia research plots were established in the Rajhenav virgin forest and nearby in the Snežna Jama managed forest. In the vegetation periods 2001-2002 selected soil and soil solution properties were studied as well as soil moisture dynamics on subplot transects of forest stand - forest gaps. In volumetric soil samples, pH values and the contents of C, N were determined.

Zusammenfassung

In einem dinarischen Buchen-Tannen-Wald (*Omphalodo-Fagetum*) Südost-Sloweniens wurden 2 Intensivuntersuchungsflächen (im Rojhenav-Urwald sowie am benachbarten, bewirtschafteten Waldort Snežna Jama) eingerichtet. In den Vegetationsperioden 2001 und 2002 wurden ausgewählte Bodenparameter und Parameter der Bodenlösung untersucht. Der Bodenwasserhaushalt wurde auf Teilflächen in Transekten (Bestand – Bestandeslücken) untersucht. Auf Basis volumsgerechter Bodenproben wurden Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte ermittelt und der pH-Wert gemessen.

Keywords: Soil moisture, soil chemical properties, soil solution, virgin & managed forests, Dinaric beech-fir forest, Slovenia

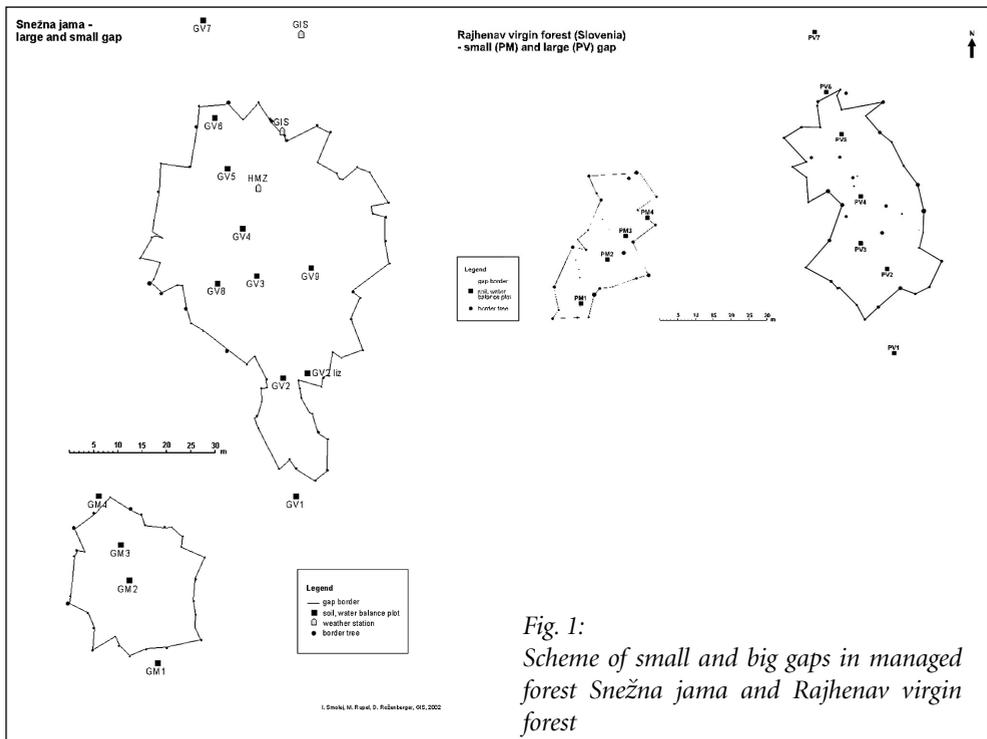
1. Introduction

In a Dinaric beech-fir forest (*Omphalodo-Fagetum*) in south-eastern Slovenia two research plots were set up at the altitude of 860-890 m in the year 2000: Both plots included stand gaps. While gaps were already existing in the Rajhenav virgin forest at nearby Snežna Jama managed forest cutting took place in winter 2000/01. The plots were part of the research infrastructure of the integrated experiments in gaps with bio-geochemical experimental design (WP4) of the project "Nature-based Management of beech in Europe" (EU 5th FP) in Slovenia. The main task of this sub-programme was to determine the influence of gap-size on nutrient and (soil) water cycling in European beech forests. For this purpose, transects with 24 subplots and grids covering two gaps with surroundings ("smaller" and "larger" gaps) in the virgin forest (with diameters of 20 and 40 m respectively) as well as in the managed fir-beech forest were established. Soil and soil solution sampling were carried out on all

subplots for chemical analyses and soil moisture measurements. Preliminary results are presented for selected soil chemical and moisture properties in this paper.

2. Methods

Soil samples from 24 subplots (1,5 x 1,5 m) on transects through small and large gaps in managed and virgin fir-beech forests on Kočevski Rog area were sampled in the period of 2000-2001.



Soil samples were taken with a wooden frame (25x25 cm) and a borer (d=7cm) from organic layers and the defined depths (0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm), air-dried, blended and sieved through a 2 mm mesh. pH was determined potentiometrically in a supernatant suspension with water and 0,01 mol/l CaCl₂. The total C and N contents were determined after dry combustion at 1350 °C with a CNS-LECO 2000 apparatus.

Soil moisture dynamics were followed monthly by gravimetric methods on all 24 sub-plots and once with a frequency domain (FD) method on a 5 x 5 m regular grid in gaps.

The Frequency Domain method (FD) is used for monitoring volumetric water content, electrical conductivity, and temperature in soil and growing substrates. The FD-method uses a fixed frequency sine wave (20 Mhz) to measure the impedance of the studied material (Dirksen 1999). The relationship between the dielectric properties and the soil moisture depends on the soil properties in which the sensor is used. To transform the measured soil dielectric property into volumetric soil water content, a calibration curve is necessary. In general, these curves depend on soil properties (proportion between particle size, density, conductivity and temperature). For soils with a high clay content or higher organic material content, standard calibration curves (e.g. Topp's curve (TOPP et al. 1980)) might not work. Therefore "the volumetric soil moisture content calibration procedure" (RAJKAI 2002, personal communication) was conducted by preparing samples with different volumetric soil moisture contents for the two prevailing soil types for each site. The calibration curves for permittivity against volumetric soil water content were applied to *in situ* measurements on the 5 x 5 m regular grid in gaps.

Table 1:
Site properties of research locations Rajhenavski Rog and Snežna jama

Study area	Rajhenavski Rog; virgin forest remnant	Sne_na jama ; sustainable managed forest
Bedrock	Limestone	limestone and dolomite
Soil	Rendzinas Brown Earths	Rendzinas Brown Earths
Vegetation	Dinaric fir-beech forest	Dinaric fir-beech forest
Altitude	860 m	890 m
Annual average temperature	12,6 °C	12,6 °C
Coldest month (January)	-4 °C	-4 °C
Warmest month (July)	20,3 °C	20,3 °C
Average annual precipitation <i>2001/2002- reference plot</i>	1400 mm <i>1650 mm</i>	1400 mm <i>1650 mm</i>
Standing (living) volume	to 800 m ³ / ha	490 m ³ / ha

3. Results and discussion

Selected soil/site properties for small and large gaps in managed forest Snežna jama and Rajhenav virgin forest

Soil conditions and site conditions (relief, slope, rockness) are quite heterogeneous at both locations. The following soil units are to be found: Folic Histosols, Lithic Leptosols, Rendzic Leptosols, Eutric Cambisols and Haplic Luvisols. Surface rockiness with stoniness is between 30-60% on research locations but 5-20% on the subplots. Mull is the dominant humus form. When we compare both plots, the slope gradient (10-30%), micro-topography and relief (middle slope, transition of slope to a small flat area, bottom of shake-hole, etc.) are highly varied. On some of the subplots, there is a process of litter accumulation; on others there is a process of organic matter loss. This process is more strongly expressed on subplots on the larger gap ($\Delta=40\text{m}$) in the managed forest (thinner organic horizons, lower % of humus). The biggest differences of relief and soil properties for upper layers within gaps were found in the large gap of the managed fir-beech forest and also, to some extent, for the larger gap in the virgin forest. Due to karst surface, there are "pockets" with litter accumulation on both plots, and especially in the virgin forest gaps some undulations after wind-throws. The soil in managed forest gaps had, in comparison to soils under canopy, a thinner organic horizon.

Table 2:

Average depths for O, A and B soil layers, pH values, organic matter (OM), N contents (%) and C/N ratios for upper soil layers from small (n=4) and large (n=11) gaps from managed forest Snežna jama and from small (n=4) and large (n=7) gaps from Rajhenav virgin forest (2000/01)

Plot	Dept. Org. (cm)	Dept. A hor (cm)	Dept. B hor (cm)	pH Litter	OM litter %	N litter %	C/N litter	pH M5	OM M5 %	N M5 %	C/N M5	pH M10	OM M10 %	N M10 %	C/N M10	pH M20	OM M20 %	N M20 %	C/N M20
GM ¹	4	10	25	5,0	63,7	1,17	32	5,3	13,9	0,49	16,3	5,5	7,7	0,31	14,3	5,5	4,5	0,20	13,0
GV ²	3	11	22	5,4	59,5	0,98	35	5,5	10,9	0,43	14,9	5,6	5,7	0,29	13,4	5,8	4,8	0,21	13,1
PM ³	3	7	27	5,4	62,7	1,01	37	5,1	13,5	0,49	16,0	5,1	6,1	0,25	13,9	5,7	3,3	0,14	13,6
PV ⁴	4	7	34	5,1	65,7	1,04	38	5,1	10,6	0,37	16,5	5,0	4,7	0,18	14,9	5,5	3,6	0,14	15,0

Legend:

¹ small gap managed fir-beech forest ($\varnothing=20\text{m}$)

² large gap managed fir-beech forest ($\varnothing=40\text{m}$),

³ small gap virgin fir-beech forest

⁴ large gap virgin fir-beech forest

Soil pH values are higher for analysed soil layers of the gaps in Snežna jama than for soil samples of the virgin forest. The same pattern occurs with coarse soil material content, which is much higher in the managed forest (limestone and dolomite) than in the virgin forest (only limestone). Nitrogen content is higher in the soil samples from the managed forest than from the virgin forest (table 2). Differences between small and large gaps in the managed forest are more pronounced for litter and the M5 layer (0-5 cm soil mineral layer) than for deeper soil layers. The variance of analysed significant parameters, too, is much higher in the managed forest, especially in the larger gap (for litter layer: depths of O: 1-6 cm; H: 40,6-72,8 %; C/N: 28-45; pH: 4,7-6,1). When analysed parameters for all subplots (n=24) in gaps (n=19) and stands (n=5) are compared, differences are discovered only in litter thickness (stand > gap), depths of A horizon (stand < gap) and for root weights (stand > gap).

Soil moisture regime for small and large gaps in managed forest Snežna jama

In the large gap in the Snežna jama managed forest with northern aspect, lower soil water content was observed. The highest soil moisture values were located in the eastern and southern part of the gap where the inclination is lower and forest soils are deeper.

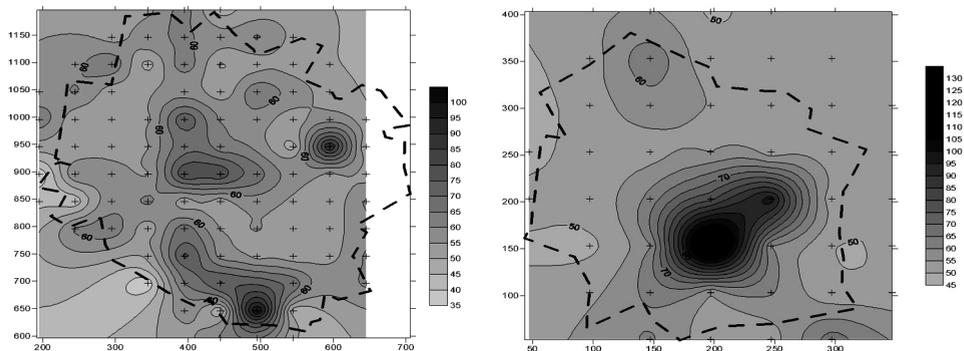


Fig. 2 :

Soil moisture content in Snežna jama managed forest, measured with FD method 0–10 cm deep within a regular grid 5 x 5 m; a) large gap; b) small gap

A similar situation occurred in a part of the small gap where the highest soil moisture values were recorded. The area pattern of FD moisture content values reflected the complex effect of slope, exposition and influence of surrounding trees. The study illustrated the value of *in situ* FD measurements.

4. Conclusions

Soil conditions are very heterogeneous (five soil units!).

Soils in managed forest gaps have a thinner organic horizon in comparison to soils under canopies. When soil parameters for gaps and stands are compared, differences are discovered only in litter thickness (stand > gap), depths of A horizon (stand < gap) and for root weights (stand > gap).

Soil moisture measurements during the growing period show a significant effect of gaps on soil moisture conditions.

The area pattern of volumetric soil moisture content reflected the complex effect of slope, exposition and the influence of surrounding trees.

Differences in soil chemical characteristics and soil moisture dynamics on subplots between gaps versus stands are more distinct in managed forests than in the virgin beech-fir forests.

5. References

DIRKSEN, C. (1999): Soil physics measurements. Reiskirchen, Catena verl.

FAO, 1990. Guidelines for soil profile description. - 3rd edition (Revised). - FAO, ISRIC, Roma, 70 p.

Manual on methods and criteria for harmonised sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. 1994, UN ECE-ICP Programme Co-ordinating Centres, Hamburg, Praga, 177 p.

VILHAR, U.; ROŽENBERGAR, D.; RAIKAL, K.; SMOLEJ, I.; SIMONČIČ, P. (2002): Soil moisture measuring with frequency domain reflectometry method - preliminary results for beech forest gaps. 3rd Slovenian Symposium on Plant Physiology with international participation September 25-27, 2002, Ljubljana. Proceedings, p. 77, P-51.

TOPP, G. C.; DAVIS, J.; LANNAN, A. P. (1980): Electromagnetic determination of Soil Water Content Measurements in Coaxial Transmission Lines. Water Resources.

Validierung bodenphysikalischer Kennwerte abgeleitet aus der Österreichischen Bodenkarte 1:25000

Erwin J. MURER und Peter STRAUSS

Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen

Zusammenfassung

Im Einzugsgebiet Grub (Wieselburg, NÖ) wurde für zwei Bodenformen der Österreichischen Bodenkartierung 1:25000 (ÖBK) untersucht, inwieweit die Textur der Profilstelle der Bodenkarte mit Messwerten des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (IKT) und einem Verfahren zur Schätzung des Gesamtporenvolumens sowie der nutzbaren Feldkapazität übereinstimmen. Zusätzlich wurden rasterförmig angeordnete Proben zweier Hauptbodenformen mit jenen der zugehörigen Profilstelle und mit Modellkennwerten verglichen, um die Homogenität der Meßwerte beurteilen zu können. Der Vergleich der analysierten Tongehalte in den Profilstellen zeigte unterschiedliche Ergebnisse zwischen den Labors der ÖBK und dem IKT. Die Umsetzung der Bodenkarte in bodenphysikalische Kennwerte ergab eine Überschätzung des Porenvolumens und der nutzbaren Feldkapazität.

Summary

For the experimental watershed Grub a comparison between soil texture values given in the Austrian soil map 1:25000 (ÖBK) and those, measured by the Institute for Land and Water Management Research (IKT) was carried out at the example of two soil units. Pedotransfer functions which derive pore volume and field capacity from the information of the ÖBK were compared to measured values. Additionally taken soil samples should give information about the homogeneity within the investigated soil units. A comparison of clay contents measured by IKT and given in the ÖBK revealed differences. Application of pedotransfer rules resulted in an overestimation of pore volume and field capacity compared to measured values.

1. Allgemeines

Der Einsatz deterministischer Simulationsmodelle zur Prognose der Grundwasserneubildung, der Verdunstung, des Nitrataustrages und der Erosion in Einzugsgebieten erfordert die Kenntnis von physikalischen Eigenschaften der Böden. Die Aussagegenauigkeit solcher Modellrechnungen hängt dabei sehr wesentlich von der Güte der Inputdaten ab. Für Studien größerer Gebiete mit nicht parzellenscharfer Auflösung findet meist die Österreichische Bodenkarte 1:25000 (ÖBK) Verwendung, die für einzelne Bodenformen quantitative Informationen zur Textur liefert. Diese Informationen stammen aus einer repräsentativen Profilstelle der jeweiligen Bodenform.

Untersucht wurde nun in einem ersten Schritt, inwieweit die Textur der Profilstelle der Bodenkarte mit den Messwerten des Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (IKT) übereinstimmt. In einem zweiten Schritt wurden die mit Hilfe eines Schätzverfahrens zur Bestimmung von Gesamtporenvolumen und Speicherkapazität des Bodens (MURER 1998) erhaltenen Ergebnisse den an der Profilstelle gemessenen Werten gegenübergestellt. Die Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus der ÖBK basiert bei diesem Verfahren vor allem auf Angaben zur Textur und zum Gefüge in der Profilstelle der jeweiligen Bodenform (MURER 1998). Die Horizontierung wird dabei der allgemeinen Beschreibung der Bodenform entnommen. Frühere Berechnungen hatten bei den abgeleiteten Kennwerten eine Überschätzung dieser Kennwerte gezeigt. Deshalb wurde dieses Verfahren im Projektgebiet Grub bei Wieselburg, NÖ einer weiteren Überprüfung unterzogen. Um Aufschluß über die Heterogenität der untersuchten Bodenformen zu erhalten, wurden zusätzliche Proben entnommen und mit jenen der zugehörigen Profilstelle sowie den Modellkennwerten verglichen.

2. Material und Methoden

Für die Bodenform 18 (kalkfreie Lockersediment-Braunerde, ca. 30 ha, 9 Probenahmestellen) und Bodenform 46 (pseudovergleyte kalkfreie Lockersediment-Braunerde, ca. 40 ha, 12 Probenahmestellen) des Kartierungsbereiches Scheibbs (KB Nr. 178) wurden in 0-20 cm und 35-40 cm Tiefe gestörte und in 35-40 cm Tiefe ungestörte Bodenproben entnommen. Zusätzlich wurden die Profilstellen der ÖBK der Bodenformen 18 und 46 beprobt. Mit Hilfe eines Schätzverfahrens (MURER 1998) auf Grundlage des Datenschlüssel nach EISENHUT (1990) und der Kartieranleitung AG BODEN (1994) kann das Gesamtporenvolumen und die Feldkapazität bzw. nutzbare Feldkapazität horizontweise ermittelt werden. Dazu werden die Korngrößenanalyse und die Gefügeansprache aus den Profilstellen und die Horizontierung aus den Bodenformen verwendet. Die Korngrößenanalysen und die pF-Kurven wurden im IKT nach der ÖNORM L1061-1 und ÖNORM L1063 durchgeführt.

Aus den im IKT vorliegenden Analysendaten über Korngrößenzusammensetzung, pF- und Ku-Kurven von ungestörten Bodenproben, sowie aus entsprechenden Literaturangaben wurden für jede einzelne Bodenarten typische „Modell-pF-Kurven“ für einzelne Klassen des Gesamtporenvolumens abgeleitet (MURER & STENITZER 2001). Jede Modell-pF-Kurve repräsentiert dabei einen Mittelwert der Bodenart für einzelnen Klassen des Gesamtporenvolumens. Die Bodenart aus dem Labor des IKT und der ÖBK und die abgeleiteten und gemessenen pF-Kurven werden miteinander verglichen.

3. Ergebnisse

Die Abbildung 1 zeigt die Verteilung der Bodenart in der Bodenform 18 der rasterförmig entnommenen Proben und der Profilstelle in den Tiefen 0-20 cm und 35-40 cm. Die rasterförmig entnommenen Proben und die analysierten Profilstellen durch das IKT liegen in der Bodenart Lu und Tu3. Die Bodenart aufgrund der Korngrößenanalysen aus dem Erläuterungsheft der ÖBK für die Bodenform 18 befindet sich für die Krume an der Grenze zwischen Ut2 und Ut3 und für den Unterboden in Ut4.

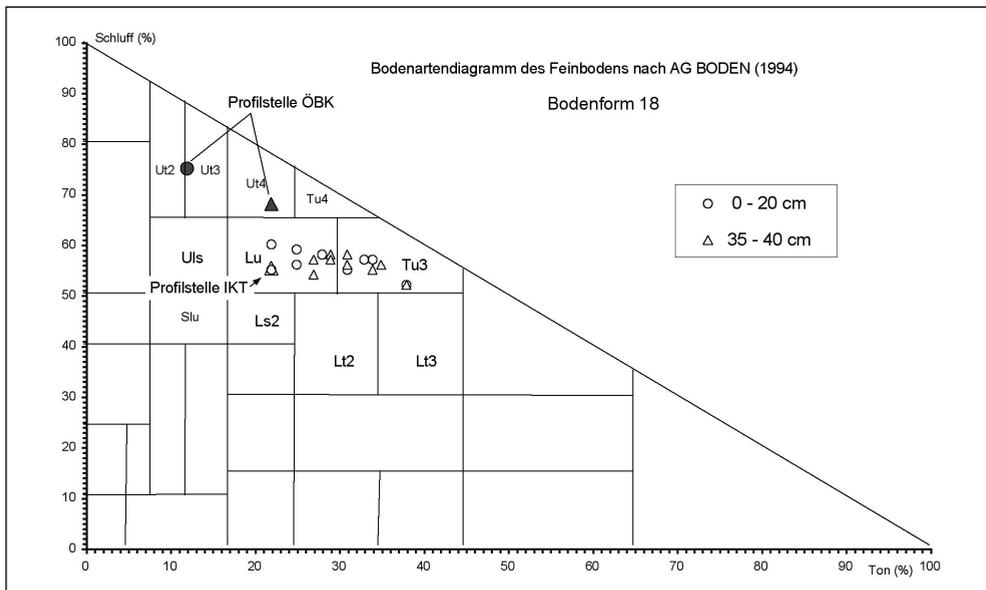


Abb. 1: Bodenart der Bodenform 18

Der Vergleich des Tongehaltes zwischen dem Labor ÖBK und dem IKT für die Profilstellen 18 und 46 (Abb. 2) zeigt eine systematische Abweichung; im IKT Labor wurden generell höhere Tongehalte gemessen.

Die Tabelle 1 zeigt einen Vergleich der gemessenen mittleren nutzbaren Feldkapazität und des Porenvolumens der Bodenform 18 und 46 zu den abgeleiteten Werten. Die nutzbare Feldkapazität und das Gesamtporenvolumen werden durch die abgeleiteten Werte erheblich überschätzt.

Die gemessenen Wasseranteil-Druckpotential-Beziehungen zeigen einen relativ einheitlichen, parallelen Verlauf (Abb. 3), die wesentlichen Unterschiede ergeben sich hauptsächlich im unterschiedlichen Anteil an Feinporen (= Wasseranteil bei 15000 hPa Druckpotential). Die Feinporen korrelieren sehr eng mit dem Tongehalt; dies wird auch durch diese Messwerte bestätigt (Abb. 4).

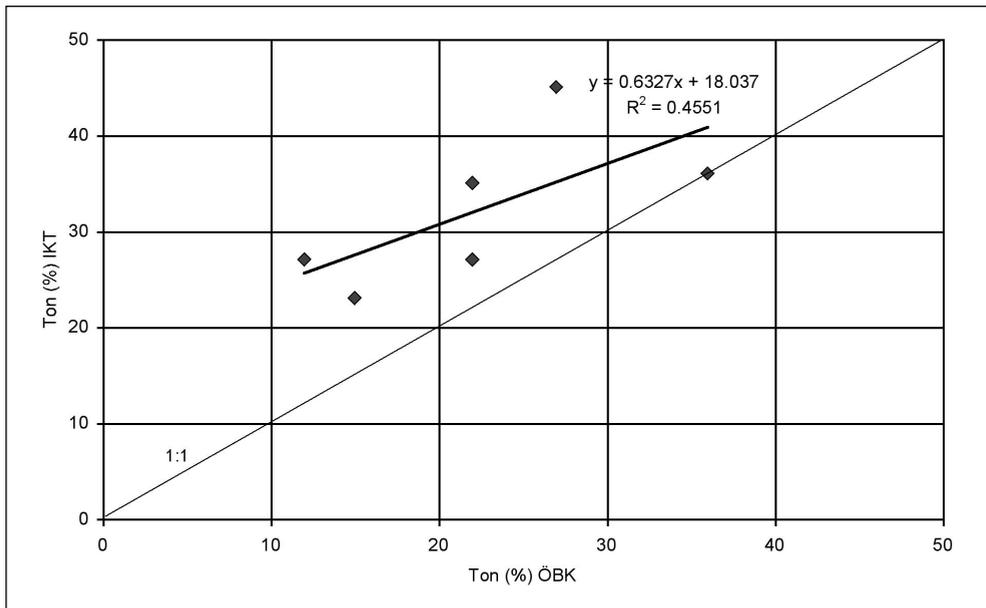


Abb. 2: Gegenüberstellung des Tongehaltes der Profilstellen 18 und 46

Tab. 1:

Nutzbare Feldkapazität (nFK) und das Gesamtporenvolumen (GPV) der Tiefe 35-40 cm der Bodenformen 18 und 46 des KB Scheibbs

Bodenform KB Scheibbs	gemessener Mittelwert nFK (%) n=9	abgeleitete nFK (%) Profilstelle	gemessener Mittelwert GPV (%) n=9	abgeleitetes GPV (%) Profilstelle
18	15,8 ± 2,0	22,5	43,2 ± 2,4	50,5
46	16,5 ± 3,0	20,0	43,7 ± 1,6	52,0

Über die Gefügebeurteilung (Gefügeform, Aggregatgröße und Zerdrückbarkeit) kann nach EISENHUT (1990) - in Anlehnung an die AG BODEN - die Lagerungsdichte von Ld 1 (locker) bis 5 (sehr dicht) ermittelt werden. Das Ergebnis der Umsetzung für die Bodenform 18 und 46 für den B-Horizont ist Ld 2 (gering). Durch Einordnung der betrachteten Bodentiefe 35-40 cm im Bereich der „Pflugsohle“ in die Klasse Ld 3 (mittel) erreicht man eine gute Anpassung des Gesamtporenvolumens (Abb. 3). Die Form der Modell-pF-Kurve (Bodenart Ut4) entspricht nicht jenen der Messwerte mit Bodenarten von Lu und Tu3. Eine sehr gute Anpassung an die Messwerte wird mit der Modell-pF-Kurve der Bodenart Tu3 bei einer mittleren Lagerungsdichte (Ld3) erreicht.

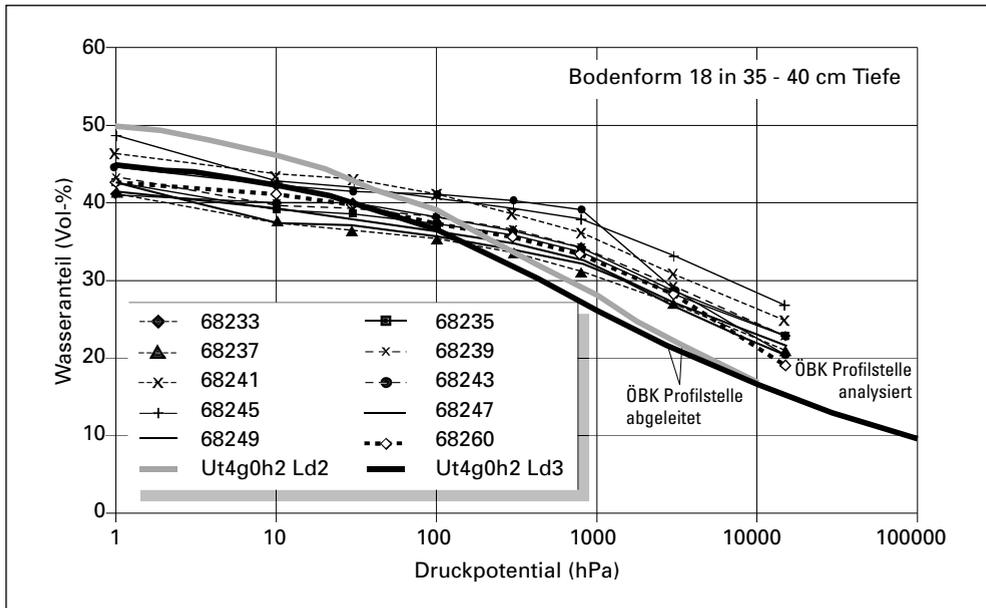


Abb. 3: Wasseranteil-Druckpotential Beziehung aus der Bodenform 18 in 35-40 cm Tiefe

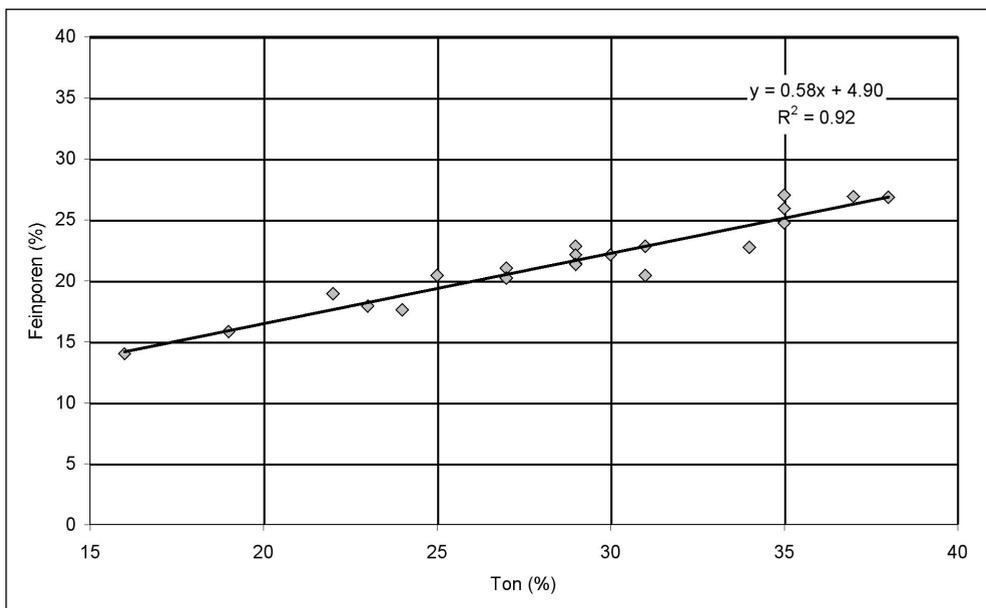


Abb. 4: Zusammenhang von Tongehalt und Feinporenanteil der Bodenform 18 und 46

4. Diskussion

Der Vergleich der analysierten Tongehalte in den Profilstellen zeigt unterschiedliche Ergebnisse zwischen den Labors der ÖBK und dem IKT. Diese Differenzen in den Ergebnissen der Korngrößenanalyse führte bei der Umsetzung der Bodenkarte in bodenphysikalische Kennwerte, wie am Beispiel im Einzugsgebiet Grub gezeigt, zu nicht zufriedenstellenden Ergebnissen. Die Ursachen kann eine abweichende Methodik - die ÖBK ermittelt die Korngrößenverteilung ohne Humuserstörung und das IKT mit Humuserstörung - sein.

Die Feldarbeiten im Kartierungsbereich Scheibbs wurden in den Jahren 1982 bis 1985 durchgeführt. Der Grund für abweichende Analysenergebnisse kann daher auch in einer zwischenzeitlich durchgeführten Methodenumstellung liegen. Eine Verbesserung der Umsetzungsergebnisse kann über einen abgesicherten Zusammenhang zwischen den Laborergebnissen beider Labors an gleichen Bodenproben erreicht werden. Dazu bieten sich die Ergebnisse der Enqueteuntersuchungen der ALVA (Arbeitsgemeinschaft landwirtschaftlicher Versuchsanstalten) der letzten ca. 20 Jahre an. Die Enqueteuntersuchungen der ÖBK sind allerdings zur Zeit nicht verfügbar, da sie nur anonymisiert veröffentlicht werden.

Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Projektes „agriBMPwater“ (EVK1-CT-1999-00025) von der Europäischen Kommission gefördert.

Literatur

- MURER, E. (1998): Die Ableitung der Parameter eines Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodelles aus den Ergebnissen der Bodenkartierung. Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Wien, Band 7, 89-103.
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage. - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland, Hannover.
- EISENHUT, M. (1990): Auswertung der Österreichischen Bodenkarte 1:25000 für die Ermittlung der Nitrataustragsgefährdung von Böden. - Bericht 5, Bundesanstalt für Bodenwirtschaft, Wien.
- MURER E. & E. STENITZER (2001): Simulation der Grundwasserneubildung auf Basis der Österreichischen Bodenkarte 1:25000. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 62, 159-168.
- ÖNORM L1061-1 (1988): Physikalische Bodenuntersuchungen. Bestimmung der Korngrößenverteilung des mineralischen Feinbodens.
- ÖNORM L1063 (1988): Physikalische Bodenuntersuchungen. Bestimmung der Druckpotential-Wasseranteilsbeziehung von ungestörten Bodenproben.

Erosionsgefährdung für mesoskalige Einzugsgebiete – Datengewinnung und Vergleich von zwei Erosionsmodellen für das Einzugsgebiet der Ybbs

Peter STRAUSS, Gabriele WOLKERSTORFER

Bundesamt für Wasserwirtschaft, Pollnbergstrasse 1, 3252 Petzenkirchen

Zusammenfassung

Bei der Schätzung von Bodenerosionsraten nehmen sowohl die räumliche bzw. zeitliche Auflösung, als auch die Möglichkeiten der Beschaffung von Eingangsdaten mit der Größe des zu betrachtenden Gebietes rasch ab, was bei der Auswahl entsprechender Erosionsmodelle berücksichtigt werden muß. Für das Einzugsgebiet der Ybbs in Niederösterreich mit einer Einzugsgebietsgröße von 1117 km² wurden zwei Erosionsmodelle verglichen, die MUSLE, integriert in das Soil Water Assessment Tool (SWAT) und das Morgan-Morgan-Finney Model, integriert in PCRaster (MMF). Aufgrund der unterschiedlichen Modellstrukturen der verwendeten Modelle stellte sich die Frage, ob die mit diesen Modellen erzielten Ergebnisse absolut oder zumindest relativ miteinander vergleichbar sind.

Ein entscheidender Aufwand zur Lösung dieser Fragestellung bestand in der Gewinnung der Datengrundlagen für die Erosionsmodellierung. Für den Bereich der Einflußgrößen musste dabei eine Umwandlung von vorhandenen Basisdaten vorgenommen werden, um die für eine Erosionsmodellierung notwendigen Bodeninformationen zu erhalten. Weiters war eine räumliche Zuordnung der nur als Tabellenwerte vorhandenen Informationen notwendig.

Die Auswertung der Modellergebnisse zeigt, daß beide Modellansätze geeignet sind, unterschiedliche Erosionsgefährdungen zu erkennen; allerdings waren selbst unter den Bedingungen „genauer“ Eingangsparameter die Ergebnisse beider Modelle mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Die Anwendung beider Modelle für das Einzugsgebiet der Ybbs ergab zwar ähnliche regionale Trends, aber die absoluten Bodenerosionsraten lagen um mehr als eine Zehnerpotenz auseinander. Gründe dafür liegen in den unterschiedlichen Modellstrukturen, aber auch in der bei beiden Modellen sehr unterschiedlichen Art der Datenaggregation. Eine Entscheidung darüber, welche Modellergebnisse die Realität besser wiedergeben, kann nicht getroffen werden.

Summary

With increasing size of the investigated area in soil erosion modelling, temporal and spatial resolution as well as availability of data decreases rapidly. This has to be taken into account in order to select an appropriate model. We compared two different erosion models for the catchment of the Ybbs river with a catchment area of 1117 km². The chosen models were the MUSLE, which is integrated into the Soil Water Assessment Tool (SWAT) programme package and the Morgan-Morgan-Finney Model (MMF) which was integrated into the programme package PCRaster. Due to the

very different model structure of both models, the question arose if the results obtained with the different models would be comparable either in absolute values or at least relatively.

A big effort to solve this question was related to acquiring the necessary input data for soil erosion modelling. To obtain the necessary data for soil properties, it was necessary to transform available basic soil information into direct input data for the different models. In addition, a spatial dimension had to be added to the soil information which was available only as table values.

A comparison of model results showed, that both approaches may be used to estimate differences in erosion risk. On the other hand, even at the situation with best available input information, model results were associated with considerable uncertainties. The model application resulted in similar regional trends of erosion risk estimation but the absolute values of soil loss differed for more than one scale unit. Reasons for these differences may be found in the different model structures but mainly also in the way the input parameters for the different models were aggregated. A decision which model performed best cannot be taken.

1. Einleitung

Bei der Schätzung von Bodenerosionsraten besteht in der Regel eine Wechselwirkung zwischen gewähltem Modellansatz und Datenverfügbarkeit. Sowohl die räumliche bzw. zeitliche Auflösung, als auch die Möglichkeiten der Beschaffung von Eingangsdaten nehmen mit der Größe des zu betrachtenden Gebietes sehr rasch ab. Zusätzlich besteht bereits bei der Untersuchung in relativ kleinen Gebieten keine Möglichkeit mehr, die Gültigkeit des räumlichen Verteilungsmusters der Bodenabträge zu überprüfen. Bei der Anwendung von Erosionsmodellen im mesoskaligen Bereich können aufgrund der Größe des untersuchten Gebietes nur mehr sehr ungenaue Daten zum Einsatz kommen, wobei die Modellergebnisse von Art und Aggregierungslevel der eingesetzten Daten (Volk et al., 2001; Fitzhugh & Mackay, 2001) abhängen. Bei einem Vergleich unterschiedlicher Modelle kommt hierzu noch die Unschärfe, die durch die unterschiedlichen Modelstrukturen verursacht wird. Letztendlich müssen daher alle Erosionsmodelle wie auch hydrologische Modelle an einzelnen Punkten im hydrologischen System (Teileinzugsgebiete oder Gebietsauslass des Gesamteinzugsgebietes) überprüft und kalibriert werden (Grunwald & Norton, 2000), bevor sie für weitergehende Analysen verwendet werden können.

Wir haben uns die Frage gestellt, ob unterschiedliche Erosionsmodelle im mesoskaligen Bereich in der Lage sind, Ergebnisse zu liefern, die in absoluten Größenordnungen oder zumindest in der relativen Wertung einzelner Gebiete übereinstimmen. Da die Gewinnung von Daten für die Anwendung im mesoskaligen Bereich einen erheblichen Anteil am Gesamtaufwand einer solchen Arbeit darstellt, sollen auch einige methodische Überlegungen, bzw. Probleme vor allem für den Bereich Boden besprochen werden.

2. Modellauswahl

Die eingesetzten Modelle waren die MUSLE (Williams, 1982) und das MMF Modell (Morgan, 2001). Die MUSLE stellt eine Modifikation der bekannten USLE (Wischmeier & Smith, 1978) dar. Wesentliche Modifikation dabei ist der Ersatz des sogenannten R-Faktors, der den Einfluß des Niederschlags charakterisiert, durch einen direkten Term für den Oberflächenabfluß. Dieser Modellansatz ist in einem Programmpaket, dem Soil and Water Assessment Tool (SWAT; Neitsch et al., 2001) implementiert. Damit wurden auch sämtliche Berechnungen des Bodenabtrags durchgeführt. Als eine der wenigen Alternativen zum Konzept der USLE verfolgt das MMF-Modell einen gänzlich anderen Ansatz. Dabei werden im Wesentlichen die Summe aus dem Bodenabtrag durch Plansch und Oberflächenabfluss der Transportkapazität des Oberflächenabflusses gegenübergestellt. Eine genaue Beschreibung beider Modelle findet sich bei Wolkerstorfer (2002). Das MMF Modell wurde in das geographische Informationssystem PcRaster integriert. Damit wurden sämtliche Berechnungen für MMF durchgeführt. Die Entscheidung für diese Modelle basierte einerseits auf einer Gegenüberstellung von Datenanforderungen und Datenverfügbarkeit, andererseits war es reizvoll, zwei von ihrem Aufbau her gänzlich verschiedene Modelle zu vergleichen.

3. Datengrundlagen und Ableitung notwendiger Kenngrößen

Abbildung 1 zeigt die Lage des Einzugsgebietes Ybbs und stellt ausgewählte hydrologische Charakteristika dar. Die Gegenüberstellung von Sedimentfrachten, wie sie aufgrund des Messprogramms der Wassergütererhebungsverordnung mit einem 1 bis 2-monatigen Messintervall erhoben werden und einer intensiven Messkampagne, wie sie in den Jahren 2001-2003 im Rahmen des „daNUbs“ Projektes abflussabhängig gemessen wurden, zeigt die enorme Unterschätzung, die für die Frachtberechnung von Stoffen möglich ist, wenn deren Transport an Niederschlagsereignisse gebunden erfolgt.

Die für die jeweiligen Modellberechnungen zur Verfügung stehenden Grundlagendaten waren ein DHM (Rastergröße 25 m), wobei für die Berechnungen in SWAT das Einzugsgebiet in 73 Teileinzugsgebiete unterteilt und für jedes Teileinzugsgebiet eine mittlere Hangneigung berechnet wurde. Für MMF ging die Hangneigung in der Rastergröße von 25 m in die Berechnungen ein. Abbildung 2 stellt die für SWAT relevanten Hangneigungen dar. Die für beide Modelle notwendigen klimatischen Basisinformationen wurden durch Interpolation von Klimastationen des hydrographischen

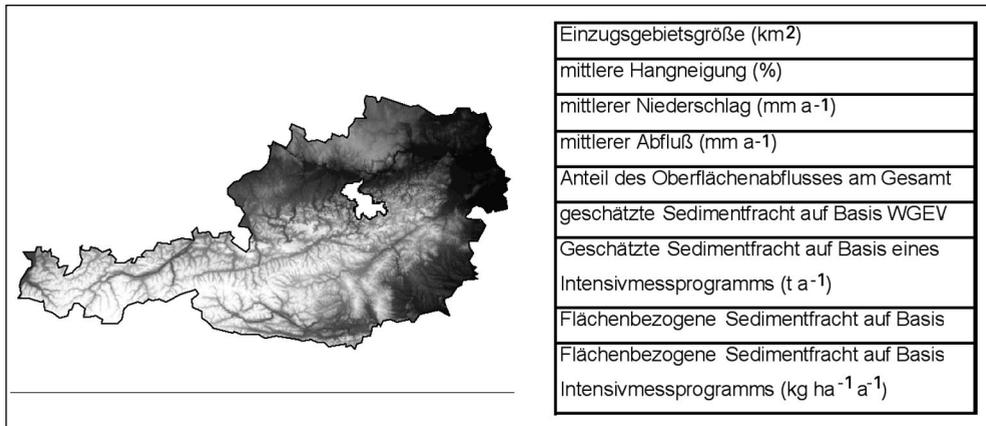


Abbildung 1: Lage und ausgewählte Charakteristika des Einzugsgebietes Ybbs

Dienstes Nö. gewonnen. Diese Daten wurden für beide Modellansätze auf Teileinzugsgebietsebene aggregiert (Abbildung 3). Zur Ermittlung der Landnutzung wurde eine multitemporale Auswertung von Landsat 7 Szenen mit einer Auflösung von 30 m vorgenommen. Dadurch ergab sich die Möglichkeit, neben den Nutzungsarten Wald und Grünland vor allem Flächen mit Hackfrucht (Mais, Zuckerrübe, Kartoffel) und Halmfrucht (Winter/Sommergetreide) auszuweisen. Für die Modellberechnungen in SWAT wurde diese Information in eine dominante Landnutzung auf Teileinzugsgebietsebene aggregiert. Für das MMF-Modell wurde der Originalraster beibehalten. Wie sich aus den Abbildungen 2 und 3 zeigt, besteht im Einzugsgebiet der Ybbs ein starker Gradient von Süden nach Norden. Während die südlichen Teile bereits alpine Verhältnisse aufweisen (hohe Niederschläge, starke Hangneigungen, walddominierte Landnutzung) wird in den südlichen Teilen noch intensive Landwirtschaft betrieben.

Um Informationen über eine räumlich verteilte Bewertung des Bodens zu erhalten, waren umfangreichere zusätzliche Analysen notwendig. Zum Zeitpunkt der Durchführung dieser Arbeiten lag für das Untersuchungsgebiet in digitaler Form nur die Bodenkarte auf Grundlage der „Soil database for Europe“ (ESB, 1998) vor. Aufgrund der mittleren Texturangaben in dieser Bodenkarte eine Ableitung von quantitativen Bodenkennwerten für unsere Zwecke vornehmen zu können, hielten wir allerdings für nicht ausreichend (Abbildung 5a). Um räumlich besser aufgelöste Bodeninformationen zu erhalten, haben wir deshalb versucht, eine Verschneidung der quantitativen Informationen aus den Erläuterungen zur österreichischen Bodenkartierung (ÖBK) mit der geologischen Karte 1:50000 (GK) der jeweiligen Bezirke durchzuführen. Als Schnittpunkt beider Datenbasen diente dabei eine Zuordnung der geologischen Ein-

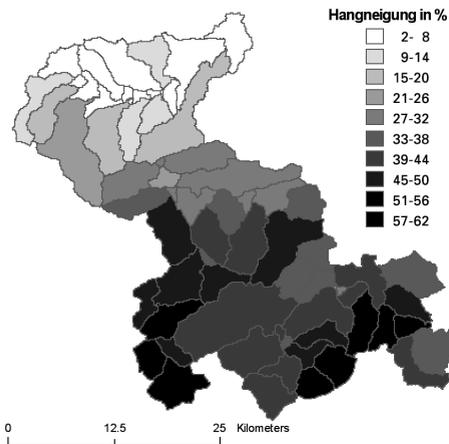


Abb. 2: Durchschnittliche Hangneigungen (%) als Mittelwert von 73 Teileinzugsgebieten der Ybbs

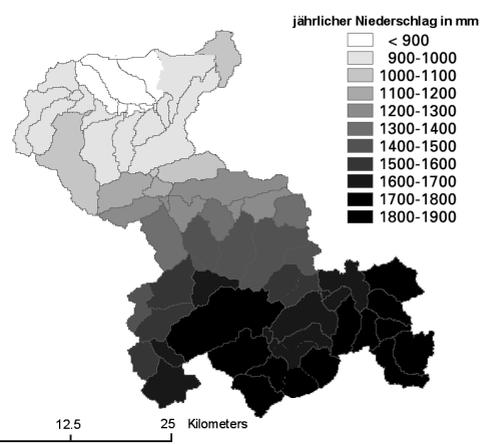


Abb. 3: Durchschnittliche Niederschläge (mm) der Jahre 91-97 als Mittelwert von 73 Teileinzugsgebieten der Ybbs

heiten der GK (Lageinformation) zu den in den Erläuterungen der jeweiligen ÖBK für jeden Bodentyp angegebenen Landschaftseinheiten. Da sich das Einzugsgebiet über mehrere Bodenkartierungsbereiche und Blätter der geologischen Karten erstreckte, bestand eine Schwierigkeit dieser Zuordnung in den heterogenen Klassifikationsschemata sowohl bei geologischen als auch bodenkundlichen Daten. Des Weiteren lagen auch die geologischen Karten nur zum Teil in digitaler Form vor und mußten daher selbst digitalisiert werden. Abbildung 4 stellt das Berechnungsschema zur Ermittlung räumlich verteilter Bodenkennwerte graphisch dar. Die Abbildungen 6a und 6b zeigen typische Ergebnisse der Anwendung dieses Berechnungsschemas. Aus der Schiefe der Häufigkeitsverteilung der K-Faktoren läßt sich ableiten, daß in den dargestellten Fällen die in Landschaftseinheiten aggregierten Bodeneigenschaften typische Werte mit relativ geringen Schwankungsbreiten aufweisen, das vorgestellte Verfahren also in der Lage ist, die durchschnittlichen Charakteristika dieser Bodenformen abzubilden. Daraus sollte allerdings keinesfalls eine allgemeingültige Regel abgeleitet werden, da bei unseren Auswertungen auch einzelne Landschaftsformen gleichverteilte Häufigkeiten aufwiesen (z.B. die Landschaftsform „Niederung“ im Kartierungsbereich Amstetten). Als ein Ergebnis dieses Bewertungsschemas ist die K-Faktor Karte für das Einzugsgebiet Ybbs in Abbildung 5b dargestellt. Ein Vergleich mit der Karte der K-Faktoren auf Basis der Soil database for Europe (5a), zeigt nicht nur die generalisierende Wirkung der europäischen Bodenkarte (die natürlich nicht für die Anwendung in für den europäischen Maßstab relativ kleinen Einzugsgebieten entwickelt wurde), sondern auch, daß die absoluten K-Faktoren in großen Bereichen des Einzugsgebietes nicht übereinstimmen.

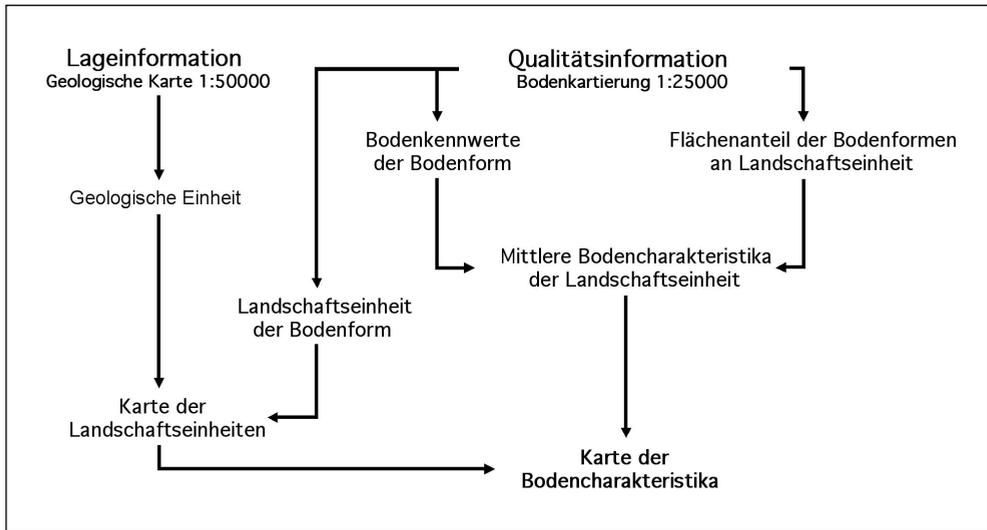


Abb. 4:
Berechnungsschema für die Auswertung räumlich differenzierter Bodeninformationen auf Basis lithologischer Einheiten

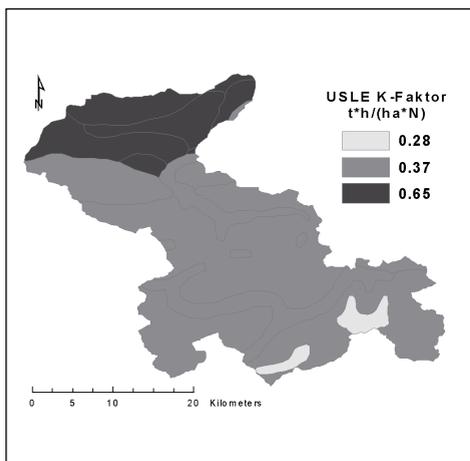


Abb. 5a:
K-Faktor der USLE berechnet auf Grundlage der „Soil database for Europe“

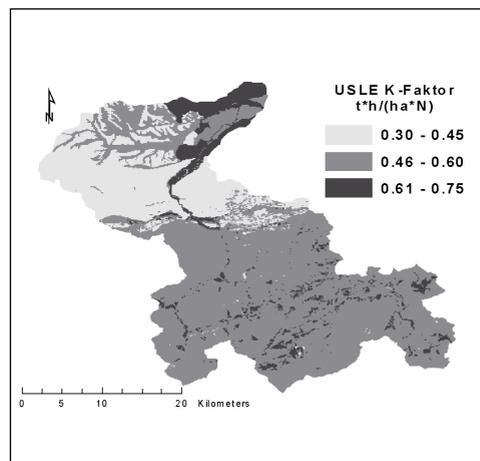


Abb. 5b:
K-Faktor der USLE berechnet auf Grundlage der ÖBK (lw. Nutzfläche), generalisiert nach geologischen Einheiten

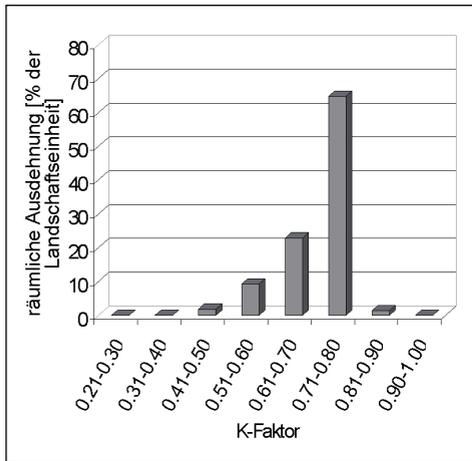


Abb. 6 a:
Häufigkeitsverteilung der K-Faktoren für den Bergbereich des Kartierungsbezirkes Amstetten

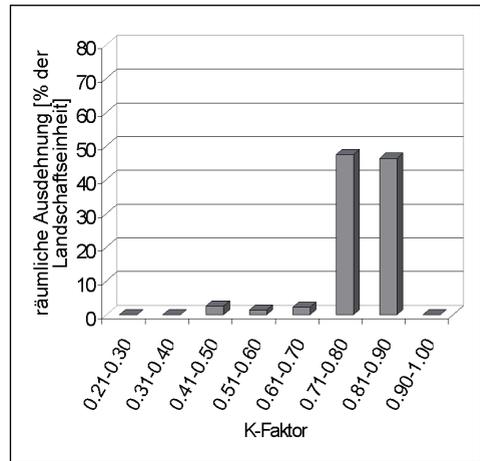


Abb. 6 b:
Häufigkeitsverteilung der K-Faktoren für den Auebereich des Kartierungsbezirkes Amstetten

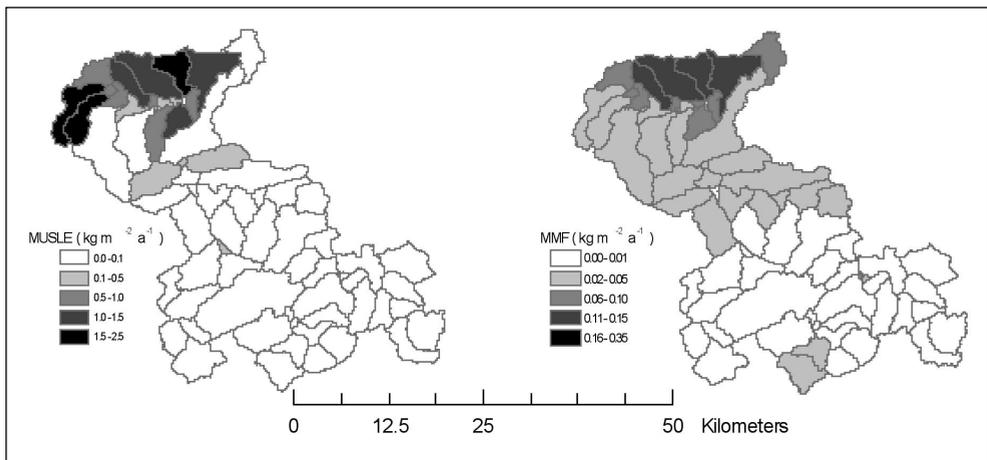


Abb. 7:
Bodenerosion ($\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$) von 73 Teileinzugsgebieten der Ybbs, berechnet mit den Modellen SWAT und MMF

4. Ergebnisse

Sowohl für MMF als auch SWAT wurde ein durchschnittlicher Bodenabtrag aus 7 Jahren (91-97) berechnet, wobei beiden Modellen eine Kalibrierung des Oberflächenabflusses an drei Teileinzugsgebieten vorangestellt wurde. Im Falle von MMF wurden die Ergebnisse der Berechnungen auf jene Teileinzugsgebiete aggregiert, die auch bei

SWAT zum Einsatz kamen, um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu erhalten. Beim Vergleich zeigt sich, dass beide Modelle generell in der Lage sind, ähnliche Flächen als kritisch auszuweisen (Abb. 7). Ein Vergleich von absoluten Bodenabträgen ergibt jedoch einen Unterschied im berechneten Bodenabtrag von mehr als einer Zehnerpotenz. Für Einzugsgebiete dieser Größenordnung ist es allerdings nicht möglich, diese Unterschiede zu bewerten. Vor einem Einsatz solcher Modelle in größeren Räumen ist es also letztendlich nur möglich, die Gültigkeit der Modellannahmen vorher auf kleineren Skalenebenen zu überprüfen.

Danksagung

Diese Arbeiten wurden im Rahmen des daNUbs Projektes (EVK1-CT-2000-00051) gefördert, das im Auftrag der europäischen Union durchgeführt wird.

Literatur

- ESB - European Soil Bureau, (1998). Georeferenced Soil Database for Europe. EUR 18092 EN.
- FITZHUGH T.W., D.S. MACKAY (2001): Impact of subwatershed partitioning on modeled source- and transport-limited sediment yields in an agricultural nonpoint source pollution model. *J. Soil and Water Conservation*, 56, 2, 137-143.
- GRUNWALD, S., L.D. Norton (2000): Calibration and validation of a non-point source pollution model. *Agricultural Water Management*, 45, 17-39.
- MORGAN R.P.C. (2001): A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan-Morgan-Finney model. *Catena*, 44, 305-322.
- NEITSCH S.L., J.G. ARNOLD, J.R. KINIRY, J.R. WILLIAMS (2001): Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, ARS, Temple, Texas.
- SCHNEIDER W., P.NELHIEBL, G.AUST, M.WANDL, O.H. DANNEBERG (2001): Die landwirtschaftliche Bodenkartierung in Österreich. *Mitt.d.Österr.Bodenkundl.Ges.*, 62, 39-67.
- VOLK, M., U. STEINHARDT, S. GRÄNITZ, D. PETRY (2001): Probleme und Möglichkeiten der mesoskaligen Abschätzung des Bodenabtrages mit einer Variante der ABAG. *Wasser und Boden*, 53/12, 24-30.
- WILLIAMS J.R. (1982): Testing the modified universal soil loss equation. In: Proceedings of the workshop on estimating erosion and sediment yield on rangelands. USDA-ARS, ARM-W-26, 157-165.
- WISCHMEIER, W. H., D. D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537, 1978.
- WOLKERSTORFER G. (2002): Vergleich zweier Bodenerosionsmodelle –Morgan Morgan Finney MMF und SWAT anhand des Einzugsgebietes der Ybbs. Diplomarbeit Universität Wien.

Rhizosphären-Management zur Optimierung von Nähr- und Schadstoffgehalt in der Pflanze

Markus PUSCHENREITER und Walter W. WENZEL

Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur,
Gregor-Mendel Str. 33, 1180 Wien

Zusammenfassung

Rhizosphärenprozesse spielen eine Schlüsselrolle bei der Versorgung der Pflanze mit Nähr- und Schadstoffen. Wurzelauausscheidungen beeinflussen die chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften der Rhizosphäre. Durch gezieltes Rhizosphärenmanagement können Qualität und Ertrag von Nutzpflanzen bzw. die Effizienz der Phytosanierung gesteigert werden. Die Wahl des Stickstoffdüngers beeinflusst den pH-Wert der Rhizosphäre und damit die Verfügbarkeit von Mikronährstoffen wie Zn und Cu. Die Anwendung von Mischkulturen mit Nährstoff-effizienten Pflanzen führt über die gegenseitige Durchdringung der Rhizosphäre zur Verbesserung der Nährstoffversorgung. Inokulation mit Mykorrhiza-Pilzen kann ebenfalls zu einer Erhöhung der Aufnahme von Nährstoffen führen. In der Phytosanierung kann mittels Rhizosphärenmanagements die Akkumulation oder Degradation von Schadstoffen gezielt beeinflusst werden. Hier spielt vor allem die Herstellung einer optimalen Wurzel-Mikrobengemeinschaft eine Schlüsselrolle, da bestimmte Bakterien und Pilze die Akkumulation von Schwermetallen fördern.

Summary

Rhizosphere processes play a key role in determining bioavailability of nutrients and pollutants. Root exudates change chemical, physical and biological characteristics of the rhizosphere. Rhizosphere management may thus help to optimise quality and yield of crops and the phytoremediation efficiency. Choosing different nitrogen fertilisers has great impact on rhizosphere pH and thus on micronutrient bioavailability. Intercropping with nutrient-efficient plants increases uptake of essential elements by crops. Inoculation with mycorrhiza also may enhance the uptake of nutrients. Regarding phytoremediation, rhizosphere management may help to increase accumulation of heavy metals or degradation of organics. The optimisation of microbial flora in the rhizosphere is one of the key tools, because fungi and bacteria may increase metal bioavailability.

Einleitung

Die Rhizosphäre ist der von den Pflanzenwurzeln beeinflusste Teil des Bodens. Der Einfluss der Wurzeln reicht nur wenige mm weit und verändert chemische, physikalische und biologische Eigenschaften des Bodens. Zu den wichtigsten Mechanismen der Bodenbeeinflussung zählt die Ausscheidung von Wurzelexsudaten. Die Abgabe von Protonen, Zuckern, organischen Säuren, Aminosäuren, aber auch von höhermolekularen organischen Verbindungen führt zu Veränderungen u. a. des pH-Wertes, der Bioverfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen, sowie v. a. auch der Populationsstruktur und Aktivität von Mikroorganismen.

Das Management der Rhizosphäre, also die gezielte Beeinflussung der Eigenschaften des wurzelnahen Bodens, ist eine effektive und oft unterschätzte Möglichkeit zur Optimierung von Pflanzenwachstum und des Gehaltes von Nähr- und Schadstoffen in der Pflanze. Möglichkeiten und Einsatzbereiche des Rhizosphärenmanagements sollen im Folgenden aufgezeigt werden.

Rhizosphären-Management in der Landwirtschaft

a) Intercropping

Pflanzen sind unterschiedlich effektiv in der Mobilisierung und Aufnahme von Nährstoffen. Die Grasgewächse beispielsweise haben einen besonders wirksamen Mechanismus zur Mobilisierung von Eisen entwickelt (RÖMHELD & MARSCHNER, 1986). Über die Ausscheidung von Phytosiderophoren wird Eisen chelatisiert und in Lösung gebracht. Auf eisenarmen Standorten sind die Gräser anderen Gewächsen bei der Eisenaquisition überlegen. Bei der Mischkultur von weniger effizienten Pflanzen mit den Gräsern kommt es zur gegenseitigen Durchdringung der Rhizosphäre, wodurch auch die weniger effiziente Pflanzenart von der Eisen-Mobilisierung des Grases profitiert. ZUO et al. (2000) zeigten in einem Gefäßversuch, dass bei der Mischkultur von Mais und Erdnuß der Fe-Gehalt in Spross, Wurzel und Same wesentlich ansteigt, wenn keine Barriere die Durchdringung der Wurzeln verhindert (Tabelle 1). Während sich die Trockenmasse von Wurzel und Spross durch Intercropping nicht ändert, wurde bei den Samen ein signifikanter Anstieg beobachtet. Das bedeutet, dass es zu einer Zunahme des Ertrags kommt.

Vor allem in tropischen Entwicklungsländern, wo Landwirtschaft vorwiegend manuell betrieben wird, aber auch in Europa kann durch gezielte Mischkultur von Nutzpflanzen eine bedeutende Steigerung von Qualität und Ertrag des Erntegutes

Tab. 1:

Auswirkung einer Mischkultur mit Mais auf den Ertrag von und der Eisen-konzentration in Erdnuss-Pflanzen. In den Varianten mit Barriere verhinderte eine Membran die gegenseitige Durchdringung der Wurzeln, während die Gefäße ohne Barriere die Mischkultur repräsentieren. (ZUO et al., 2000).

	Trockenmasse (g.Topf ⁻¹)		Eisenkonzentration (mg.kg ⁻¹)	
	Mit Barriere	Ohne Barriere	Mit Barriere	Ohne Barriere
Wurzel	19,1 ± 1,8	16,6 ± 2,3	28,0 ± 7,0	65,5 ± 8,9
Spross	6,6 ± 0,6	8,4 ± 9,3	159 ± 13,1	203 ± 16,8
Same	25,9 ± 2,1	36,8 ± 3,4	22,2 ± 2,9	31,8 ± 3,9

erreicht werden. In Ländern wie China, die mit hohen Bevölkerungszahlen, aber gleichzeitig mit begrenzten Anbauflächen konfrontiert sind, führt die Anwendung der Mischkultur zu einer relativen Erhöhung der Landnutzungsfläche (LI et al., 2001). Eine technische Lösung zur Anwendung des Intercropping in der konventionellen Landwirtschaft wäre wünschenswert.

b) Wahl des Düngers

Die Wahl des Stickstoffdüngers hat großen Einfluß auf die Eigenschaften der Rhizosphäre. Beim Einsatz von NH_4^+ kommt es zu einer Absenkung des pH-Wertes, da bei der Aufnahme von NH_4^+ in die Pflanzenwurzel im Zuge des Ladungsausgleichs Protonen ausgeschieden werden. Hingegen wird bei der Aufnahme eines NO_3^- -Moleküls gleichzeitig auch ein Proton aufgenommen. Daher kommt es hier zu einer Verarmung von H^+ in der Rhizosphäre und damit zu einem Anstieg des pH. In der Rhizosphäre von Weizen wurden je nach Wahl des N-Düngers pH-Unterschiede von bis zu 2,2 Einheiten gefunden (SMILEY, 1974).

Die Bioverfügbarkeit von Mikronährstoffen, z.B. Zn oder Cu, ist in großem Ausmaß vom pH-Wert abhängig. Die Änderung von einer pH-Einheit kann somit über ausreichende Versorgung oder Mangel entscheiden. So wurde beispielsweise von WELLS et al. (1975, zit. in BERGMANN, 1993) ein starker Abfall des Zn-Gehaltes in Reis nach Erhöhung des pH-Wertes beobachtet.

Tab. 2:

Reduzierung des Zn-Gehaltes von Reis bei pH-Wert Erhöhung im Boden. Nach Wells et al., 1975 (zit. in BERGMANN, 1993).

Boden-pH-Wert	Zn-Düngung (kg.ha ⁻¹)	Zn-Gehalt in Reis-Pflanzen (mg.kg ⁻¹)
6,6	0	16
6,6	27	114
7,9	0	12
7,9	27	37

c) Inokulation mit Mykorrhiza-Pilzen

Mykorrhiza-Pilze leben in Symbiose mit Pflanzenwurzeln. Mit wenigen Ausnahmen (z.B. *Brassicaceae*) weisen fast alle Landpflanzen diese Pilz-Symbiose auf. Die Pilzhyphen erschließen ein wesentlich größeres Bodenvolumen und tragen somit zu einer wesentlich verbesserten Nährstoffversorgung der Wirtspflanze bei. So konnten beispielsweise COLPAERT et al. (1999) nachweisen, dass die Aufnahme von P_i in *Pinus sylvestris*-Keimlingen bei Mykorrhizierung bis zu 8,7-fach höher ist als in der Kontrolle.

Rhizosphären-Management zur Sanierung von Altlasten

Die Kontamination von Böden mit organischen und anorganischen Schadstoffen ist noch immer eines der größten Umweltprobleme, weltweit sind große Flächen davon betroffen (GLASS, 1999). Herkömmliche Sanierungsmethoden sind technisch aufwendig, teuer und gehen oft mit der Zerstörung des Bodens einher. Der Einsatz von Pflanzen zur Dekontamination von Böden bietet eine umweltfreundliche, billige und mit geringem technischem Aufwand durchführbare Alternative (VAN DER LELIE et al., 2001).

Die Rhizosphäre spielt bei der Sanierung von Böden mit Pflanzen eine Schlüsselrolle. Chemische, physikalische und biologische Parameter in der Rhizosphäre bestimmen die Verfügbarkeit von Schadstoffen und damit die Effizienz der Sanierung. Die wesentlichsten Prozesse, die dabei ablaufen, sind in Abbildung 1 dargestellt.

a) Anwendung von Chelaten

Von BLAYLOCK et al. (1997) wurde die Technologie der induzierten Phytoextraktion entwickelt. Diese Methode ist gekennzeichnet durch die Anwendung von chelatisierenden Substanzen, wie z.B. EDTA (Ethylendiamidtetraacetat), auf einer

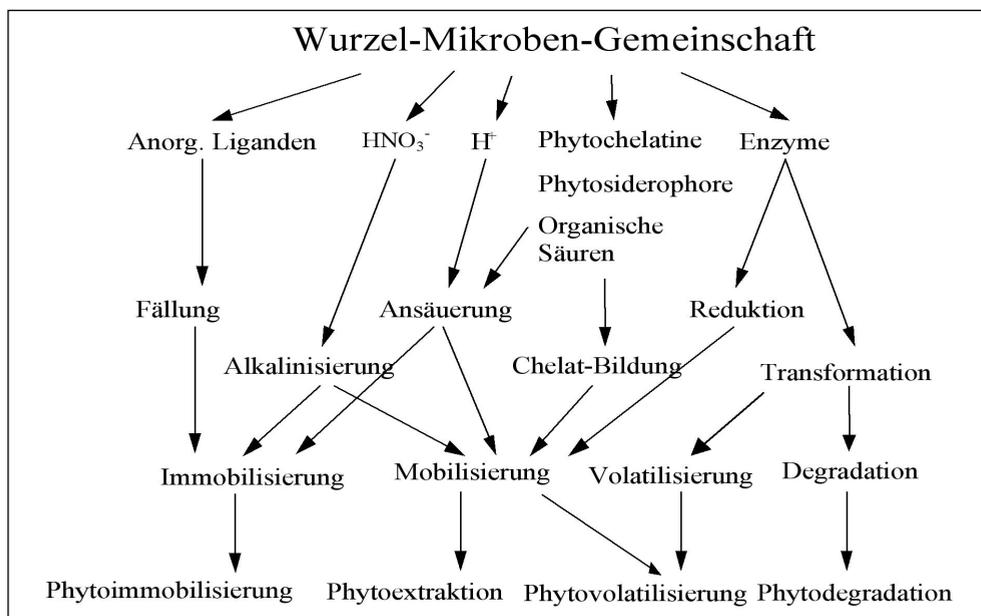


Abb. 1:

Darstellung der wichtigsten Prozesse in der aus Pflanzenwurzeln und Mikroben gebildeten Rhizosphären-Gemeinschaft und deren Einfluss auf das Verhalten von Schadstoffen und die damit verbundene Wirkung auf die Effizienz verschiedener Rhizosphärenprozesse (aus WENZEL et al., 1999, modifiziert).

kontaminierten Fläche, auf der zuvor rasch wachsende Kulturen (Mais, Raps, etc.) gepflanzt wurden. Nach der Anwendung von EDTA kommt es zu einer pulsartigen Mobilisierung der Schwermetalle, die über den Transpirationsstrom in die oberirdische Biomasse der Pflanzen transportiert werden. Eine Woche nach der Aufbringung werden die Pflanzen geerntet. Kürzlich durchgeführte Untersuchungen zeigen, dass die mobilisierten Metalle auch nach der Ernte der Pflanzen für längere Zeit in der Bodenlösung verbleiben, wodurch sich ein hohes Risiko der Auswaschung ins Grundwasser ergibt (RÖMKENS et al., 2002; WENZEL et al., 2003).

b) Inokulation mit Bakterien und Pilzen – Phytoextraktion von Metallen

Neben der Versorgung der Wirtspflanze mit Nährstoffen spielen Bakterien und Pilze auch eine wesentliche Rolle bei der Akkumulation von Schadstoffen. Mykorrhiza-Pilze führen in vielen Fällen zu einer Verminderung des Metall-Transfers in die Pflanze und schützen somit vor zu hohen Konzentrationen (LEYVAL & JONER, 2001). Jüngste Untersuchungen zeigen jedoch, dass bestimmte Pilze auch zu einer erhöhten Aufnahme von Metallen in metall-akkumulierende Ökotypen von *Salix caprea* und *Populus tremula* beitragen können (SOMMER et al., 2002). Weiterführende Untersuchungen von WIESHAMMER et al. (Daten nicht publiziert) zeigen einen Anstieg der Konzentration von Cd und Zn in Blättern von *Salix fragilis* und *Salix caprea* bei Inokulation mit Mykorrhiza-Pilzen.

Tab. 3:

Konzentration (mg kg^{-1}) von Cd, Pb und Zn in Blättern von *Salix caprea* auf Boden Arnoldstein. Die Böden wurden mit Mykorrhiza-Pilzen (MycorTM) bzw. mit Pilzen und Bakterien (Biovin[®]) inokuliert. Die Kontrolle blieb unbehandelt. (SOMMER et al., 2002).

	Cd	Pb	Zn
Kontrolle	4.35	3.75	345
+ Mykorrhiza	295	87.0	2560
+ Mykorrhiza + Bakterien	350	109	3220

Auch Bakterien tragen zu einer erhöhten Metall-Aufnahme in akkumulierende Pflanzen bei. WHITING et al. (2001) zeigten, dass die Zn-Konzentration in *Thlaspi caerulescens* bei Wachstum auf sterilem Boden nur halb so hoch ist als auf mit Bakterien inokuliertem Boden. Dieses Ergebnis wurde auf die Mobilisierung von Zn durch die Bakterien zurückgeführt. Inokulation mit Bakterien führte auch bei *Alyssum murale* zu einer erhöhten Konzentration von Nickel in der oberirdischen Biomasse (ABOU-SHANAB et al., 2003). Aber auch bei *Salix caprea* konnte die Zugabe eines Bakterien-Präparates (Biovin[®]) die Akkumulation von Pb, Zn und Cd erhöhen (Tabelle 3).

Schlussfolgerungen

Bisherige Forschungsarbeiten zum Rhizosphärenmanagement in der Landwirtschaft und in der Umwelttechnik zeigen das große Potential dieses Ansatzes zur Optimierung von Nährstoffgehalt und Wachstum von Nutzpflanzen sowie zur Erhöhung des Pflanzengehaltes bzw. der Abbauraten von Schadstoffen für die Reinigung von kontaminierten Böden. Es zeigte sich aber auch, dass die Prozesse in der Rhizosphäre sehr komplex sind und weiterer Bedarf für Grundlagenforschung (experimentell und Anwendung von mathematischen Modellen) besteht.

Literaturverzeichnis

- ABOU-SHANAB, R.A.; ANGLE, J.S.; DELORME, T.A.; CHANEY, R.L.; VAN BERKUM, P.; MOAWAD, H.; GHANEM, K. & GHOZLAN, H.A. (2003): Rhizobacterial effects on nickel extraction from soil and uptake by *Alyssum murale*. *New Phytol.* 158, 219-224.
- BERGMANN, W. (1993): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- BLAYLOCK, J.M.; SALT, D.E.; DUSHENKOV, S.; ZAKHAROVA, O.; GUSSMAN, C.; KAPULNIK, Y.; ENSLEY, B.D. & RASKIN, I. (1997): Enhanced accumulation of Pb in Indian Mustard by soil-applied chelating agents. *Environ. Sci. Technol.* 31, 860-865.
- COLPAERT, J.V.; VAN TICHELEN, K.K.; VAN ASSCHE, J.A. & VAN LAERE, A. (1999): Short-term phosphorus uptake rates in mycorrhizal and non-mycorrhizal roots of intact *Pinus sylvestris* seedlings. *New Phytol.* 143, 589-597.
- GLASS D.J. (1999): U.S. and International markets for Phytoremediation, 1999-2000. D. Glass Associates, Needham, Massachusetts, U.S.A.
- LEYVAL, C. & JONER, E.J. (2001): Bioavailability of heavy metals in the mycorrhizosphere. In: GOBRAN, G.R.; WENZEL, W.W. & LOMBI, E. (Hrsg.) Trace Elements in the Rhizosphere. CRC Press LLC, Boca Raton, S. 165 – 185.
- LI, L.; SUN, J.H.; ZHANG, F.S.; LI, X.L.; YANG, S.C. & RENGEL, Z. (2001): Wheat/maize or wheat/soybean strip intercropping. I. Yield advantage and interspecific interaction on nutrients. *Field Crop Res.* 71, 123-137.
- RÖMHELD, V. & MARSCHNER, H. (1986): Evidence for a specific uptake system for iron phytosiderophores in roots of grasses. *Plant Physiol.* 80, 175-180.
- RÖMKENS, P.; BOUWMAN, L.; JAPENGA, J. & DRAAISMA, C. (2002): Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environ. Pollut.* 116, 109-121.
- SMILEY, R.W. (1974): Rhizosphere pH as influenced by plants, soils, and nitrogen fertilizers. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38: 795-799.
- SOMMER, P.; BURGUERA, G.; WIESHAMMER, G.; STRAUSS, J.; ELLERSDORFER, G. & WENZEL, W.W. (2002): Rhizosphärenmanagement mit Mykorrhiza / Mikroben bei Phytoextraktion von Schwermetallen mit Weiden und Pappeln. *Mitt. d. Österr. Bodenk. Ges.* 66, 113-119.
- VAN DER LELIE, D.; SCHWITZGUÉBEL, J.-P.; GLASS, D.J.; VANGRONSVELD, J. & BAKER, A.J.M. (2001): Assessing phytoremediation's progress. *Environ. Sci. Technol.* 35 (21): 446A-452A
- WENZEL, W.W.; LOMBI, E. & ADRIANO, D.C. (1999): Biogeochemical processes in the rhizosphere: Role in phytoremediation of metal-polluted soils. In PRASAD, N.M.V. & HAGEMEYER, J. (Hrsg.): Heavy metal stress in plants - from molecules to ecosystems. Springer Verlag, Heidelberg, S. 273-303.
- WENZEL, W.W.; UNTERBRUNNER, R.; SOMMER, P. & SACCO, P. (2003): Chelate assisted phytoextraction using canola (*Brassica napus* L.) in outdoors pot and lysimeter experiments. *Plant Soil* 249, 83-96.
- WHITING, S.N.; LEAKE, J.R.; MCGRATH, S.P. & BAKER, A.J.M. (2001): Rhizosphere bacteria mobilize Zn for hyperaccumulation by *Thlaspi caerulescens*. *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, 3144 – 3150.
- ZUO, Y.M.; ZHANG, F.S. & CAO, Y.P. (2000): Studies on the improvement in iron nutrition of peanut by intercropping with maize on a calcareous soil. *Plant Soil* 220, 13-25.

Sorptionsverhalten von Schwermetallen und organischen Substanzen in Böden aus Langzeitversuchen

Michael NOVOSZAD¹, Georg J. LAIR¹, Martin H. GERZABEK^{1, 2},
Holger KIRCHMANN³ und Georg HABERHAUER¹

¹ ARC Seibersdorf Research GmbH, Abteilung Umweltforschung, A-2444 Seibersdorf

² Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur,

Gregor-Mendel-Strasse 33, A-1180 Wien

³ Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Science,
Box 7014, SE-75007 Uppsala, Sweden

Zusammenfassung

Die organische Substanz bestimmt wesentlich das Sorptionsverhalten von Schadstoffen in Böden. Unterschiedliche Bewirtschaftung verändert verschiedene Bodenparameter, insbesondere auch den Gehalt und die Zusammensetzung der organischen Substanz in Böden. Anhand von Bodenproben aus zwei Langzeitversuchen (Uppsala/Schweden und Gumpenstein/Österreich) wurde der Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf das Sorptionsverhalten von drei ausgewählten Schwermetallen (Cu, Cd, Zn) und vier organischen Substanzen (Naphthalin, Naphthylamin, Naphthochinon und Naphthol) untersucht. Die Ad- und Desorptionsversuche wurden als Batchversuche durchgeführt. Erste Ergebnisse lassen einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Kohlenstoffgehalt der Böden und dem Ad- und Desorptionsverhalten der Substanzen erkennen. Böden mit höheren Kohlenstoffgehalten adsorbieren mehr als jene mit niedrigeren Kohlenstoffgehalten. Es konnte aber auch gezeigt werden, dass neben der Menge auch die Art und die Zusammensetzung der organischen Substanz, sowie die Adsorption an der anorganischen Bodenmatrix eine große Rolle spielen.

Abstract

Soil organic matter (SOM) has a major influence on the sorption properties of pollutants in soils. Different soil management changes soil properties as well as the amount and quality of SOM. In the present study we examined the impact of varying soil management of arable land on the sorption behaviour of three selected heavy metals (Cu, Cd, Zn) and four organic compounds (Naphthalene, Naphthylamine, Naphthoquinone and Naphthol) using soil samples from long-term field experiments in Sweden (Uppsala) and Austria (Gumpenstein). Batch sorption experiments were conducted using a standard procedure. Data revealed significant correlations between the contents of organic carbon and the sorption behaviour of the selected metals and organic compounds. A higher content of SOM leads to higher adsorption. Furthermore, the quality of organic matter amended in soil treatments and the adsorption on inorganic soil particles are also of distinct importance in this respect.

1. Einleitung

Der Boden stellt den wichtigsten Puffer und Filter für viele organische und anorganische Schadstoffe dar. Die Interaktionen mit mineralischen und organischen Bodenbestandteilen, sowie Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln bestimmen das Kurz- und Langzeitverhalten derartiger Stoffe in den Böden. Die organische Substanz des Bodens (SOM) beeinflusst sowohl Bodeneigenschaften als auch viele wichtige Prozesse, die im Boden ablaufen. Die Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz variiert stark und ist von der Einbringung von mineralischen Düngern und Wirtschaftsdüngern unterschiedlicher Herkunft, der biologischen Aktivität, der mineralischen Zusammensetzung, der Vegetation und dem Klima abhängig (KIRCHMANN & GERZABEK, 1999). Struktur, Zusammensetzung und Menge der organischen Substanz im Boden haben einen wesentlichen Einfluss auf das Sorptionsverhalten von organischen und anorganischen Schadstoffen. Ein Vergleich von Böden aus landwirtschaftlichen Langzeitexperimenten erlaubt es, diesen Einfluss der bodenorganischen Substanz auf Sorptionsprozesse zu bestimmen. Unterschiedliche Bodenbewirtschaftung führt zu relativ raschen Änderungen in den Humusgehalten von Böden und deren qualitativen Eigenschaften (GERZABEK et al., 1997, NOVOTNY et al., 1999), während sich die mineralischen Bodenbestandteile nur sehr gering verändern. HABERHAUER et al. (2001) zeigten den Effekt einer unterschiedlichen Bodenbewirtschaftung auf das Sorptionsverhalten am Beispiel eines Modellpestizides (MCPA) auf.

Im Rahmen dieser Arbeit wird der Einfluss von unterschiedlichen Bodenbewirtschaftungsformen auf das Sorptionsverhalten von ausgewählten organischen Substanzen (polare und apolare Substanzen) und Schwermetallen (Cu, Zn, Cd) untersucht. Hier werden erste Ergebnisse aus diesen Versuchen berichtet.

2. Material und Methoden

Die verwendeten Bodenproben stammen aus zwei Langzeitversuchen. Ein Versuch wurde 1956 in Uppsala/Schweden angelegt und ist in KIRCHMANN et al. (1994) dokumentiert. Der zweite Versuch wurde 1962 in Gumpenstein/Steiermark von der Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft begonnen und behandelt ebenfalls unterschiedliche Düngevarianten. Acht Bewirtschaftungsformen (Brache, Grünland, Stallmistdüngung, Klärschlamm Düngung, Gründüngung, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Düngung, Torfdüngung, Fläche ohne Stickstoffgabe) wurden aus dem Feldversuch in Uppsala ausgewählt, drei unterschiedliche Bewirtschaftungen (Brache, NPK-Düngung, Stallmistdüngung) aus dem Feldversuch in Gumpenstein (Tabelle 1). Ad- und Desorp-

tionsexperimente wurden als Batchversuche nach der OECD-Richtlinie 106 (OECD, 2001) durchgeführt. Für die Versuche wurden die Schwermetalle Cu, Zn, Cd und die organischen Substanzen 1-Naphthalin, 1-Naphthylamin, 1,4-Naphthochinon, sowie 1-Naphthol ausgewählt. Die verwendeten Konzentrationsbereiche lagen bei den Schwermetallen zwischen 40 und 200 mg L⁻¹ und bei den organischen Substanzen zwischen 1 und 20 mg L⁻¹. Das Boden : Lösungsverhältnis und die Kontaktzeit zwischen Bodenmatrix und Lösung wurden optimiert. Nach Erreichen des Gleichgewichts und anschließendem Zentrifugieren wurde die Konzentration an Schwermetallen im wässrigen Überstand mit Hilfe der AAS beziehungsweise die Konzentration an organischen Substanzen mittels HPLC-UV analysiert. Die Messergebnisse werden in Adsorptionisothermen dargestellt, die Verteilungskoeffizienten K_D und K_F berechnet und die Ergebnisse miteinander verglichen. Die Versuche wurden jeweils dreimal wiederholt.

<i>Tab. 1: Bodenparameter der Böden aus Gumpenstein/Steiermark</i>				
Bewirtschaftung	ph (CaCl ₂)	org. C (%)	N (%)	C/N
Brache	6,3	2,4	0,24	10,7
Stallmist	6,3	3,4	0,31	10,9
NPK Dünger	5,3	2,2	0,21	10,4

3. Ergebnisse

3.1 Schwermetalle

In Abbildung 1 wird das Adsorptionsverhalten von Cadmium an Böden aus Uppsala mit vier unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen gezeigt. Auf der Abszisse ist die Konzentration des Cadmiums in der Lösung [$\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$] und auf der Ordinate die adsorbierte Menge an Cadmium im Boden [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$] aufgetragen. Neben den Adsorptionisothermen sind die Kohlenstoffgehalte der einzelnen Behandlungen eingetragen. Es zeigt sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen Adsorption und organischem Anteil der Böden. Je höher der Kohlenstoffgehalt, desto mehr Cadmium wird adsorbiert. Bei der Desorption (Abbildung 2) ist dieser Zusammenhang nicht in einfacher Weise gegeben. Offensichtlich beeinflussen die Humuscharakteristika und Veränderungen anderer Bodenparameter ebenfalls die Bindung des Cadmiums.

Eine ähnliche Korrelation zwischen Kohlenstoffgehalten und Adsorption findet sich bei den Versuchen aus Gumpenstein: Als Beispiel ist hier die Adsorption von Kupfer in Abbildung 3 dargestellt. Ein Vergleich der drei Schwermetalle anhand einer Behandlung, nämlich der Stallmistbehandlung aus Uppsala, (Abbildung 4) zeigt, dass Kupfer am stärksten adsorbiert wird, gefolgt von Cadmium und Zink.

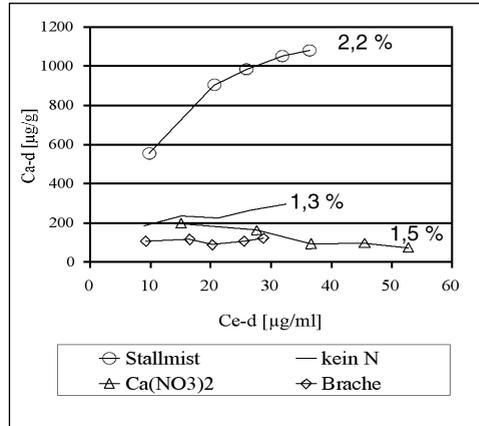
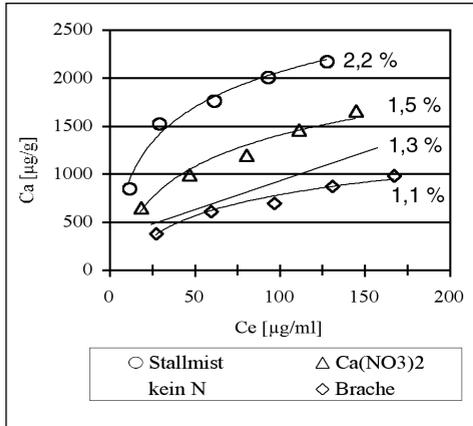


Abb. 1 und 2: Adsorption (links) und Desorption (rechts) von Cadmium an Böden aus Uppsala/Schweden mit vier unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen

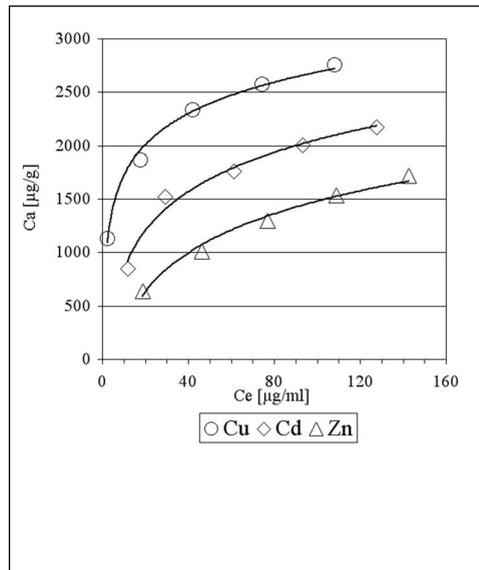
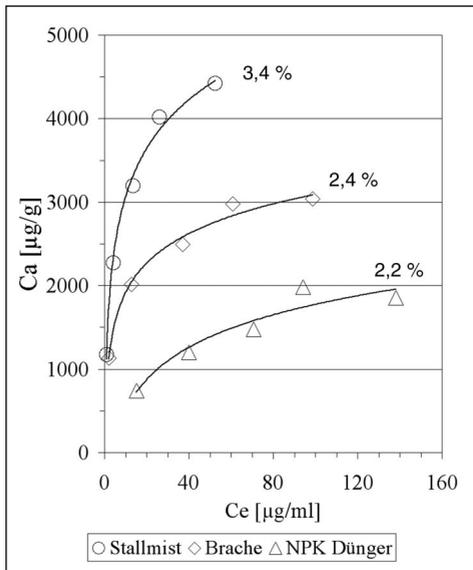


Abb. 3 und 4: Adsorption von Kupfer an Böden aus Gumpenstein (links), Adsorption von Schwermetallen an einen Boden aus Uppsala mit Stallmistbehandlung (rechts)

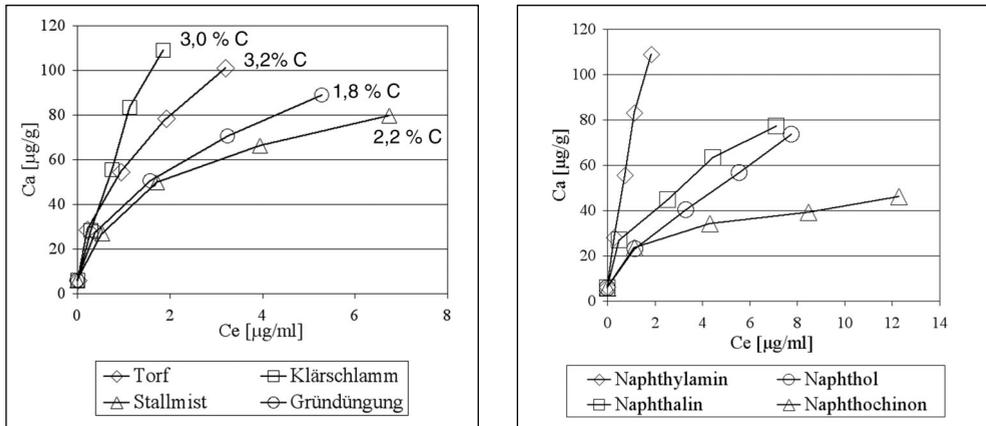


Abb. 5 und 6:

Adsorption von 1-Naphthylamin an Böden aus Uppsala (links), Adsorption von organischen Substanzen an einen Boden aus Uppsala mit Klärschlammbehandlung (rechts)

3.2 Organische Substanzen

Die Ergebnisse der Batchversuche mit 1-Naphthylamin an vier Düngevarianten aus Uppsala (Abbildung 5) lassen klar den Zusammenhang zwischen Kohlenstoffgehalt und Adsorption zu erkennen, aber wie schon bei den Schwermetallen beobachtet, scheint die Humuscharakteristik von Bedeutung. Bereits GERZABEK et al. (1997) konnten deutliche Unterschiede in den Huminstoffsystemen der verschiedenen Varianten im Langzeitversuch in Uppsala aufzeigen. Die Adsorptionsisothermen aller vier Substanzen an einem Boden aus Uppsala mit Klärschlammbehandlung sind in Abbildung 6 zu sehen. Naphthylamin adsorbiert am Stärksten, gefolgt von Naphthalin und Naphthol. Naphthochinon adsorbiert am Schwächsten.

4. Schlussfolgerung

Aus den Ergebnissen der bisherigen Versuche ist ein signifikanter Einfluss der Bewirtschaftungsform auf die Adsorption von Schwermetallen und organischen Substanzen erkennbar. Ein Bodenmanagement, das den Gehalt an bodenorganischer Substanz verändert, beeinflusst somit auch das Puffer- und Filtervermögen des Bodens. Böden mit höheren Kohlenstoffgehalten (Torf-, Klärschlamm-, Stallmistdüngung) adsorbieren stärker als jene mit niedrigeren Kohlenstoffgehalten (Brache, Grünland). Jedoch spielt auch die Art und Zusammensetzung der organischen Substanz im Boden eine wichtige Rolle für das Adsorptionsverhalten von Schwermetallen und organischen Substanzen.

5. Ausblick

Mit den ausgewählten Schwermetallen und organischen Substanzen sind umfangreiche Adsorptionsversuche an Modellböden geplant. Es soll das Sorptionsverhalten von Lignin und Zellulose, der Tonminerale Kaolinit und Montmorillonit sowie der organischen Materialien Polyacrylsäure und Polyacrylsäurenitril intensiv untersucht werden. Weiters sollen die Bodenfraktionen (Sand, Schluff und Ton) ausgewählter Bewirtschaftungsformen gemäß der Methode nach STEMMER et al. (1998) gewonnen und für Adsorptionsversuche verwendet werden. Um das Verhalten von Strontium in Böden erklären zu können, sind auch Batchversuche mit ^{90}Sr geplant. Dieses Radionuklid hat eine physikalische Halbwertszeit von 29 Jahren und gelangt durch den Boden-Gras-Milch Pfad in die Nahrungskette (GASTBERGER et al., 2001). Weiters sind Säulenversuche geplant, bei denen HPLC-Säulen mit Boden beschickt und mit gleichmäßigem Druck und Durchflussmenge mit Lösungen durchflossen werden. Diese Versuche stellen eine Ergänzung zu den Batchversuchen dar.

Ein parallel ablaufender Schritt ist die Modellierung der eingesetzten Schadstoffe mit Methoden der theoretischen Chemie. Dabei werden verschiedene Informationen über Moleküleigenschaften, wie etwa Ladungsverteilung, elektronisches Potenzial oder Löslichkeit, erhalten. Diese Berechnungen werden, je nach Aufgabenstellung, auf unterschiedlichen Genauigkeitsstufen (ab initio, semi-empirical) durchgeführt (z.B. AQUINO et al., 2002, HABERHAUER et al., 2001a, TUNEGA et al., 2002a,b). Die aus den Batch- bzw. Säulenversuchen gewonnenen Daten und die berechneten Moleküleigenschaften werden dann mit statistischen Methoden oder Neuronalen Netzen zusammengeführt und Zusammenhänge zwischen den Moleküleigenschaften und den Adsorptionseigenschaften abgeleitet (quantitative structure adsorption relationships, QSAR).

Danksagung

Die Autoren danken Herrn Dr. Gerfried Eder für die Überlassung der Bodenproben aus dem Langzeitversuch der Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft in Gumpenstein. Das vorliegende Projekt wird aus Mitteln des FWF gefördert (P15277).

Literatur

- AQUINO, A.J.A., D. TUNEGA, G. HABERHAUER, M.H. GERZABEK and H. LISCHKA (2002): Solvent effects on hydrogen bonds – A theoretical study. *J. Phys. Chem. A* 106, 1862-1871
- GASTBERGER, M., STEINHÄUSLER, F., GERZABEK, M. H., HUBMER, A. (2001): Fallout strontium und caesium transfer from vegetation to cow milk at two lowland and two Alpine pastures. *Journal of Environmental Radioactivity*, 54Z2, 101-107

- GERZABEK, M.H., F. PICHLMAYER, H. KIRCHMANN und G. HABERHAUER (1997): The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *European Journal of Soil Science* 48, 273-282
- HABERHAUER, G., A.J.A. AQUINO, D. TUNEGA, M.H. GERZABEK and H. LISCHKA (2001): Modeling of molecular interactions of soil components with organic compounds. In: E.A. Ghabbour and G. Davies (eds.): *Humic Substances: Structures, Models and Functions*, RSC, Cambridge, pp.209-219.
- HABERHAUER, G.; PFEIFFER, L.; GERZABEK, M.H.; KIRCHMANN, H.; AQUINO, A.J.A., TUNEGA, D. and LISCHKA, H. (2001): Response of sorption processes of MCPA to the amount and origin of organic matter in a long-term field experiment. *European Journal of Soil Science* 52, 279-286
- KIRCHMANN, H. and GERZABEK, M.H. (1999): Relationship between soil organic matter and micropores in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 162, 493-498
- KIRCHMANN, H.; PERSSON, J. and CARLGREN, K. (1994): The Ultuna long-term soil organic matter experiment, 1956 – 1991. Reports and Dissertation 17, Dep. Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala.
- NOVOTNY, E.H.; BLUM, W.E.H., GERZABEK, M.H. and MANGRICH, A.S. (1999): Soil management system effects on size fractionated humic substances. *Geoderma* 92, 87-109.
- OECD – Richtlinie 106 (2001): OECD Guideline for the testing of chemicals. Adsorption-Desorption using a batch equilibrium method.
- STEMMER, M., GERZABEK, M.H. und KANDELER, E. (1998): Organic matter and enzyme activity in particle-size fractions of soils obtained after low-energy sonication. *Soil Bil. Biochem.* 30, 9-17
- TUNEGA, D., G. HABERHAUER, M. H. GERZABEK and H. LISCHKA (2002a): Theoretical study of adsorption sites on the (001) surfaces of 1:1 clay minerals. *Langmuir* 18, 139-147
- TUNEGA, D., L. BENCO, G. HABERHAUER, M. H. GERZABEK and H. LISCHKA (2002b): Ab initio molecular dynamics study of adsorption sites on the (001) surfaces of 1:1 dioctahedral clay minerals. *J. Phys. Chem. B.* 106, 11515-11525

Investigations of Wildfire Effects on Forest Soils in Slovenia

Mihej URBANČIČ

Slovenian Forestry Institute, 1000 Ljubljana

Summary

Sixteen pair-compared plots with a size of 20 x 20 m were established, half in preserved forest stands and half in one to 71-month-old fire sites. Six research areas were on limestone and dolomite rock - four in secondary black pine forest (*Seslerio autumnalis-Pinetum nigrae*), one in a south-Alpine black pine forest (*Fraxino orni-Pinetum nigrae*) and one in a forest of beech and Hairy Alpenrose (*Rhododendro hirsuti-Fagetum*) and within two research areas in changed forest of pubescent oak and other thermophilic deciduous trees (*Molinio litoralis-Quercetum pubescentis*) on flysch. The research areas were located in the western part of Slovenia. Soil conditions and morphological, physical and chemical soil properties on plots were studied. Soil units of Folic Histosols, Lithic and Rendzic Leptosols, Eutric and Chromic Cambisols are developed on limestone and dolomite and soil units of Calcaric and Eutric Cambisols are developed on flysch. Because of wildfire effects, organic horizons of burnt plots had smaller thicknesses and masses than those of compared plots in preserved stands. Furthermore, in mineral parts of soils in spots differences were discovered in some chemical parameters (such as increase of pH values and electrical conductivity, increased contents of carbonates, plant available K, P and Mg nutrition, exchangeable base cations, etc.).

Zusammenfassung

Für die vorliegende Arbeit wurden 16 paarweise Vergleichsflächen von 20 x 20 m angelegt, die Hälfte davon auf 1-71 Monate alten Waldbrand-Flächen, die andere Hälfte in unversehrten Waldbeständen. 6 der Vergleichspaare liegen auf Kalk und Dolomit, 4 in sekundären Schwarzkiefernbeständen (*Seslerio autumnalis-Pinetum nigrae*), eines in einem südalpinen Schwarzkiefernwald (*Fraxino orni-Pinetum nigrae*), ein weiteres in einem Alpenrose-Buchenwald (*Rhododendro hirsuti-Fagetum*), die restlichen in 2 Gebieten mit veränderten Beständen aus Flaumeiche und anderen wärmeliebenden Laubhölzern (*Molinio litoralis-Quercetum pubescentis*) auf Flysch. Die Untersuchungsgebiete liegen in Westslowenien.

Die Bodeneigenschaften und morphologischen, physikalischen und chemischen Bodenmerkmale der Flächen wurden untersucht. Auf Kalk und Dolomit sind Folic Histosols, Lithic und Rendzic Leptosols, Eutric und Chromic Cambisols ausgebildet, auf Flysch Calcaric und Eutric Cambisols. Als Folge der Waldbrände weisen die organischen Horizonte auf den Brandflächen geringere Mächtigkeit und Masse auf als die unversehrten Flächen.

Weiters wurden Unterschiede in Bezug auf die chemischen Merkmale des Mineralbodens (Erhöhung des pH-Werts und der elektrischen Leitfähigkeit, erhöhter Carbonatgehalt, erhöhte Gehalte an pflanzenverfügbarem K, P und Mg sowie an austauschbaren basischen Kationen) festgestellt.

1. Introduction

For the period of 1966 – 1996, 71 wildfires a year on average were registered in Slovenian forests, destroying 782 ha per annum. Furthermore, 64 % of burnt areas were located in the sub-mediterranean eco-region (KUTNAR et al., 2002) in the western part of Slovenia. Here, Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.) stands of the Lower Karst region are the most threatened ones by wildfires. About 150 years ago, the Lower Karst (Kras) was a treeless, stony and rocky barren landscape. In 1875 forests covered only 18 % of this lowland, 24,3 % in 1957 while today over 50 % of the area is forested. An important role in this reforestation of abandoned pastures and other agricultural areas was the allochthonous species of the Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.). Its more or less pure stands on limestone and dolomite cover about 11.000 ha within the Lower Karst region (URBANČIČ et al., 1999). The goal of this study was to research site conditions in selected burnt forests, to analyse and classify soil properties as well as to assess the influence of wildfires on these soils.

2. Methods

Studies were performed at seven locations in the western part of Slovenia (Figure 1), differing from one another in dates of fire outbreaks, site conditions, sizes of burnt areas and types of wildfire (Table 1).

Sixteen pair-compared plots with a size of 20 x 20 m were established, half in preserved forest stands and half in one to 71 month-old fire sites. Six research areas were located on black pine forest (*Seslerio autumnnalis-Pinetum nigrae* Zupančič 1997 (*nom. prov.*)), one (named Govci-A) in the southern Alpine black pine forest (*Fraxino orni-Pinetum nigrae* Martin-Bosse 1967 var. geogr. *Primula carniolica* Dakskobler 1998) and one (Govci-B) in the forest of beech and Hairy Alpenrose (*Rhododendro hirsuti-Fagetum* Accetto ex Dakskobler 1998 var. geogr. *Anemone trifolia* Dakskobler 1998) and within two research areas (Strma reber, Sela) in changed forest of pubescent oak and other thermophilic deciduous trees (*Molinio litoralis-Quercetum pubescentis* Šugar 1981) on flysch (URBANČIČ & DAKSKOBLER, 2001, URBANČIČ, 2002).

At the plots soil conditions were examined with an auger and representative soil profiles were dug. After the description of profiles (FAO, 1990) soil samples were taken and analysed in the pedological lab and morphological, physical and chemical soil properties were studied.

Table 1.

Names of research locations, dates (month and year) of fire appearance and of field soil research, the type of wildfire (U = underground, G = ground, T = trunk, C = crown fire), and designations of research plots on objects in preserved (_U) and in burnt (_F) forests.

Location	Date		Fire		Abbreviations of plots	
	of fire appearance	of research	Type	Area	reserved	burnt
Govci	? 1995	October 2000	U+G+T+C	1,50 ha	GO_U	GO_F
Podgovec	August 1998	September 1999	U+G+T+C	7,53 ha	PO_U	PO_F
Mlave	August 2000	September 2000	U+G+T+C	2,40 ha	ML_U	ML_F
Vremščica	August 1997	March 2001	G+C	281,00 ha	VR_U	VR_F
Kojni	August 1998	July 2000	U+G+T+C	46,00 ha	KJ_U	KJ_F
Strma reber	March 1999	July 2000	P	14,28 ha	SR_U	SR_F
Sela	August 1994	June 2000	P	3,05 ha	SE_U	SE_F

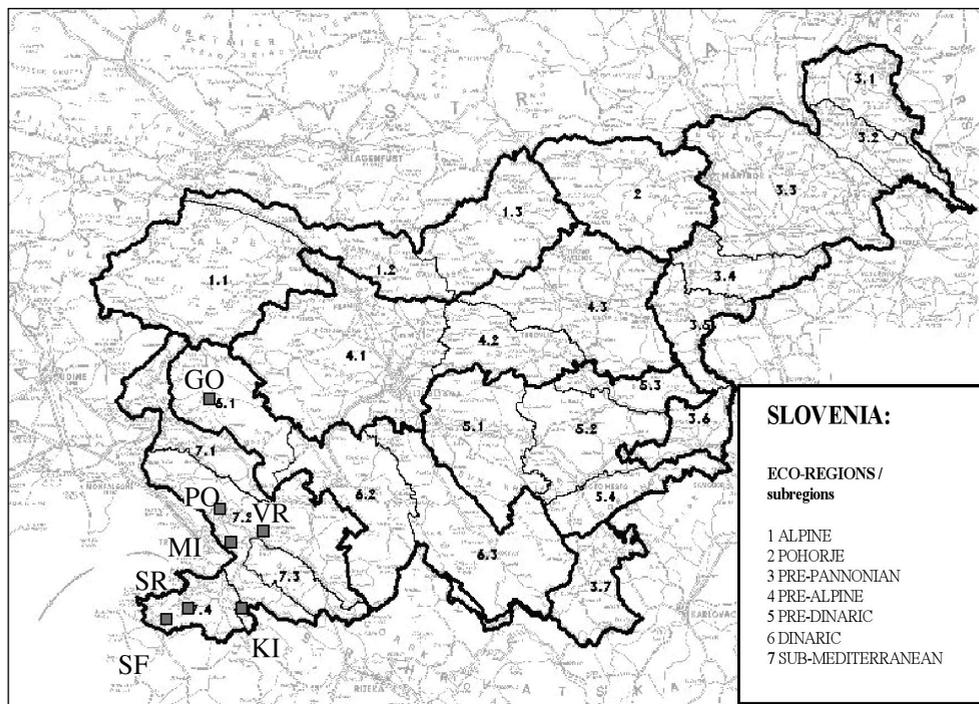


Fig. 1. Position of research locations (designated with abbreviations)

3. Results

Soil units of Folic Histosols, Lithic and Rendzic Leptosols, Eutric and Chromic Cambisols are developed on limestone and dolomite and soil units of Calcaric and Eutric Cambisols are developed on flysch (FAO 1989, WRB 1998). Because of wildfire effects, organic horizons of burnt plots had smaller thicknesses and masses than those of compared plots in preserved stands (Tables 3, 4).

<i>Table 2.</i> <i>Percentage of coarse soil material at surface (%) and soil units (according to FAO 1989, WRB 1998) on research plots (denoted with abbreviations)</i>							
Plot	K+S	LPq	HSl	LPk	CMe	CMx	CMc
GOA_U	55 %	25 %	20 %	-	-	-	-
GOA_F	80 %	15 %	5 %	-	-	-	-
GOB_U	22 %	8 %	23 %	47 %	-	-	-
GOB_F	66 %	7 %	7 %	20 %	-	-	-
PO_U	39 %	-	-	49 %	-	12 %	-
PO_F	9 %	-	-	27 %	-	64 %	-
ML_U	30 %	-	14 %	28 %	-	28 %	-
ML_F	43 %	6 %	-	23 %	-	28 %	-
VR_U	0 %	-	-	90 %	10 %	-	-
VR_F	6 %	-	-	85 %	9 %	-	-
KJ_U	25 %	-	-	75 %	-	-	-
KJ_F	52 %	5 %	-	43 %	-	-	-
SR_U	13 %	-	-	-	26 %	-	61 %
SR_F	1 %	-	-	-	-	-	99 %
SE_U	1 %	-	-	-	-	-	99 %
SE_F	1 %	-	-	-	-	-	99 %

Soil units:
 LPq = Lithic Leptosols, HSl = Folic Histosols, LPk = Rendzic Leptosols,
 Cme = Eutric Cambisols, CMx = Chromic Cambisols, CMc = Calcaric Cambisols

At the Mlave research area, an organic soil layer of a one-month old fire site had, on average five times smaller thickness and six times smaller mass (4.032 kg/ha according to 24.928 kg/ha) than the organic horizon of compared undamaged sites. Because of partial regeneration of the horizon, these differences were somewhat smaller than in research areas with older fire sites. The Govec research area has well-developed, easily-

Table 3.
Average thicknesses (in cm) of organic (O), humus-accumulation (A) and cambic (B) horizons of sounded soils on plots, their structure percentages, differences ($U - F$, in cm) and relations ($U/F \times 100$ %) between thicknesses of compared horizons from preserved (U) and in burnt (F) forests

PLOT	Average thicknesses of sounding soil horizons										
	O	A	B	Σ	O	A	B	$O_U - O_F$	$A_U - A_F$	$B_U - B_F$	$\Sigma_U - \Sigma_F$
	cm	cm	cm	cm	%	%	%	$O_U - O_F$	$A_U - A_F$	$B_U - B_F$	Σ_U / Σ_F
GOA_U	15	0	0	15	100	0	0	5 cm	0	0	5 cm
GOA_F	10	0	0	10	100	0	0	150%	0	0	150%
GOB_U	17,6	12,1	0,8	30,5	57,7	39,6	2,6	8,4 cm	3,0 cm	-2,0 cm	9,4 cm
GOB_F	9,2	9,1	2,8	21,1	43,6	43,1	13,2	191%	133%	29%	146%
PO_U	5,4	10	6,2	21,6	25	46,3	28,7	3,2 cm	5,1 cm	-9,0 cm	-0,7 cm
PO_F	2,2	4,9	15,2	22,3	9,9	22	68,2	245%	204%	41%	97%
ML_U	6,2	9,9	13,8	29,9	20,7	33,1	46,2	5,0 cm	-5,6 cm	-2,2 cm	-2,8 cm
ML_F	1,2	15,5	16	32,7	3,7	47,4	48,9	517%	64%	86%	91%
VR_U	5,7	16	5,2	26,9	21,2	59,5	19,3	0,9 cm	-6,9 cm	-2,5 cm	-8,5 cm
VR_F	4,8	22,9	7,7	35,4	13,6	64,7	21,8	119%	70%	68%	76%
KJ_U	6	23,7	1,1	30,8	19,5	76,9	3,6	2,1 cm	-0,1 cm	-0,4 cm	1,6 cm
KJ_F	3,9	23,8	1,5	29,2	13,4	81,5	5,1	154%	100%	73%	105%
SR_U	5,6	4,5	51,9	62	9	7,3	83,7	1,6 cm	0,8 cm	-41,0 cm	-38,6 cm
SR_F	4	3,7	92,9	100,6	4	3,7	92,3	140%	122%	56%	62%
SE_U	4,3	4,8	65,7	74,8	5,7	6,4	87,8	1,1 cm	-2,1 cm	1,0 cm	0,0 cm
SE_F	3,2	6,9	64,7	74,8	4,3	9,2	86,5	133%	70%	102%	100%

combustible organogenic Folic Histosols, Lithic and Rendzic Leptosols. This explains why five years after the fire the thickness of burnt soils was, in comparison with undamaged soils, still thinner by about 5 to 10 cm (Table 3). In some places, soils were burnt down to the dolomite parent rock and for this reason at the scene of the fire area shares of soils were greatly reduced and surface stoniness with rockiness proved to be increased (according to our appraisal on the burnt research plot on pine site it increased from around 55 % to 80 % and on beech site from 22 % to 66 %).

Furthermore, in some mineral parts of soils differences were discovered in some chemical parameters; these included an increase of pH values and electrical conductivity, increased contents of carbonates, plant available K, P and Mg nutrients, exchangeable base cations, etc. The greatest differences in chemical soil properties were found at the Mlave research area: the youngest fire site, only one month old

Table 4:

Active ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$) and potential ($\text{pH}(\text{CaCl}_2)$) acidity of soil, electrical conductivity of soil (EC), contents of organic matter (Org. m.), total carbon (C_{tot}), carbonates (CaCO_3) and total nitrogen (N_{tot}), ratio between organic carbon and total nitrogen ($C_{\text{org}} / N_{\text{tot}}$), amounts of total sulphur (S_{tot}) in soil samples of soil profiles from the preserved (U) and average differences between properties according the soil samples of burnt (F) forest on the Mlave (ML) research area

	Depth (cm)	pH (H_2O)	pH (CaCl_2)	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Org. m. (%)	C_{tot} (%)	CaCO_3 (%)	N_{tot} (%)	$C_{\text{org}} / N_{\text{tot}}$	S_{tot} (%)
ML_U: averages of 5 samples										
O_1	6/2-1	4,91	4,71	240,9	71,4	41,4	0,00	1,004	42,1	0,103
O_f	1-0	5,52	5,16	124,6	50,5	29,3	0,00	1,015	28,9	0,095
M_{0-5}	0-5	5,70	5,31	202,0	14,0	8,1	0,25	0,462	17,7	0,062
M_{5-10}	5-10	6,10	5,77	119,1	8,7	5,1	0,36	0,346	14,8	0,048
M_{10-20}	10-20	6,33	6,01	98,9	7,3	4,2	0,34	0,301	14,3	0,041
$A_h B_{rz} C$	20-40	6,36	6,15	90,2	5,7	3,3	0,32	0,237	14,4	0,036
ML_U - ML_F: average differences between properties of 5 samples from preserved and from burnt forest										
O_1-O_1	3	-0,04	0,03	-43,3	-7,8	-4,5	0,00	-0,091	-0,5	0,026
O_f-O_p	0,5	-0,66	-0,63	23,4	-31,4	-18,3	-0,19	0,469	-98,4	0,057
M_{0-5}	0	-0,97	-1,96	37,7	0,6	0,3	-0,01	0,072	3,2	0,001
M_{5-10}	0	-0,98	-0,95	-66,9	-1,6	-1,0	-0,19	-0,098	1,3	-0,002
M_{10-20}	0	-1,00	-0,95	-88,7	-1,6	-1,4	-3,81	-0,088	1,0	0,001
$A_h B_{rz} C$	0	-1,11	-0,95	-95,6	-2,2	-1,6	-2,71	-0,156	2,7	0,004

(Tables 4, 5). Here shallow to moderately deep rendzic soils rich in organic matter were strongly affected by combined underground-ground-trunk-crown fire. Only insignificant differences were found on the Sela research area: the oldest, 71-months old fire site that was affected by ground fire of low intensity. Its mostly mineral, moderate- deep to deep Calcaric Cambisols are less sensitive to fire impact.

4. Conclusions

At all the studied fire sites, a great deal of inorganic matter-rich layers of horizon O and partly of horizon A were burnt down and charred; this explains why in all eight research areas burnt plots had on average smaller thicknesses of organic layers when compared to plots in undamaged stands.

Table 5.
Contents of exchangeable (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} , H^+) cations, cation exchange capacity (CEC), sums of exchangeable base cations (S_B), sums of exchangeable acid cations (S_A) and exchangeable base saturations (BS) in soil samples of soil profiles from the preserved (U) and burnt (F) forest on the Mlave (ML) research area

Layer	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	Fe ³⁺	Mn ²⁺	H ⁺	CEC	S_B	S_A	BS
	cmol(+)/kg										%
ML_U: averages of 5 samples											
M ₀₋₅	0,34	34,10	1,99	0,07	0,01	0,64	0,13	37,28	36,43	0,85	97,4
M ₅₋₁₀	0,19	29,89	1,35	0,04	0,01	0,36	0,03	31,79	31,44	0,44	98,7
M ₁₀₋₂₀	0,18	33,28	0,88	0,15	0,02	0,34	0,07	34,59	34,34	0,58	98,9
A _h B _{tz} C	0,15	33,55	0,54	0,15	0,01	0,20	0,03	34,41	34,24	0,38	99,2
ML_F: averages of 5 samples											
M ₀₋₅	0,46	40,59	1,95	0,01	0,00	0,53	0,00	43,11	43,00	0,55	99,7
M ₅₋₁₀	0,27	45,08	1,14	0,00	0,00	0,00	0,00	46,49	46,49	0,00	100,0
M ₁₀₋₂₀	0,20	45,43	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	46,43	46,43	0,00	100,0
A _h B _{tz} C	0,15	43,47	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00	44,22	44,22	0,00	100,0

The most sensitive to fire and, therefore, the most damaged were very shallow and highly combustible organogenic soils.

In comparison with soils of preserved forests, the soil layers of fire sites (at least in the upper part of the soil profile) were as a rule less acidic, generally had higher electrical conductivity, higher content of carbonates, higher availability of total nitrogen and plant nutritive substances, a greater cation exchange capacity, a higher sum of exchangeable base cations and exchangeable base saturation but smaller contents of exchangeable acid cations. Probably at least some of these differences result from changes in chemical soil properties because of fire impact.

5. References

- FAO (1990): Guidelines for soil profile description. - 3rd edition (Revised). - FAO, ISRIC, Roma, 70 pp.
- FAO (1989): Soil map of the world. - Revised legend. FAO, UNESCO, ISRIC, Roma, Wageningen, 138 pp.
- KUTNAR, L., ZUPAN_I, M., ROBI, D., ZUPAN_I, N., ITNIK, S., KRALJ, T., TAV_AR, I., DOLINAR, M., ZRNEC, C. & KRAIGHER, H. (2002): Razmejitev provenien_nih obmo_ij gozdnih drevesnih vrst v Sloveniji na osnovi ekolo_kih regij = The delimitation of the regions of provenance of forest tree species in Slovenia based on ecological regions. Zbornik gozdarstva in lesarstva, Vol. 67, Ljubljana, pp 73-117.

-
- URBAN_I_, M. (2002): Vplivi po_arov na tla v _rnoborovih in v puhav_evih gozdovih Slovenskega Primorja = Impacts of wildfires on soils in black pine and in pubescent oak forests of Slovenian Primorje. Zbornik gozdarstva in lesarstva, Vol. 69, Ljubljana, pp 7 - 42.
- URBAN_I_, M. & DAKSKOBLER, I. (2001): Spremembe talnih razmer in rastlinske sestave v gozdovih _rnega bora in malega jesena (Fraxino orni-Pinetum nigrae) ter bukve in dlakavega sle_a (Rhododendro hirsuti-Fagetum) po po_aru = Changes of soil conditions and floristic composition in black pine forest (Fraxino orni-Pinetum nigrae) and in the forest of beech and Hairy Alpenrose (Rhododendro hirsuti-Fagetum) after the wildfire.. Zbornik gozdarstva in lesarstva, Vol. 66, Ljubljana, pp 95 - 137.
- URBAN_I_, M., FERLIN F. & KUTNAR L. (1999). Prou_evanje pestrosti in rodovitnosti gozdnih rasti__na Se_ansko-Komenskem Krasu = Investigation of diversity and productivity of forest sites in the Se_ana-Komen Karst region. Zbornik gozdarstva in lesarstva, Vol. 58, pp 5 - 45.
- WRB (1998): Key to the reference soil groups of the World Reference Base (WRB) for soil resources. - ISSS-ISRIC-FAO, Roma, 106 pp.

Quantifizierung von Bodenerosion mittels Radiocäsium

Markus HRACHOWITZ¹, Franz-Josef MARINGER²

¹Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur Wien, A-1180 Wien

²ARC Seibersdorf research GmbH, A-2444 Seibersdorf

Zusammenfassung

Das durch das Tschernobyl-Unglück in die Böden eingebrachte künstliche Fallout-Isotop ^{137}Cs kann durch seine Eigenschaften als großflächiger Tracer für Bodentransport verwendet werden. Aufgrund unterschiedlicher Bodenart bzw. Bodenverwendungen hat das ^{137}Cs verschiedene Verteilungsmuster im Boden. Unter Berücksichtigung dieser Verteilungen können über mathematisch-radioökologische Modelle Aussagen über Bodenerosions- und Akkumulationstätigkeit getroffen werden. Mit bestimmten Einschränkungen kann der Bodenabtrag bzw. -gewinn quantifiziert werden

Summary

The Chernobyl disaster caused the artificial radionuclide ^{137}Cs as fallout to be incorporated in the soil. ^{137}Cs can, due to its properties, now be used as a large-scale tracer for soil transport. ^{137}Cs shows, dependent from the soil type and the soil use, different depth distributions in the soil. Regarding those distributions, mathematical models can predict and evaluate soil erosion and deposition.

1. Einleitung

Im Zuge der Kernwaffentests Ende der 1950er bis Mitte der 1960er Jahre gelangte das künstlich erzeugte Radionuklid Cäsium-137 erstmals in großen Mengen in die Atmosphäre. Zwischen 1958 und 1963 kam es zu Spitzenaktivitäten in der Umwelt. Mit der Einstellung der oberirdischen Atomwaffentests Mitte der 1960er trat eine kontinuierliche Verringerung des ^{137}Cs Gehalts in der Atmosphäre ein.

1986 kam es jedoch zum Reaktorunglück von Tschernobyl, wobei große Mengen des β -Strahlers freigesetzt wurden. Im Gegensatz zu den oftmals wiederholten, sich über einen langen Zeitraum hinziehenden Atomwaffentests, handelte es sich hierbei um ein kurzfristiges, singuläres Ereignis, was zweierlei bedeutet:

Erstens gelangte das ^{137}Cs , sowie andere Radionuklide, innerhalb eines kurzen, bekannten Zeitraums in die Atmosphäre, was eine relativ scharfe räumliche Begrenzung der Kontaminationswolke bedeutete. Der durch Windrichtung beeinflusste

und durch Niederschläge induzierte Fallout führte zu einer, verglichen mit Kernwaffentests, sehr kleinräumigen, räumlich heterogenen und anteilmäßig sehr starken Kontamination der Erdoberfläche in Ost-, Nord- und Zentraleuropa, während auf anderen Erdteilen kaum eine Erhöhung der ^{137}Cs -Aktivität festgestellt werden konnte.

Österreich war eines der vom radioaktiven Fallout am stärksten betroffenen Gebiete. Ungefähr 2% des im Zuge des Reaktorunfalls insgesamt freigesetzten radioaktiven Reaktorinventars gelangte als Fallout in österreichische Böden. Die mittlere ^{137}Cs Bodenbelastung lag in Österreich 1995 (Bezugsdatum: 1.5.1986) bei 21 kBq/m^2 , von denen ca. 19 kBq/m^2 aus Tschernobyl stammen. Maximale Bodenbelastungen von 100 kBq/m^2 und mehr wurden im Salzkammergut, im Dachsteingebiet und am Alpenhauptkamm gemessen. Nur schwach betroffen, mit einer Belastung von weniger als 10 kBq/m^2 , sind Gebiete im Weinviertel, rund um Wien und in Vorarlberg (BOSEW & FALKNER, 1995).

Zweitens bedeutet der enge zeitliche Rahmen der ^{137}Cs -Freisetzung in Zusammenspiel mit den Eigenschaften, die ^{137}Cs im Boden aufweist, die Schaffung eines „Zeitstempels“, der die Verwendung von ^{137}Cs als großräumigen Tracer erlaubt, mit dem es möglich ist, Aussagen über Alter und das Transportverhalten von Böden und rezenten Flusssedimenten zu treffen.

2. Eigenschaften des ^{137}Cs im Boden

^{137}Cs ist, wie erwähnt, ein β -Strahler mit einer physikalischen Halbwertszeit von 30,2 Jahren, sowie einer ökologischen Halbwertszeit, die sich aus physikalischen, chemischen und biologischen Vorgängen ergibt und in etwa als Aufenthaltszeit des ^{137}Cs im Boden umschrieben werden kann, von 4-6 Jahren (MARINGER, 1998; HEINEMANN, 1998). ^{137}Cs gelangte über Niederschlag aber, bis zu einem gewissen Maße, auch über trockene Deposition von der Atmosphäre in den Boden.

Durch das Eindringen in den Boden, kommt eine spezielle Eigenschaft der ^{137}Cs Teilchen zum Tragen, nämlich die starke Affinität zu feinkörnigem Bodenpartikeln und zu organischem Material. Besonders die Tonminerale aus der Illit- und der Montmorillonit-Gruppe haben die Fähigkeit, ^{137}Cs stark und vergleichsweise schnell an sich zu binden.

Die Bindung erfolgt im Allgemeinen über Ionenaustausch an der Oberfläche der Tonminerale, die aufgrund ihres schichtförmigen Aufbaus eine große Oberfläche aufweisen (MUNDSCHENK, 1983). Die Adsorption von ^{137}Cs an Tonmineralen ist außerdem noch stark vom pH-Wert, der Salinität des Porenwassers sowie vom Redox-

Potential abhängig (FÖRSTNER, 1980). Im Verlauf der Zeit kommt es zu einer Verlagerung der monovalenten ^{137}Cs -Ionen von der Oberfläche der Tonminerale ins Innere der Tetraeder- bzw. Oktaeder-Schichten und somit zu einer noch festeren Bindung (SMITH, 2000).

Gleich nach der Adsorption an Bodenteilchen kommt es wieder zu Resorptionsvorgängen und damit zur Remobilisierung des ^{137}Cs , allerdings in weit geringerem Ausmaß als vor der ursprünglichen Bindung. An den Remobilisierungsprozessen sind monovalente Ionen beteiligt, die aufgrund ihrer Struktur noch besser an das Tonmineral gebunden werden können als ^{137}Cs . Als Beispiele wären vor allem NH_4^+ sowie K^+ anzuführen (PARDUE, 1989).

Generell kann gesagt werden, daß ^{137}Cs im Boden schwer beweglich bzw. nahezu immobil ist. Es kommt zwar zu einer gewissen vertikalen Verlagerung aufgrund von Konvektion, Dispersion und Diffusion, diese Vorgänge können aber mittelfristig als irrelevant angesehen werden, obwohl ihnen auf lange Dauer gesehen Bedeutung zukommen kann (KONSHIN, 1992).

Während die vertikalen Verteilungen, abhängig von der Bodenart bzw. Bodennutzung, aufgrund der Adsorptionseigenschaften des ^{137}Cs immer qualitativ ähnliche Muster aufweisen, weist die räumlichen Verteilung große Unterschiede auf, die durch die Wetterverhältnisse während der Kontamination, Bodenbedeckung aber auch durch die Bodenart verursacht wurden (SUTHERLAND, 1994)

3. ^{137}Cs Tiefenverteilungsmuster im Boden

3.1 ^{137}Cs Tiefenverteilung zum Zeitpunkt der Kontamination bzw. kurz danach ($t=t_0+\epsilon$)

Da die Bindung des durch Niederschlag oder trockene Deposition eingetragenen ^{137}Cs im Boden zu einem großen Teil sofort nach der Einbringung erfolgt, wird der größte Teil, d.h. je nach Boden 70-95 % der gesamten ^{137}Cs -Falloutmenge in den obersten 5-10 cm eines Bodens adsorbiert. Nur ein kleiner Anteil verbleibt entweder partikulär oder gelöst im Sickerwasser und wird mittels Konvektion in tiefere Bodenschichten transportiert. Die Abnahme der Aktivität mit der Tiefe folgt zum Zeitpunkt $t=t_0$ annähernd einer exponentiellen Funktion (Abb.1) mit der Form:

$$A(x) = A(x=0) \cdot e^{-\lambda \cdot x}$$

mit: A...massenbezogene Aktivität [Bq/kg]
x...Tiefe unter GOK [cm]
 λ ...Tiefenabnahmeparameter [1/cm]

Da ^{137}Cs stark an die Bodenpartikel gebunden ist, können zeitliche Veränderungen der Tiefenverteilung, unter Berücksichtigung von Bodenart und Bodennutzung, mit Bodenerosion bzw. Bodendeposition in Zusammenhang gebracht werden.

Die zeitliche Veränderung des ^{137}Cs -Tiefenprofils hängt vor allem von der Nutzung des Bodens ab, da landwirtschaftlich genutzte Böden anderen Faktoren ausgesetzt sind als Wald- oder Wiesenböden. Daneben spielen der Tonanteil sowie die Bodenbedeckung eine entscheidende Rolle.

3.2 ^{137}Cs Tiefenverteilung auf geschützten Böden bzw. Waldböden ($t=t_0+\Delta t$)

Das ^{137}Cs -Tiefenprofil in Waldböden bzw. in unkultivierten, durch Bodenbedeckung geschützten Böden, wie zum Beispiel Wiesen- und Weideböden, unterscheidet sich nur marginal von der ursprünglichen ^{137}Cs -Tiefenverteilung. Die genannten Böden sind durch die Niederschlags-Interzeption der Vegetation sehr wirksam gegen den Aufprall von Regentropfen und somit wirksam gegen Oberflächenerosion geschützt. Damit ändert sich das ^{137}Cs -Profil nur durch etwaige Remobilisierungsprozesse oder vertikale Diffusionsvorgänge und es kann durch eine modifizierte Exponentialfunktion dargestellt werden:

$$A(x) = A(x=0) \cdot e^{-\lambda \cdot x} \cdot (r + s \cdot (1 - e^{-v \cdot x})^w)$$

mit: A.....massenbezogene Aktivität [Bq/kg]
 x.....Tiefe [cm]
 λTiefenabnahmeparameter [1/cm]
 r,s,v,w...Tiefenverteilungsparameter

Diese Änderungen sind relativ unbedeutend, es ist allerdings bemerkenswert, daß es in der obersten Bodenschicht durchgehend zu einer einmaligen Reduktion des ^{137}Cs -Inventars kommt (Abb.2). Die Mechanismen dahinter sind noch nicht ganz geklärt, jedoch wird Verlust durch Abgabe von ^{137}Cs an Pflanzen und nachfolgendem Grasschnitt in Betracht gezogen, genauso wie Rücklösungsvorgänge von schwach, d.h. nicht an Tonminerale sondern an grobkörnigere Partikel, gebundenen ^{137}Cs -Partikeln in die Atmosphäre wie auch in oberflächennahen Abfluß.

3.3 ^{137}Cs Tiefenverteilung auf wenig geschützten bzw. ungeschützten Böden ($t=t_0+\Delta t$)

Im Gegensatz zu geschützten Böden, sind Böden mit geringerer Bedeckung stärker Erosionsvorgängen ausgesetzt. Damit werden an exponierten Standorten durch Niederschlag aber auch durch Wind, vor allem feinkörnige Partikel der jeweils obersten Bodenschicht abgetragen. Da ^{137}Cs an Tonminerale gebunden ist, kommt es somit gleichzeitig zu einem Verlust an ^{137}Cs . Das bedeutet, daß zu einem Zeitpunkt

$t=t_0+\Delta t$ die Aktivität oberflächennah reduziert wird und dass insgesamt weniger ^{137}Cs im Boden ist als bei $t=t_0$ (Abb.3). Für weniger exponierte Lagen hangabwärts, kann dasselbe Phänomen mit umgekehrten Vorzeichen beobachtet werden. Wenn es zur Deposition von Material kommt, wird auch ^{137}Cs akkumuliert und das Gesamtinventar an dieser Stelle wird bei $t=t_0+\Delta t$ höher liegen als bei $t=t_0$, auch wenn sich die oberflächennahe Aktivitätsspitze, aufgrund von Verdünnungsvorgängen entlang der Transportstrecke, nicht notwendigerweise erhöht (Abb.4). Die Tiefenverteilung kann hier ebenfalls mittels modifizierter Exponentialfunktionen angenähert werden. Im Vergleich zur Verteilung bei $t=t_0$, ändert sich die Aktivität an der Geländeoberfläche $A(x=0)$ sowie der Tiefenabnahmeparameter λ , der in den meisten Fällen linear mit der Zeit abnimmt, und die Verteilung damit abflacht. Die Verringerung von $A(x=0)$ simuliert den Verlust an ^{137}Cs durch Erosion, das Sinken von λ simuliert die Vertikalbewegung des ^{137}Cs .

Damit ist es möglich, das vorhandene bzw. das entfernte ^{137}Cs als Indikator für die qualitative Einschätzung der Bodenbewegungsprozesse als auch für die quantitative Einschätzung des Bodenverlustes durch Erosion heranzuziehen.

3.4 ^{137}Cs Tiefenverteilung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

Auf Ackerflächen sieht die Tiefenverteilung des ^{137}Cs anders aus. Landwirtschaftliche Kultivierung schließt im Normalfall die Verwendung eines Pfluges mit ein. Durch die Verwendung des Pfluges kommt es regelmäßig zu einer Durchmischung des Bodens und einer Homogenisierung des ^{137}Cs -Gehalts bis zur Pflugtiefe von 25-30cm. Durch die Durchmischung fallen nun oberflächennahe Aktivitätsspitzen weg und das ^{137}Cs ist bis zur Pflugtiefe relativ gleichmäßig verteilt. Unter der Pflugtiefe kommt aufgrund der Isotopeneigenschaften ^{137}Cs nur mehr in geringen Konzentrationen oder gar nicht mehr vor.

Auf kultivierten Feldern ist die Einschätzung von Erosion bzw. Akkumulation noch klarer erkennbar als auf natürlich belassenen Flächen, da ^{137}Cs nur in den obersten 25-30cm und dort gleichmäßig verteilt auftritt (Abb.5). Die Verteilung wird angenähert in der Form:

$$A(x) \approx \begin{cases} x \leq 25-30 \Rightarrow A(x=0) \\ x > 25-30 \Rightarrow 0 \end{cases}$$

Kommt es zu Erosion, wird von der 25-30cm dicken, gepflügten Schicht der oberste Teil inklusive ^{137}Cs abgetragen. Dadurch rückt die ^{137}Cs -freie Zone von 25-30cm unter der Geländeoberkante näher an die Geländeoberkante. Im nächsten Anbauzyklus, wenn wieder gepflügt wird, wird nun ein Teil der ^{137}Cs -freien Zone anstatt des erodierten Materials in die Pflugtiefe eingearbeitet. Dadurch kommt es zu

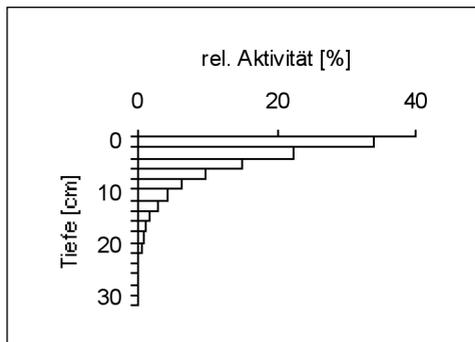


Abb. 1:
 ^{137}Cs Tiefenverteilung bei $t=t_0$

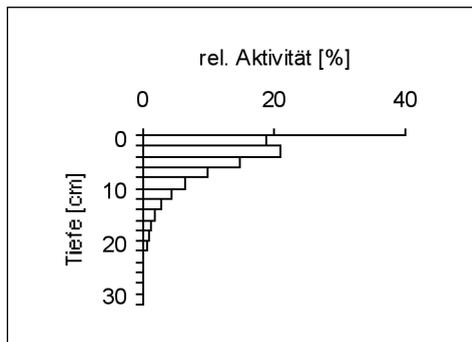


Abb. 2:
 ^{137}Cs Tiefenverteilung auf geschützten Böden

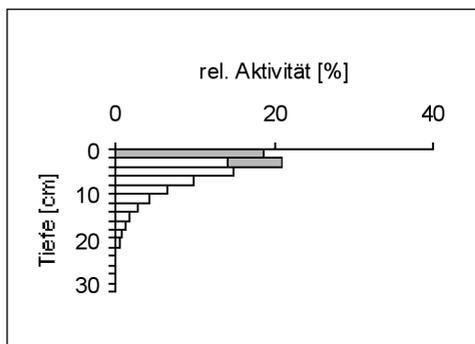


Abb. 3:
 ^{137}Cs Verteilung in ungeschütztem Boden (Erosion), schraffierte Balken im Zeitraum Δt erodiert

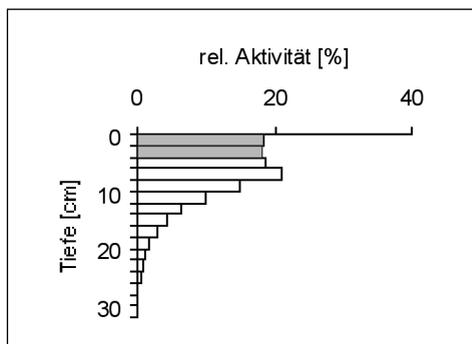


Abb. 4:
 ^{137}Cs Verteilung in ungeschütztem Boden (Deposition), schraffierte Balken im Zeitraum Δt akkumuliert

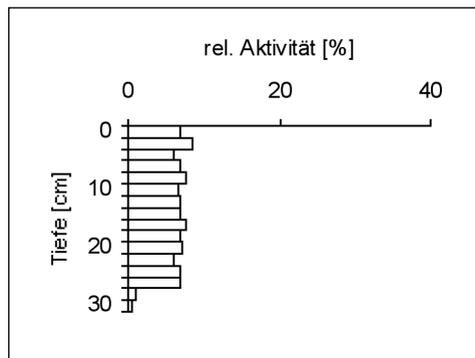


Abb. 5:
 ^{137}Cs Verteilung in landwirtschaftlich genutzten Böden (Pflugeinsatz)

einer Verdünnung der ^{137}Cs Konzentration. Über diese Konzentrationsdifferenz können nun Aussagen über das Erosionsverhalten, als auch über die Erosionsmenge getroffen werden. Wenn hingegen Bodenakkumulation auftritt, wird die ^{137}Cs -haltige Schicht verstärkt und der ungestörte Boden ist erst in größerer Tiefe zu finden.

4. Abschätzung der Erosionstätigkeit

Unter bestimmten Annahmen und Einschränkungen, wie zum Beispiel der verzögerungslosen wie auch irreversiblen Bindung von ^{137}Cs an Bodenteilchen, können Beziehungen zwischen der Veränderung des ^{137}Cs -Inventars und der Bodenverlagerung erstellt werden. Die ersten Modelle dieser Art wurden in den frühern 1980er Jahren entwickelt und waren entweder rein empirische Modelle oder Modelle, die Bodenverlust und ^{137}Cs -Verlust in direkte Proportionen setzten, ohne jedoch die spezifischen Verteilungsmuster zu beachten.

Es wird deshalb ein Erosionsabschätzungsmodell vorgeschlagen, das auf Proportionalmodellen beruht und die unterschiedlichen ^{137}Cs Tiefenverteilungen berücksichtigt. Das Modell basiert auf Messungen der ^{137}Cs Aktivität and der Geländeoberfläche und auf Messungen des ^{137}Cs Gesamtinventars in einem Profil. Über diese Werte kann nun mit dem folgenden Modellansatz Bodenverlagerung identifiziert und zumindest grob quantifiziert werden:

$$\Delta \int_0^x A(x) \cdot dx = \int_0^C A_{t_0}(x) \cdot dx$$

mit:

$$\Delta \int_0^x A(x) \cdot dx = \int_0^x A_{t_1}(x) \cdot dx - \int_0^x A_{t_0}(x) \cdot dx$$

$A_{t_0,t_1}(x)$Tiefenverteilung der massenbezogenen Aktivität zum Zeitpunkt t_0 bzw. t_1
 x Probentiefe [cm]
 CBodenverlust/-gewinn [cm]

5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Radiometrische Methoden stellen ein effektive Alternative zur Feststellung von Bodenverlagerungen dar. Das ist im Hinblick auf die nur relativ begrenzte und ungenaue Anwendbarkeit von konventionellen Erosionsabschätzungsmethoden, wie der USLE/RUSLE, von großer Bedeutung. Es ist hiermit zum ersten Mal unter relativ geringem Aufwand möglich, deterministische Aussagen über die Erosionstätigkeit auf Untersuchungsflächen zu treffen. Derzeit ist es noch notwendig, verschiedene, bisher unberücksichtigte Parameter, einzubeziehen und Verfahrensverbesserungen, wie zum Beispiel in-situ Aktivitätsmessungen, vorzunehmen. Die Anwendbarkeit und

Genauigkeit der Methode wird zurzeit in Testgebieten in Österreich verifiziert. Zukünftig soll die Methode allgemein einsetzbar sein.

6. Literatur

- BOSSEW, P.; FALKNER, T. (1995): Cäsiumbelastung der Böden Österreichs, UBA Monographien Bd.60, Wien
- FÖRSTNER, U. (1980): Bindung von künstlichen Radionukl. in Sedimenten, Chem. Zeitung 104(3), Heidelberg, S.105-109
- HEINEMANN, K. (1998): Langzeitentw.[..]Cs-137 Aktivität d. Bodens [..], 10.Fachgespr. zur Überwachung d. Umweltradioakt., S.215-219
- KONSHIN, O.V. (1992): Mathematical model of cs137 migration in soil analysis[..], Health Physics 63 (3), Baltimore, S.301-306
- MARINGER, F.J. (1998): Donauradiometrie – Radiometrische Charakterisierung von Sedimenten und Schwebstoffen in der Donau, Schriftenreihe der Forschung im Verbund Bd.39, Wien
- MUNDSCHEK, H. (1983): Zur Sorption von Cäsium an Schwebstoff bzw. Sediment des Rheins am Beispiel der Nuklide Cs133, 134 und 137, Dt. Gewässerkundliche Mitteilungen 27, H1, Koblenz, S.12-20
- PARDUE, J.H. (1989): Effect of Redox Potential on Fixation of Cs137, Health Physics 57(5), Baltimore, S.781-789
- SMITH, J.T. (2000): Time dependent behaviour of radicesium: Anew method to compare the mobility of weapons test and Chernobyl derived fallout, Journal of Environmental Quality 49, Elsevier, S.65-83
- SUTHERLAND, R.A. (1994): Spatial variability of Cs137 and the influence of sampling on estimates of sediment redistribution, Catena 21, Elsevier, Cremlingen, S.51-71

Die Bedeutung von EUF-extrahierbarem organischem Kohlenstoff für die N-Mineralisation und das Stickstoffmanagement bei Zuckerrüben

Friedrich KEMPL¹, Diedrich STEFFENS¹, Herbert EIGNER²,
Dietmar HORN³ und Sven SCHUBERT¹

¹Institut für Pflanzenernährung, Justus Liebig Universität, D 35392 Gießen

²Zuckerforschung Tulln GmbH, Reitherstr. 21-23, A 3430 Tulln

³EUF-Arbeitsgemeinschaft, Marktbreiter Str. 74, D 97199 Ochsenfurt

Zusammenfassung

In den Jahren 1999 und 2000 wurden auf insgesamt 31 Standorten mit Zuckerrüben in Süddeutschland und Österreich N-Steigerungsversuche mit 0, 40, 80, 120, 160, und 200 kg N.ha⁻¹ durchgeführt.

Die Ergebnisse der Feldversuche zeigen, dass mit der Einbindung des EUF-C_{org} in die Berechnung der Düngeempfehlung die Abschätzung des Stickstoffdüngungsbedarfs von Zuckerrüben verbessert werden kann. Der Stickstoffdüngungsbedarf von Zuckerrüben konnte durch die Parameter EUF-Nitrat-N und EUF-N_{org} in einer multiplen Regressionsgleichung mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,576^{***}$ geschätzt werden. Durch die Hinzufügung des EUF-C_{org} wurde das Bestimmtheitsmaß auf $r^2 = 0,772^{***}$ verbessert. Dieses zeigt, dass der EUF-extrahierbare organische Kohlenstoff einen weiteren Parameter für die Verbesserung der Düngeempfehlung zu Zuckerrüben darstellt.

Abstract

From 1999 to 2000 field experiments were done at 31 different sugar beet sites which were fertilized with 0, 40, 80, 120, 160, and 200 kg N/ha. The experimental sites were located in Southern Germany and in Austria.

The results of the field experiments show that EUF-extractable organic C is a parameter which improves the estimation of the N fertilization requirement of sugar beet. N fertilization requirement of sugar beet was predicted with a fitted equation containing EUF-nitrate-N and EUF-N_{org} with $r^2 = 0,576^{***}$. The N fertilization requirement of sugar beet was better predicted with a fitted equation containing the additional parameter EUF-C_{org} with $r^2 = 0,772^{***}$. This indicates that EUF-extractable organic C is an additional parameter for improvement of N fertilizer recommendation of sugar beet.

1. Einleitung

Die Verarbeitungsqualität von Zuckerrüben wird zu einem großen Teil durch die Stickstoffernährung der Pflanze beeinflusst. Zurzeit gibt es Düngeempfehlungen für Stickstoff entsprechend der N_{\min} -Methode (WEHRMANN & SCHARPF 1986) oder entsprechend der EUF-Methode (WIKLICKY & NÉMETH 1981, NÉMETH et al. 1991). Bei der N_{\min} -Methode wird die Stickstoffversorgung des Bodens durch den Gehalt an mineralischem Stickstoff definiert. Die EUF-Methode berücksichtigt des Weiteren den Gehalt an löslichem organischem Stickstoff (EUF- N_{org}). Die Stickstoffmineralisation im Boden wird aber nicht nur durch den Gehalt des Bodens an organischem Stickstoff, sondern auch durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff beeinflusst (KÖRSCHENS et al. 1998).

Das Ziel der Untersuchungen war die Abschätzung des Einflusses von EUF-extrahierbarem organischem Kohlenstoff (EUF- C_{org}) auf die Stickstoffmineralisation im Boden und die Erarbeitung von Modellen für den Einsatz des EUF- C_{org} in der Düngeempfehlung.

2. Material und Methoden

Es wurden jeweils im November der Jahre 1998 und 1999 Bodenproben (0 - 30 cm Tiefe) von insgesamt 31 Standorten in Süddeutschland und Österreich gezogen. Diese wurden bei 40 °C getrocknet und auf 1 mm gesiebt (VDLUFA 1997). Die Extraktion erfolgte nach der EUF-Methode (VDLUFA 1997a). Zusätzlich zu den N-Fractionen (Nitrat, N_{org}) wurde der im Extrakt enthaltene organische Kohlenstoff mit DOC-Methode (TECHNICON AUTOANALYSER METHODOLOGY, unveröffentlicht) analysiert.

In den jeweils folgenden Vegetationsperioden wurden auf den Standorten Stickstoffsteigerungsversuche mit Zuckerrüben angelegt. Die Feldversuche wurden als Lateinische Quadrate mit sechs Wiederholungen und als Blockanlagen mit 4 Wiederholungen angelegt.

Die Düngung wurde von 0 bis 200 kg N/ha in Schritten von 40 kg N/ha variiert. Die erste Düngergabe von bis zu 120 kg N/ha erfolgte nach dem Auflaufen der Zuckerrüben. Die Parzellen mit einer Düngung von 160 und 200 kg N/ha erhielten die über 120 kg N/ha hinausgehende Menge im Sechsstadium der Rüben. Die Düngung erfolgte in Form von Kalkammonsalpeter.

Die Ernte wurde von Hand durchgeführt. Die Rüben wurden gewaschen, verwogen und zu Brei verarbeitet. Der Zuckergehalt des Rübenbreies wurde polarimetrisch bestimmt. Der Zuckerertrag wurde als Produkt des Rübenertrags mit dem Zuckergehalt der Rüben errechnet.

Die für den maximalen Zuckerertrag notwendige Mineral-N-Menge wurde mit einer Ertragsfunktion nach BOGUSLAWSKI & SCHNEIDER (1964) errechnet. Mit Hilfe von einfachen und multiplen Regressionsrechnungen wurde der Einfluss von EUF-Nitrat-N, $-N_{\text{org}}$ und C_{org} auf den so ermittelten N-Bedarf beurteilt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Der mittlere Gehalte der beprobten Böden an EUF-Nitrat war $10,9 \text{ mg N.kg}^{-1}$ Boden, an EUF- N_{org} $24,5 \text{ mg N.kg}^{-1}$ Boden und an EUF- C_{org} 308 mg C.kg^{-1} Boden (Tabelle 1).

*Tab. 1:
Mittlere Gehalte an EUF-extrahierbarem Stickstoff und Kohlenstoff der Böden im November 1998 bzw. 1999 (0 – 30 cm Tiefe)*

	EUF-Nitrat-N	EUF- N_{org}	EUF- C_{org}
n = 31	mg.kg ⁻¹ Boden		
Mittelwert	10,9	24,5	308
Standardabweichung	10,5	4,9	65

Für den maximalen Zuckerbedarf mussten im Mittel der 31 Standorte 113 kg N.ha^{-1} ausgebracht werden. Die Standardabweichung dieses N-Bedarfs beträgt 46 kg N.ha^{-1} .

Die individuellen Zusammenhänge zwischen den EUF-Parametern und der für den maximalen Zuckerertrag notwendigen Mineral-N-Düngung zeigt für den EUF-Nitrat-N ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,25^{**}$, für den EUF- N_{org} : $r^2 = 0,57^{***}$ und für den EUF- C_{org} : $r^2 = 0,48^{***}$ (Tabelle 2).

Die Ergebnisse multiplen Regressionsrechnungen sind in Tabelle 2 und in Abbildung 1 dargestellt. Das Modell mit dem EUF-Nitrat-N und dem EUF- N_{org} zeigt einen Zusammenhang mit dem N-Düngungsbedarf mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,58^{***}$. Durch Hinzunahme des EUF- C_{org} wurde das Bestimmtheitsmaß auf $r^2 = 0,77^{***}$ verbessert.

Tab. 2:

Zusammenhang zwischen der für den maximalen Zuckerertrag notwendigen Mineral-N-Menge und den Ergebnissen der EUF-Bodenuntersuchung, n=31

Modell zur Vorhersage des N-Düngungsbedarfs	Bestimmtheitsmaß
$y = 138,08 - 2,082 \cdot \text{NO}_3$	$r^2 = 0,25^{**}$
$y = 282,38 - 6,821 \cdot \text{N}_{\text{org}}$	$r^2 = 0,57^{***}$
$y = 260,65 - 0,471 \cdot \text{C}_{\text{org}}$	$r^2 = 0,48^{***}$
$y = 275,68 - 0,338 \cdot \text{NO}_3\text{-N} - 6,396 \cdot \text{N}_{\text{org}}$	$r^2 = 0,58^{***}$
$y = 303,87 - 1,804 \cdot \text{NO}_3\text{-N} - 1,548 \cdot \text{N}_{\text{org}} - 0,425 \cdot \text{C}_{\text{org}}$	$r^2 = 0,77^{***}$

Diese Ergebnisse zeigen, dass mit der Einbindung des EUF-C_{org} in die Berechnung der Düngeempfehlung die Abschätzung des N-Düngungsbedarfs von Zuckerrüben verbessert werden kann.

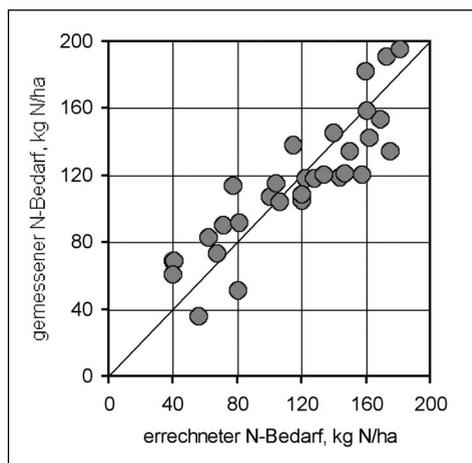
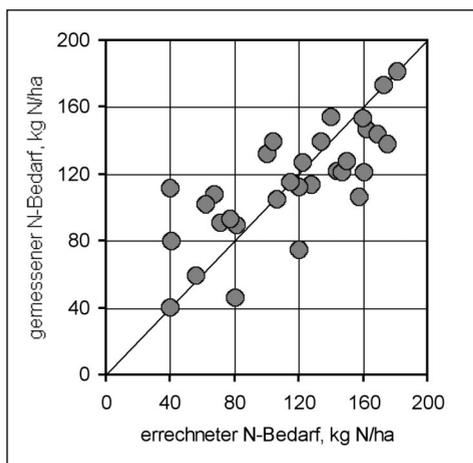


Abb. 1:

Zusammenhang zwischen dem aus den EUF-Bodenuntersuchungsergebnissen errechneten N-Düngungsbedarf und dem im Feldversuch gemessenen N-Düngungsbedarf.

4. Literatur

- BOGUSLAWSKI, E. & SCHNEIDER, B. (1964): Die dritte Annäherung des Ertragsgesetzes. 3. Mitteilung. Z. Acker- und Pflanzenbau 119, S 1 – 28
- KÖRSCHENS, M.; WEIGEL, A. & SCHULZ, E. (1998): Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances - Tools for Evaluating Sustainable Productivity of Soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 161, S 409 – 424
- NÉMETH, K.; RECKE, H. & HEUER, C. (1991): Der pflanzenverfügbare organische Bodenstickstoff, EUF-N_{org} und seine Bedeutung für eine umweltgerechte Landwirtschaft. 1. Mitteilung: Organische Stickstoff-Fractionen süddeutscher Rübenböden. Zuckerind. 116 S 626 - 630
- TECHNICON AUTOANALYSER METHODOLOGY (unveröffentlicht): Determination of dissolved organic carbon.
- VDLUF (1997): Probenahme für die Untersuchung auf leicht löslichen organisch gebundenen Stickstoff (Norg). In: Methodenbuch I, 2. Teillieferung 1997, A 1.2.7
- VDLUF (1997a): Bestimmung von löslichem, organisch gebundenem Stickstoff sowie von Nitrat- und Ammonium- Stickstoff mittels Elektro-Ultra-Filtration (EUF). In: Methodenbuch I, 2. Teillieferung 1997, A 6.1.7.3
- WEHRMANN, J. & SCHARPE, H. C. (1986): The Nmin-method an aid to integrating various objektives of nitrogen fertilization. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, S 428 - 440.
- WIKLICKY, L. & NÉMETH, K. (1981): Düngungsoptimierung mittels EUF-Bodenuntersuchung bei der Zuckerrübe. Zuckerind. 106, S 982 - 988.

Ökologische Wirkungen von Pionierbaumarten auf die Bodenfeuchteverhältnisse in einem frühen Sukzessionsstadium nach einem Windwurf eines Fichtenbestandes

E. LEITGEB¹, K. GARTNER¹, N. NADEZHDINA², M. ENGLISCH¹, J. CERMAK²

¹ Institut für Forstökologie, Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Seckendorff-Gudentweg 8, A-1131 Wien

² Institut für Forstökologie, Mendel Universität für Land- und Forstwirtschaft, Zemedelska 3, 61300 Brunn, Tschechische Republik

Abstract

On a plot near Fürstenfeld (in the southeast of Austria) the effect of birches, following a large scale wind-throw of a mature Norway spruce forest, on the water budget of the stand was investigated. Such pure stands of spruce are very susceptible to ecological risks especially when growing on heavy soils with stagnant conditions.

In spring-time birch has a higher water demand than spruce. During this period the soil moisture in the birch eco-groups becomes significantly lower than in the spruce eco-groups. In case of extreme weather conditions (drought), these differences in soil moisture disappear. As spruce trees are also able to transpire during winter, the soil moisture of Norway spruce could be lower than the soil moisture of birch at the beginning of the vegetation period. Therefore the seasonal fluctuation of the soil water content of Norway spruce was less than that of birch.

When water supply was sufficient, the measured sap flow of the birch trees was strongly correlated with the potential evapotranspiration. If soil water content fell below a distinct value, the sap flow was restricted and depended only on the available water in the soil and not on atmospheric demands.

Zusammenfassung

An einem Standort nordöstlich von Fürstenfeld (Steiermark) wurde die Auswirkung von Birken auf den Bodenwasserhaushalt untersucht. Diese stocken auf einer ehemaligen Fichtenfläche, die durch Windwurf zerstört worden ist. Die in diesem Gebiet weit verbreiteten tiefgründigen Stagnogley-Böden bieten für das Waldwachstum durch den ständigen Wechsel zwischen Trockenheit im Sommer und Wasserüberschuss im Winter schwierige Bedingungen.

Wie die an diesem Standort durchgeführten Bodenfeuchtemessungen zeigten, haben die Birken im Frühjahr einen höheren Wasserbedarf als die Fichten. Die Bodenfeuchte unter den Birken sinkt in diesem Zeitraum deutlich unter den Wert der Fichten. Bei extrem trockenen Witterungsbedingungen verschwinden diese Unterschiede allerdings zusehends. Dagegen kann der Boden unter den Fichten zu Beginn des Frühjahrs wegen der nicht zu vernachlässigenden winterlichen Transpiration der Fichten trockener sein als unter den Birken. Somit schwankt der Bodenwassergehalt über das Jahr unter Fichten weniger stark als unter Birken.

Der gemessene Saftstrom bei Birken folgt bei ausreichend hohem Wassergehalt im Boden der potentiellen Evapotranspiration. Ab einer bestimmten Schwelle wird aber der Saftstrom sukzessive eingeschränkt und ist unmittelbar von der Bodenfeuchte abhängig. Ist der Boden wieder feucht genug, folgt der Saftstrom im Wesentlichen wieder der potentiellen Verdunstung.

1. Einleitung

Fichtenbestände außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes sind für Kalamitäten, wie Windwurf, Borkenkäferbefall besonders anfällig. Ungünstige Standortverhältnisse, wie geringer Niederschlag in tieferen Lagen, oder schwere Böden, die die Tendenz der Fichte zur oberflächigen Durchwurzelung verstärken, führen zu instabilen Beständen, die oft flächig zusammenbrechen. In der Sukzessionsphase nach derartigen Kalamitäten herrschen oft ungünstige Umweltbedingungen, wie extremer Wasserhaushalt und extremes Standort(Freiflächen)klima. Pionierbaumarten, wie Birke und Aspe, spielen bei der Mäßigung der Standortextreme eine wesentliche ökologische Rolle. Die standortsspezifische Änderung der Baumartenzusammensetzung durch Einbringen bzw. Fördern von ökologisch wertvollen Baumarten – temporär in der Sukzessionsphase oder im Altbestand – ist daher eine Voraussetzung für eine nachhaltige Waldwirtschaft.

An einem extremen Standort mit ungünstigen Bodenverhältnissen wurde die Auswirkung von 20 Jahre alten Birken auf den Bodenwasserhaushalt untersucht. Die in dieser Arbeit präsentierten Resultate stellen die ersten Ergebnisse eines Projektes dar, welches im Jahr 2000 begonnen wurde und mögliche hydrologische Vorteile von Pionierbaumarten gegenüber Fichtenreinbeständen untersuchen soll.

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

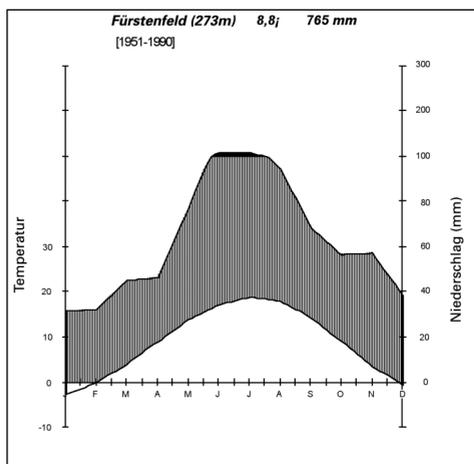


Abb. 1:
Walther-Lieth Diagramm der Klimastation
Fürstenfeld

Die Versuchsfläche liegt auf einer Höheren Terrasse (Präwürm, Flügel & Neubauer 1984) im Commendewald (FV Malteser Ritterorden) nordöstlich der Stadt Fürstenfeld auf ca. 320 Meter Seehöhe (geographische Koordinaten: 47°05'11"N, 16°04'33"E).

Das Klima des Standortes ist mit relativ warmen Sommern und kühlen Wintern eher kontinental geprägt. Das Niederschlagsmaximum ist im Frühsommer. Die mittlere Jahrestemperatur der Klimastation Fürstenfeld beträgt 8.8°C und der mittlere Jahresniederschlag 765 mm (Abbildung 1).

Der Standort ist durch sehr tiefgründige Stagnogley Böden (mit Tiefen bis zu 3 Metern) und hohen Tongehalten im Mineralboden ab 40 cm geprägt. Diese auch als „Opok“ bezeichneten Staublehmböden sind für diese Region charakteristisch. Solche Böden bieten für das Waldwachstum durch den ständigen Wechsel zwischen Trockenheit im Sommer und Wasserüberschuss im Winter schwierige Bedingungen.

Die potentielle natürliche Waldgesellschaft ist ein Eichen-Hainbuchen Wald (*Quercus robur*-*Carpinetum*, *Wraber 1969*).

Der Vorbestand aus Fichte und Kiefer wurde durch einen Windwurf 1984 zerstört. In der Folge entwickelte sich im Rahmen der natürlichen Sukzession ein Mischbestand aus Aspe in der Oberschicht (Oberhöhe ca. 15 m), Birke und Erle in der Mittelschicht (Oberhöhe etwa 12 m) und Fichte in der Unterschicht.

Die Birken und Fichten bilden jeweils homogene Ökogruppen mit Flächen von etwa 200 m². In jeweils zwei solcher Ökogruppen mit Birke und Fichte wurde die Bodenfeuchte, die Saugspannung und die Bodentemperatur in drei verschiedenen Tiefen (15, 30 und 50 cm) kontinuierlich aufgezeichnet (Abbildung 2a).



Abb. 2a:
Bodenfeuchte- und Bodentempersensoren
bei ihrer Einbringung



Abb. 2b:
Saftstrommessung mit Hilfe der HFD Methode
(*Nadezhdina et al. 1998*)

Der Saftstrom von 12 Birken, als Maß für die transpiratorische Leistung der Bäume, wurde in der Vegetationsperiode 2001 mit Hilfe der HFD (Heat Field Deformation) Methode (Nadezhina *et al.* 1998) gemessen. Zusätzlich dazu wurden Messungen bestandesklimatischer Parameter wie Niederschlag und Kronendurchlass durchgeführt sowie weitere meteorologische Parameter an einer nahe gelegenen Lichtung erfasst. Die potentielle Evapotranspiration wurde nach der Formel von Turc (1961) ermittelt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Im Beobachtungszeitraum (Juni 2000 bis Dezember 2001) differierte die jahreszeitliche Verteilung der Niederschläge deutlich. Einem nicht allzu trockenen Sommer folgte im Jahr 2000 ein feuchter Herbst. Im darauf folgenden Jahr lagen die Niederschlagsmengen in zahlreichen Monaten (Februar, Mai, August und Oktober bis Dezember) weit unter dem Durchschnitt.

Die Auswirkungen dieser unterschiedlichen Niederschlagsverteilung auf den mittleren monatlichen Bodenfeuchtegehalt unter den Birken- und den Fichtengruppen zeigt Abbildung 3. Während der Sommermonate ist der Bodenwassergehalt unter den Fichten höher als unter den Birken. Dieser Unterschied kann sich unter extremen Witterungsbedingungen (mit Trockenstress wie im Sommer 2001) deutlich verringern, da beide Baumarten die Bodenwasserreserven ausschöpfen müssen.

Wegen der überdurchschnittlich hohen Niederschläge gegen Ende der Vegetationsperiode im Jahr 2000 steigt die Bodenfeuchte unter Birke und Fichte sehr rasch an und erreicht praktisch schon im November die winterliche Feuchte. Zu diesem Zeitpunkt zeigen sich keinerlei Unterschiede zwischen den beiden Baumarten.

Die Trockenheit im Jahre 2001 wurde durch starke Niederschläge im September beendet. Dies führt zu einem Anstieg der Bodenfeuchte, der aber nicht so markant ausfällt wie der Anstieg im Oktober des Vorjahres. In den darauf folgenden trockenen Monaten Oktober bis Dezember 2001 fällt der Bodenfeuchtegehalt unter den Fichten unter die Werte der Birke. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass die Fichten im Gegensatz zu den Birken im Spätherbst noch weiter transpirieren. Im darauf folgenden Jahr 2002 konnte diese spätherbstliche Transpiration bei Fichten auch durch Saftstrommessungen belegt werden. Dadurch sinkt die Bodenfeuchte unter den Fichten im November noch, unter den Birken steigt sie leicht an.

Die Saftstrommessungen bei der Birke in der Vegetationsperiode 2001 zeigen einen charakteristischen zeitlichen Verlauf (Abbildung 4).

In Phase I nimmt der Saftstrom zu und bleibt auf hohem Niveau konstant. Diese Zunahme korrespondiert mit dem Laubausbruch und der darauf folgenden Blättent-

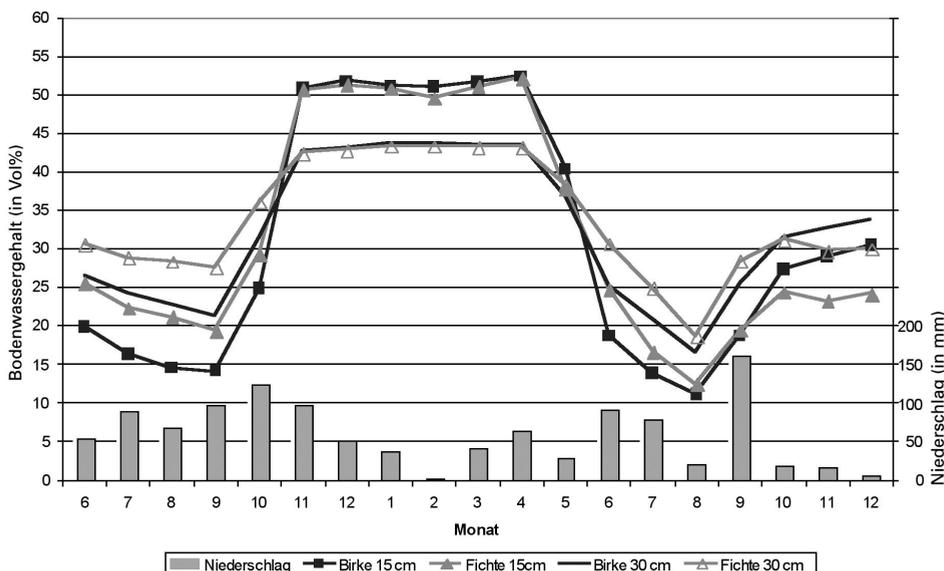


Abb. 3:

Monatlicher mittlerer Bodenwassergehalt unter Birke und Fichte in den Tiefen 15 und 30 cm und die dazugehörigen Niederschlagssummen im Beobachtungszeitraum (Juni 2000 bis Dezember 2001)

faltung. Der Saftstrom als Indikator für die Transpiration korreliert in dieser Phase mit $B=0.70$ gut mit der potentiellen Evapotranspiration (Abbildung 5a, Phase 1). Der zeitweilig recht hohe Wasserbedarf in diesem Zeitraum wird durch die vorhandene Winterfeuchte gedeckt. Wie feucht der Boden ist, spielt in dieser Phase keine Rolle, was in der niedrigen Korrelation zwischen Saftstrom und Bodenfeuchte (Abbildung 5a) zum Ausdruck kommt. Die Bodenfeuchte nimmt in dieser Phase durch den ständigen Verbrauch rasch ab.

Die Bedingungen ändern sich zu Sommerbeginn (um den 170. julianischen Tag; Phase II-Abbildung 4). Der Zusammenhang zwischen Saftstrom der Birken und den potentiellen Verdunstungswerten ist in dieser Phase gering (Abbildung 5b), während der Zusammenhang mit der Bodenfeuchte straff ($B=0.54$) ist. Offensichtlich wird der Saftstrom eingeschränkt, da nicht genügend Wasser im Boden zur Verfügung steht. Der Saftstrom steigt rasch an, sobald nach einem Niederschlag wieder mehr Feuchte im Boden vorhanden ist.

Die zweite Phase dauert den ganzen Sommer über an. Erst in der ersten Septemberwoche beginnt sich der Boden wieder deutlich anzufeuchten, d.h. die gefallenen Niederschläge überwiegen nun deutlich den Wasserbedarf der Bäume. Somit beginnt in etwa um den 250. julianischen Tag die dritte Phase (Abbildung 4). Die Feuchte im

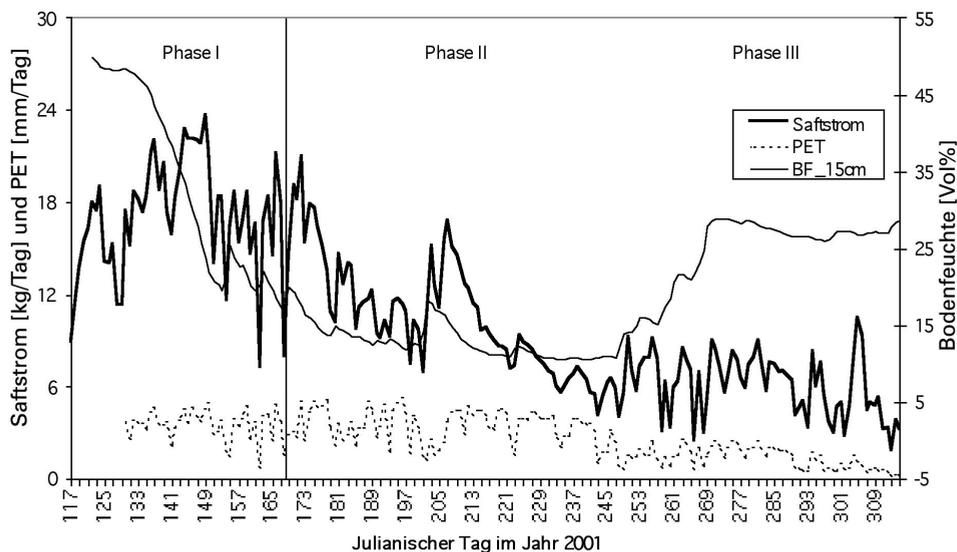


Abb. 4:

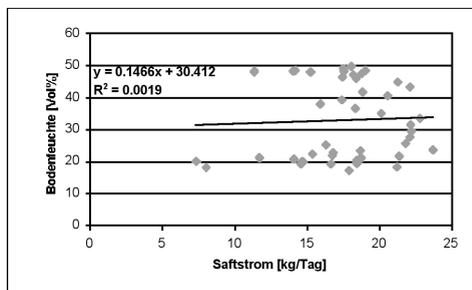
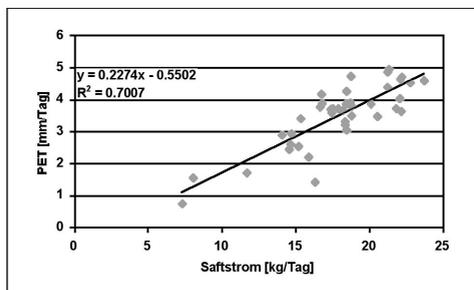
Jahreszeitlicher Gang täglicher Saftströme zweier Birken, berechnet für 3,5 cm äußere Xylemtiefe sowie Tagesmittelwerte der Bodenfeuchte in 15 cm Tiefe und Tagessummen der potentiellen Evapotranspiration (Turc, 1961). (Die Unterteilung erfolgte zuerst nach visuellem Vergleich der Zeitreihen. Die exakte Grenzziehung zwischen Phase 1 und 2 wurde nach dem optimalen Bestimmtheitsmaß B für den Zusammenhang zwischen Saftstrom und potentieller Evapotranspiration durchgeführt. Die exakte Dauer der Phase 2 wurde nach dem besten Bestimmtheitsmaß B zwischen Saftstrom und Bodenfeuchte festgelegt.)

Boden ist wieder hoch genug, dass die Birken optimal transpirieren können, die Korrelation zwischen Saftstrom und PET ist wie im Frühjahr hoch. Das weitere Ansteigen der Bodenfeuchte spielt für die Transpiration keine Rolle mehr. Die Saftströme sind aber durch den geringeren Verdunstungsbedarf deutlich geringer als im Frühjahr.

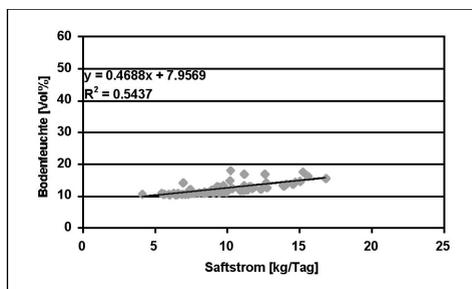
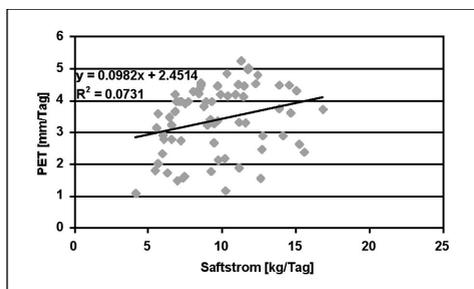
4. Schlussfolgerungen

Schon die wenigen in dieser Arbeit präsentierten Ergebnisse zeigen die differenzierte Reaktion der beobachteten Baumarten auf die herrschenden Umweltbedingungen. Die Birken scheinen im Frühjahr einen höheren Wasserbedarf zu haben als die Fichten. Die Bodenfeuchte unter den Birken sinkt in diesem Zeitraum deutlich unter den Wert der Fichten. Allerdings führt die Tatsache, dass Fichten auch im Winter transpirieren dazu, dass in trockenen Wintern das Ausgangsniveau der Bodenfeuchte

Phase I (10.05 - 18.06.2003)



Phase II (19.06 - 04.09.2001)



Phase III (05.09.-11.11.2001)

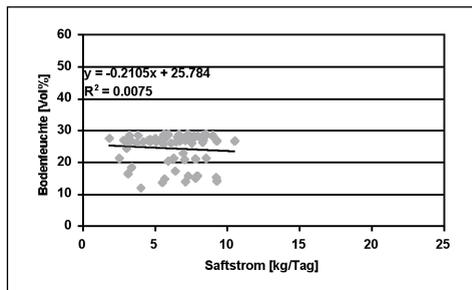
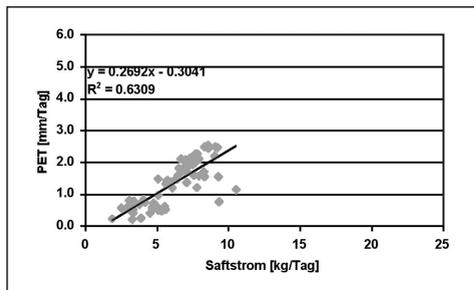


Abb. 5:

Zusammenhang zwischen dem Saftstrom und der potentiellen Evapotranspiration (links), sowie zwischen dem Saftstrom und der mittleren Bodenfeuchte in 15 cm Tiefe (rechts) für die drei Phasen der Abbildung 4.

unter den Fichten im Frühjahr deutlich niedriger sein kann als unter den Birken (ähnlich der Situation Ende 2001). Somit schwankt der Bodenwassergehalt unter der Fichte weniger als unter den Birken.

Der Saftstrom der Birken folgt bei ausreichend hohem Wassergehalt im Boden der potentiellen Evapotranspiration. Sinkt der Bodenwassergehalt unter einen be-

stimmten Schwellwert, wird der Saftstrom sukzessive eingeschränkt und ist unmittelbar von der Bodenfeuchte abhängig. Steigt die Bodenfeuchte wieder, folgt der Saftstrom wieder der potentiellen Transpiration.

Die derzeit auf dem Standort laufenden Untersuchungen sollen neben anderen Fragestellungen auch klären, wie hoch dieser Schwellwert bei Fichte und Birke ist.

5. Literatur

- FLÜGEL, H.W. & NEUBAUER, F. (1984): Steiermark, Geologie der Österreichischen Bundesländer in kurzgefassten Einzeldarstellungen. – Geologische Bundesanstalt Wien, 127 Seiten.
- NADEZHDINA N., CERMAK J. AND NADEZHDIN V. (1998): Heat field deformation method for sap flow measurements. In: J. Cermak and N. Nadezhkina (eds.): Proc. 4th Intern. Workshop on Measuring Sap Flow in Intact Plants. IUFRO Publications. Publ. House, Mendel Univ. Brno, Czech Republic, pp.72-92.
- TURC L. (1965): Evaluation des besoins en eau d'irrigation, evapotranspiration potentielle, formule simplifiée et mise a jour. Ann. Agron., 12, pp13-49.
- WRABER, M. (1969): Über die Verbreitung, Ökologie und systematische Gliederung der Eichen-Hainbuchenwälder in Slowenien, Feddes Repertorium, Berlin, Bd. 79, 373-389.

Bericht über die Internationale Konferenz „Soils under Global Change - A Challenge for the 21st Century“

W.E.H. BLUM¹ und O. NESTROY²

¹ Institut für Bodenforschung an der Universität für Bodenkultur,
Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien.

² Institut für Technische Geologie und Angewandte Mineralogie
an der Technischen Universität, Rechbauerstraße 12, 8010 Graz.

Unter diesem Titel („Auswirkungen des Klimawandels auf den Boden - eine Herausforderung für das 21. Jahrhundert“) fand, veranstaltet vom Institut für Bodenkunde und Agrikulturchemie in Bukarest (Rumänien), in der Zeit vom 3. bis 6. September 2002 eine internationale Konferenz in Constanta am Schwarzen Meer statt. Diese von rund 80 Personen aus 28 Ländern (Äthiopien, Belgien, Bulgarien, Deutschland, Estland, Georgien, Indien, Iran, Italien, Jugoslawien, Kasachstan, Moldau, Niederlande, Nigeria, Österreich, Polen, Rumänien, Russland, Schottland, Sierra Leone, Slowakei, Slowenien, Spanien, Thailand, Tschechien, Ukraine, Ungarn, USA) besuchte Veranstaltung, bei der sich logischerweise der Großteil der Teilnehmer von den diversen Universitäts- und Akademieinstituten Rumäniens rekrutierte, hatte im ersten Teil 36 Vorträge und rund 73 Posterdarstellungen zum Inhalt. Die thematische Auswahl umfasste nach den richtungsweisenden und standortbestimmenden Eröffnungsansprachen und -vorträgen insgesamt neun Plenarsitzungen, die jeweils von einem grundlegenden Statement eines eingeladenen Redners eingeleitet wurden. Erfreulicherweise kam es nicht wie sonst bei solchen internationalen Veranstaltungen zu einer fast unüberschaubaren Überschneidung von Vorträgen, sondern es bot sich die Möglichkeit, allen 15 bis 30minütigen Vorträgen beizuwohnen. Da verständlicherweise nicht alle 36 gehaltenen Vorträge auch nur nach dem Titel aufgezählt werden können, sollen an dieser Stelle nur die Generalthemen sowie einige Leitlinien genannt werden.

Nach der Begrüßungsansprachen der politischen Vertreter wurden in der ersten Plenarsitzung von W.E.H. Blum, D. Balteanu und G. Varallyay die Generalthemen, wie „Internationale Bodenkonventionen“, „Interdisziplinäre Untersuchungen des weltweiten Wandels der Umwelt - internationale Programme und Konzepte“ und „Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodendegradation und deren Bewältigung“ angesprochen. Zur zweiten Planarsitzung (Bodenerstörung) waren einführende

Vorträge von J.L. Rubio (Waldbrand als Auslöser von Bodenzerstörung im mediterranen Raum) und G.K. Tejwani (Untersuchungen über Boden- und Wasserschutz und Entwicklung im asiatischen und pazifischen Raum), gefolgt von Ausführungen über bodenbürtige Ursachen des Treibhauseffekts von B. van Wesemael zur dritten Plenarsitzung.

Bodenverschmutzung mit einem einleitenden Beitrag von M. Dumitru über Bodenmonitoring in Rumänien war das Generalthema der vierten Plenarsitzung, gefolgt mit den Beiträgen über Landschaftszerstörung durch Erosion im Rahmen der fünften Plenarsitzung, die von einem Vortrag von M. Birkas über den Einfluss der Art der Landnutzung auf den Ertrag eingeleitet wurde.

Im Rahmen der sechsten Plenarsitzung wurde nach einem einleitenden Referat von K. Voplatka der Problemkreis der Qualitätsminderung des Bodens infolge chemischer Einflüsse, in der siebten Plenarsitzung die Themen Bodenverdichtung und Strukturzerfall zur Diskussion gestellt; das einführende Referat dazu hielt J.J.H. van den Akker.

Bodenerosion war das Thema der achten Plenarsitzung, eingeleitet von N. Popa mit seinem Referat über die Auswahl von Parametern für Erosionsmodelle, und schließlich Trockenheit und deren Auswirkung auf die Landwirtschaft und Umwelt jenes der neunten Plenarsitzung. Das einführende Referat (Trockenheit und deren Auswirkungen auf die Bodenverschmutzung) wurde von St. Carstea gehalten.

Bei dieser großen Zahl von Vorträgen, die unter sehr unterschiedlichen Blickwinkeln die weiten Bereiche der bodenkundlichen Forschung nicht nur im Gastgeberland Rumänien, sondern auch in anderen europäischen und überseeischen Ländern behandelten und so einem nationalen wie auch internationalen Vergleich ermöglichten, war auch stets der Wunsch für eine verstärkte internationale Zusammenarbeit verbunden. Dies kam auch in der Schlussresolution deutlich zum Ausdruck. Ausgehend von der Bedeutung des Bodens für Ernährung und qualitätsvolles Leben der Menschheit wird auf die zahlreichen Gefahren hingewiesen, die den Boden substanziell wie funktionell bedrohen, gleichzeitig auch auf die Notwendigkeit, schrittweise den Forschungsergebnissen auf politischer Ebene zum Durchbruch zu verhelfen. Gerade in einem Land wie Rumänien ist es noch ein langer Weg, diese Absichten umzusetzen und es wird eines internationalen Kraftakts bedürfen, diese nicht nur für Rumänien, sondern für das gesamte Europa von den Experten vorgegebenen Ziele zu verwirklichen.

Zwei Veranstaltungen am Rande trugen zur Bereicherung dieser Konferenz bei. Zum einen war dies der Besuch im Nationalmuseum für Archäologie in Constanta,

das sich seit 1879 systematisch mit dem Aufsammeln und Katalogisieren von Bodenfunden aus dem Neolithikum (Hamangia- und Gumelnita-Periode), der griechischen Landnahme (14./13. Jh. v. Chr. bis zum 2. Jh. v. Chr.), ergänzt von Funden aus der Römerzeit, widmet. Neben den zahlreichen Statuen, Skulpturen, Sarkophagen sowie Schmuck- und Gebrauchsgegenständen des täglichen Lebens ist der in den späten 50iger Jahren entdeckte, behutsam restaurierte und ab 1967 dem Publikum zugänglich gemachte römische Markt aus dem 3. bis 4. nachchristlichem Jahrhundert zu nennen. Dieser umspannt rd. 2000 m² und in diesem befindet sich, durch Überdachung vor der Witterung geschützt, ein in den Farben Rot, Beige, Dunkelgrün und Weiss gehaltenes Mosaik von geometrischen Formen und Pflanzenmotiven in der Größe von 700 m² aus dem 3. Jh. Es ist dies das größte seiner Art im mediterranen Raum.

Es darf in diesem Zusammenhang nicht auf die vor dem Nationalmuseum aufgestellte überlebensgroße Bronzestatue des römischen Dichters Ovid (Publius Ovidius Naso) vergessen werden, der, 43 v. Chr. geboren, hier in Tomis, vom Kaiser Augustus verbannt, im Jahre 18 n. Chr. stirbt. Hier verfasste er auch die „Briefe vom Schwarzen Meer“.

Die Reihe der Vorträge und Referate erfuhr noch eine zweite Unterbrechung in Form einer Halbtagsexkursion zur Forschungsstelle für Beregnung „Dobrogea“. Nach einer Einführung durch den Direktor und zweier Abteilungsleiter, die Aufgaben, Arbeitsschwerpunkte und auch derzeitige Probleme nach der politischen Wende dieser 1933 unter dem Namen Valu lui Traian gegründeten Versuchsstation artikulierten, ging es mit dem Autobus über pistenartige Feldwege ins Gelände.

Zunächst konnten die Dauerversuche zur Erfassung der Erosion durch Wasser besichtigt werden. Bei Maßen von 25 m Länge und 4 m Breite weist jede Parzelle eine Größe von 100 m² auf und das erodierte Bodenmaterial von dieser 6° geneigten Fläche wird mittels fix montierter Sammler und Messeinrichtungen gewonnen und es erfolgt eine Trennung von Sediment und Wasser. Die Erosion wird an Parzellen, über die die landesübliche Fruchtfolge rotiert, ohne Wiederholung gemessen, und dies bereits seit 15 (!) Jahren. Sie kann in dieser Region bis zu 45 t/ha/Jahr betragen, wobei infolge der Rückgabe der Flächen an die Kleinbauern und durch die damit verbundene streifenförmigen Aufteilung der ehemals großen Parzellen mit einer Bewirtschaftung in der Falllinie eine verstärkte Erosion zu befürchten ist. Das für diese Fläche repräsentative Bodenprofil wurde nach der WRB als Vermic Chernozem mit einer Horizontabfolge Ap - Am1 - Am2 - AC - Cca1 - Cca2 - Cn - Cab - Ab - Cb klassifiziert. Dieser sehr tiefkrumige wie tiefgründige, durchgehend kalkhaltige Boden - der AC-Horizont liegt bei 64 bis 82 cm Tiefe - kann bei genügenden Niederschlägen Höchstserträge bringen.

Eine gute organisierte viertägige Exkursion in den Norden von Constanta sowie in das Donaudeelta rundete diese informationsreichen Tage in Rumänien ab.

Diese Exkursion führte von Constanta zunächst nach Histria mit einer Besichtigung dieser historischen Ausgrabungsstätte, weiters nach Tulcea in das Nationale Forschungs- und Entwicklungsinstitut für das Donaudeelta. Der folgende Tag war einer Schifffahrt durch das Donaudeelta gewidmet, tags darauf ging es von Tulcea nach Braila zur Zentralen Forschungsstation für Meliorierung von Salzböden und weiter nach Barlad. Am nächsten Tag von dort zunächst zur Zentralen Forschungs- und Entwicklungsstation für Bodenerosionskontrolle in Periene und schließlich nach einer Besichtigung der Gedächtnisstätte für die Gefallenen der Ersten Weltkrieges zurück nach Bukarest.

Im Folgenden kann nur schlaglichtartig auf einige Punkte dieser zeitlich wie inhaltlich sehr umfangreichen Exkursion eingegangen werden; selbstverständlich standen bei allen besichtigten Profilen Tabellen mit den wichtigsten bodenphysikalischen und -chemischen Daten zur Verfügung.

Erster Programmpunkt war die Besichtigung der archäologischen Ausgrabungsstätte und des Museums von Histria. Diese in ihren Dimensionen heute noch imposante Stadt war 1400 Jahre (von 700 v. Chr. bis 700 n. Chr.) hindurch eine blühende Handelsstadt und Kunstmetropole dieser Region. Die Böden dieser Region, der Dobrogea (= gute Wohnung, Dobrudscha), die bei einer Gesamtfläche von rd. 15.548 km², davon im Südteil rd. 7.055 km², im Nordteil (Donaudeelta) 8.430 km² aufweist, sind vorwiegend aus Löss hervorgegangen und es dominieren somit auf den etwas trockeneren Standorten Tschernoseme und Kastanoseme, bei denen der limitierende Faktor für Höchsterträge in oft fehlenden Niederschlägen liegt. In nordschauenden Hanglagen, die auch meist etwas feuchter sind, dominieren kalkfreie Luvisole. Im unmittelbaren Küstenbereich treten erwartungsgemäß großflächig Salzböden, vorwiegend Solontschake mit Queller (*Salicornia sp.*) und Salzmelde (*Suaeda sp.*) auf.

Ein Erlebnis besonderer Art war die Fahrt mit einem geräumigen Ausflugsschiff durch die Kanäle des Donaudeeltas sowie der Besuch des Donaumuseums in Caraorman. Das Donaudeelta weist eine Größe von rd. 5.600 km² auf, wovon rd. 3.300 km² auf rumänischen Staatsgebiet liegen, die Donau insgesamt eine Schüttung von rd. 6.000 m³ pro Sekunde, freilich aufgeteilt auf ein bizarres Netz von künstlich angelegten und immer sich neu bildenden Kanälen und Gerinnen, in denen selbst es dem nautisch Erfahrenen nicht leicht fällt, den richtigen Weg zu finden. Freie Wasserflächen sowie solche, die dicht von Pflanzen, vorwiegend Weißen oder Gelben Seerosen oder Wasserlinsen überwachsen sind, wechseln in verschlungenen Formen mit dichten Schilfflächen ab. Flächen mit einer etwas mächtigeren Sedimentauflage

sind schon von weitem am Bestand von Weiden (*Salix cinerea*) oder Eichen (*Quercus robur* und *Quercus pedunculiflora*) sowie als Grasland erkennbar, auf denen Pferde und Kühe weiden und sich auch Dauersiedlungen mit zentralörtlichen Einrichtungen befinden. Doch man hat gelernt, in diesem amphibischen Land mit dem Hochwasser umzugehen.

Die Bodendecke besteht zu rd. 27,0% aus Histosols, 21,6% aus Gleysols, 17,2% aus Limnols, 15,5% aus Arenosols und 13,2% aus Fluvisols; Anthrosols, Chernozems, Kastanozems sowie Solonchaks und Solonetz machen nur geringe Prozentsätze in diesem Bereich aus.

Das Donaudelta ist ein Naturschutzgebiet, geteilt in drei Zonen, wie strenges Schutzgebiet, Pufferzone und eine Zone, wo nur eine extensive land- und forstwirtschaftliche Nutzung gestattet ist.

In Tulcea stand u. a. die Besichtigung des Nationalen Forschungs- und Entwicklungsinstituts für das Donaudelta auf dem Programm. Ein sehr instruktiver und das gesamte Donaueinzugsgebiet umfassender Vortrag des Direktors sowie ein Gang durch dieses Institut vermittelte uns die nationale Dimension wie auch die internationale Bedeutung dieser mit dem Symbol des Pelikans geschützten Region.

Ein ebenfalls instruktives Beispiel der Landgewinnung und Meliorierung bot uns der Besuch der Zentralen Forschungsstation für Meliorierung von Salzböden in Braila. Hier wurden seit 1964 72000 ha Ackerland schrittweise melioriert, wobei der Erfolg dieser Maßnahmen sich an den Erträgen sehen und messen lassen kann: Körnermais: 8-9 t/ha, in sehr guten Jahren 10-15 t/ha, Soja: 3,2 - 5 t/ha, Winterweizen um 5 t/ha. Das geöffnete Bodenprofil wurde als Haplic Gleysol mit einer Horizontfolge Ap-AGr-Gr-Cn beschrieben. Diese Böden sind für die Flächen dieser Forschungsstation charakteristisch. Deutlich ist am Profilaufbau die von oben fortschreitende Vermullung wie auch eine Verdichtung infolge der Bewässerung zu erkennen. Trotz des hohen Tongehalts erlaubt die Bodenstruktur (noch) eine unproblematische Bearbeitung und da weder Schwundrisse noch andere Selbstmulcheffekte zu erkennen sind, können diese Böden nicht in die Gruppe der Pelosole oder Vertisole gestellt werden. Für die getroffene taxonomische Zuordnung waren Ton- und Humusgehalt, die Bodenstruktur wie auch die Wasserdurchlässigkeit entscheidend.

Als letzter wissenschaftlicher Halt auf dieser Exkursion stand die Besichtigung der Zentralen Forschungs- und Entwicklungsstation für Bodenerosionskontrolle in Perieni auf dem Programm. Diese besteht seit 1954 und liegt 5 km westlich von Barlad. Die Kontrollparzellen weisen bei einer Größe von 24 m² ein Gefälle von 10% auf, der Bodentyp ist ein Haplic Chernozem mit der Profilaufolge Ap1-Ap2-Bv1-Bv2-

Cca1-Cca2-Cn. Dieser tiefkrumige und tiefgründige Boden, ein Stockwerksprofil mit der Zäsur bei etwa 80 cm Tiefe (Bv2 - Cca1) weist, ausreichende Niederschläge vorausgesetzt, trotz einer gering erodierten Krume eine hohe Fruchtbarkeit auf.

Auf der Fahrt von Perieni nach Bukarest wurde bei Marasesti die im Jahre 1938 eingeweihte Gedächtnisstätte mit einem Museum, den Opfern des Ersten Weltkrieges gewidmet, besichtigt. Nach einer Führung durch den dem Pantheon nachempfundenen Kuppelbau, in dem die Gebeine von rd. 5000 Soldaten ruhen, konnten in einem anschließenden Museumstrakt Ausrüstungen und Waffen des Ersten Weltkrieges besichtigt werden. Ein Rundgang durch eine Freilichtanlage mit den Bronzestatuen berühmter rumänischer Heerführer rundete diesen besinnlichen Rückblick in die Vergangenheit ab.

Vermittelte der erste Teil dieser internationalen Tagung vor allem ein Bild vom gegenwärtigen wissenschaftlichen Stand der rumänischen Bodenforschung im Spiegel der internationalen Betrachtung, so vermittelten die gut organisierten Exkursionen einen Einblick in die vielgestaltige Landschaft, ihre Formen und Böden, eng verbunden mit der jahrtausendalten Kultur, gekoppelt aber auch mit den Fragen einer optimalen gegenwärtigen, an die naturräumliche Ausstattung angepassten Landnutzung. Beides trug in gleichem Maße dazu bei, sich etwas intensiver mit diesem Land auseinanderzusetzen, um die zweifellos die noch vielfältigen Probleme der Gegenwart besser verstehen zu können.

Bericht über die Gemeinschaftstagung GEO 2002 in Würzburg

O. NESTROY

Unter dem Titel „Planet Erde: Vergangenheit, Entwicklung und Zukunft“ fand in der Zeit vom 1. bis 5. Oktober 2002 eine Gemeinschaftstagung von 13 geowissenschaftlichen Gesellschaften in der Bundesrepublik Deutschland - so auch von der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft - an der Bayerischen Julius-Maximilians-Universität Würzburg statt. Diese Tagung stand im Zeichen „2002 - Jahr der Geowissenschaften“ und „2002 - Jahre der Berge“ sowie der 600. Wiederkehr der Erstgründung der Julius-Maximilian-Universität Würzburg.

Ein ansprechendes Thema (Bodenkundliche Zeitreise in das Hohenloher Land: Steinzeitliche Rodungen, Limes, mittelalterliche Waldweide, moderne Probleme der nachhaltigen Bodennutzung und Erosion) hatte die Vorexkursion am 30.9. zum Inhalt. Unter der fachkundigen Führung von N. Billen, K.E. Bleich, O. Ehrmann, L. Herrmann, E. Schulz und K. Stahr wurden in deren Verlauf den rd. 15 Teilnehmern im Gelände, unterstützt von fundierten bodenphysikalischen und -chemischen Daten, eine Einzeitung der Bodenprofile vorgeführt. Die Kulturlandschaft Hohenlohe ist ein Teil der südwestdeutschen Schichtstufenlandschaft, rund 60 km südlich von Würzburg in einer Seehöhe zwischen 300 und 400 m gelegen, mit tief eingeschnittenen Tälern. Sie umfasst die drei Kulturräume „Kocher-Jagst-Riedel“, „Hohenloher Haller-Ebene“ und „Bauland“. Die gut ausgewählten Bodenprofile befanden sich im Bereich des Brandrodungsplatzes Forchtenberg (schwach pseudovergleyte Parabraunerde aus Löß mit Lettenkeuperbeimengungen, Parabraunerde-Pseudogley aus Löß mit Lettenkeuperbeimengungen sowie eine Katena über die Entwicklung und Form der humosen Horizonte), eine Pseudogley-Parabraunerde am römische Limes bei Pfahlbach sowie drei Böden (Rendzina, Braunerde-Terra fusca und Parabraunerde über Terra fusca) im Bereich von Mulfingen. Dies bewies einmal mehr die Tatsache, dass bei aufmerksamer Geländebeobachtung in Kombination mit Labor- und Geländebefunden eine zeitliche Zuordnung mit großer Sicherheit getroffen werden kann und somit auch kulturgeschichtliche Epochen anhand von Bodenbefunden bestätigt werden können. Besonders eindrucksvoll und aufschlussreich waren die Erläuterungen am römischen Limes bei Pfahlbach. Der römische Limes, einst eine künstliche Grenzlinie zwischen Rhein und Donau, jetzt ein UNESCO-Weltkulturerbe, wies bei einer Gesamtlänge von rund 550 km rund 900 Wachtposten und rund 120 größere und kleinere Kastellplätze auf. Vor mehr als einhundert Jahren begann die systematische Erforschung und Dokumentation dieses antiken Bau-

werkes. An vielen Stellen treten heute noch Wall und Graben in der Landschaft sichtbar in Erscheinung und auch der Bodenkundler kann an den stockwerkartig aufgebauten Profilen das zeitliche Geschehen rückverfolgen. Eindrucksvoll war auch die Darstellung der Folgen eines künstlichen Waldbrandes, wobei sowohl die Sukzession der Vegetation auf den Versuchsflächen wie auch die bodenphysikalischen und -chemischen Veränderungen gesehen und diskutiert werden konnten. Das sonnige Herbstwetter wie auch das Mittagessen in einem bodenständigen Gasthaus rundeten die sehr positiven Eindrücke von diesem Exkursionstag ab.

Von Dienstag bis incl. Samstag fanden Plenarvorträge, Symposien, Posterpräsentationen und Abendvorträge statt, die aufgrund der großen Zahl - insgesamt wurden Beiträge von knapp über eintausend Kolleginnen und Kollegen präsentiert - in sechs Parallelveranstaltungen abgewickelt werden mussten. So konnte der Berichterstatter nur 50 Vorträgen beiwohnen, wobei sich die Auswahl aus der Fülle des Gebotenen nicht einfach gestaltete. An dieser Stelle sollen deshalb auch nur die Vortragenden und die Vortragstitel der Plenar- und Abendvorträge in chronologischer Reihe aufgezählt werden: A.W. Hoffmann (Mainz): Eine Reise ins Erdinnere und zurück; G. Wefer (Bremen): Das Bild der Geowissenschaften in der Öffentlichkeit; J.G. Bednorz (Rüschlikon): Perowskite - vom Erdmantel in die Mikroelektronik; G. Jentzsch (Jena): Geohazards/Georisiken; J. Thiede (Bremerhaven): Deep-sea strata as keys to variations of the earth system and ocean drill holes as telescopes to inner space; H.-R. Bork (Kiel): Bodenzerstörung in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft; K. Stahr (Hohenheim): Böden - die Haut der Erde; K. Mezger (Hannover): The Early Earth; J. Veizer (Bochum, Ottawa): Four billion years of carbon cycle: What's the message for us? H. Miller (München): Antarktis - Rohstofflager, Wissenschaftsparadies, Weltnaturpark ? V. Mosbrugger (Tübingen): Klima und Leben; F. Wellmer (Hannover): Mineralische und Energieressourcen: Wirtschaftsfaktor, Forschungsmotor; M. Langer (Bonn): Die Entstehung des Lebens sowie G. Teutsch (Tübingen): Anspruch und Wirklichkeit im Boden- und Grundwasserschutz: Kann technisch-wissenschaftliche Innovation dieses Spannungsfeld zwischen Industrie und Gesellschaft auflösen?

Bedauerlicherweise nimmt die Unsitte zu, dass die vortragende Person oftmals nur zum eigenen Vortrag erscheint, nur eine kurze Zeit für eine Diskussion bleibt und ein anschließender Gedankenaustausch mit der vortragenden Person selten möglich ist. Darunter leidet nicht nur der persönliche Meinungsaustausch mit oftmals anregenden Auffassungsunterschieden, sondern auch das Knüpfen bzw. Vertiefen von internationalen Kontakten.

Trotzdem konnte bei den weitgespannten Themenbereichen und knapp über 1000 Teilnehmern ein sehr informativer Überblick über den gegenwärtigen Stand auf geowissenschaftlichem Gebiet gewonnen werden.

Bericht über die Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, gehalten in der Zeit vom 30. August bis 7. September 2003 in Frankfurt an der Oder

M.H. GERZABEK und O. NESTROY

Einer guten Tradition folgend werden in einem Zwei-Jahres-Rhythmus und jeweils an einem anderen Ort die Jahrestagungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) abgehalten. Diesmal war Frankfurt an der Oder Tagungsort. Das Generalthema lautete: „Stoff- und Energieaustausch zwischen Böden und anderen Landschaftskompartimenten“, in Verbindung mit einem Deutsch-Polnischen Workshop in Slubice, direkt gegenüber von Frankfurt, am östlichen Ufer der Oder gelegen.

Auf der von rund 800 Mitgliedern der DBG, der Bodenkundlichen Gesellschaften von Polen, der Schweiz und auch von Österreich besuchten Tagung standen rund 310 Vorträge, 230 Poster sowie 25 Exkursionen in Form von Zweitages-, Eintages- und Halbtagesexkursionen auf dem Programm, das in der vollen Breite verständlicherweise von niemanden wahrgenommen werden konnte. Dazu kam noch, wie schon oben erwähnt, der Deutsch-Polnische Workshop unter dem Thema „Rechts und links der Oder: Zwei Länder – ein Europa – ein gemeinsamer Boden- und Gewässerschutz“, verbunden mit neun Vorträgen, Posterpräsentationen und Diskussionsrunden.

Dieser Bericht kann demnach nur einen groben Überblick, die Themen des Angebotenen betreffend, vermitteln; die nächsten Mitteilungen der DBG werden Kurzfassungen aller Referate zum Inhalt haben.

Die Vorexkursionen, an denen die Berichterstatter teilnehmen konnten, boten eine qualitätsvolle Einstimmung auf die uns nicht so bekannten Bereiche Brandenburgs. Vor allem die großen und bestens präparierten Bodenprofile, jeweils ein umfangreicher Exkursionsführer mit einer Fülle von Daten, Diskussionen vor Ort sowie Gespräche mit den Bewirtschaftern trugen viel zum Gelingen dieser Exkursionen bei.

Die Referate, die durchwegs durch ein hohes fachliches Niveau sowie zeitliche Disziplin ausgezeichnet waren, umfassten alle Kommissions- und Arbeitskreisbereiche der DBG, dazu kam noch ein öffentlicher Vortrag von Prof. Dr. H.-R. Bork (Die

Böden der Erde: Entwicklung und Zerstörung unter dem Einfluss des Menschen“), der vor allem bei der akademische Jugend auf großes Echo stieß.

Zur physischen Erholung trugen die ebenfalls bestens vorbereiteten Halbtags-Exkursionen bei, die bodenkundliche, kunstgeschichtliche wie landeskundliche Themen zum Inhalt hatten.

Höhepunkt war die Festveranstaltung im Kleistforum am 3.9., bei der politische Mandatäre von Stadt und Land, die Präsidenten der DBG und der Polnischen Bodenkundlichen Gesellschaft sowie der Direktor des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung in Müncheberg das Wort ergriffen. Der Überreichung des Scheffer-Preises an Dr. W. Amelung sowie des Sonderpreises der DBG an Dr. J. Chojnicki folgten weitere hochkarätige Festvorträge, gehalten von Frau Prof. Dr. Schultz („Wirtschafts- und Sozialgeschichte der Neuzeit der Deutsch-Polnische Regionen“) und von Prof. Dr. Simonis („Globale Entwicklungen – Rio, Kyoto, Johannesburg – und Aufgaben für die Forschung“). Den Abschluss bildete ein Empfang durch den Herr Oberbürgermeister im historischen Rathaus von Frankfurt.

Ein weiterer Höhepunkt war die gut besuchte Mitgliederversammlung der DBG am 4.9., bei der neben den notwendigen vereintechnischen Agenden – der DBG gehören derzeit 2345 Mitglieder an – auch die Ernennung von Herrn Prof. Dr. Z. Strzyszcz zum Korrespondierenden Mitglied und Prof. Dr. H.-P. Blume zum Ehrenmitglied der DBG mit starkem Applaus bedacht wurden. Zum Präsidenten wurden Prof. Dr. F. Makeschin, zu den Vizepräsidenten Frau Prof. Dr. G. Broll, Prof. Dr. H. Flühler und Prof. Dr. K. Müller gewählt. Die kommende Jahrestagung der DBG wird in der Zeit vom 3.-11. September 2005 in Marburg an der Lahn stattfinden und unter dem Thema „Boden – die dünne Haut der Erde“ stehen. Eine festliche Abendveranstaltung in der Konzerthalle „Carl Philip Emanuel Bach“ mit einer Einführung zum anschließenden Orgelkonzert und einem kulinarisch hochwertigen Bankett ließ diesen langen Tag festlich ausklingen.

Die DBG Jahresversammlung in Frankfurt an der Oder kann als sehr gut vorbereitet und gelungen bezeichnet werden. Tagungspräsidentin Frau Prof. Dr. Monika Frielinghaus und ihr Team hatten ganze Arbeit geleistet. Das soeben fertiggestellte Hörsaalgebäude der Europa-Universität Viadrina bot den idealen Raum für eine „Großveranstaltung“. Die Fülle des Programms ließ den Teilnehmern oft kaum Zeit sich den vielen Themen zu widmen, die Poster eingehend zu studieren und mit den zahlreichen Fachkollegen einen längeren Gedankenaustausch zu führen. Aufgrund der bis zu 5 parallel ablaufenden Vortragsveranstaltungen können die Berichterstatter das Programm letztlich nicht kommentieren. Beeindruckt waren die Berichterstatter von den Vorträgen zum Thema organische Bodensubstanz, die einen besonderen Schwer-

punkt bildeten. Das Schadstoffverhalten und dessen Modellierung bildete einen weiteren Schwerpunkt, wobei hier auch einige „Exoten“ – wie etwa das Verhalten von Schwermetallen in Schießplatzböden – hervorstachen. Auffallend war auch der starke Auftritt der Bodenbiologie, insbesondere auch in Kombination mit Isotopentechniken und die Fokussierung auf Themen, die bedeutsam sind um die Bodenkunde in der Gesellschaft stärker zu verankern, wie z.B. Boden in Unterricht und Weiterbildung. Eine Ausstellung „Boden und Kunst“, organisiert von der TU Berlin und mehrere Firmenausstellungen rundeten das gelungene Programm ab.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die DBG-Jahrestagung bei hohem wissenschaftlichem Niveau die wichtigste Plattform der Bodenwissenschaften im deutschsprachigen Raum darstellt und daher von den österreichischen KollegenInnen wesentlich stärker wahrgenommen und besucht werden sollte.

Inhalt sämtlicher Mitteilungen der ÖBG

Die Inhaltsverzeichnisse sämtlicher Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft finden Sie im Internet unter der Adresse

<http://www.boku.ac.at/oebg> unter **Publikationen.**

Die Hefte können über die Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Gregor Mendelstraße 33, A-1180 Wien, oder direkt via Internet bestellt werden.

Hinweis zur Einreichung für den Kubienapreis

Bis 31. August können Arbeiten für den Kubienapreis eingereicht werden.
Weitere Informationen unter <http://www.boku.ac.at/oebg> unter Kubienapreis.

