

BULLETIN

32

Jahrestagung vom 10. und 11. Februar 2011 in Frauenfeld

Knappe Ressource Boden: eine Herausforderung

Referate, Texte zu den Postern

Der Waldboden – Boden des Jahres 2011

Le sol forestier – Sol de l'année 2011

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

Adresse: Geographisches Institut der Universität Zürich (GIUZ)
Winterthurerstrasse 190
CH-8057 Zürich

Telefon 044 635 51 14 oder 044 635 51 21 (Sekretariat) **Fax** 044 635 68 41

E-Mail markus.egli@geo.uzh.ch

Internet <http://www.soil.ch>

Postcheck-Konto: BGS Bern 30-22131-0 Bern

Vorstand / Comité 2011

Präsident / Président:	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch
Vizepräsident / Vice-président:	R. Meuli, Zürich	044 377 75 45	reto.meuli@art.admin.ch
Beisitzer/innen / Assesseurs:	E. Havlicek, Neuchâtel	032 718 39 44	elena.havlicek@unine.ch
	R. Krebs, Wädenswil	058 934 57 90	rolf.krebs@zhaw.ch
	C. Le Bayon, Neuchâtel	032 718 23 65	claire.lebayon@unine.ch
Sekretär / Secrétaire:	M. Egli, Zürich	044 635 51 14	markus.egli@geo.uzh.ch
Rechnungsführer / Comptable:	A. Kayser, Frauenfeld	052 724 24 79	bgs.caissier@soil.ch
Redaktor / Rédacteur	M. Müller, Zollikofen	031 910 21 24	moritz.mueller@bfh.ch

Geschäftsstelle / bureau exécutif

BGS Geschäftsstelle, Nicole Näf
c/o Umwelt und Energie Kt. Luzern
Libellenrain 15
Postfach 3439
6002 Luzern

Telefon 041 228 60 60
Fax 041 228 64 22
E-Mail bgs.gs@soil.ch

Dokumentationsstelle / Service des documents

ELVADATA AG
Schützenstrasse 10
3052 Zollikofen

Tel. 031 910 61 20
Fax 031 910 61 49

E-Mail info@elvadata.ch
Internet <http://www.elvadata.ch>

Vorsitzende der Arbeitsgruppen / Président(e)s des groupes de travail

Klassifikation und Nomenklatur:	M. Zürrer, Uster	043 399 03 80	zuerrer@myx.ch
BGS-Plattform Bodenschutz:	S. Tobias, Birmensdorf	044 739 23 49	silvia.tobias@wsl.ch
Bodenkartierung:	M. Knecht, Zürich	044 383 70 71	ambio@bluewin.ch
Reflexion/Strategie	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch

Redaktion / Rédaction

M. Müller
Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft
3052 Zollikofen

Telefon 031 910 21 24/11
Fax 031 910 22 99
E-Mail moritz.mueller@bfh.ch

Redaktionskomitee / Comité de rédaction

M. Egli, Zürich	markus.egli@geo.uzh.ch
C. Keller, Aix-en-Provence	keller@cerege.fr
J.-A. Neyroud, Lausanne	lylj-neyroud@bluewin.ch
H. Sticher, Zug	hans.sticher@bluewin.ch
S. Zimmermann, Birmensdorf	stefan.zimmermann@wsl.ch

BULLETIN

32

Jahrestagung vom 10. und 11. Februar 2011 in Frauenfeld

Knappe Ressource Boden: eine Herausforderung

Referate, Texte zu den Postern

Der Waldboden – Boden des Jahres 2011

Le sol forestier – Sol de l'année 2011

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

Adresse: Geographisches Institut der Universität Zürich (GIUZ)
Winterthurerstrasse 190
CH-8057 Zürich

Telefon 044 635 51 14 oder 044 635 51 21 (Sekretariat) **Fax** 044 635 68 41

E-Mail markus.egli@geo.uzh.ch

Internet <http://www.soil.ch>

Postcheck-Konto: BGS Bern 30-22131-0 Bern

Vorstand / Comité 2011

Präsident / Président:	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch
Vizepräsident / Vice-président:	R. Meuli, Zürich	044 377 75 45	reto.meuli@art.admin.ch
Beisitzer/innen / Assesseurs:	E. Havlicek, Neuchâtel	032 718 39 44	elena.havlicek@unine.ch
	R. Krebs, Wädenswil	058 934 57 90	rolf.krebs@zhaw.ch
	C. Le Bayon, Neuchâtel	032 718 23 65	claire.lebayon@unine.ch
Sekretär / Secrétaire:	M. Egli, Zürich	044 635 51 14	markus.egli@geo.uzh.ch
Rechnungsführer / Comptable:	A. Kayser, Frauenfeld	052 724 24 79	bgs.caissier@soil.ch
Redaktor / Rédacteur	M. Müller, Zollikofen	031 910 21 24	moritz.mueller@bfh.ch

Geschäftsstelle / bureau exécutif

BGS Geschäftsstelle, Nicole Näf Telefon 041 228 60 60
c/o Umwelt und Energie Kt. Luzern Fax 041 228 64 22
Libellenrain 15 E-Mail bgs.gs@soil.ch
Postfach 3439
6002 Luzern

Dokumentationsstelle / Service des documents

ELVADATA AG Tel. 031 910 61 20 E-Mail info@elvadata.ch
Schützenstrasse 10 Fax 031 910 61 49 Internet <http://www.elvadata.ch>
3052 Zollikofen

Vorsitzende der Arbeitsgruppen / Président(e)s des groupes de travail

Klassifikation und Nomenklatur:	M. Zürrer, Uster	043 399 03 80	zuerrer@myx.ch
BGS-Plattform Bodenschutz:	S. Tobias, Birmensdorf	044 739 23 49	silvia.tobias@wsl.ch
Bodenkartierung:	M. Knecht, Zürich	044 383 70 71	ambio@bluewin.ch
Reflexion/Strategie	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch

Redaktion / Rédaction

M. Müller Telefon 031 910 21 24/11
Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft Fax 031 910 22 99
3052 Zollikofen E-Mail moritz.mueller@bfh.ch

Redaktionskomitee / Comité de rédaction

M. Egli, Zürich	markus.egli@geo.uzh.ch
C. Keller, Aix-en-Provence	keller@cerege.fr
J.-A. Neyroud, Lausanne	lytj-neyroud@bluewin.ch
H. Sticher, Zug	hans.sticher@bluewin.ch
S. Zimmermann, Birmensdorf	stefan.zimmermann@wsl.ch

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

BULLETIN 32

2011

Jahrestagung vom 10. und 11. Februar 2011 in Frauenfeld

Knappe Ressource Boden: eine Herausforderung

Referate, Texte zu den Postern

Schriftleitung: Moritz Müller, Zollikofen

ISSN 1420-6773

ELVADATA AG

Zollikofen 2011

Druck: ELVADATA AG, 3052 Zollikofen

ISSN 1420-6773

Copyright: 2011 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

Knappe Ressource Boden: eine Herausforderung

**Referate und Posterbeiträge der Jahrestagung vom
10. und 11. Februar 2011 in Frauenfeld**

B. LANGE, P.F. GERMANN & P. LÜSCHER	5
Veränderung der Wasserspeicherung im Hochwasserschutzwald durch erhöhte Abundanz der Buche aufgrund der Klimaerwärmung	
T.M. KUSTER, P. BLEULER, M. AREND, M.S. GÜNTHARDT-GOERG & R. SCHULIN	7
Soil water, temperature regime and growth of young oak stands grown in lysimeters subjected to drought stress and air warming	
M. OFNER, C. MEYER, R. KREBS & P. LÜSCHER	13
Die physiologische Aktivität von <i>Alnus glutinosa</i> auf verdichtetem Waldboden	
C. MEYER, P. LÜSCHER & R. SCHULIN	15
Bodenverdichtung unter Fahrspuren - Strukturregeneration durch Bepflanzung mit <i>Alnus glutinosa</i>	
A. BATTIATO & E. DISERENS	21
Predicting topsoil damage from slip of tractor tires	
M. BIGALKE, M. KERSTEN, J. KOBZA, S. WEYER & W. WILCKE	27
Stabile Isotopenverhältnisse von Kupfer und Zink: Indikation von Quellen, Verbleib und Transport von Kupfer und Zink in belasteten Böden und Sedimenten	
W. WILCKE & B. BANDOWE	33
Persistent organic pollutants in soil: sources, concentrations, and fate	
D. SCHMUTZ, L. LOPEZ & R. BONO	39
Statusbericht zu Organochlorpestiziden in Baselbieter Böden	
T. MOSIMANN, P. HERBST, J. GROSS & U. MEER	43
Wissensbasierte Modellierung von Waldbodeneigenschaften – Möglichkeiten, Grenzen, Herausforderungen	
U. GASSER, A. GUBLER, I. HINCAPIÉ, D.-A. KARAGIANNIS-VOULES, C. SCHWIERZ & S. ZIMMERMANN	51
Bestimmung der Austauschereigenschaften von Waldböden: Kostenoptimierung (Kurzmitteilung)	
J. LUSTER, J. SHRESTHA, B. HUBER, E. SAMARITANI, P.A. NIKLAUS & E. GRAF PANNATIER	53
Auenböden als Filter für Trinkwasser: Erkenntnisse aus kanalisierten und revitalisierten Abschnitten der Thur	
E.A.D. MITCHELL, L. BELBAHRI, D. JOB, J. PAWLOWSKI & E. LARA	57
Exploring the <i>Terra incognita</i> of unknown eukaryotic diversity in Soils – A major challenge we now have the tools to tackle!	

M. NUSSBAUM, L. ETTLIN, A. ÇÖLTEKIN, B. SUTER & M. EGLI The Relevance of Scale in Soil Maps	63
V. PRASUHN, N. KONZ, C. STAMM & M. FREY Machbarkeitsstudie Kartierung beitragender Flächen – Problem fehlender Bodendaten	71
V. PRASUHN, H. LINIGER & S. GISLER Die hoch aufgelöste Erosionsrisikokarte ERK2 als Hilfsmittel für den Vollzug	75
S. GASSMANN Appréciation du risque d'érosion des sols agricoles et proposition de mesures de lutte (Exemple sur une zone pilote à Avenches, VD)	81
V. PRASUHN, E. SPIESS, C. HUMPHRYS & C. VÖGELI ALBISSER Lysimeterforschung an ART – dem Nitrat auf der Spur	85
P. WEISSKOPF, R. MEULI, D. DUBOIS, T. BUCHELI, J. LEIFELD & J. MAYER Bodenforschung an der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART)	91
Der Waldboden – Boden des Jahres 2011 Le sol forestier – Sol de l'année 2011	99

Veränderung der Wasserspeicherung im Hochwasserschutzwald durch erhöhte Abundanz der Buche aufgrund der Klimaerwärmung

Benjamin Lange¹, Peter F. Germann², Peter Lüscher¹

¹Eidg. Forschungsanstalt WSL, Forschungseinheit Waldböden und Biogeochemie, CH-8903 Birmensdorf,

²Geographisches Institut Universität Bern, CH-3012 Bern

Zusammenfassung

In Folge der Klimaerwärmung werden vermehrt Buchen in Tannen-Fichten-Hochwasserschutzwäldern einwachsen. Damit einhergehend werden Änderungen des durch die Wurzeln gebildeten Porensystems und damit der Hochwasserschutzwirkung erwartet. Diese Studie geht der Frage nach, wie sich eine erhöhte Abundanz der Buche im Wurzelraum der Tannen-Fichtenwälder bodenhydrologisch auswirkt. Dazu wurden kleinflächige Niederschlagsexperimente (1 m²) im Waldstandortstyp (WST) 46 (typischer Heidelbeer-Tannen-Fichtenwald) und 19f (Waldsimstannen-Buchenwald), der den WST 46 in gewissen Höhenlagen ersetzen wird, durchgeführt. Die Resultate deuten darauf hin, dass die Infiltration im WST 46 durch höhere Wurzeldichten der Buche gegenüber dem heutigen Zustand eher zunehmen wird. Allerdings wird die Zunahme ausgehend von unserer Fallstudie nur in etwa dieselbe Grössenordnung wie die tägliche Transpirationsrate erreichen.

Abstract: Modification of water storage in flood protection forests due to a higher abundance of beech as a consequence of climate change

Climate change will increase the abundance of beech in present-day flood protection forests that are composed of firs and spruces. This study aims at investigating the influence of higher beech abundance on soil porosity generated by roots and, thus, on infiltrability. We conducted irrigation experiments (1 m²) at a *Vaccinio myrtilli-Abieteti-Picetum* (Forest Site Type (FST) 46) and at a *Luzulo-Abieteti-Fagetum* (FST 19f) site that will replace the FST 46 at certain altitudes. Resulting from this case study, infiltrability will be enhanced in FST 46 due to a higher root density of beech compared to spruce and fir. However, the predicted increase in infiltrability due to altered forest composition will not exceed the daily transpiration rate.

Keywords: infiltration, climate change, flood protection forests

1. Einleitung

Die Klimaszenarien prognostizieren für die Schweiz starke jahreszeitlich abhängige Temperaturerhöhungen. Als Folge davon wird eine Änderung der Baumartenzusammensetzung erwartet. Simulationen von BRZEZIECKI et al. (1995) zeigen, dass die heute weit verbreiteten Tannen-Fichtenstandorte mit Hochwasserschutzfunktionen in den nördlichen Randalpen durch Buchen- und Buchen-Tannenwälder konkurriert werden. Wurzeln sind in vernässten Böden der Voralpen ein wichtiger Faktor bei der Bildung hydrologisch aktiver Poren und für die Infiltration zentral (LANGE et al. 2010). Aufgrund der differenzierenden Wurzelsysteme der Hauptbaumarten (Tanne: Pfahlwurzel, Fichte: Senkerwurzel, Buche: Herzwurzel) ist zu erwarten, dass mit einer Veränderung der Baumarten längerfristig eine Modifizierung des Porenraumes und der bodenhydrologischen Eigenschaften statt finden wird. Diese Studie geht der Frage nach, wie sich bodenhydrologische Parameter in Tannen-

Fichtenwäldern auf vernässten Böden durch das vermehrte Einwachsen von Buchen verändern und welche Auswirkungen auf die Hochwasserschutzwirkung erwarten werden können.

2. Material und Methoden

Die bodenhydrologischen Kennwerte wurden mittels kleinflächiger, kurzzeitiger Beregnungsexperimenten erfasst (1 m², 1 h, 70 mm/h). Diese Beregnungen wurden drei Mal im Abstand von rund 24 Stunden wiederholt. Die Ergebnisse in diesem Artikel stammen von der dritten Beregnung, d.h. bei hoher Bodenfeuchte. Die Wassergehalte wurden mittels TDR- bzw. FDR-Sonden (time domain reflectometry bzw. frequency domain reflectometry) in fünf Bodentiefen horizontweise in 60 s Intervallen aufgezeichnet. Nach der Beregnung wurden mit einem Bohrer (Ø 0.1 m) Bodenproben entnommen, die Wurzeln daraus separiert und mit der Software winRHIZO digital vermessen.

Um die Wirkung einer erhöhten Buchenabundanz auf die bodenhydrologischen Gegebenheiten von Tannen-Fichtenwäldern abzuschätzen, wurde ein Zeit-durch-Raum-Substitutionsansatz gewählt. Im Waldstandortstyp (WST) 46 (typischer Heidelbeer-Tannen-Fichtenwald, FREHNER et al. 2005), der dem aktuellen Bestand entspricht, wurden 16 Bodenprofile berechnet. Es wird angenommen, dass der WST 46 im Rahmen der Klimaerwärmung in gewissen Höhenlagen durch den WST 19f (Waldsimen-Tannen-Buchenwald) ersetzt wird, der ähnliche Bodeneigenschaften (vernässt, wechselfeucht), aber einen höheren Buchenanteil hat. Der zweite untersuchte Standort war demzufolge ein WST 19f in dem 10 Profile berechnet wurden. Vom Bodenaufbau her tendieren die Böden im WST 19f zu stärkerer Verbraunung, aber auch hier sind unterhalb von maximal 0.15 m Tiefe erste Vernässungsmerkmale erkennbar. Beide Standorte befinden sich im Gantrischgebiet (Kt. Bern) rund einen Kilometer Luftlinie voneinander entfernt.

3. Resultate

Der Anstieg des Wassergehaltes ω_1 infolge der Beregnung ist ein Mass für die Wasseraufnahmekapazität des Bodens. Durchschnittlich erreichte ω_1 im WST 46 0.034, im WST 19f 0.045 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ wobei 40.5 % (WST 46) und 30.2 % (WST 19f) aller Wassergehaltsaufzeichnungen keine Reaktion auf die Beregnung zeigten, d.h. bereits vor dem Experiment gesättigt waren.

Eine multiple lineare Regressionsanalyse soll zeigen, welche Faktoren ω_1 beeinflussen. Als Prädiktoren wurden der Wassergehalt vor der Beregnung θ_{in} , die Wurzelichte WD, die Lagerungsdichte LD sowie der prozentuale Anteil von Sand, Schluff und Ton verwendet. Im WST 46 war die Wurzelichte der beste Prädiktor für ω_1 ($R^2 = 0.50$, $p < 0.001$), während im WST 19f der initiale Wassergehalt ausschlaggebend war ($R^2 = 0.45$, $p < 0.001$). Die Berücksichtigung zusätzlicher Prädiktoren verbesserten die Modelle kaum. Es kann angenommen werden, dass im WST 46 zukünftig durch das Einwachsen der Buche eine Wurzelichte herrscht, wie das heute im WST 19f der Fall ist (Abbildung 1). Da im WST 46 ω_1 mit der Wurzelichte positiv korreliert, wird ω_1 durch das Einwachsen der Buche eher zu- denn abnehmen, allerdings nur geringfügig.

4. Diskussion, Ausblick

Die Hochwasserschutzwirkung des WST 46 wird sich durch verstärktes Einwachsen der Buche im Zuge der Klimaerwärmung vermutlich eher verbessern, allerdings auf einem bescheidenen Niveau, welches kaum über der täglichen Transpirationsleistung liegt. Diese Aussage beruht allerdings ausschliesslich auf den Ergebnissen dieser Untersuchung. In wie weit die Ergebnisse

verallgemeinerbar sind, kann im Moment noch nicht abgeschätzt werden. Entgegen der gängigen Meinung (z.B. POLOMSKI und KUHN, 1998) konnte keine erhöhte Sensibilität der Buchenwurzeln auf Vernässung im Boden festgestellt werden. Weitere Studien über die Durchwurzelungssituation sind daher von hoher Bedeutung. Offene Fragen ergeben sich zudem aus dem Problem des Upscaling. Hochwasser entsteht grossflächig, das Übertragen der Ergebnisse der hier durchgeführten Experimente auf Einzugsgebietsskala ist von zentraler Bedeutung, um die Wirkung der Wälder auf den Hochwasserschutz besser abschätzen zu können.

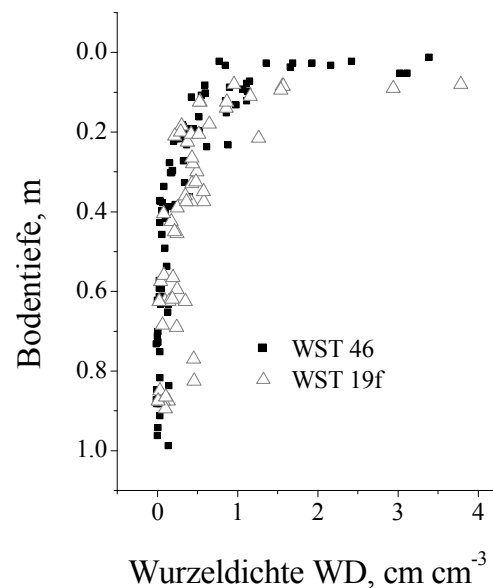


Abbildung 1: Wurzelichten WD vs. Bodentiefe im Waldstandortstyp (WST) 46 und 19f.

Literatur

BRZEZIECKI, B., F. KIENAST, and O. WILDI, 1995: Modelling potential impacts of climate change on the spatial distribution of zonal forest communities in Switzerland. *Journal of Vegetation Science*, 6, 257-268.

FREHNER, M., B. WASSER und R. SCHWITTER, (2005): Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 564 S.

LANGE, B., P. F. GERMANN und P. LÜSCHER, 2010: Einfluss der Wurzeln auf das Wasserspeichervermögen hydromorpher Waldböden. *Schweiz. Z. Forstwes.* 161, 510-516.

POLOMSKI, J., und N. KUHN (1998): Wurzelsysteme. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, 290 S.

SOIL WATER, TEMPERATURE REGIME AND GROWTH OF YOUNG OAK STANDS GROWN IN LYSIMETERS SUBJECTED TO DROUGHT STRESS AND AIR WARMING

Thomas M. Kuster, Peter Bleuler, Matthias Arend, Madeleine S. Günthardt-Goerg, Rainer Schulin
Swiss Federal Research Institute WSL, Zürcherstr. 111, CH-8903 Birmensdorf
Institute of Terrestrial Ecosystems ITES, ETH Zürich, Universitätstrasse 16, CH-8092 Zürich

Abstract

In a 3-year lysimeter experiment we investigated how young trees of *Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. pubescens*, growing either on acidic loamy sand or calcareous sandy loam, responded to an elevation in air temperature by 1-2°C and drought periods lasting several weeks. As intended, the water potentials were clearly lower in drought-treated soil than in the control treatment. Decreased evapotranspiration from the drought-stressed stands led to significantly higher air temperatures due to reduced transpirational chilling. The air-warming treatment had only little effect on soil water availability and evapotranspiration. The effects on water consumption by the trees were paralleled by the effects on tree growth. Drought significantly reduced shoot growth, whereas growth did not respond to air-warming. The trees allocated relatively more biomass into roots and less into shoots than trees not subjected to drought. There was no mortality in any of the treatments, demonstrating that by reducing their growth rates young oaks can resist drought stress quite well. Oaks growing on irrigated acidic soil consumed more water and produced longer shoots than on the calcareous soil, suggesting that growth was limited by an additional factor: preliminary leaf mineral analyses indicate a potential manganese deficiency in these soils.

Zusammenfassung:

In einem dreijährigen Lysimeterexperiment untersuchten wir, wie Jungbäume von *Quercus robur*, *Q. petraea* und *Q. pubescens* auf zwei verschiedenen Bodentypen, einem sandig-lehmigen kalkhaltigen und einem lehmig-sandigen sauren, auf erhöhte Lufttemperaturen und längere Trockenperioden reagierten. Wie erwartet sanken die Bodenwasserpotentiale in den Behandlungen mit Trockenperioden auf viel tiefere Werte ab als in den Kontrollen. Dadurch war auf diesen Böden das Wachstum wie auch die Evapotranspiration deutlich niedriger. Dies führte aufgrund von fehlender Transpirationskühlung zu signifikant höheren Lufttemperaturen. Die Behandlung Luffterwärmung hatte weder auf das Wachstum noch auf den Wasserverbrauch einen Effekt. Trockengestresste Eichen investierten relativ gesehen mehr in das Wurzel- und weniger in das Sprosswachstum als Eichen mit genügender Wasserversorgung. In keiner der Behandlungen starben Bäume. Dies zeigt an, dass Eichen mit der Reduktion ihres Wachstums in der Lage sind, längere Trockenperioden ohne grösseren Schaden zu überdauern. Eichen auf dem sauren Boden transpirierten mehr Wasser und produzierten signifikant längere Triebe als auf dem kalkhaltigen Boden. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass auf dem kalkhaltigen Boden ein zusätzlicher Faktor, möglicherweise Mangan, limitierend war.

Keywords: Climate change, soil-plant interactions, soil water regime, evapotranspiration, manganese

1. Introduction

IPCC scenarios predict a global mean annual temperature increase of approximately 2–6 °C during the 21st century, as well as a change in precipitation patterns (IPCC 2007). In central Europe, including Switzerland, the mean temperature has increased approximately by 1.5 °C since 1970: this is about 1.5 times more

than in the rest of the northern hemisphere (IPCC 2007). Until 2050 the mean temperature in Switzerland is expected to increase by another 1.8 °C in winter and 2.7 °C in summer. The amount of precipitation in 2050 is predicted to be about 8% higher in winter and 17% lower in summer than at present (Frei et al. 2004).

Moreover, the number of days without any precipitation will increase, while extreme rainfall events will be more common (IPPC 2007). Consequently, dry and hot spells like that experienced in summer 2003 will be quite frequent in central Europe in future (Schär et al. 2004).

How will global warming, higher air temperatures and drought periods, affect trees in central Europe? For example, *Picea abies* and *Fagus sylvatica*, widespread and important trees in forestry, are known to be comparatively vulnerable to high temperatures and soil water deficits (Friedrichs et al. 2009). Therefore, looking ahead, forest management has to think about a shift to other, more heat and drought tolerant tree species. Oaks are known to be tolerant to drought stress as well as heat waves because of their taproots, which allows them to take up water from deep soil layers, xeromorphic leaf structure and large xylem vessels for effective water transport (Abrams 1990, Epron and Dreyer 1993, Kubiske and Abrams 1993, Canadell et al. 1996, Leuschner et al. 2001) and have been reported to grow and to be competitive in regions with low precipitation rates and comparatively high temperatures (Chiatante et al. 2006, Wohlgemuth 2006). Higher air temperatures were found to favor the growth rates of plants by extending vegetation periods, increasing nutrient turnover rates and accelerating metabolism processes (Saxe et al. 2001, Scheffer et al. 2002, Morin et al. 2010). Drought is expected to decrease

aboveground growth rates (Ogaya and Penuelas 2007), whereas root growth is often increased relative to shoot growth, in particular in deeper soil layers where water in general remains available for longer periods than at the surface, while shortened shoot growth reduces transpirational water losses (Jacobs et al. 2009). The aim of this study was to investigate how the most widespread oaks in central European temperate forests, *Quercus petraea*, *Q. pubescens* and *Q. robur*, will react to increasing air temperatures and drought periods and if they can be considered for silviculture in future.

Using lysimeters in open top chambers (OTC), we exposed mixed young oak stands on two different soil types to elevated air temperatures and artificial drought periods and studied the response of tree growth, soil water regime and microclimate to these treatments.

2. Material and Methods

Study Site & Experimental design

The study was part of the multidisciplinary experiment "Querco" conducted in the model ecosystem facility of the Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf, Switzerland (47°21'54" N, 8°27'54" E, 450 m a.s.l.). The facility consists of 16 open top chambers (OTC). The hexagonal OTC's were 3 m in height and had a useful surface area of 6 m². Each OTC was

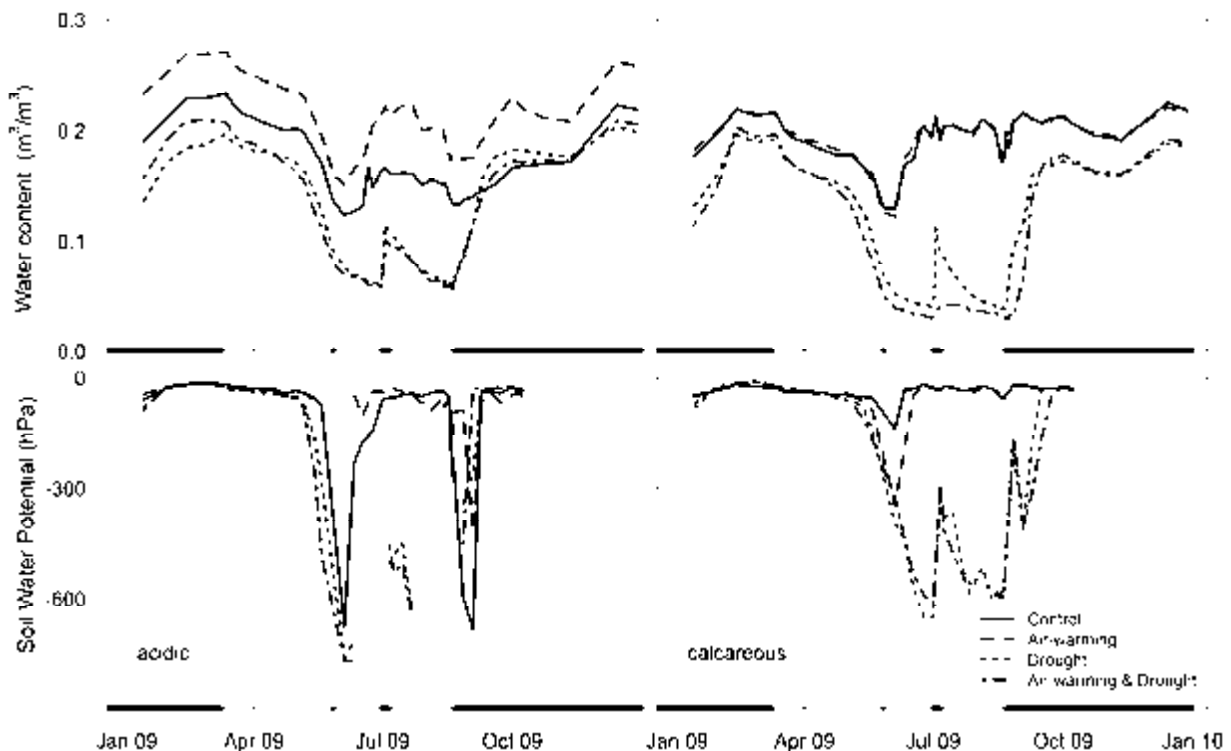


Fig. 1. Mean weekly water content at a depth of 50-75 cm (n=4) and water potential at a depth of 56-68 cm in 2009 (n=8) in acidic (left) and calcareous (right) soil. Bold lines on the x-axis refer to periods when drought treated chambers were irrigated.

subdivided into two 1.5 m deep concrete lysimeter compartments which were filled with a 0.5 m drainage package consisting of 3 layers of pure quartz gravel of decreasing grain size from bottom to top. On top of this drainage layer, the lysimeters compartments were filled with either an unlayered calcareous sandy loam (pH 7.3) or a two-layered acidic loamy sand (pH 4.1), in 2005. After one year of soil settlement, 24 two-year old saplings of *Q. petraea*, *Q. pubescens* and *Q. robur* from four different proveniences each were planted in a random distribution in spring 2006 in each of the compartments and were grown with sufficient water supply and at ambient air temperature during one vegetation period (Arend et al. 2011).

From 2007 to 2009 we applied four different treatments with four replicates arranged in a Latin square: air-warming, drought, their combination and a control. The side walls of the OTCs with the air-warming treatment were kept more closed than those of the control treatment. As a result, the green-house effect of the chambers increased the air temperature during daytime by about 1-2°C during periods of growth. Control and air-warming treated OTCs were watered with 10 mm deionised water, enriched with nutrients, every 2-3 days, whereas there was no irrigation in the drought-treated OTCs for several weeks in a row (-43% to -60% irrigation during the vegetation periods (April to October) compared to the long term mean, Fig. 1). Drought periods were interrupted by intensive irrigation, simulating heavy rainfall. In the non-growing period, the roofs of the OTCs stayed permanently open to expose all treatments to natural precipitation.

Measurements of Soil Water and Temperature Regime

Soil water regime was monitored by manual weekly measurements of soil water content

(SWC) using time domain reflectivity (TDR 100; Campbell Scientific Inc., USA) at a depth of 50-75 cm and manual weekly measurements of soil water potential (SWP) with tensiometers (self-made, measuring device: DPM-80/2; Keller, CH) at a depth of 56-68 cm, 2 replicates per treatment and lysimeter compartment. Leakage water was collected in containers below the lysimeters and the volume was measured every week. Evapotranspiration (ET) was calculated from the water balance equation $ET = I + P - DR \pm \Delta W$, where I is irrigation, P precipitation, DR drainage and ΔW the change in soil water storage. Air temperature at a height of 120 cm was automatically measured every hour with shaded EL-USB-2 data loggers (Lascar Electronics Ltd., UK) in each OTC.

Biomass and Growth Measurements

Shoot growth of all trees was measured during each vegetation period from 2007 to 2009. In spring 2010, roots were harvested and maximal root length was determined. A 2D picture from each rootstock was taken from the front. Images were edited with ImageJ 1.44h (U.S. National Institutes of Health, USA) and the projected root area in five layers, each 20 cm deep, was determined with IDL 7.1 (ITT Visual Information Solutions, USA).

Statistical Analysis

All statistical analyses were carried out with R 2.11.1 (R: A language and environment for statistical computing, R Development Core Team, AT). Treatment and interaction effects were analysed with a three-way full factorial design (irrigation, air-warming and soil) ANOVA model and tested for a level of significance of $p < 0.05$ (linear mixed-effect models). The split-plot design of this experiment was considered in all statistical analyses, if needed. Measurements were

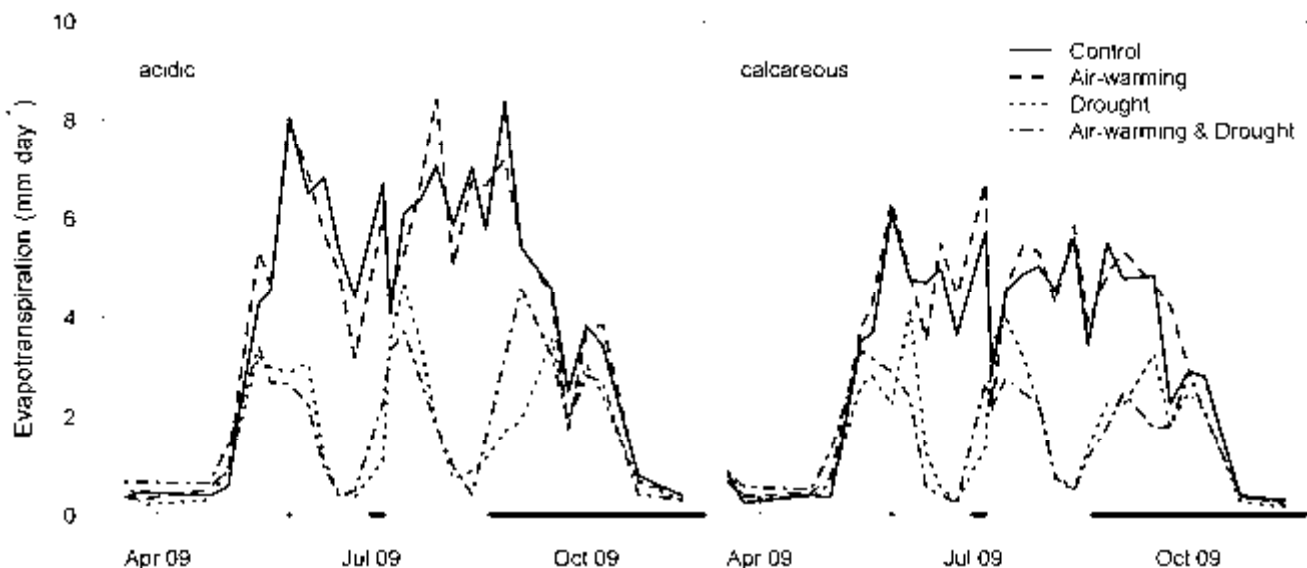


Fig 2. Mean daily evapotranspiration (mm) in 2009 on acidic (left) and calcareous (right) soil, n=4. Bold lines on the x-axis refer to periods when drought treated chambers were irrigated.

transformed by means of Tukey's first aid transformation before analysis to fulfil models assumptions of normal distribution. Significant differences between treatments and soil types were tested with Tukey HSD.

3. Results & Discussion

Water Regime, Evapotranspiration and Temperature Regime 2009

As intended, drought treatment significantly lowered the soil water potentials (SWP) and soil water contents (SWC) in both soils in 2009 (Fig.1). After rewetting in July and August 2009, SWP and SWC in drought treated soils slightly increased, but still remained below those of the regularly watered control soils. Surprisingly, increased SWC values were found in the acidic soil in the air-warming treatment, while no air-warming effect was found on SWC in the calcareous soils and neither in the acidic soil in combination with the drought treatment. During periods of high demand for plant water uptake (June & August 2009), SWC and SWP were significantly lower in the acidic than in the calcareous soil in the control and air-warming treatments without additional drought stress, indicating a higher water consumption of oaks growing on acidic soil.

Drought treatment significantly reduced evapotranspiration on both acidic and calcareous soil (Fig. 2). After rewetting, evapotranspiration from drought treated plots increased and no differences between drought and regularly watered OTCs remained, indicating that the oaks recovered, completely. Air-warming had no effect on evapotranspiration, neither on acidic, nor calcareous soil. Under humid conditions, evapotranspiration from acidic soil was significantly higher than from calcareous. In contrast, no differences between the two soil types remained during drought conditions. This finding is in line with the lower SWC and SWP in the acidic soil as well as with the higher above ground biomass of oaks on well watered acidic soil (Fig. 1).

The air-warming treatment significantly increased the mean monthly daytime (8 a.m. to 6 p.m., UTC+1) air temperatures in the OTCs by about

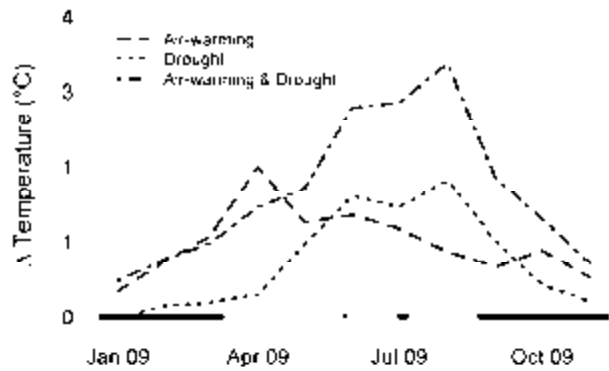


Fig. 3. Mean monthly temperature (°C) in relation to the control treatment, n=4. Bold lines on the x-axis refer to periods when drought treated chambers were irrigated.

1-2 °C in relation to the control (Fig. 3). Furthermore, also the drought treatment increased air temperatures, due to reduced transpirational chilling (Fig. 2, Fig. 3). Rewetting in July 2009 tended to reduce the monthly temperature difference between controls and drought treated soils. However, this effect was not significant. In combination, air-warming and drought treatment had an additive effect on temperatures.

Growth parameters 2009

Drought treatment significantly decreased shoot growth from 2007 to 2009 (Tab. 1). In contrast, there was no significant response to air-warming under both drought and humid soil conditions. Probably the air temperatures in the control treatments were already close to the optimum. There was no mortality in all treatments indicating that oaks can get through drought periods quite well by reducing their growth. This is all the more important considering that our drought treatment (-43% precipitation during the vegetation period 2009) was much more severe than predicted in climate change scenarios (-23% precipitation during summer in 2070 (Frei et al. 2004)).

On regularly watered soils, shoot growth was significantly higher on the acidic than on the calcareous soil. This finding is in line with the fact that oaks growing under natural conditions prefer acidic soil (Landolt and Bäumler 2010). Lower soil manganese availability due to the higher pH of the calcareous soil could explain this inhibition in

	Soil	Control	Air-Warming	Drought	Air-Warming & Drought
Shoot length (cm)	a	179.6 ± 8.6 ^a	217.4 ± 1.7 ^a	107.8 ± 3.8 ^b	111.5 ± 7.5 ^b
	c	135.5 ± 5.3 ^a	153.9 ± 3.4 ^a	95.9 ± 4.4 ^b	102.3 ± 4.2 ^b
Max. root length (cm)	a	88.4 ± 2.3 ^a	81.3 ± 2.2 ^a	87.9 ± 2.6 ^a	85.6 ± 1.3 ^a
	c	91.4 ± 3.4 ^a	88.8 ± 1.3 ^a	92.1 ± 1.6 ^a	91.9 ± 1.3 ^a

Tab. 1. Mean shoot length growth 2007-2009 (cm) and mean maximal root length 2009 (cm), ± 1SE, n=8. Different letters refer to significant differences within a row, * refers to significant differences between acidic (a) and calcareous (c) soils within a treatment.

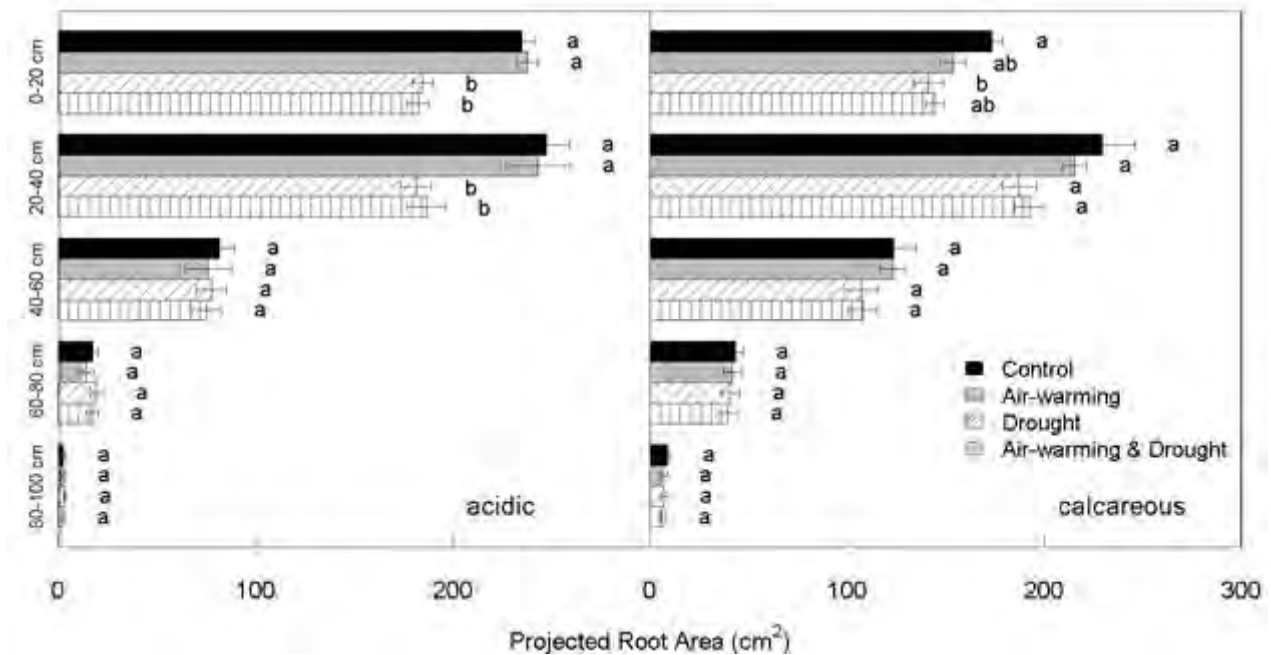


Fig. 4. Projected root area (cm^2) in five different soil layers in acidic (left) and calcareous soils (right), $\pm 1\text{SE}$, $n=8$. Different letters refer to significant differences between the treatments within a soil layer.

growth. Indeed, preliminary foliage analyses (2008) for the control treatment show that leaf manganese concentrations were below the deficiency threshold (35 to 100 ppm) given by Bergmann (1993) on the calcareous soil (21 ± 4 ppm) and in the normal range on the acidic soil (1760 ± 307 ppm). Under drought conditions, the difference in aboveground growth between the two soils became insignificant, obviously as water was the limiting growth factor under these conditions.

The trees growing in regularly watered acidic soil had higher projected root areas in the upper 40 cm than the trees in the drought treatments. Below 40 cm, however, there was no significant difference between these treatments (Fig. 4). Thus, it appears that well watered trees built up more roots in the top soil layers to absorb the regular water input, whereas drought treated trees allocated relatively more biomass in roots in lower soil layers to access water in deeper soil during drought periods. In calcareous soil, no treatment effects on root distribution were measured except from the topsoil layer where drought treated oaks built up fewer roots than in the control treatment. Comparing root system development in the topsoil layers, projected root areas were significantly higher in the acidic than in the calcareous soil. At a depth of 20-40 cm no differences between the two soil types were found, while below 40 cm the projected root area was significantly higher in the calcareous than in acidic soil.

In contrast to the aboveground growth, the drought treatments had no significant effect on maximal root length (Tab. 1), indicating that all trees fully exploited the available rooting depth

(100 cm). The soil type had an influence on the total root length in the air-warming treatment where the roots in calcareous were longer than in acidic soil.

4. Acknowledgements

We thank Martin Keller, Matthias Dobbertin, Patrick Schleppei, Kim Krause, Stefan Eichenberger, Terry Menard, Hans Früh, Michael Bühlmann, Tobias Bregy, the research unit Forest Soils and Biogeochemistry, the central laboratory and the gardeners of WSL for their support. We express gratitude to the Velux foundation for funding.

5. Literature

- Abrams, M. D. 1990. Adaptions and responses to drought in *Quercus* species of North America. *Tree Physiology* **7**:227-238.
- Arend, M., T. Kuster, M.S. Günthardt-Goerg, and M. Dobbertin. 2011. Provenance-specific growth responses to drought and air warming in three European oak species (*Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. pubescens*). *Tree Physiology*.
- Bergmann, W. 1993. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Dritte, erweiterte Aufl. edition. Fischer, Jena [etc.].
- Canadell, J., R.B. Jackson, J.R. Ehleringer, H.A. Mooney, O.E. Sala, and E.D. Schulze. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* **108**:583-595.

- Chiatante, D., A. Di Iorio, S. Sciandra, G.S. Scippa, and S. Mazzoleni. 2006. Effect of drought and fire on root development in *Quercus pubescens* Willd. and *Fraxinus ornus* L. seedlings. *Environmental and Experimental Botany* **56**:190-197.
- Epron, D. and E. Dreyer. 1993. Long-term effects of drought on photosynthesis of adult oak trees [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus robur* L.] in a natural stand. *New Phytologist* **125**:381-389.
- Frei, C., Eidgenössische Technische Hochschule (Zürich) Institut für Atmosphäre und Klima, and MeteoSchweiz. 2004. Klimazukunft der Schweiz - Eine probabilistische Projektion. MeteoSchweiz, Zürich.
- Friedrichs, D.A., V. Trouet, U. Buntgen, D.C. Frank, J. Esper, B. Neuwirth, and J. Löffler. 2009. Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees-Structure and Function* **23**:729-739.
- IPPC. 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report.
- Jacobs, D.E., K.F. Salifu, and A.S. Davis. 2009. Drought susceptibility and recovery of transplanted *Quercus rubra* seedlings in relation to root system morphology. *Annals of Forest Science* **66**:-
- Kubiske, M.E. and M.D. Abrams. 1993. Stomatal and nonstomatal limitations of photosynthesis in 19 temperate tree species on contrasting sites during wet and dry years. *Plant Cell and Environment* **16**:1123-1129.
- Landolt, E. and B. Bäumler. 2010. Flora indicativa - Ecological indicator values and biological attributes of the flora of Switzerland and the Alps. 2. Aufl. edition. Haupt, Bern.
- Leuschner, C., D. Hertel, H. Coners, and V. Buttner. 2001. Root competition between beech and oak: a hypothesis. *Oecologia* **126**:276-284.
- Morin, X., J. Roy, L. Sonie, and I. Chuine. 2010. Changes in leaf phenology of three European oak species in response to experimental climate change. *New Phytologist* **186**:900-910.
- Ogaya, R. and J. Penuelas. 2007. Tree growth, mortality, and above-ground biomass accumulation in a holm oak forest under a five-year experimental field drought. *Plant Ecology* **189**:291-299.
- Saxe, H., M. G. R. Cannell, B. Johnsen, M. G. Ryan, and G. Vourlitis. 2001. Tree and forest functioning in response to global warming. *New Phytologist* **149**:369-399.
- Schär, C., P. L. Vidale, D. Luthi, C. Frei, C. Haberli, M. A. Liniger, and C. Appenzeller. 2004. The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* **427**:332-336.
- Scheffer, F., P. Schachtschabel, and H.-P. Blume. 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl. edition. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Wohlgemuth, T. R. 2006. Wald und Klimawandel. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald Schnee und Landschaft WSL Bibliothek, Birmensdorf.

Die physiologische Aktivität von *Alnus glutinosa* auf verdichtetem Waldboden

Matthias Ofner^{1,2}, Christine Meyer², Rolf Krebs¹, Peter Lüscher²

¹Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, CH-8820 Wädenswil

²Eidg. Forschungsanstalt WSL, FE Waldböden und Biogeochemie, CH-8903 Birmensdorf

Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Studie wurde untersucht, ob die Schwarzerle [*Alnus glutinosa*] eine geeignete Baumart für Sanierungsmassnahmen von verdichteten Waldböden unter Fahrspuren ist. Zu diesem Zweck wurden Parameter zur physiologischen Aktivität der Schwarzerle auf Fahrspuren mit und ohne Kompostapplikation sowie an einem Referenzstandort aufgenommen.

Untersucht wurde das Interzellularvolumen (IZV) der Grobwurzeln, der Chlorophyllgehalt der Blätter und Photosyntheseraten.

Das IZV dient als Indikator für die Sauerstoffversorgung der Wurzeln und erlaubt Rückschlüsse auf die Bodendurchlüftung, welche in 40 cm Abstand zu den Erlen bereits verbessert war. Auf den Fahrspuren bildeten die Erlen höhere Chlorophyllgehalte aus und zeigten eine grössere Photosyntheseleistung. Grundsätzlich boten die verdichteten Fahrspuren der Schwarzerle damit bessere Wachstumsbedingungen als die unverdichtete Referenz.

Abstract: The physiological activity of *Alnus glutinosa* on compacted forest soil

Is the black alder [*Alnus glutinosa*] a suitable species for remedial measures of compacted skid lanes on forest soil? Does soil compaction and compost application have an effect on the physiological activity of black alder?

The investigation focused on the Intercellular volume (ICV) of coarse roots, the chlorophyll content of leaves and photosynthetic rates.

The trees on the skid lanes with and without compost showed a greater physiological activity than the trees on the reference site. This is proven by an increased level of chlorophyll and ICV. Photosynthetic rates indicated similar trends. In summary, the skid lanes provide better growing conditions for black alder trees than the non-compacted reference site.

Keywords: Black alder, Intercellular volume, chlorophyll content, photosynthetic rate

1. Einleitung

Nach dem Sturm Lothar (1999) wurden in Schweizer Wäldern, vor allem im Mittelland umfangreiche Aufräumarbeiten mit schweren Forstmaschinen durchgeführt. Dadurch entstanden zum Teil stark verdichtete Fahrspuren. Zur Beschleunigung der Bodenregeneration wurden 2003 auf Lothar-Reservatsflächen Schwarzerlen in verdichtete Fahrspuren (Typ 2 und 3) gepflanzt (LÜSCHER et al. 2009).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Untersuchungen zur physiologischen Aktivität der Schwarzerlen durchgeführt. Dabei ging man den Fragen nach, ob die Schwarzerle eine geeignete Baumart für Sanierungsmassnahmen in verdichteten Waldböden ist und wie sich die Verdichtung und Kompostgaben auf die physiologische Aktivität der Baumart auswirken.

2. Methoden

Die Untersuchungen fanden auf den Regenerationsflächen des Lothar-Reservats in Messen (Kt. SO) statt. Um die Renaturierung des verdichteten Bodens zu fördern wurden dort 2003 Schwarzerlen direkt in Fahrspuren gepflanzt.

Eine Hälfte der Fahrspuren wurde vor der Bepflanzung mit Kompost aufgefüllt (EmK), die andere Hälfte belass man ohne Kompost (EoK). Des Weiteren wurde zum Vergleich ein unverdichteter Referenzstandort bepflanzt (Eref).

Pro Behandlungsfläche wurden bei drei Bäumen in den Tiefen 0-20cm und 40-80cm sowie in den Abständen 0-20cm und 40-60cm zur Stammbasis Grobwurzeln gesammelt. Das Interzellularvolumen (IZV) wurde nach STEUBLING und FANGMEIER (1992) mit der Exsikkatormethode bestimmt.

Weiter wurden bei 4 Bäumen pro Behandlungsfläche je 3 Blätter entnommen, um daraus den Chlorophyllgehalt zu ermitteln (ZIEGLER und EGGLE 1965).

Für die Lichtkurven ist das Photosynthesemessgerät "LI-6400XT" verwendet worden. Gemessen wurden jeweils drei Blätter an drei Bäumen pro Behandlungsfläche (Einstellungen siehe LICOR-BIOSCIENCES MANUAL (1998)).

3. Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt das IZV der Wurzeln von EoK. Die Interzellularvolumina auf EmK zeigten ähnliche

Werte und Tendenzen in den unterschiedlichen Tiefen und Abständen. Bei Eref lagen die IZV zwischen 6.2 und 17%, Unterschiede in verschiedenen Tiefen und Abständen konnten mangels Wurzelmaterial nicht belegt werden.

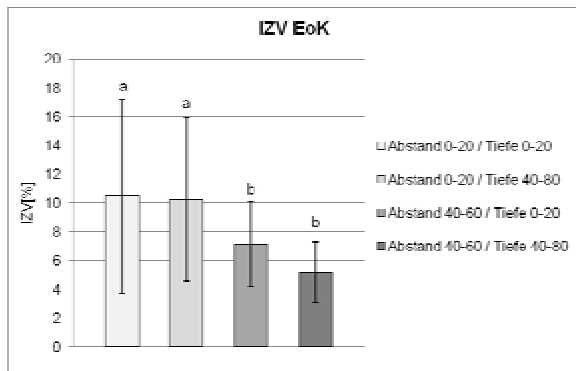


Abbildung 1: Grobwurzeln EoK, Anteil der gasgefüllten Bereiche am Gewebvolumen (Interzellularvolumen) in Prozent (n=15, mit Standardfehler, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (p<0.05)).

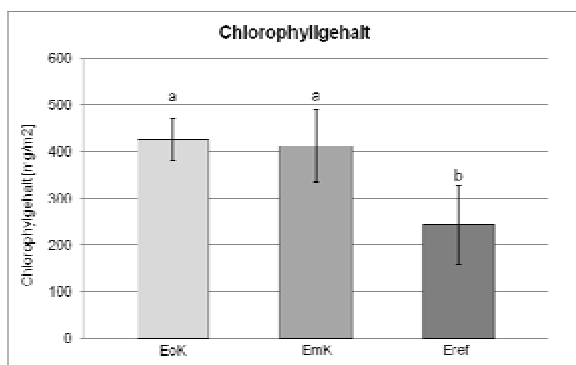


Abbildung 2: Vergleich des Chlorophyllgehaltes in mg/m² der Behandlungsflächen EoK, EmK und Eref. EoK. (n=12, mit Standardfehler, p<0.05).

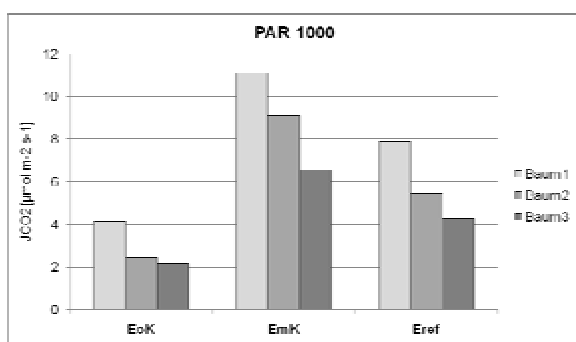


Abbildung 3: Netto- Photosyntheserate (JCO₂) der Behandlungsflächen EoK, EmK und Eref bei einer Lichtintensität (Photosynthetic Active Radiation, PAR) von 1000 μmol m⁻² s⁻¹ in der Blattkammer.

Die Interzellularvolumina der Grobwurzeln auf EoK und EmK wurden tendenziell mit steigendem Abstand zum Baum geringer ausgebildet (siehe Abb. 1). Dies könnte auf die bereits verbesserte Bodenstruktur in Baumnähe zurückzuführen sein, welche eine bessere Versorgung mit O₂ und CO₂ bietet als der ursprüngliche (stark verdichtete)

Boden. Die Wurzeln auf der Referenzfläche wiesen vergleichbare Werte auf, waren wegen des geringen Stichprobenumfangs jedoch schwerer interpretierbar.

Die im Vergleich zur Referenz höheren Chlorophyllgehalte bei EoK und EmK (Abb. 2) weisen auf bessere Standortsbedingungen in den Fahrspuren hin und korrelierten mit von ESCHENBACH (1997) an einem Naturstandort gemessenen Werten (Mittelwert Monate Juli bis September).

Die photosynthetische Aktivität bei EmK und Eref war grösser als bei EoK (siehe Abb. 3). Unterschiedliche mikroklimatische Verhältnisse sowie die fehlende Unterscheidung zwischen Licht- und Schattenblättern bei EoK sind die Gründe für die geringere Photosyntheserate. Die hohen Raten bei EmK sind durch die Kompostapplikation erklärbar. Diese verbessert nicht nur die Nährstoffversorgung der Pflanze, sondern erhöht auch die CO₂-Konzentration in der Wurzelumgebung.

5. Fazit

Die Bäume in den Behandlungen EmK und EoK zeigen eine grössere physiologische Aktivität verglichen mit den Bäumen bei Eref. Einerseits spiegelt dies den Unterschied zwischen den Behandlungen wieder, d.h. verdichteter und natürlich gelagerter Böden. Andererseits belegt dies die passende Baumartenwahl für die Regeneration, da der "Extremstandort Fahrspur" der konkurrenzschwachen Pionierpflanze Schwarzerle bessere Wachstumsbedingungen bietet als der unbefahrene Referenzstandort.

6. Literatur

ESCHENBACH, C. (1997): Zur Physiologie und Ökologie der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*). Ph.D. thesis, Kiel University.

LÜSCHER, P., F. FRUTIG, S. SCIACCA, S. SPJEVAK, O. THEES (2009): Physikalischer Bodenschutz im Wald. Merkblatt für die Praxis. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL). Birmensdorf, Zürich.

LICOR-BIOSCIENCES MANUAL (1998): Using the LI- 6400 Portable Photosynthesis System. Version 5. Part I: The Basics 4.1- 4.5.5.

STEUBLING, L und A. FANGMEIER (1992): Pflanzenökologisches Praktikum. Institut für Pflanzenökologie, Giessen. Versuch 108, S.140. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

ZIEGLER, R und K. EGLE (1965): Zur quantitativen Analyse der Chloroplastenpigmente. Beitr. Biol.Pflanzen, 41, 11- 37.

BODENVERDICHTUNG UNTER FAHRSPUREN - STRUKTURREGENERATION DURCH BEPFLANZUNG MIT *ALNUS GLUTINOSA*

Christine Meyer^{1/2}, Peter Lüscher¹, Rainer Schulin²

¹Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, CH-8903 Birmensdorf

²Institute of Terrestrial Ecosystems (ITES) ETH, CH-8092

Zusammenfassung

Durch die Räumungsarbeiten nach dem Sturm "Lothar" 1999 kam es in den Wäldern des Schweizer Mittellands zu ausgeprägten Bodenverdichtungen unter Rückegassen. Um die Regeneration der Bodenstruktur zu fördern, wurden 2003 auf "Lothar-Reservatsflächen" in Brüttelen (BE), Messen (SO) und Habsburg (AG) Schwarzerlen direkt in stark geschädigte Fahrspuren gepflanzt. Zusätzlich wurden einige der Fahrspuren vor der Bepflanzung mit Kompost aufgefüllt. Als Referenz dienten eine unbefahrene Fläche mit Bepflanzung sowie Fahrspuren ohne Bepflanzungsmassnahmen. Die Bepflanzung der Spuren führte zu vielversprechenden Ergebnissen bezüglich der nach 6 Jahren Versuchsdauer erhobenen bodenphysikalischen Parameter: Lagerungsdichte und Vorverdichtung waren tendenziell geringer als ohne Bepflanzung, während Grobporenvolumen und Luftleitfähigkeit tendenziell grösser waren. Die Kompostbehandlung zeigte keine positiven Wirkungen.

Soil compaction under skid lanes - structure regeneration by planting black alders

Serious soil damage resulted from the use of heavy timber machinery for clearing works in the Swiss Plateau after storm Lothar in 1999. In order to enhance the regeneration of the affected sites, black alder (*Alnus glutinosa*) setts were planted into the wheel tracks at three research areas (Habsburg, Messen and Brüttelen) in 2003. Prior to planting some tracks were filled with compost. Adjacent non-trafficked areas planted with alders served as control sites, additionally wheel tracks without planting served as reference. The planting measures produced promising results within the 6 years of the experiment in terms of soil physical parameters: soil bulk density and precompression stress decreased, while coarse porosity and air conductance increased. The compost treatment had no positive effect.

Keywords: compacted forest soil, regeneration, *Alnus glutinosa* (black alder)

1. Einleitung

Nach Sturmereignissen wie „Lothar“ (1999) finden Holzernte- und Räumungsmassnahmen unter Zeitdruck häufig sehr unkoordiniert und unter nicht optimalen Bedingungen (z.B. hohe Bodenfeuchte, nicht angepasste Reifeninnendrucke) statt. Durch den Einsatz schwerer Forstmaschinen kommt es häufig zu ausgeprägten Bodenverdichtungen unter Rückegassen und dadurch zu negativen Auswirkungen auf die Struktur und Funktionalität der betroffenen Waldböden. Problematisch diesbezüglich sind Veränderungen gekoppelter Eigenschaften wie der Erhöhung der Lagerungsdichte, Verminderung des Gesamt- bzw. Grobporenraumes, der gesättigten Wasserleitfähigkeit und des Gasdiffusionskoeffizienten im Oberboden (HILDEBRAND 1983, WHALLEY et al. 1995). Begleiterscheinungen sind Vernässung und Sauerstoffmangel, sowie eingeschränkte bzw. alternierende biologische Aktivität. All diese

Faktoren können letztendlich zur Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit führen. Laut der Schweizer Gesetzgebung ist dies das Problem, denn: „Dieses Gesetz soll Menschen, Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume gegen schädliche oder lästige Einwirkungen schützen sowie die natürlichen Lebensgrundlagen, insbesondere die biologische Vielfalt und die Fruchtbarkeit des Bodens, dauerhaft erhalten (USG: Art. 1).“ Einerseits führt dies zur Regelung vorbeugender Massnahmen: „Wenn der Boden (Wald) bewirtschaftet wird, sind unter Berücksichtigung der Feuchtigkeit des Bodens Fahrzeuge, Maschinen und Geräte so auszuwählen und einzusetzen, dass Verdichtungen des Bodens vermieden werden, welche die Bodenfruchtbarkeit langfristig gefährden (VBBö: Art. 6).“ Andererseits stellt sich die Frage, was ist zu tun wenn der Schaden bereits vorhanden ist, z.B. nach einem Sturmereignis?

Die Strukturregeneration eines verdichteten Bodens ist von mehreren Faktoren abhängig: dem Störungsgrad (Spurtyp), Bodenaufbau (Bodentyp und Humusform), Aktivität des Edaphons und dem Klima. Die natürliche Regeneration erfolgt durch Quellungs- und Schrumpfungsprozesse bei Austrocknung und Wiederbefeuchtung oder Eislinsenbildung sowie Bioturbation. Da diese Vorgänge jedoch sehr langwierig sind und mehrere Jahrzehnte in Anspruch nehmen können (VON WILPERT & SCHÄFFER 2006), werden Möglichkeiten zur Beschleunigung des Regenerationsprozesses gesucht.

Auf Lothar-Reservatsflächen in Habsburg (AG), Messen (SO) und Brüttelen (BE) wurden 2003 Fahrspuren mit den stärksten Bodenschäden (Typ 2 und 3, LÜSCHER et al 2009) und eine unbefahrene Referenzfläche mit Schwarzerlen bepflanzt (EoK und ERef). Zusätzlich wurden einige Fahrspuren vor der Bepflanzung mit Kompost aufgefüllt (EmK) und andere zur Kontrolle unbehandelt gelassen (FoM) (LÜSCHER et al. 2008; SCIACCA et al. 2010). Nach 6 Jahren wurde 2009 die Untersuchung der Flächen am Standort Habsburg begonnen. Um ein möglichst umfassendes Bild der ablaufenden Prozesse zu gewinnen, entschlossen wir uns für einen möglichst breitgefächerten Versuchsansatz, der verschiedene Aspekte des Regenerationsvorgangs beinhaltet. Untersucht wurden dementsprechend folgende Aspekte:

• **Biologie**

Kann die Schwarzerle den Wurzelraum wieder erschliessen? Gibt es in der Wurzelmorphologie Hinweise auf die Wachstumsbedingungen und somit auf die Bodeneigenschaften (Interzellularräumen – Anpassung an Sauerstoffmangel)?

• **Bodenstruktur**

Kann die Durchwurzelung mit der Veränderung der Bodenstruktur in Zusammenhang gebracht werden? Inwiefern nehmen Wurzeln Einfluss auf die Vernässungssituation? Können Wurzeln den verdichteten Boden „aufschliessen“ und die Gefügestruktur verbessern?

• **Bodenphysik**

Kann durch die Bestimmung von physikalischen Parametern, die auch als Kennwerte für den Bodenzustand genutzt werden, eine Verbesserung der Situation durch die Bepflanzung nachgewiesen werden?

Im Folgenden werden die bisher erhaltenen Ergebnisse der bodenphysikalischen Untersuchungen vorgestellt. Ergebnisse zu den Aspekten Bodenstruktur und Biologie sind dem Beitrag „Regeneration von mechanisch verdichtetem Boden unter Fahrspuren durch Sanierungsmaßnahmen“ zu entnehmen (MEYER et al. 2011).

2. Material und Methoden

Das Versuchsdesign besteht aus je drei Flächen mit Fahrspuren (Typ 3) welche in EmK und EoK unterteilt sind, sowie einer unbefahrenen und bepflanzten Referenzfläche (ERef). Pro Behandlung wurden jeweils 10 Bäume gepflanzt. Die Kontrolle (FoM) wurde jeweils in den unbepflanzten Teilen der Fahrspuren beprobt. Aufgrund des hohen Arbeitsaufwands wurden pro Behandlung EmK und EoK 4 Bäume geerntet, sowie 3 Bäume ERef. FoM wurde an 3 Standorten beprobt, aufgrund des hohen Skeletgehaltes konnten aber nur 2 Standorte ausgewertet werden.

Neben den ausgewählten Bäumen wurden Bodenprofile (80 cm tief, 150 cm breit) in 60, 40 und 20 cm Entfernung zur Stammbasis sowie direkt an der Stammbasis (0 cm) quer über die Fahrspur verlaufend ausgehoben (Abb. 1). Für die Analysen der Lagerungsdichte, Luftleitfähigkeit und Vorverdichtung wurden zwischen 0 cm und 20 cm Abstand zur Stammbasis pro Baum je drei ungestörte Bodenproben mit Burger-Zylindern (1 dm³) aus einer Tiefe von 20 bis 30 cm entnommen. Im Labor wurden die Proben im Wasserbad aufgesättigt und anschliessend mit einer hängenden Wassersäule auf Feldkapazität (-6 kPa) drainiert. Aus der Gewichts-differenz wurde das Grobporenvolumen bestimmt. Danach erfolgten zuerst die Messung der Luftleitfähigkeit und dann die Bestimmung der Vorverdichtung. Zur Messung der Luftleitfähigkeit wurde die von Berli (1996) beschriebene Unterdruckmethode verwendet. Die Vorverdichtung wurde nach dem geometrischen Verfahren von CASAGRANDE (1936) aus Drucksetzungskurven abgeleitet, welche mittels Oedometern (Wille Geotechnik GmbH, Göttingen) aus uniaxialen Kompressionstests erhalten wurden. Im Anschluss an die Oedometer tests wurden die Proben getrocknet, um die Lagerungsdichte zu bestimmen.

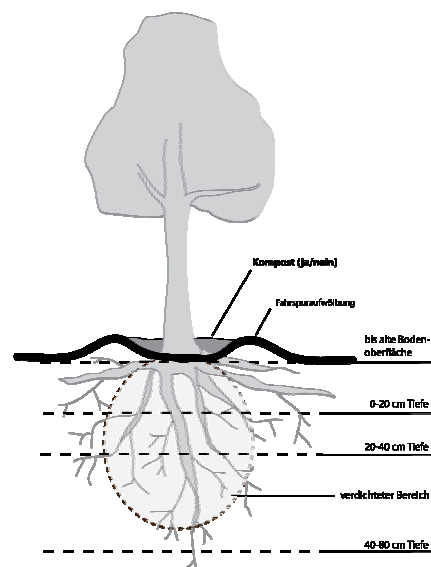


Abbildung 1: Bodenprofil in der Fahrspur mit Massnahme

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Lagerungsdichte (Abb. 2) und der Grobporenanteil (Abb. 3) zeigten im Vergleich zu den Werten von 2003 eine deutliche Verbesserung der Situation in den Fahrspuren. Alle Mittelwerte liegen zwischen denen der unbefahrenen Referenz und dem Fahrspurtyp 3 von 2003. Vergleicht man die hier dargestellten Werte mit den von der „Arbeitsgruppe Richtwerte der Plattform Bodenschutz der BGS“ vorgeschlagenen Richtwerten für Waldböden (Lagerungsdichte Oberboden: Richtwert 1.5 g/cm³, Prüfwert 1.65 g/cm³; Grobporenvolumen Oberboden: Richtwert 10%, Prüfwert: 7%), so fällt auf, dass sie in den Fahrspuren mit Massnahmen von Prüfwert- auf Richtwertniveau gesunken sind. Eine längerfristige Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit ist in diesem Fall also nicht zu befürchten. Eine Annäherung der Behandlungen an die Werte von ERef lässt sich tendenziell vor allem bei EoK erkennen, während EmK noch ähnliche Lagerungsdichten und Grobporenvolumina aufweist wie der Fahrspurtyp 3 vor 6 Jahren (Abb. 2 und 3). Dies bestätigt die durch die Rasteraufnahmen und Wurzelgewichte (MEYER et al. 2011) angedeutete Tendenz eines „Blumentopfeffektes“ in den EmK-Behandlungen. Der Renaturierungseffekt in den tieferen Bodenbereichen (> 20 cm) wird also durch ein auf die Kompostbereiche beschränktes Wurzelwachstum minimiert. Die Verdichtung wirkt in diesem Fall wie eine Wand, welche nur zur Verankerung und Wasserversorgung überwunden werden muss, die Nährstoffversorgung jedoch wird durch den Kompostbereich gewährleistet.

Auch die Fahrspur ohne Massnahmen (FoM) ergab vergleichsweise günstige Werte. Hier ist aber zum einen der geringe Stichprobenumfang zu berücksichtigen und zum anderen, dass hohe Skelettgehalte und die Aktivität von Regenwürmern bei den Laboruntersuchungen zu Problemen führten. Für den Parameter Luftleitfähigkeit (Abb. 4) konnte aus diesen Gründen auch kein Wert für FoM dargestellt werden, da durch Regenwurmgänge in den Zylindern eine vergleichbare Messung unmöglich war. Eine Nachbeprobung wurde bereits durchgeführt, die Laboruntersuchungen sind jedoch noch nicht abgeschlossen.

Die Messung der Luftleitfähigkeiten (Abb. 4) bestätigte die vorab geschilderte Tendenz. EmK lag deutlich unter den Werten von EoK und ERef, während in der Fahrspur ohne Kompost nur geringfügig niedrigere Werte als auf der unbefahrenen Referenz gemessen wurden.

Durch die Vorverdichtungsmessungen (Abb. 5) wurde der Unterschied zwischen den behandelten Fahrspuren und FoM deutlich. Die Fahrspur ohne Massnahme zeigte mit einem Mittelwert von über 50 kPa deutlich höhere Werte

als EmK, EoK und ERef mit < 40 kPa. Die Verdichtung des Bodens mit Massnahmen, also in den bepflanzen Fahrspuren, lag fast wieder auf dem Niveau des unbefahrenen Bodens.

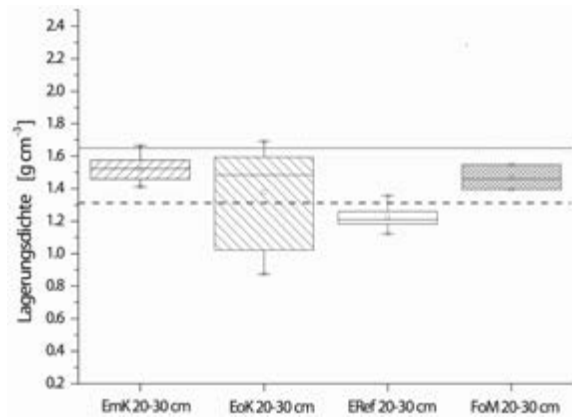


Abbildung 2: Lagerungsdichte Habsburg 20-30 cm Tiefe; EmK= Erle mit Kompost n=12, EoK= Erle ohne Kompost n=12, ERef= Erle auf der unbefahrenen Referenzfläche n=9, FoM= Fahrspur ohne Massnahme n=6; Vergleich Voruntersuchungen 2002 von M. Kuhn & B. Ettl: Fahrspurtyp 3 , unbefahrene Referenz - - - -

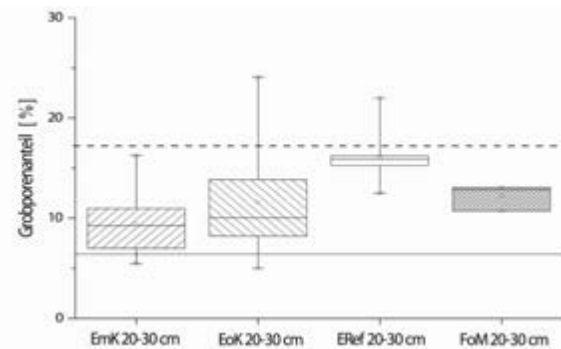


Abbildung 3: Grobporenvolumen Habsburg Mittelwerte; EmK= Erle mit Kompost n=12, EoK= Erle ohne Kompost n=12, ERef= Erle auf der unbefahrenen Referenzfläche n=9, FoM= Fahrspur ohne Massnahme n=6; Vergleich Voruntersuchungen 2002 von M. Kuhn & B. Ettl: Fahrspurtyp 3 , unbefahrene Referenz - - - -

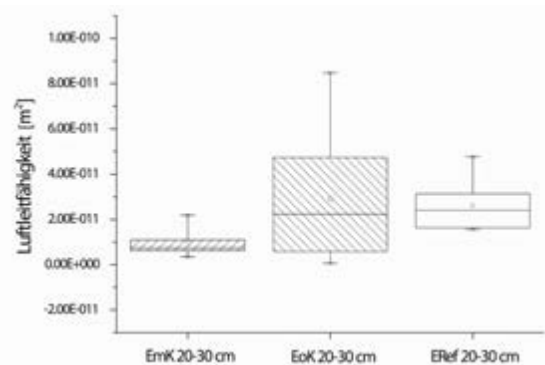


Abbildung 4: Luftleitfähigkeit Habsburg Mittelwerte; EmK= Erle mit Kompost n=12, EoK= Erle ohne Kompost n=12, ERef= Erle auf der unbefahrenen Referenzfläche n=9, die Daten von FoM sind aufgrund eines zu kleinen Stichprobenumfangs nicht dargestellt

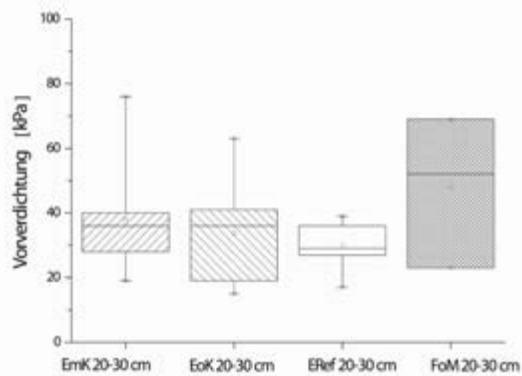


Abbildung 5: Vorverdichtung Habsburg Mittelwerte; EmK= Erle mit Kompost n=12, EoK= Erle ohne Kompost n=12, ERef= Erle auf der unbefahrenen Referenzfläche n=9, FoM= Fahrspur ohne Massnahmen n=6

Wie bereits die Feldaufnahmen der Wurzelverteilungen (MEYER et al. 2011) zeigten, waren die Schwarzerlen in der Lage, den verdichteten Wurzelraum unter den Fahrspuren zu erschliessen.

Auch anhand der morphologischen Ansprache des Bodengefüges und der Hydromorphie-Merkmale waren eine Verbesserung der Bodenstruktur durch die Bepflanzung und ein gut voranschreitender Regenerationsprozess erkennbar (MEYER et al. 2011). Die bodenphysikalischen Messungen, welche bisher nur für den Standort Habsburg vorliegen, bestätigen nun diese Befunde. Wie auch von anderen Autoren beobachtet wurde (HELAL 1991, DEXTER 1991), ist die Durchwurzelung von verdichteten Bodenbereichen Teil des biologischen Regenerationsprozesses, der zu einer Verbesserung der bodenphysikalischen Eigenschaften führt. Die Wurzeln durchbrechen die Verdichtung und schaffen Makroporen, in denen der Gas- und Wassertransport gefördert wird, was wiederum zu einer Förderung der Bodenfauna und -Flora führt (DEXTER 1991). So wurde während der Feldaufnahmen insbesondere ein verstärktes Vorkommen von Regenwürmern in den Fahrspuren mit Massnahmen festgestellt. Das Absterben einzelner Wurzeln und das Austreiben neuer Wurzelspitzen unterstützen diesen Vorgang, indem bestehende Transportwege freigegeben und neue gebildet werden. Eine offene Frage bleibt jedoch die Absterberate der Wurzeln, welche auch schon HELAL (1991) als einen regulierenden Faktor der Regeneration identifiziert hat.

Die natürliche Regeneration ist besonders effektiv im Bereich des Oberbodens, wo sich Faktoren wie Bodenfrost und Durchwurzelung besonders stark auswirken (HAKANSSON & REEDER 1994, VON WILPERT & SCHÄFFER 2006). In unserem Versuchsansatz können wir durch die tiefreichende Durchwurzelung der Erlen deutlich regenerative Effekte also auch im Unterboden er-

zielen. Bisherige Studien gehen je nach Bodentyp und Schwere der Verdichtung von einer Regenerationsdauer von bis zu mehreren Dekaden aus (HAKANSSON & REEDER 1994, VON WILPERT & SCHÄFFER 2006). Nach DICKERSON (1976) stellte sich z. B. bei lehmigen Sanden bis schluffig-tonigen Lehmen nach 12 Jahren die natürliche Lagerungsdichte wieder ein. In unserem Versuch zeigte sich bereits nach 6 Jahren eine Annäherung der Lagerungsdichte von EoK an die unbefahrene Referenz. Die Angaben zur Dauer der Regenerationsphase sind jedoch nur schwer vergleichbar, da in den einzelnen Studien unterschiedliche Substrate und verschiedene Parameter zur Beurteilung des Bodenzustandes herangezogen wurden. Generell wird die Dauer jedoch auf mehr als 10 Jahre angesetzt. Unsere bisherigen Ergebnisse zeigen, dass die Regenerationsprozesse durch Bepflanzung mit *Alnus glutinosa* auf jeden Fall beschleunigt wurden.

4. Schlussfolgerungen

Die hier vorgestellten Ergebnisse bestätigen bisherige Beobachtungen im Feld, dass die Schwarzerle durch die Wiedererschliessung des Wurzelraums eine Verbesserung der Bodenstruktur bewirken kann (MEYER et al. 2011). Die Kompostapplikation in den Fahrspuren ist für die Regeneration nicht förderlich, da keine vermehrte Wurzelbildung in den verdichteten Bodenbereichen stattfindet.

Die Auswertung der 2010 am Standort Messen durchgeführten Beprobungen werden zeigen, wie weit die bisher erhaltenen Ergebnisse und Tendenzen auf andere Standorte übertragen werden können. Interessant wird hierbei die Frage sein, inwiefern die Humusschicht und der Bodentyp den Prozess beeinflussen, denn der feuchtere Standort Messen zeigt zum Teil Pseudovergleyung und eine aktivere Humusform.

5. Literatur

BERLI, M., J. HOERNER, 1996: Bestimmung der Verdichtungsempfindlichkeit von Kulturböden mittels Ödometer- und Luftdurchlässigkeitsuntersuchungen. Diplomarbeit ETH Zürich.

Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz, USG, 1983): Artikel 1.

CASAGRANDE, A., 1936: The determination of pre-consolidation load and its practical significance. Proceedings of the First International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Harvard University. 3, 22–26: 60–64.

DEXTER, A. R. (1991): Amelioration of soil by natural processes. *Soil & Tillage Research* 20: 87-100.

DICKERSON, B. P. (1976): Soil compaction after tree-length skidding in Northern Mississippi. *Soil Sci. Soc. Amer. Journal* 40: 965-966.

HAKANSSON, I, R. C. REEDER (1994): Subsoil compaction by vehicles with high axle load – extend, persistence and crop response. *Soil & Tillage Research* 29: 277-304.

HELAL, M. (1991): Bodengefüge, Wurzelentwicklung und Wurzelfunktionen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung Bodenkunde* 154: 403–407.

HILDEBRAND, E. E., 1983: Der Einfluss der Bodenverdichtung auf die Bodenfunktionen im forstlichen Standort. Sonderdruck Forstwissenschaftliches Centralblatt 102 (2): 111-125.

LÜSCHER, P., F. FRUTIG, S. SCIACCA, S. SPJEVAK, O. THEES (2009): Physikalischer Bodenschutz im Wald. Bodenschutz beim Einsatz von Forstmaschinen. *Merkbl. Prax.* 45: 12 S. ISSN 1424-2876.

LÜSCHER, P; S. SCIACCA, M. HALTER, 2008: Regeneration von Wurzelraumfunktionen nach mechanischer Belastung. In Fahrspuren gepflanzte Erlen fördern die Regeneration in verdichteten Böden. *LWF aktuell* 15, 67: 11-12.

MEYER, C., P. LÜSCHER, R. SCHULIN, 2011: Regeneration von mechanisch verdichtetem Boden unter Fahrspuren durch Sanierungsmassnahmen. *BGS Bulletin* 31, 12-16.

SCIACCA, S., M. HALTER, B. FREY, I. BRUNNER, P. LÜSCHER, 2010: Regenerationsfähigkeit von Fahrspuren nach mechanischer Belastung. *BGS Bulletin* 30, 37-38.

VON WILPERT, K.; J. SCHÄFFER, 2006: Ecological effects of soil compaction and initial recovery dynamics: a preliminary study. *European Journal of Forest Research* 125: 129-138.

WHALLEY, W. R., E. DIMITRU, A. R. DEXTER, 1995: Biological effects of soil compaction. *Soil and Tillage Research* 35: 53-68.

Verordnung über Belastungen des Bodens (VBo, 1998): Artikel 6

Vorschlag der „Arbeitsgruppe Richtwerte der Plattform Bodenschutz der BGS“ zu Richt- und Prüfwerten für den Vollzug im physikalischen Bodenschutz (2005), BGS Dokument Nr. 13.

Predicting topsoil damage from slip of tractor tires

Andrea Battiato & Etienne Diserens

Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Tänikon 1, CH-8356 Ettenhausen

Abstract

During tillage operations topsoil undergoes normal and tangential stresses at the contact with tractor tires. The tangential stresses sharply rise when increasing traction force and may cause topsoil among tire lugs to fail (soil cutting) with consequent formation of a strengthless layer strongly exposed to erosion and an underlying layer where shear deformations contribute to alter soil structure functionalities. In this paper mechanical conditions along the soil-tire contact surface which lead to the soil cutting are investigated on the base of field tests and discussed in light of simulations with a soil-tire interaction model. Traction tests with a 65kW tractor were carried out on an agricultural silty soil.

Longitudinal topsoil displacements were measured on different driving corridors where slip ranged between 5% and 48%. As soon as soil failure condition as simulated by the model is approached, the topsoil displacements clearly increase.

Keywords: soil-tire interaction, topsoil damage.

Résumé

Les roues en effort de traction font subir au sol des contraintes à la fois verticales et tangentielles. Ces dernières s'élèvent rapidement avec la force de traction, effort susceptible alors de sectionner le sol au niveau des espaces inter-crampon de l'interface sol-pneumatique. Cette couche cisailée, lâche est sujette à l'érosion alors que la couche inférieure déformée verticalement et longitudinalement se fragilise. Les propriétés mécaniques de l'interface sol-pneumatique aboutissant au phénomène de cisaillement sont examinées, ceci sur la bases de mesures in-situ et d'un modèle de calcul interactif sol-pneumatique. Les mesures ont été effectuées sur un sol agricole de silt avec un tracteur de 65kW. Les déplacements longitudinaux du sol ont été mesurés pour des taux de patinage allant de 5% à 48%. Le seuil requis de cisaillement simulé coïncide avec le déplacement manifeste des agrégats observé au-delà de cette valeur limite calculée.

Mots-clés: interaction sol-pneu, altération du sol en surface.

1. Introduction

Tractor traction tires interact with soil by a system of normal and tangential stresses along the soil-tire contact surface. In this interaction both soil and tire deform according to their own stress-strain relationship.

Soil deformations result in the formation of tracks as well as in topsoil displacements lengthwise the soil-tire contact surface.

The topsoil displacements depend on shear stresses which soil undergoes during the tractor passage and are responsible for causing slip of the tractor tires.

High traction forces are obtained by mobilizing the resistance of soil elements among tire lugs. As soon as the whole resistance is mobilized the soil elements among tire lugs fail (soil cutting) with consequent formation of a strengthless layer strongly exposed to erosion (fig. 1) and an underlying layer which shows high shear deformations.

Effects of shear deformations on soil structure with regard to the alteration of the pore system functionalities have been pointed out by different researchers (Kirby, 1991, Horn et al., 1994, O'Sullivan et al., 1999; Horn, 2003).

Moreover contributions of wheel slip in causing

soil compaction were highlighted by Raghavan et al. (1978), whereas Davies et al. (1973) showed how wheel slip is more important in causing compaction than additional wheel loading.

In light of the previous considerations it results evident that, when dealing with traction tires, soil protection should not be limited to prevent high subsoil deformations (soil compaction) but issues concerning topsoil damage due to slip of the tires should also be taken into account. In spite of a recognized need for limiting slip of tractor tires no theoretical approaches have been presented so far to provide indications about a range of slip values where no topsoil damage occurs during tillage operations.

In this context, the paper presents a study aimed to analyze mechanical conditions which lead to soil cutting. A theoretical approach based on a soil-tire interaction model which simulates soil stress paths during tractor tires passage is presented. Field tests with a 65kW tractor were carried out to validate the theoretical approach. Residual longitudinal topsoil displacement after tractor passage was measured in a wide range of wheel slip values as suitable indicator of the soil cutting effect.



Figure 1. Soil cutting on a silty soil.

2. Materials and Methods

Soil-tire interaction model

The semi-empirical model of interaction between soil and pneumatic wheel presented by Osetinsky and Shmulevich (2004) was employed. Figure 2 shows main forces acting on the driven pneumatic wheel according to Osetinsky and Shmulevich (2004).

The model was modified by introducing a soil pressure-sinkage relationship in vertical plate penetration tests which takes into account the soil dynamic reaction:

$$p_s = \left[\left(\frac{K_{stat,c}}{b} + K_{stat,\varphi} \right) + \left(\frac{K_{dyn1,c}}{b} + K_{dyn1,\varphi} \right) \overline{V}_v^m \right] z^n \quad (1)$$

where

p_s = vertical soil pressure [kPa]

n = exponent of deformation

b = contact patch smaller dimension (width of the tire) [m]

z = soil sinkage [m]

\overline{V}_v = vertical compression velocity [m/s]

m = exponent of compression velocity

$K_{stat,c}$ = cohesive static modulus of deformation [kN/m⁽ⁿ⁺¹⁾]

$K_{stat,\varphi}$ = frictional static modulus of deformation [kN/m⁽ⁿ⁺²⁾]

$K_{dyn1,c}$ = cohesive dynamic modulus of deformation corresponding to a unitary vertical compression velocity [kNs^m/m^(m+n+1)]

$K_{dyn1,\varphi}$ = frictional dynamic modulus of deformation corresponding to a unitary vertical compression velocity [kNs^m/m^(m+n+2)]

This allowed influence of actual forward velocity

and slip on stress state at the soil-tire contact to be simulated. Another modification has regarded the calculation of the traction performance. Since the soil cutting effect is mainly controlled by the resistance of the topsoil and therefore by the stress state in the topsoil, the gross traction was expressed in terms of this stress state:

$$GT = \int_0^{x_0} (c + p_s \tan \varphi)(1 - e^{-j/k}) b dx \quad (2)$$

where

GT = gross traction [kN]

c = soil cohesion [kPa]

φ = angle of soil shear resistance [°]

j = shear displacement [m]

k = shear deformation modulus [m]

The soil-tire interaction model was employed to simulate the traction performance of a 4WD tractor. In this, the load transfer effect was introduced, i.e. the dynamic transfer of load from the front axle to the rear axle when developing traction. The load transferred between the two axles was calculated by the equilibrium condition of the tractor:

$$\Delta W_n = NT_{trac.,n-1} \frac{h}{2L} \quad (3)$$

where $NT_{trac.,n-1}$ is the net traction developed by the tractor for a slip value of $n-1$, h is the height of the drawbar measured on the field in the operating configurations and L is the wheelbase of the tractor. Moreover, when driving in straight line motion with rigid coupling between the two axles and wheel advance less than 1%, the slip of the front and the rear wheels is assumed to be the same.

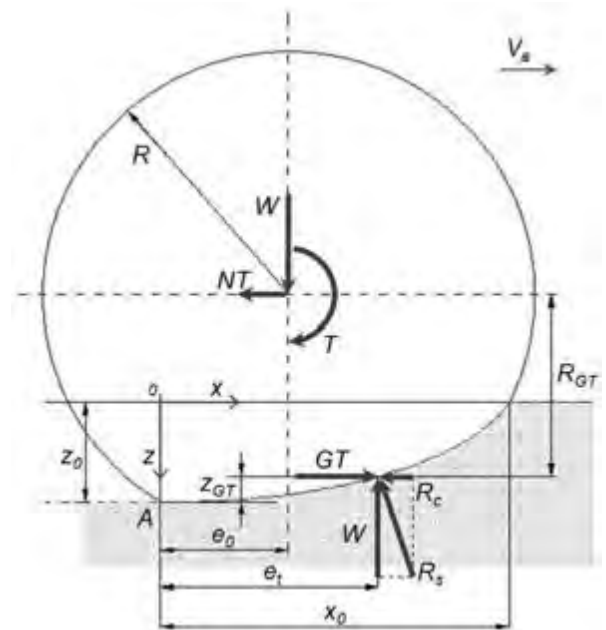


Figure 2. Interaction forces between soil and a driven pneumatic wheel according to Osetinsky and Shmulevich (2004).

Field tests

A 65 kW tractor was employed as pulling tractor. The pulling effect was obtained by means of a 110 kW tractor used as braking trailer. The test layout is sketched in figure 3.

The traction force was measured by a 50 kN load cell in section with the steel cable used to connect the two tractors, the driving speed was measured by a 100 Hz radar whereas the wheel rolling speed was registered by means of a wireless sensor set on a rear wheel of the pulling tractor.

All these parameters were recorded and displayed by an automatic acquisition system in the braking tractor. The load on the wheels was measured with a flat bed wheel load scale.

In order to obtain the highest traction performance, the tractor moved in rectilinear direction with locked differential. Corridors with length ranging between 45 and 85 meters according to the field geometry were driven with constant wheel slip varying between 5% and 48% by controlling the developed net traction force.

The pulling tractor and the brake tractor did not move aligned during the test, this allowed to have independent tracks for the two tractors. The traction force in the longitudinal direction was obtained from the measured force by taking into account the angle of the steel cable γ (fig. 3). This latter resulted around 3° (in figure 3 a distorted scale is used for representation needs). Longitudinal topsoil displacements lengthwise the soil-tire contact surface were measured along the tracks of the pulling tractor. In order to measure such displacements a system of strips orthogonal to the tractor track was spray painted on topsoil surface before the tractor passage (fig. 4).

A strip width of 150 cm allowed ends to be faraway enough from both the track of the pulling tractor and the track of the brake tractor. This way, strip edges are reliably undisturbed from tractor passage and can be used as a reference system (points A, B, C, D in figure 4) for measuring the topsoil displacements due to tire slip.

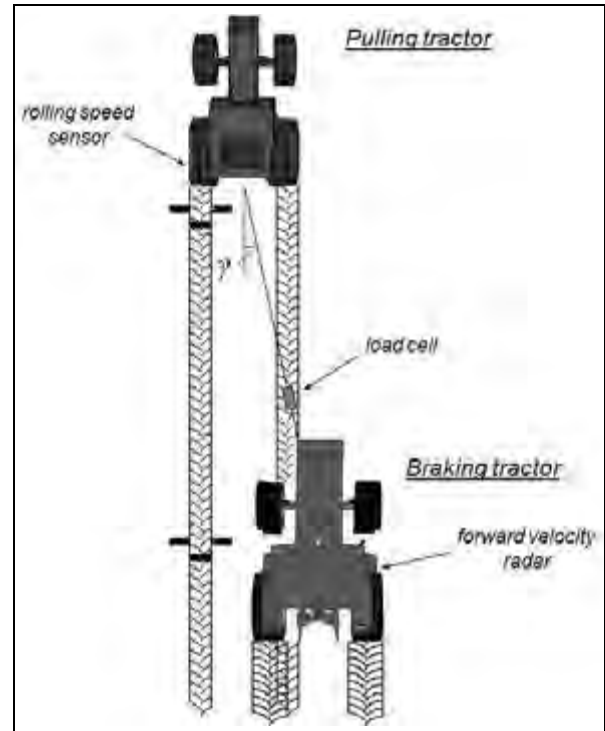


Figure 3. Layout of field traction tests.

The topsoil displacements were measured in each corridor with 2 or 3 repetitions. Traction tests were carried out with a mean forward velocity of 4.2 km/h.

Characterization of the topsoil and the tire

Physical and mechanical parameters of the agricultural field chosen as location for the tests are listed in table 1.

The volumetric water content θ was measured by means of TDR probes and the water suction s at 5 cm of depth was recorded with field tensiometers. A tractor mounted Bevameter was employed in order to characterize the topsoil mechanical behaviour.

Vertical plate penetration tests were carried out with two circular plates of 20 cm and 30 cm of diameter.

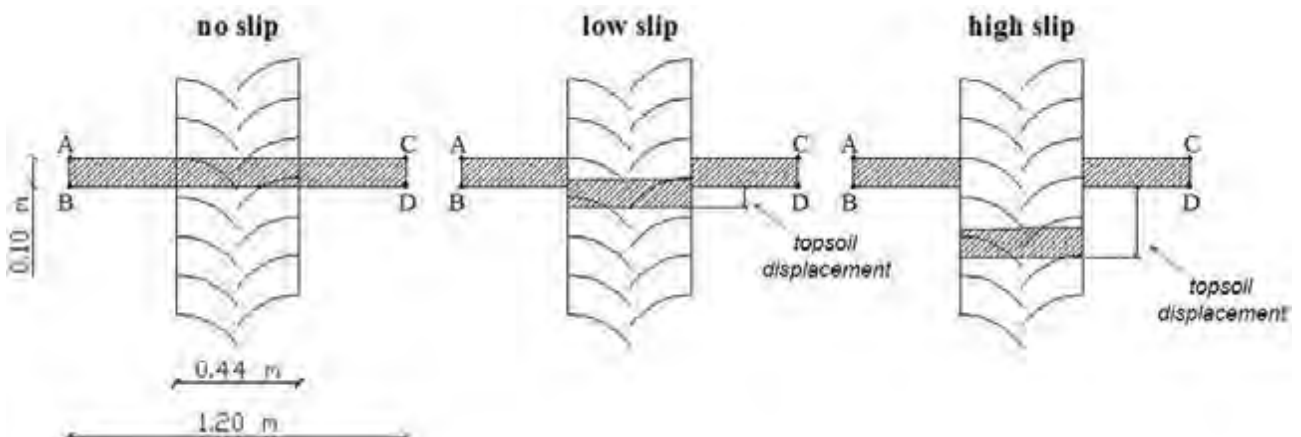


Figure 4. Measure of topsoil displacement.

The compression velocity was ranged between 0.0001 m/s and 0.2 m/s, the smallest value was assumed to simulate the static condition.

Figure 5 shows results of vertical plate penetration tests with the plate of diameter of 20 cm. In this figure, measured curves are fitted with equation 1. The values of $K_{stat,c}$ and $K_{stat,\varphi}$ (tab. 1) were determined on the base of the pressure-sinkage curves at compression velocity of 0.0001 m/s according to the procedure described by Wong (1980). The values of $K_{dyn1,c}$, $K_{dyn1,\varphi}$, n , and m (tab. 1) were determined according to Grahn (1996). Horizontal plate shear deformation tests were performed by means of an annular plate with outer diameter of 30 cm and inner diameter of 20 cm. Figure 6 reports the shear stress-shear displacement relationship for different vertical pressures ranging between 21 and 155 kPa. Measured curves were fitted with the equation proposed by Janosi and Hanamoto (1961):

$$\tau = (c + p_s \tan \varphi)(1 - e^{-j/k}) \quad (4)$$

where τ [kPa] is the soil shear stress. The values of c , φ and k (tab. 1) were determined according to the procedure described by Wong (1980).

Table 2 reports the tractor specifications (wheelbase L and height of the drawbar h of the pulling tractor) and the tire specifications (tire width b , wheel load W_0 , rim diameter D_{rim} , tire radius R , inflation pressure P_{in} , carcass stiffness K_{carc} and inflation pressure dependence of the tire ΔK_p). These last two parameters are described by Lines and Murphy (1991).

3. Results and Discussion

The relationship between the net traction developed by the tractor and the slip of tractor wheels is reported in figure 7. In this, experimental measures are confronted with the model simulation. An example of simulated distributions of normal stress and shear stress along the soil-tire contact surface of the tractor rear wheel at 15% slip is reported in figure 8.

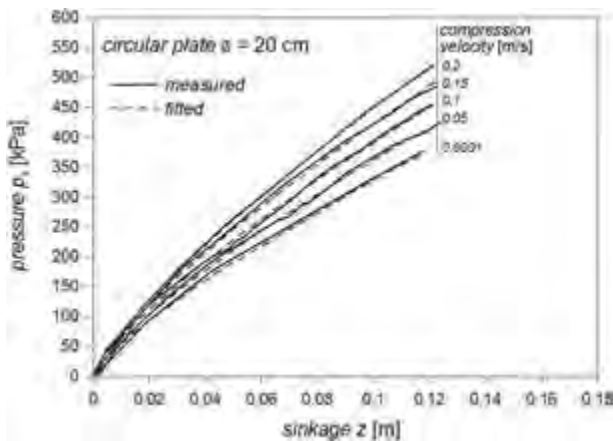


Figure 5. Vertical plate penetration tests with a circular plate ($d = 20$ cm).

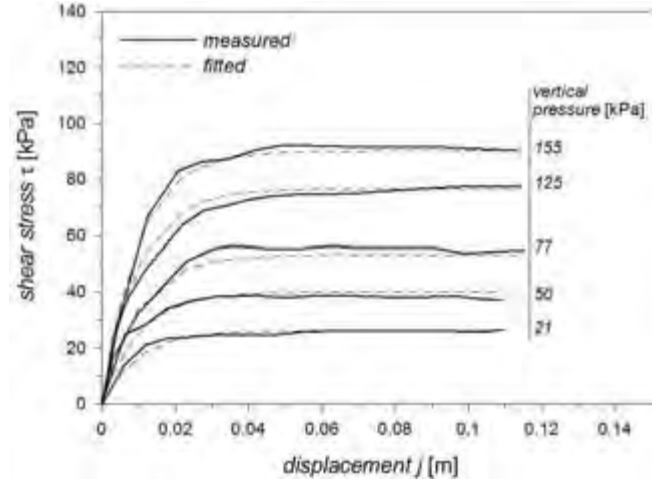


Figure 6. Horizontal plate shear deformation tests with annular plate.

In this, the soil-tire contact surface is defined by the x -axis and the z -axis whereas the stress distribution along the contact surface is defined by the x -axis and the $stress$ -axis.

The load transfer effect causes the unloading of the front wheel and the loading of the rear wheel with a decrease and an increase of the contact area with soil, respectively.

The distribution of the soil normal stress shows a peak which occurs in front of the bottom dead center of the contact surface (fig. 8).

The silty soil considered in this study, during shear tests, has shown an elastoplastic behavior with hardening (fig. 6). Such behavior is well described by equation 4 whose horizontal asymptote corresponds to the Mohr-Coulomb's expression which defines the soil failure condition under a known normal pressure:

$$\tau_{max} = (c + p_s \tan \varphi) \quad (5)$$

In figure 8 the soil shear stress under the rear wheel is represented for each point of the contact surface along with the soil failure condition according to the normal pressure acting in that point.

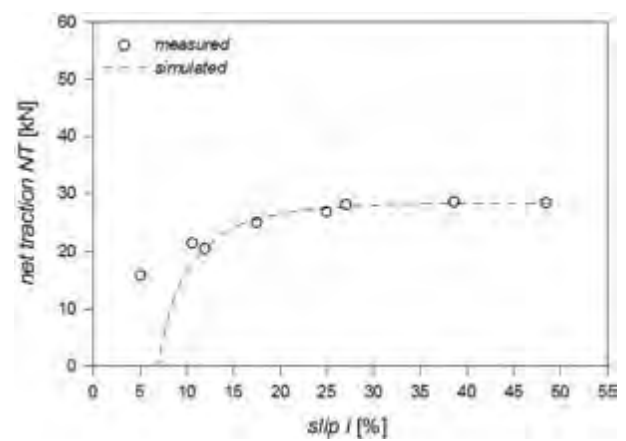


Figure 7. Measured and simulated relationship between tractor net traction and wheel slip.

Table 1. Soil physical and mechanical characterization

Soil	θ [%]	s [kPa]	$K_{stat,c}$ [kN/m ⁽ⁿ⁺¹⁾]	$K_{stat,\phi}$ [kN/m ⁽ⁿ⁺²⁾]	$K_{dyn,c}$ [kNs ^m /m ^(m+n+1)]	$K_{dyn,\phi}$ [kNs ^m /m ^(m+n+2)]	n	m	c [kPa]	ϕ [°]	k [m]
silt loam	40.2	11.9	298.2	479.0	840.2	-979.8	0.778	0.925	15.9	25.6	0.01

Table 2. Tractor specifications, tire specifications and mechanical parameters

Braking tractor	Pulling tractor	L [m]	h [m]	b [m]	W_0 [kN]	D_{rim} [m]	R [m]	P_{in} [kPa]	ΔK_p [kN/mkPa]	$K_{carc.}$ [kN/m]		
John Deere 6920 110 kW	Hürlimann H488 DT 65 kW	2.34	0.8	front tire rear tire	380/85R24 420/85R34	0.38 0.44	9.3 11.1	0.610 0.864	0.625 0.790	60 60	1.22 2.00	129.5 111.8

Figure 9 represents the soil stress paths along the contact surface with tire for the rear wheel in terms of mean stress $p = (\sigma_1 + \sigma_3)/2$ and deviatoric stress $q = (\sigma_1 - \sigma_3)/2$, where σ_1 and σ_3 are the greatest principal stress and the smallest principal stress, respectively.

Intercept a and slope M of the critical state line CSL (fig. 9) are derived as a function of the soil cohesion c and the angle of soil shear resistance ϕ for a plane stress state:

$$a = c \cos \phi \quad (6)$$

$$M = \sin \phi \quad (7)$$

The shear stress sharply rises when increasing slip (fig. 9), at slip of 8% it assumes values very far from the soil failure condition, at slip of 11% it is very close to the failure condition, whereas at slip of 15% it approaches the failure condition. A further increase of slip up to 26% entails that the soil failure condition is approached in a more extended area of the contact surface, or in other words, the available soil resistance is entirely mobilized on a more extended area of the contact surface.

Figure 10 shows the evolution of the measured topsoil displacements with slip. This is confronted with the evolution of the maximum ratio between the soil shear stress τ and the soil strength τ_{max} , the first as given by equation 4 and the second as provided by equation 5, for the front and the rear wheels.

For a defined value of slip, the ratio τ/τ_{max} varies along the contact surface as a function of the shear displacement j :

$$\tau/\tau_{max} = (1 - e^{-j/k}) \quad (8)$$

At low slip the soil is stressed in its domain of hardening behavior and it deforms when increasing shear stress.

In this phase the soil is able to provide a high increase of traction force corresponding to small variations of slip.

The measured topsoil displacements which correspond to the residual displacements after the passage of the front and rear wheels, are in this phase very small. In spite of the big increase of traction, measured topsoil displacements don't vary significantly with slip.

As soon as the available resistance is approached, soil fails exhibiting a rise of residual topsoil displacements.

In this phase, the developed traction force still increases because the available soil strength is progressively mobilized on more extended areas of the contact surface, but its gradient strongly reduces (fig. 7).

In spite of an undefined transition limit between these two phases, a value of the ratio τ/τ_{max} of 0.99 seems to provide a reliable indication. In the considered case, this value is first reached under the rear wheel for a slip of 15% (fig. 10).

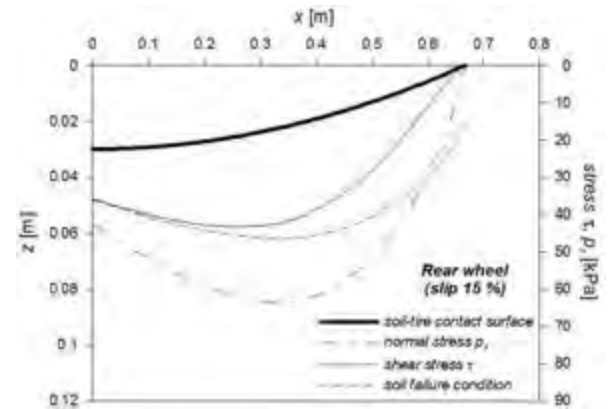


Figure 8. Stress distribution along the soil-tire contact at slip 15% for the rear wheel.

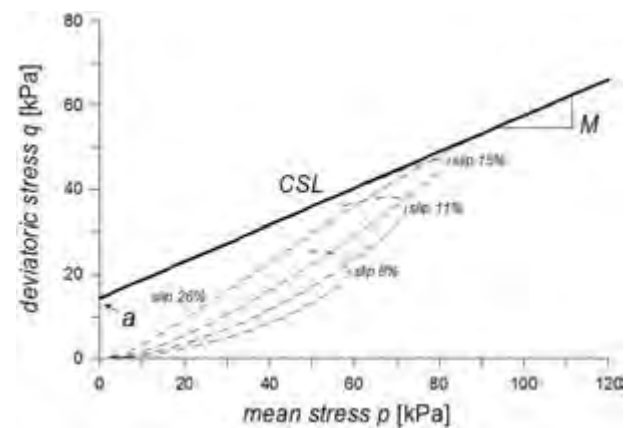


Figure 9. Soil stress paths along the soil-tire contact for the rear wheel at various slip.

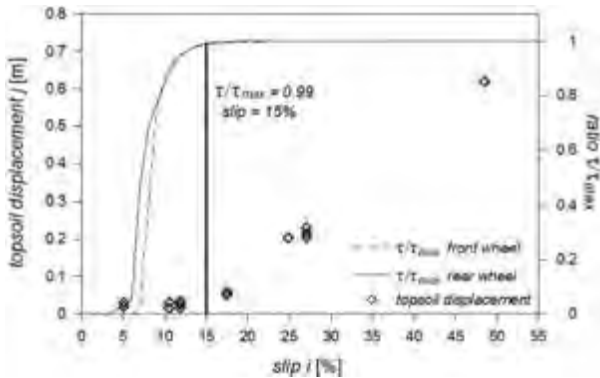


Figure 10. Evolution of the topsoil displacement with wheel slip confronted with the evolution of the maximum ratio τ/τ_{max} with wheel slip for the front wheel and the rear wheel.

4. Conclusions

This study was aimed at investigating the mechanical conditions in soil-traction tires interaction under which soil cutting occurs. Main results of the study can be summarized as follows:

A function describing the soil reaction under dynamic conditions of compression was added in a semi-empirical model of interaction between soil and traction tires.

The soil-tire interaction model was employed to simulate the traction performance of a 65 kW tractor on an agricultural silty soil in terms of the net traction-slip relationship. The model simulation matches the measured traction performance in the considered case.

Topsoil displacements along the tracks of the pulling tractor were measured at different wheel slip by means of a system of spray painted strips on topsoil surface.

At low slip they resulted not to vary significantly, whereas, as soon as the available soil strength is approached, topsoil displacements rise indicating that soil cutting occurs.

A ratio τ/τ_{max} of 0.99 as maximum value along the soil-tire contact surface was identified as indicative limit beyond which soil cutting is expected to occur.

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge the Swiss Federal Office for the Environment FOEN and the tire manufacturer Michelin for the financial support for this study.

5. References

Davies, D. B., J. B. Finney, S. J. Richardson. 1973. Relative effects of tractor weight and wheel-slip in causing soil compaction. *J. Soil Science*. 24(3): 399-409.

Grahn, M. 1996. Einfluß der Fahrgeschwindigkeit auf die Einsenkung und den Rollwiderstand von Radfahrzeugen auf Geländeböden. *PhD diss. Hamburg: Universität der Bundeswehr Hamburg*.

Horn, R., H. Taubner, M. Wuttke, T. Baumgartl. 1994. Soil physical properties related to soil structure. *Soil Tillage Res.* 30: 187-216.

Horn, R. 2003. Stress-strain effects in structured unsaturated soils on coupled mechanical and hydraulic processes. *Geoderma* 116: 77-88.

Janosi, Z., and B. Hanamoto. 1961. The analytical determination of drawbar pull as a function of slip for tracked vehicles in deformable soils. In *Proc. 1st International Conference on the Mechanics of Soil-Vehicle Systems*, 707-736. Torino, Italy: Edizioni Minerva Tecnica.

Kirby, J. M. 1991. The influence of soil deformations on the permeability to air. *J. Soil Science*. 42: 227-235.

Lines, J. A., and K. Murphy. 1991. The stiffness of agricultural tractor tires. *J. Terramech.* 28(1): 49-64.

Osetinsky, A., I. Shmulevich. 2004. Traction performance simulation of a pushed/pulled driven wheel. *Trans. ASAE* 47(4): 981-994.

O'Sullivan, M. F., E. A. G. Robertson, J. K. Henshall. 1999. Shear effects on gas transport in soil. *Soil Tillage Res.* 50(1): 73-83.

Raghavan, G. S. V., E. McKyes, B. Beaulieu. 1978. Clay soil compaction due to wheel slip. *Trans. ASAE* 21(4): 646-649.

Wong, J. Y. 1980. Data processing methodology in the characterization of the mechanical properties of terrain. *J. Terramech.* 17(1): 13-41.

Stabile Isotopenverhältnisse von Kupfer und Zink: Indikation von Quellen, Verbleib und Transport von Kupfer und Zink in belasteten Böden und Sedimenten

Moritz Bigalke*,****, Michael Kersten*, Jozef Kobza**, Stefan Weyer***, Wolfgang Wilcke****

* Earth System Science Research Center, Johannes Gutenberg Universität Mainz, Johann-Joachim-Becher-Weg 21, 55128 Mainz, Deutschland (*Korrespondenz: moritz.bigalke@giub.unibe.ch).

**University of Frankfurt, Institut für Geowissenschaften, Altenhöferallee 1, 60438 Frankfurt am Main, Deutschland.

***Soil Science and Conservation Research Institute, Mládeznická 36, 974 04 Banská Bystrica, Slowakei.

****Geographisches Institut, Universität Bern, Hallerstrasse 12, 3012 Bern, Schweiz.

Zusammenfassung

Die Untersuchung von stabilen Metallisotopen ermöglicht neue Einblicke in das Verhalten von Metallen in der Umwelt. Wir nutzten diese Methode, um Herkunft, Verbleib und Transport von Kupfer und Zink in belasteten Böden und Sedimenten zu untersuchen. Dazu wurden drei stark belastete Böden in der Nähe einer Kupferhütte in der Slowakei und ein Sedimentkern aus einem Süßwasserwatt der Elbe in Deutschland analysiert.

Die Zinkisotopenverhältnisse ermöglichten die Quellenidentifikation in den von der Kupferhütte belasteten Böden und deuten auf gleich bleibende Zink-Quellen im Elbe-Sediment hin. Die Zinkisotopenverhältnisse in den organischen Auflagen der Böden hängen aber auch von Aufnahme und Transport in Pflanzen ab.

Die Kupferisotopenverhältnisse liefern wertvolle Informationen über den Transport von Kupfer in den belasteten Böden und die Remobilisierung von Kupfer aus dem Sediment.

Abstract: Stable Isotopes of Cu and Zn as indicators for sources and fate of copper and zinc in contaminated soils and sediments

Stable metal isotopes are a powerful tool to gain insights into the sources and fate of metals in contaminated soils and sediments. We studied three soils contaminated by a copper smelter in Slovakia and a sediment core from a freshwater tideland of the river Elbe in Germany. Stable zinc isotopes allowed for the differentiation between smelter emitted and natural zinc in soils. Furthermore, plants fractionate zinc isotopes and influence Zn isotope ratios of the organic horizons. Zinc isotopes in the sediment core indicate homogeneous sources of Zn during sedimentation.

Copper isotopes seem to indicate transport depth in the contaminated soils and the remobilization of copper from the sediment.

Keywords: Non traditional stable isotopes, metal isotopes, copper, zinc, source tracing

1. Einführung

Kupfer (Cu) und Zink (Zn) sind essentielle Mikro-nährelemente für Pflanzen, Tiere und Menschen, können in hohen Konzentrationen aber auch schädlich wirken. Daher sind diese Elemente in der Schweiz gesetzlich reglementiert und stark belastete Böden mit Nutzungseinschränkungen bzw. Sanierungspflichten belegt. Die Untersuchung von stabilen Metallisotopen ist eine innovative Methode, die neue Einblicke in Quellen, Verbleib und Transport von Cu und Zn im Boden ermöglicht. In unserer Arbeit nutzen wir Stabilisotopenverhältnisse von Cu und Zn, um das Verhalten dieser beiden Elemente in belasteten Böden und Sedimenten aufzuklären. Aufgrund seines niedrigen Siedepunkts wird Zn

während der Metallverhüttung verdampft. Dabei gehen bevorzugt die leichten Isotope in die Gasphase über und das emittierte Zn ist isotopisch leichter als das Zn in dem ursprünglich verhütteten Erz, während z.B. die Schlacken isotopisch schwerer werden (Sonke et al., 2008). Durch die veränderte Isotopenzusammensetzung lässt sich das von Metallhütten emittierte Zn in atmosphärischer Deposition (Matelli et al., 2009) und kontaminierten Sedimenten (Sivry et al., 2008) nachweisen. Anhand der Isotopenfraktionierung während der Metallproduktion ist auch für andere Metalle mit niedrigen Siedepunkten wie z.B. Cd eine Quellenidentifikation möglich (Wombacher et al., 2004).

Kupfer hingegen hat einen hohen Siedepunkt, wird kaum verdampft und zeigt keine Isotopenfraktionierung während der Verhüttung (Gale et al., 1999). Nichtsdestotrotz gibt es eine erste Untersuchung in der es möglich war, verschiedene Cu-Quellen in Seesedimenten aufgrund der unterschiedlichen Cu-Isotopenverhältnisse von natürlichem Cu, Cu aus der Metallverhüttung und Cu aus städtischen Quellen zuzuordnen (Thapalia et al., 2010). Diese Zuordnung ist wahrscheinlich aufgrund a priori unterschiedlicher Cu-Isotopenverhältnisse der verschiedenen Ausgangsmaterialien möglich und beruht nicht auf einer Isotopenfraktionierung während Produktionsprozessen.

Das Potenzial von stabilen Isotopenuntersuchungen ist aber keinesfalls auf die Quellenidentifikation beschränkt, sondern ermöglicht es auch das Verhalten dieser Metalle während chemischer, physikalischer und biologischer Prozesse in der Umwelt nachzuvollziehen (Bigalke et al., 2010c). Wenn Schadmetalle während der Verwitterung freigesetzt werden oder durch anthropogene Aktivitäten in die Umwelt gelangen, werden sie im Boden transportiert, sorbiert, von Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen und dabei isotopisch fraktioniert (Bigalke et al., 2010c; Bigalke et al., 2010b; Moynier et al., 2009; Prokovsky et al., 2008). Aufgrund der beobachteten Isotopenfraktionierungen lassen sich anschliessend Rückschlüsse auf die Bedingungen ziehen, denen die Metalle im Boden ausgesetzt waren.

Wir haben drei stark belastete Bodenprofile in unterschiedlichen Abständen von einer Kupferhütte in der Slowakei und einen Sedimentkern eines Süsswasserwatts der Elbe nahe Hamburg in Deutschland auf allgemeine Bodeneigenschaften, Cu- und Zn-Gehalte und $\delta^{65}\text{Cu}$ - und $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte (Differenzen zwischen den in den Proben gemessenen Metallisotopenverhältnissen und einem Standard) untersucht.

2. Material und Methoden

Die Böden wurden im Abstand von 1,1 km, 3,8 km und 5,3 km in Hauptwindrichtung von einer Kupferhütte in Krompachy (Slowakei) beprobt. Die Beprobung erfolgte horizontweise. Die Kupferhütte in Krompachy ist seit 1937 in Betrieb. Während in der Vergangenheit hauptsächlich slowakische und rumänische Kupfererzkonzentrate verhüttet wurden, dient die Hütte seit dem Jahr 2000 ausschließlich dem Recycling von Altmetall. Im Laufe der Produktionsgeschichte wurden verschiedene Filtersysteme verwendet, um die Metall- und SO_2 -Emissionen der Hütte zu reduzieren (Turčan, 2006). Nichts-

destotrotz ist die Umgebung der Hütte heute stark mit Schwermetallen belastet.

Der Sedimentkern wurde im Naturschutzgebiet Heuckenlock an einer periodisch von der Tide überfluteten Stelle entnommen und in 2 cm-Schritten beprobt.

Um die Metallisotopenverhältnisse in den Proben zu untersuchen, wurden diese getrocknet, homogenisiert, < 2 mm gesiebt und anschliessend in einer Kugelmühle gemahlen. Die gemahlene Proben wurden in einem Mikrowellengerät bei 200°C in konz. HNO_3/HF (3:1) gelöst. Die Lösungen wurden eingedampft in 7 mol HCl rückgelöst und auf einem Anionenaustauscher (AG MP-1, Biorad) aufgereinigt (Marechal et al., 1999). Dabei wurden die Cu- und Zn-Fractionen voneinander und den Matrixelementen getrennt. Dieser Schritt ist notwendig, um Interferenzen während der Isotopenmessung zu vermeiden. Während für Zn eine einmalige Aufreinigung ausreichend ist, um eine hinreichende Abtrennung der Matrixelemente zu erreichen, muss die Aufreinigung für Cu wiederholt werden (Bigalke et al., 2010a). Da Isotope während der Aufreinigung auf dem Ionenaustauscher künstlich fraktioniert werden können (Marechal und Albarede 2002) muss anschliessend die Wiederfindung überprüft werden. Alle Proben, die nicht nahezu 100% Wiederfindung ($\pm 6\% = 2 \times$ relative Standardabweichung) aufwiesen, wurden verworfen und erneut aufgereinigt.

Die Messungen der Cu- und Zn-Isotopenverhältnisse erfolgten mit einem Multikollektor-Induktiv Gekoppelten Plasma- Massenspektrometer (MC-ICP-MS). Dabei handelt es sich um ein doppelfokussierendes Sektorfeld-Massenspektrometer mit einem Argonplasma als Ionisationsquelle. Im Gegensatz zu einem herkömmlichen hochauflösenden Massenspektrometer verfügt das MC-ICP-MS über mehrere, steuerbare Farraday-Becher zur Detektion des Messsignals. Damit lassen sich die unterschiedlichen Isotope eines Elements simultan und somit hoch präzise messen. Ein generelles Problem der Messung ist eine geräteabhängige Massendiskriminierung, die ihren Ursprung wahrscheinlich im Plasma, dem Übergang in das Vakuum, und in den elektrostatischen Teilen des Massenspektrometers hat (Albarede et al., 2004). Um diese Massendiskriminierung zu korrigieren, wurden die Proben mit einem Ni-Standard (Cu Messung) oder Cu-Standard (Zn Messungen) mit bekanntem Isotopenverhältnis „gedopt“ und nach jeweils drei Proben ein Isotopenstandard mit bekannter Isotopenzusammensetzung gemessen. Die Messwerte der Proben wurden anhand der gemessenen Werte des Standards und des gedopten Nickels bzw. Kupfers korrigiert (Bigalke et al., 2010a).

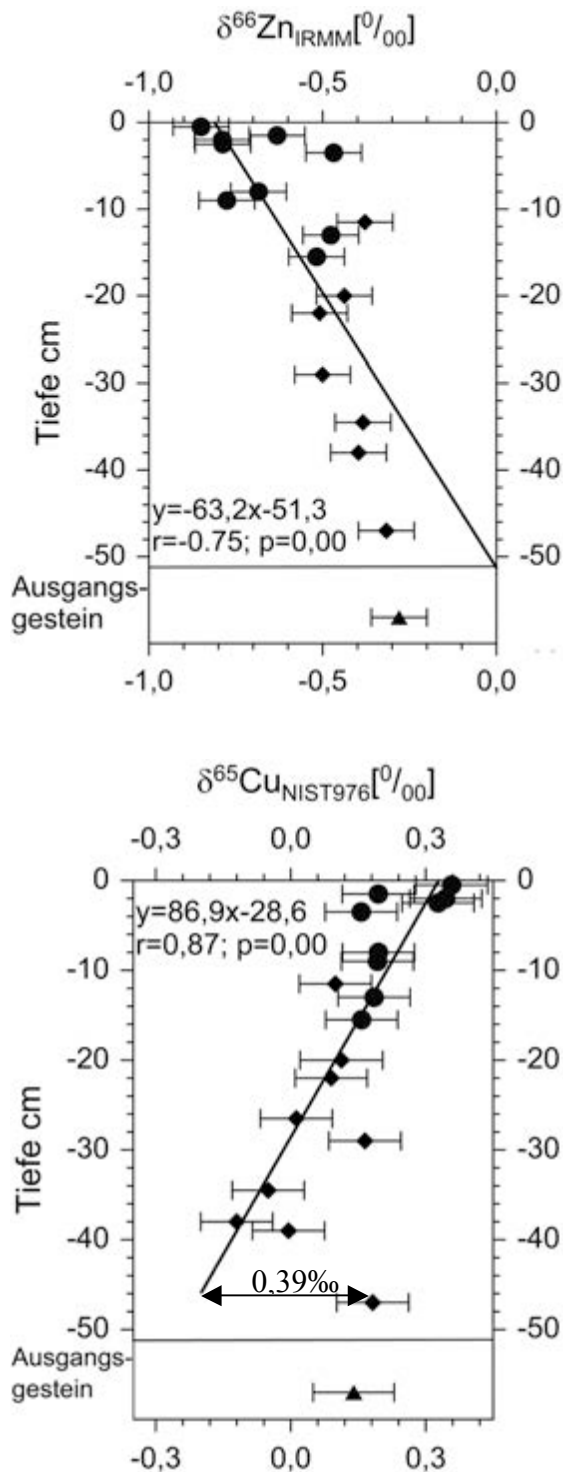


Abbildung 1. $\delta^{66}\text{Zn}_{\text{IRMM}}$ - und $\delta^{65}\text{Cu}_{\text{NIST976}}$ -Werte in kontaminierten Böden in Kropachy (Slowakei). Schwarze Punkte kennzeichnen die organischen Horizonte, rautenförmige Symbole kennzeichnen die mineralischen Horizonte und Dreiecke das Ausgangsgestein.

Kupfer hat zwei stabile Isotope mit den Massen 63 und 65 und relativen Häufigkeiten von 69,2% und 30,8%. Das Isotopenverhältnis wird als $\delta^{65}\text{Cu}$ relativ zu einem Metallstandard (NIST 976) angegeben (Gl. 1).

$$\delta^{65}\text{Cu}[\text{‰}] = \left(\frac{(^{65}\text{Cu}/^{63}\text{Cu})_{\text{sample}}}{(^{65}\text{Cu}/^{63}\text{Cu})_{\text{NIST976}}} - 1 \right) * 1000 \quad (\text{Gl. 1})$$

Zink hat fünf stabile Isotope mit den Massen 64, 66, 67, 68 und 70 und relativen Häufigkeiten von 48,6%, 27,9%, 4,1%, 18,1% und 0,6%. Wegen der größeren Häufigkeit und aus messtechnischen Gründen wird das Isotopenverhältnis meist als $\delta^{66}\text{Zn}$, d.h. als Verhältnis der Isotope ⁶⁴Zn und ⁶⁶Zn angegeben. Die Berechnung erfolgt analog zu Kupfer, wobei als Standard meist eine Metalllösung (Johnson Matthey Zink; JMC 3-0749-L) dient. Seit einiger Zeit wird aber auch ein kommerziell erhältlicher Isotopenstandard (IRMM 3701) verwendet. In der vorliegenden Arbeit werden die $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte relativ zu IRMM 3701 angegeben.

3. Ergebnisse und Diskussionen

Quellenidentifikation. Die entlang des Depositionsgradienten in der Slowakei beprobten Böden wiesen sehr stark erhöhte Schwermetallgehalte mit bis zu 8087 $\mu\text{g g}^{-1}$ Cu und 2084 $\mu\text{g g}^{-1}$ Zn auf. Die Gehalte nahmen mit zunehmender Entfernung von der Hütte und mit zunehmender Bodentiefe ab (Bigalke et al., 2010c). Da sich die Isotopenverhältnisse in den unterschiedlichen Entfernungen nicht grundsätzlich unterscheiden, werden die drei Profile im Folgenden zusammen behandelt. Zusätzlich zu den Bodenproben wurden auch Prozessabfälle der Verhüttung (Schlacke, Flugasche etc.) und das Ausgangsgestein untersucht. Die $\delta^{65}\text{Cu}$ -Werte zeigten nur eine geringe Variation (-0,12 bis 0,36‰) und überlappten in Boden, Ausgangsgestein und den meisten Abfällen (Abb. 1). Daher war über die $\delta^{65}\text{Cu}$ -Werte keine Quellenidentifikation möglich (Bigalke et al., 2010c). Im Gegensatz dazu waren die $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte in der Flugasche (-0,41‰) und den organischen Auflagehorizonten der Böden (-0,85 bis -0,32‰) niedriger als im Ausgangsgestein (-0,28‰) (Abb. 1) und der Schlacke (0,18‰). Dieses Muster lässt sich durch die Verdampfung von Zn und der damit verbundenen Fraktionierung von Zn-Isotopen während der Verhüttung erklären. Anhand dieser Fraktionierung kann das emittierte Zink vom natürlichen Zink im Boden unterschieden werden (Bigalke et al., 2010c). Der Sedimentkern aus dem Süßwasserwatt zeigt erhöhte Schwermetallgehalte von bis zu 320 $\mu\text{g g}^{-1}$ Cu und 2084 $\mu\text{g g}^{-1}$ Zn. Die Variationen der $\delta^{65}\text{Cu}$ - und $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte war gering und für $\delta^{66}\text{Zn}$ innerhalb des analytischen Messfehlers. Die geringe Variation der $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte deutet darauf hin, dass die Zn-Einträge über den Sedimentationszeitraum (ca. 10 Jahre) relativ gering waren. Die Variationen der $\delta^{65}\text{Cu}$ -

Werte waren ebenfalls gering, aber es traten signifikante Unterschiede im Tiefenverlauf auf (Abb. 2). Bis zu einer Tiefe von 10 cm nahmen die $\delta^{65}\text{Cu}$ -Werte zu. Unterhalb dieser Tiefe variierten sie stark, was auf kurzzeitige Unterschiede in den Cu-Quellen hindeuten könnte, aber wahrscheinlicher auf Isotopenfraktionierungen durch biogeochemische Prozesse zurückzuführen ist.

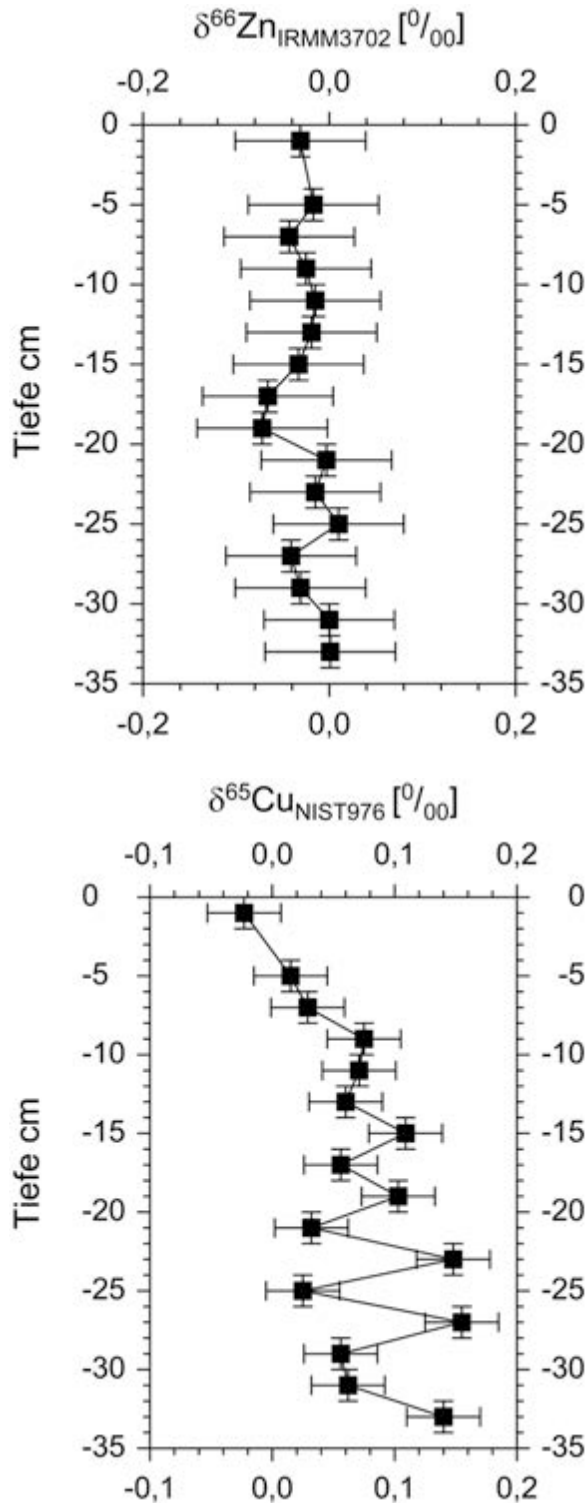


Abbildung 2. $\delta^{66}\text{Zn}_{\text{IRMM3702}}$ und $\delta^{65}\text{Cu}_{\text{NIST976}}$ -Werte in einem Sedimentkern der Elbe bei Hamburg.

Fraktionierung während (bio)geochemischer Prozesse. Die Tiefenverteilungen der $\delta^{65}\text{Cu}$ - und $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte in den slowakischen Böden zeigten gegensätzliche Tiefenverläufe. Die $\delta^{65}\text{Cu}$ -Werte nahmen bis in eine Tiefe von 0,4 m ab. Dies ist wahrscheinlich auf eine Isotopenfraktionierung bei der Adsorption, an reaktiven Oberflächen und während der (Ko-)Fällung im Boden zurückzuführen (Bigalke et al., 2010b; Prokovsky et al., 2009; Li et al., 2008).

Ein Horizont, der tiefer als 0,4 m lag, zeigte hingegen identische $\delta^{65}\text{Cu}$ -Werte wie das Ausgangsgestein (Abb.1). Diese Tiefenverteilung deutet darauf hin, dass sich die $\delta^{65}\text{Cu}$ -Werte eignen, um den Transport von Schadmetallen im Boden nachzuvollziehen. Wenn man die Transporttiefe (0,4 m) durch die Zeit dividiert, die zwischen Inbetriebnahme der Hütte und der Probenahme lag (60 Jahre), ergibt sich eine Transportrate von ca. 0,0067 m pro Jahr. Dieser Wert erscheint realistisch wenn man ihn mit Transportraten für das immobilere Blei vergleicht, die ca. 0,005 m pro Jahr betragen (Erel et al., 1997).

Im Gegensatz dazu nahmen die $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte mit zunehmender Tiefe zu, bis sie schliesslich dem $\delta^{66}\text{Zn}$ -Wert des Ausgangsgesteins entsprachen. Diese Variation ist zum Teil auf den Eintrag isotopisch leichten Zinks durch die Verhüttung zurückzuführen.

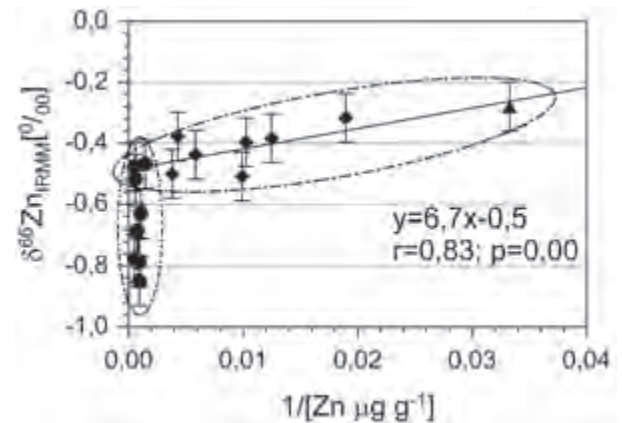


Abbildung 3. Mischungsplot für Zn in den belasteten Bodenprofilen. Schwarze Punkte kennzeichnen die organischen Horizonte, rautenförmige Symbole kennzeichnen die mineralischen Horizonte und das Dreieck das Ausgangsgestein. Die gerade Linie zeigt die Regression der $\delta^{66}\text{Zn}_{\text{IRMM}}$ -Werte der Mineralbodenhorizonte sowie des Ausgangsgesteins auf die Kehrwerte der Zn-Gehalte. Die gepunkteten Ovale illustrieren den Unterschied zwischen organischen und Mineralbodenhorizonten bzw. Ausgangsgestein.

Die $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte in den L-Horizonten waren deutlich niedriger (-0,79 bis -0,85‰) als

diejenigen der emittierten Flugasche (-0,41‰) und die grösste Variation der $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte fand sich in den organischen Auflagehorizonten. Die niedrigen $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte und die starken Variationen lassen sich durch die Aufnahme des Zinks in die Pflanzen erklären. Zink-Isotope werden bei der Aufnahme und dem Transport in der Pflanze fraktioniert, wobei die oberen Pflanzenteile (Blätter) isotopisch leichter werden als das Ausgangssubstrat (Moynier et al., 2009). Die $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte deuten also darauf hin, dass trotz der hohen Zn-Gehalte in der organischen Auflage ein nennenswerter Anteil des Zinks von den Pflanzen aufgenommen wird (Bigalke et al., 2010c). Die Variationen der $\delta^{66}\text{Zn}$ -Werte im Mineralboden lassen sich hingegen durch eine Mischung des Zinks, das aus der organischen Auflage in den Boden gelangt und dem natürlichen Zn des Ausgangsgesteins erklären (Abb. 3).

In dem Süsswasserwatt nahmen die $\delta^{65}\text{Cu}$ -Werte bis zu einer Tiefe von 10 cm ab und begannen dann in grösserer Tiefe stark zu schwanken (Abb. 2). Während aus dem oberen Teil des Sediments nach den täglichen Überflutungen das Wasser vollständig abläuft und das Sediment belüftet wird, ist das Sediment in grösseren Tiefen permanent mit Wasser gesättigt. Das zeigt sich auch am Redoxpotential, das zwischen 10 und 20 cm Tiefe von ca. 400 auf 200 mV abnimmt. In 20 cm Tiefe findet dann ein sehr scharfer Wechsel zu negativen Redoxpotentialen (-100 bis -200 mV) statt.

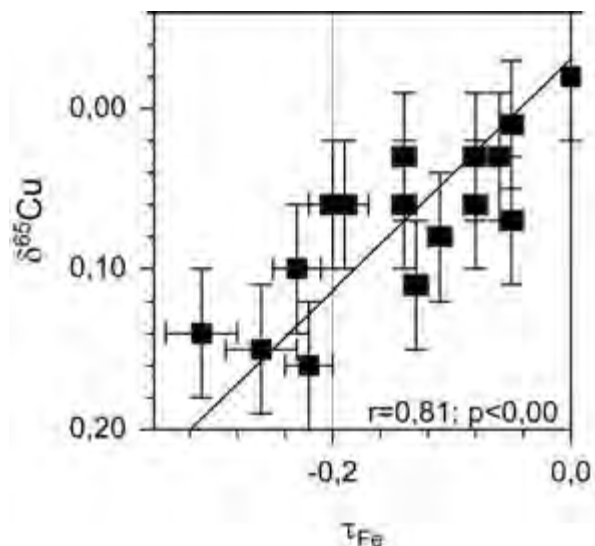


Abbildung 4. Zusammenhang zwischen $\delta^{65}\text{Cu}_{\text{NIST976}}$ -Werten und dem τ -Wert von Fe (Mass für die An- bzw. Abreicherung von Fe) in den Sedimentproben.

Im Sedimentkern nahmen die Eisen (Fe)-Gehalte mit zunehmender Tiefe ab. Berechnet man den τ -Wert (als Mass für die An- und

Abreicherung von Eisen) wird deutlich, dass Eisen im Vergleich zu den obersten Sedimentschichten um 25% abgereichert wurde. Diese Abreicherung ist wahrscheinlich auf eine Lösung von Fe-Oxy(hydr)oxiden und Verlust von mobilem Fe^{2+} unter reduzierenden Bedingungen zurückzuführen. Ausserdem zeigt der Verlauf der Fe-Gehalte und der τ -Werte für Eisen eine enge negative Korrelation mit den $\delta^{65}\text{Cu}$ -Werten (Abb. 4). Diese Korrelation deutet darauf hin, dass auch Cu im Sediment reduziert, mobilisiert und abtransportiert wird. Diese Mobilisierung von vornehmlich isotopisch leichtem Cu lässt sich am besten durch die Bildung von mobilen Kolloiden aus reduzierten Cu-Spezies (Weber et al., 2009) erklären. Diese Mobilisierung ist aufgrund der schwankenden Cu-Gehalte im Sediment nicht an den Gehalten selbst ersichtlich und kann nur mit Hilfe von stabilen Isotopen aufgezeigt werden.

4. Schlussfolgerungen

Stabile Zn-Isotope eignen sich zur Quellenidentifikation in durch Emissionen von einer Kupferhütte kontaminierten Böden. Allerdings wird das Zn-Isotopenverhältnis auch nach der Ablagerung - wahrscheinlich durch die Aufnahme und den Transport von Zn in Pflanzen - noch weiter fraktioniert.

Stabile Cu-Isotope hingegen sind dazu geeignet den Transport von Cu-Kontaminationen im Boden und die redoxbedingte Mobilisierung von Cu aus einem teilweise anoxischen Sediment nachzuweisen.

Stabile Metallisotope haben ein grosses Potenzial und bieten eine neuartige Möglichkeit die Herkunft und das Verhalten potenzieller Schadmetalle in der Umwelt zu erforschen.

5. Literatur

Albarede, F., P. Telouk, J. Blichert-Toft, M. Boyet, A. Agraniar and B. Nelson (2004): Precise and accurate isotopic measurements using multiple-collector ICPMS. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 68, 2725-2744.

Bigalke, M., S. Weyer and W. Wilcke (2010a): Stable copper isotopes: A novel tool to trace copper behavior in hydromorphic soils. *Soil Science Society of America Journal* 74, 60-73.

Bigalke, M., S. Weyer and W. Wilcke (2010b): Copper isotope fractionation during complexation with insolubilized humic acid. *Environmental Science & Technology* 44, 5496-5502.

Bigalke, M., J. Kobza, S. Weyer and W. Wilcke (2010c): Stable Cu and Zn isotope ratios as tracers of sources and transport of Cu and Zn in

contaminated soil. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74, 6801-6813.

Erel, Y., A. Veron and L. Halicz (1997): Tracing the transport of anthropogenic lead in the atmosphere and in soils using isotope ratios. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61, 4495-4505.

Li, J., X.K. Zhu and S.H. Tang (2008): Experimental study on Cu isotope fractionation during crystallization and reduction at low temperatures. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72, A540.

Gale, N. H., A.P. Woodhead, Z.A. Stos-Gale, A. Walder and I. Bowen (1999): Natural variations detected in the isotopic composition of copper: Possible applications to archaeology and geochemistry. *International Journal of Mass Spectrometry* 184, 1-9.

Marechal, C. N., P. Telouk and F. Albarede (1999): Precise analysis of copper and zinc isotopic compositions by plasma-source mass spectrometry. *Chemical Geology* 156, 251-273.

Marechal, C. and F. Albarede (2002): Ion-exchange fractionation of copper and zinc isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66, 1499-1509.

Mattielli, N., J. C.J. Petit, K. Deboudt, P. Flament, E. Perdrix, A. Taillez, J. Rimetz-Planchon and D. Weis (2009): Zn isotope study of atmospheric emissions and dry depositions within a 5 km radius of a Pb-Zn refinery. *Atmospheric Environment* 43, 1265-1272.

Moynier, F., S. Pichat, M.L. Pons, D. Fike, V. Balter and F. Albarede (2009): Isotopic fractionation and transport mechanisms of Zn in plants. *Chemical Geology* 267, 125-130.

Pokrovsky, O. S., J. Viers, E. E. Emnova, E.I. Kompantseva and R. Freydier (2008): Copper isotope fractionation during its interaction with soil and aquatic microorganisms and metal oxy(hydr)oxides: Possible structural control. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72, 1742-1757.

Sivry, Y., J. Riotte, J.E. Sonke, S. Audry, J. Schafer, J. Viers, G. Blanc, R. Freydier and B. Dupre (2008): Zn isotopes as tracers of anthropogenic pollution from Zn-ore smelters in the Riou Mort-Lot River system. *Chemical Geology* 255, 295-304.

Sonke, J. E., Y. Sivry, J. Viers, R. Freydier, L. Dejonghe, L. Andre, J.K. Aggarwal, F. Fontan and B. Dupre (2008): Historical variations in the isotopic composition of atmospheric zinc

deposition from a zinc smelter. *Chemical Geology* 252, 145-157.

Thapalia, A., D.M. Borrok, P. Van Metre, M. Musgrove and E.R. Landa (2010): Zn and Cu isotopes as tracers of anthropogenic contamination in a sediment core from an urban lake. *Environmental Science & Technology* 44, 1544-1550.

Turčan, T. (2006): Dejiny hutníctva na Slovensku = History of metallurgy in Slovakia. Banská agentúra, Košice, Slovakia.

Weber, F-A., A. Voegelin, R. Kaegi and R. Kretzschmar (2009): Contaminant mobilization by metallic copper and metal sulphide colloids in flooded soils. *Nature Geoscience* 2, 267-271.

Wombacher, F., M. Rehkämper and K. Mezger, (2004): Determination of the mass-dependence of cadmium isotope fractionation during evaporation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 68, 2349-2357.

Persistent organic pollutants in soil: sources, concentrations, and fate

Wolfgang Wilcke and Benjamin Bandowe

Geographisches Institut, Universität Bern, Hallerstrasse 12, 3012 Bern

Abstract

Persistent organic pollutants (POPs) are a legacy of industrialization resulting in long-term contamination of the environment. The purpose of our paper is mainly to describe open questions in the understanding of the fate of POPs in the soil environment and the resulting future research directions. Based on our own work, we focus on polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), a large group of several 100 compounds which are produced unintentionally in combustion processes, with a broad range of physico-chemical properties, representative of most other POPs. We have structured our presentation into sources, distribution and fate of PAHs. We describe recently detected biological sources of PAHs and compound-specific isotope ratio approaches to separate combustion from biologically derived PAHs. Then, the global distribution of PAHs is addressed. Finally we assess bioavailability of PAHs and the occurrence of oxidized derivatives.

Zusammenfassung:

Persistente Organische Schadstoffe im Boden: Quellen, Gehalte und Verbleib

In diesem Manuskript beschreiben wir neu entdeckte biologische Quellen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), einer Substanzklasse, die überwiegend in Verbrennungsprozessen entsteht und eine breite Spanne physiko-chemischer Eigenschaften überstreicht, die typisch sind für persistente organische Schadstoffe. Insbesondere stellen wir substanzspezifische Isotopenansätze zur Unterscheidung von Verbrennungs- und biologischen Quellen der PAK dar. Danach behandeln wir die globale Verteilung von PAK und schließlich die Bioverfügbarkeit von PAK und das Vorkommen von oxidierten Derivaten.

Keywords: persistent organic pollutants (POPs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), oxygen-containing polycyclic aromatic hydrocarbons (OPAHs), sources, global distribution

1. Introduction

It was in the year 1962, when Rachel Carson's "Silent Spring" appeared, that the broader public became aware of persistent organic pollutants (POPs) and their detrimental effects on the environment and human health. It lasted, however, decades of research and a long political process until the international Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants regulating the production and environmental release of the "dirty dozen", twelve (classes of) compounds considered as dangerous for the environment became effective and since 2010 the list of compounds is further expanded by nine more compound (classes).

The POPs are either intentionally produced for different purposes (e.g., many halogenated compounds for plant protection or industrial use) or unintentionally as industrial by-product or after accidents (like the dioxins and furans which are produced when halogenated compounds burn). The production of other POPs like the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) can even not be avoided because these compounds are formed in any incomplete combustion process of organic matter (SIMS and OVERCASH 1983). We focus on the PAHs because this is an ubiquitously occurring class of toxic compounds spanning a wide range of physico-chemical properties typical

of POPs that will also in future impact our environment (WILCKE 2000, 2007). The general line of progress of our knowledge and some likely near-future major directions of research will probably be similar for other POPs.

The PAHs are a class of several hundred individual compounds containing at least two condensed rings. Today, anthropogenic combustion of fossil fuels is thought to be the most important source of PAH inputs to the environment. This knowledge is derived from sediment archives showing a strong increase in deposition rates with the beginning industrialization and a maximum in the 70s of the 20th century. Although emissions decreased thereafter, contemporary deposition rates are still clearly elevated compared with the pre-industrial background (SANDERS et al. 1993). The largest environmental reservoir of PAHs is the soil (WILD und JONES 1995). Polycyclic aromatic hydrocarbons have received much attention since they were found in soils for the first time in 1961 (BLUMER 1961) because of their potentially harmful effects on ecosystems, bioaccumulation in the food chain, and humans. Our understanding of the PAH sources, their distribution in the environment, and their fate (i.e. sorption, transport, degradation) is far advanced

(WILCKE 2000). However, important knowledge gaps still need to be tackled.

Our understanding of the global distribution of POPs is currently challenged in the light of new findings of biological POP production (CHEN et al. 1998a, WILCKE et al. 2000, 2003). Separating anthropogenic and natural sources of POPs (even halogenated POPs can e.g., be produced biologically or during natural forest fires, ÖBERG 2002) requires new approaches of which the compound-specific stable isotope analysis is a promising one which will certainly be further expanded in the future (HOFSTETTER et al. 2008). Another important issue concerns the turnover and bioavailability of the persistent but not entirely unreactive compounds under real-world conditions in soils in which the POPs are already "aged", i.e. resided for some time). Such turnover times can be assessed in various ways including direct observation (perhaps making use of soil archives), laboratory incubations or possibly via the concentrations of POP-derived metabolites (which themselves can be similarly or even more toxic than their parent compounds). Furthermore, the occurrence and fate of such metabolites in the environment is considerably underexplored. Oxygenated derivatives and metabolites of PAHs (OPAHs) are not part of any legal regulation of POPs in spite of their known environmental risks.

We will present results of our work on the sources and fate of PAHs and OPAHs in the environment, with a global perspective.

2. Sources of PAHs

In recent literature, there are strong indications for biological sources of the three PAHs naphthalene, phenanthrene, and perylene in addition to their production in combustion processes. Evidence for a biological production of naphthalene has been derived from its presence in *Magnolia* flowers, flower scents of different Annonaceae species, and fungi (AZUMA et al. 1996, JÜRGENS et al. 2000, DAISY et al. 2002). High naphthalene concentrations in *Coptotermes formosanus* termite nests of subtropical North America where the termite species was imported from East Asia (CHEN et al. 1998a, b) and nests of various termite genera from tropical Brazil (WILCKE et al. 2000, 2003) suggested a naphthalene synthesis by termites or associated microorganisms which was directly proven in a microcosm experiment with termites (BANDOWE et al. 2009). WILCKE et al. (2004) roughly estimated the storages of naphthalene and phenanthrene in the Brazilian Cerrado, a $2 \times 10^6 \text{ km}^2$ -large area. The total storages in this little industrialized region were equivalent to 7300 years (naphthalene) and 400 years (phenanthrene) of the published annual emissions in the UK, respectively. This estimate supports our view that

there must be other sources of naphthalene and phenanthrene than the combustion of fossil fuels from which PAHs in the UK are mainly derived. There were early indications that phenanthrene can be produced biologically from alkyl-phenanthrene precursors in plant debris (SIMS and OVERCASH 1983). For perylene, biological production in anaerobic environments in soils and sediments is known (VENKATESAN 1988, GUGGENBERGER et al. 1996).

In the last decade, the C isotope signature of individual PAHs has been used to determine the contribution of different sources to the PAH burden of soils and sediments (e.g., O'MALLEY et al. 1994; SMIRNOV et al. 1998, MCRAE et al. 2000). Enzymatically catalyzed biological processes usually discriminate ^{13}C resulting in a shift of the $\delta^{13}\text{C}$ value (i.e. the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratio relative to a standard) from the atmospheric CO_2 to more negative, ^{13}C -depleted values. For plants following the C_3 photosynthetic pathway, the sources of fossil fuels, $\delta^{13}\text{C}$ values of -32‰ to -22‰ are common in bulk biomass with a mean of -27‰ (BOUTTON 1996). The combustion-derived PAHs resemble the $\delta^{13}\text{C}$ signal of the fuel, depending on combustion conditions. For coal combustion and gasification processes, high combustion temperatures lead to PAHs depleted in ^{13}C compared to parent materials, while for low temperatures the $\delta^{13}\text{C}$ values of PAHs are close to those of the parent coals (MCRAE et al. 1999). WILCKE et al. (2002) were able to prove biological production of perylene in tropical soils and termite nests with the help of the $\delta^{13}\text{C}$ value of perylene which was more negative than that of other (combustion-derived) PAHs (Fig. 1).

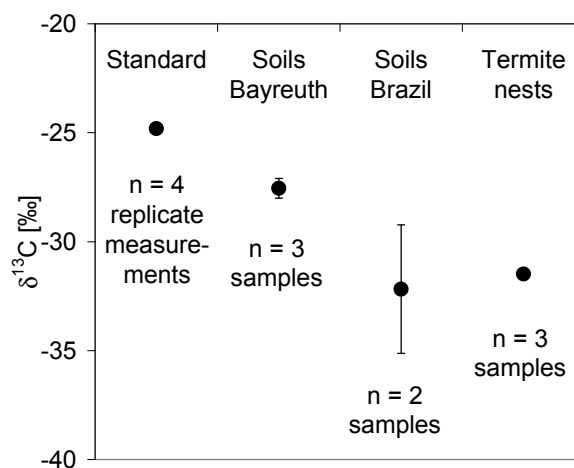


Figure 1: Mean $\delta^{13}\text{C}$ values of perylene in a standard from mineral oil spiked to a Ferralsol sample, urban soils of the city of Bayreuth, Germany and forest soils and termite nest material of the termite genus *Nasutitermes* from the Amazon region in Brazil. Error bars represent standard errors of replicate measurements (standard) or samples (WILCKE et al. 2002).

3. Global distribution of PAHs

Persistent organic pollutants have been detected around the world even at sites which are located far from industrial activity such as the polar regions (WANIA and MACKAY 1996). As the polar regions are far from all industrial sources, most anthropogenic PAHs could only have reached them by long-range transport. According to the “Global Distillation” hypothesis of WANIA and MACKAY (1996) this should result in a fractionation of the PAH pattern according to the volatility of the individual compounds. In a study of soils along a climosequence in the North American prairie, indications for such a fractionation were found for naphthalene – the most volatile PAH – but not for any other PAH (WILCKE and AMELUNG 2000). The contribution of naphthalene to the sum of 20 PAHs increased with decreasing mean annual temperature (Fig. 2).

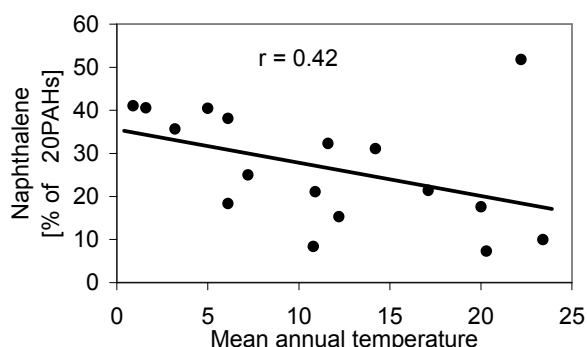


Fig. 2: Relationship between mean annual temperature and contribution of naphthalene to the sum of 20 PAH concentrations in soils along a climosequence in the North American prairie (WILCKE and AMELUNG 2000).

Recently, VON WALDOW et al. (2011), however, demonstrated that the latitudinal distribution of PCB concentrations in the atmosphere over Europe to the Arctic can also be explained as controlled by the remoteness index (RI), i.e. the distance to the sources. In their combined modelling and empirical analysis, the latitudinal distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) was independent of the temperature – the major driver of POP distribution in the “Global Distillation” model – which covaries with RI, a fact that seems to have been overlooked in earlier analyses. VON WALDOW et al. (2011) postulate that the latitudinal distribution of POPs is mainly driven by differential removal of individual compounds because of compound-specific degradation via OH radical-mediated oxidation or deposition to land and water surfaces and put forward the “Differential Removal” hypothesis. Similar to the hypothesis of VON WALDOW et al. (2011) to explain the global distribution of POPs,

PAH fractionation can also occur at the local scale along short-distance transects from point emitters of PAHs because of differential removal along deposition gradients in the scale of a few kilometers (WILCKE et al. 1996; MEHARG et al. 1998). Neither the “Global Distillation” nor the “Differential Removal” Models, however, take into consideration the fact that there might be biological sources of POPs, which in the case of PAHs may even be the dominant sources of PAHs in remote areas (WILCKE 2000, 2007). To assess the influence of local biological PAH production on the global distribution of PAHs, data from a large number of sites all over the world were evaluated (WILCKE 2007). The results reveal that there is a close negative correlation between the contributions of the sum of naphthalene and phenanthrene concentrations with the sum of eight high-molecular weight, presumably mainly anthropogenic PAHs (including benz[a]anthracene, chrysene, benzo[b(+j)]-fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo(a)-pyrene, indeno[1,2,3-cd]pyrene, dibenz[a,h]-anthracene, and benzo(ghi)perylene, Fig. 3). Furthermore, there is a significant negative correlation between the sum of naphthalene and phenanthrene contributions to the sum of 16 EPA PAHs and the sum of concentrations of these 16 EPA PAHs ($r = -0.59$) if only the subset of 12 regions in which PAH concentrations were determined by our working group is considered. This correlation still remains significant if all 32 regions shown in Fig. 3 are included ($r = -0.32$). Thus, the less contaminated a soil is, the more contribute the partly biogenic compounds naphthalene and phenanthrene to the total PAH concentrations.

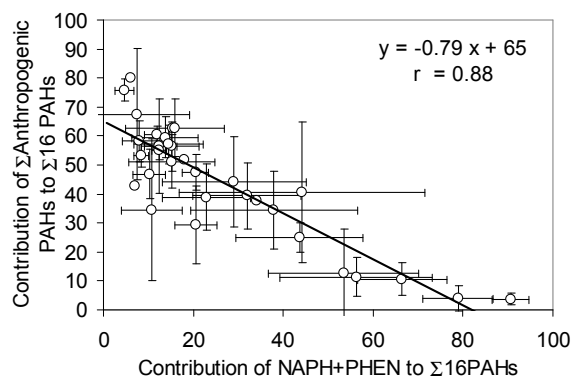


Fig. 3: Relationship between the contributions of naphthalene (NAPH) and phenanthrene (PHEN) to the sum of concentrations of the 16 EPA PAHs in 32 study regions all over the world. The figure includes data shown in WILCKE (2007) where also a complete list of references is given plus additional more recent data of CAI et al. (2007), DALY et al. (2007), HONDA et al. (2007), PING et al. (2007), and BOLL et al. (2008).

4. Fate of PAHs

The research into the fate of PAHs in the past focussed on bioavailability, transport, and dissipation (WILCKE 2000), while relatively little effort was placed on the concentrations of oxygenated derivatives of POPs such as the OPAHs.

The available studies of OPAH concentrations in the environment focus on atmospheric samples (aerosols and gas phase, ALLEN et al. 1997, ALBINET et al. 2006, LINTELMANN et al. 2006, DELHOMME et al. 2008), waste water (POJANA and MARCOMINI 2007), sediments (MCKINNEY et al. 1999), sewage sludge (BODZEK et al. 1997), human and animal fluids (SMITH et al. 2002, GROVA et al. 2005), and fish bile (JOHNSON-RESTREPO et al. 2008). The few studies of soils are limited to highly contaminated soils (creosote/gaswork/wood impregnation/coke production sites) or spiked soils at concentration levels of $\mu\text{g g}^{-1}$ - mg g^{-1} (WISCHMANN et al. 1996, MEYER et al. 1999, LUNDSTEDT et al. 2006). In these studies only few OPAHs were determined frequently not including hydroxyl-/carboxyl-OPAHs. To the best of our knowledge only one study in Europe has reported the OPAH concentrations in background soils, again only including carbonyl- but not hydroxyl-/carboxyl-OPAHs (NIEDERER 1998).

We therefore studied the PAH and OPAH concentrations in an industrial area in Uzbekistan (Angren) and urban soils of Bratislava, the capital of Slovakia (BANDOWE et al. 2010b, 2011) using a newly developed gas chromatography/mass spectrometry-based method (BANDOWE et al. 2010a). The $\Sigma 14$ OPAHs concentrations in soil ranged 62-2692 ng g^{-1} and those of $\Sigma 34$ PAHs 842-244870 ng g^{-1} . The carbonyl-OPAHs had higher concentrations than the hydroxyl-OPAHs. The most abundant carbonyl-OPAHs were consistently 9-fluorenone (9-FLO), 9,10-anthraquinone (9,10-ANQ), 1-indanone (1-INDA) and benzo[a]anthracene-7,12-dione and the most abundant hydroxyl-OPAH was 2-hydroxybenzaldehyde. The concentrations of carbonyl-OPAHs were frequently higher than those of their parent-PAHs (e.g., 9-FLO/fluorene >100 near a rubber factory in Angren, Fig. 4).

The concentrations of OPAHs like those of their alkyl/parent-PAHs were higher at locations closer to point sources and the OPAH and PAH concentrations were correlated suggesting joint sources. Only for 1-INDA and 2-biphenylcarboxaldehyde (2-BPCD), sources other than combustion seem to dominate because the concentrations of these compounds were not significantly correlated with those of the parent PAHs. Similar to parent/alkyl-PAHs, OPAH concentrations were higher in topsoils than subsoils. Evidence of higher mobility of OPAHs than their

parent-PAHs was provided by greater subsoil:topsoil concentration ratios of carbonyl-OPAHs (0.41-0.82) than their parent-PAHs (0.41-0.63) in Uzbekistan. This was further backed by the consistently higher contribution of more soluble 9-FLO and 1-INDA to the Σ carbonyl-OPAHs in subsoil than topsoil at the expense of 9,10-ANQ, 7,12-B(A)A and higher OPAH/parent-PAH concentration ratios in subsoil than topsoil in Bratislava.

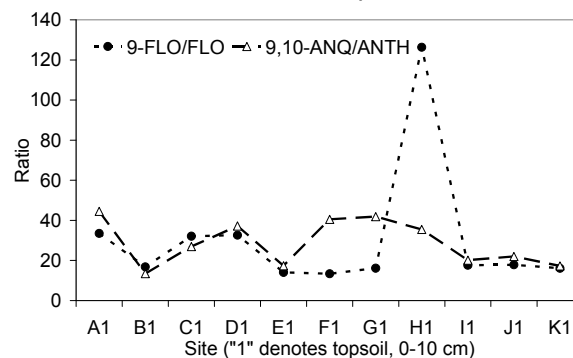


Fig. 4: Concentration ratios of the two most abundant OPAHs; 9-FLO and 9,10-ANQ to fluorene (FLO) and anthracene (ANTH) in 11 topsoils from the Angren industrial region, Uzbekistan (BANDOWE et al. 2010b).

5. Conclusions

In the past, important knowledge concerning sources, global distribution, and fate of PAHs – a class of persistent organic pollutants (POPs) was produced. Nevertheless, there are still several open questions which center around the separation of biological and anthropogenic sources of POPs, the reconciliation of the various models of global POP distribution, and the fate of POPs with a special focus on oxygenated derivatives which can be produced together with the PAHs or during microbial degradation of PAHs in soil.

6. Acknowledgments

We acknowledge the important support of (in alphabetical order) Wulf Amelung, Miguel Ayarza, Ademar Bandeira, Andrea Bergmann, Ludolf Eusterbrock, Alexej Fokin, Marco Garcia, Nualsri Kanchanakool, Martin Kaupenjohann, Michael Kersten, Jozef Kobza, Martin Krauss, Julia Lilienfein, Christopher Martius, Silke Müller, Chalinee Niamskul, Grigorij Safronov, Jaroslava Sobocka, Nosir Shukurov, and Wolfgang Zech. We furthermore thank the Bayerische Staatskanzlei and the Deutsche Forschungsgemeinschaft for funding our research.

7. Literature

- Albinet, A., E. Leoz-Garziandia, H. Budzinski and E. Villenave (2006): Simultaneous analysis of oxygenated and nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons on standard reference material 1649a (urban dust) and on natural ambient air samples by gas chromatography-mass spectrometry with negative ion chemical ionisation. *Journal of Chromatography A* 1121, 106-113.
- Allen, J.O., N.M. Dookeran, K. Taghizadeh, A.L. Lafleur, K.A. Smith and A.F. Sarofim (1997): Measurement of oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons associated with a size-segregated urban aerosol. *Environmental Science & Technology* 31, 2064-2070.
- Azuma, H., M. Toyota, Y. Asakawa and S. Kawano (1996): Naphthalene – a constituent of Magnolia flowers. *Phytochemistry* 423, 999-1004.
- Bandowe, B.A.M., D. Rückamp, M.A.L. Bragança, V. Laabs, W. Amelung, C. Martius and W. Wilcke (2009): Naphthalene production by microorganisms associated with termites: evidence from a microcosm experiment. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 630-639.
- Bandowe, B.A.M. and W. Wilcke (2010a): Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxygen-containing derivatives and metabolites in soils. *Journal of Environmental Quality* 39, 1349-1358.
- Bandowe, B.A.M., N. Shukurov, M. Kersten, and W. Wilcke (2010b): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their oxygen-containing derivatives (OPAHs) in soils from the Angren industrial area, Uzbekistan. *Environmental Pollution* 158, 2888-2899.
- Bandowe, B.A.M., J. Sobocka and W. Wilcke (2011): Oxygen-containing polycyclic aromatic hydrocarbons (OPAHs) in urban soils of Bratislava, Slovakia: patterns, relation to PAHs and vertical distribution. *Environmental Pollution* 159, 539-549.
- Blumer, M. (1961): Benzopyrenes in soil. *Science* 134, 474-475.
- Bodzek, D., B. Janoszka, C. Dobosz, L. Warzecha and M. Bodzek (1997): Determination of polycyclic aromatic compounds and heavy metals in sludges from biological sewage treatment plants. *Journal of Chromatography A* 774, 177-192.
- Boutton, T.W. (1996): Stable carbon isotope ratios of soil organic matter and their use as indicators of vegetation and climate change. pp. 47-82. In: Boutton, T.W. & Shin-ichi Yamasaki (eds.), *Mass Spectrometry of Soils*. Marcel Dekker, New York.
- Boll, E.S., J.H. Christensen and P.E. Holm (2008): Quantification and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment, soil, and water spinach from Hanoi, Vietnam. *Journal of Environmental Monitoring* 10, 261-269.
- Cai, Q.-Y., C.-H. Mo, Q.-T. Wu, a. Katsoyiannis and Q.-Z. Zeng (2007): The status of soil contamination by semivolatiles organic chemicals in China: a review. *The Science of the Total Environment* 389, 209-224.
- Chen, J., G. Henderson, C.C. Grimm, S.W. Lloyd and R.A. Laine (1998a): Termites fumigate their nests with naphthalene. *Nature* 392, 558.
- Chen, J., G. Henderson, C.C. Grimm, S.W. Lloyd and R.A. Laine (1998b): Naphthalene in Formosan subterranean termite carton nests. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 46, 2337-2339.
- Daisy, B.H., G.A. Strobel, U. Castillo, D. Ezra, J. Sears, D.K. Weaver and J.B. Runyon (2002): Naphthalene, an insect repellent, is produced by *Muscodora vitigenus*, a novel endophytic fungus. *Microbiology* 148, 3737-3741.
- Daly, G.L., Y.D. Lei, L.E. Castillo, D.C.G. Muir and F. Wania (2007): Polycyclic aromatic hydrocarbons in Costa Rican air and soil: a tropical/temperate comparison. *Atmospheric Environment* 41, 7339-7350.
- Delhomme, O., M. Millet and P. Herckes (2008): Determination of oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric aerosol samples by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Talanta* 74, 703-710.
- Galceran, M.T. and E. Moyano (1996): Determination of hydroxy polycyclic aromatic hydrocarbons by liquid chromatography-mass spectrometry. Comparison of atmospheric chemical ionization and electrospray. *Journal of Chromatography A* 731, 75-84.
- Grova, N., F. Monteau, B. Le Bizec, C. Feidt, F. Andre and G. Rychen (2005): Determination of phenanthrene and hydroxyphenanthrenes in various biological matrices at trace levels using gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Analytical Toxicology* 29, 175-181.
- Guggenberger, G., M. Pichler, R. Hartmann and W. Zech (1996): Polycyclic aromatic hydrocarbons in different forest soils: mineral horizons. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 159, 565-573.
- Hofstetter, T.B., R. P. Schwarzenbach and S.M. Bernasconi (2008): Assessing transformation processes of organic compounds using stable isotope fractionation. *Environmental Science & Technology* 42, 7737-7743.
- Honda, K., M. Mizukami, Y. Ueda, N. Hamada and N. Seike (2007): Residue level of polycyclic aromatic hydrocarbons in Japanese paddy soils from 1959-2002. *Chemosphere* 68, 1763-1771.
- Johnson-Restrepo, B., J. Olivero-Verbel, S.J. Lu, J. Guette-Fernandez, R. Baldiris-Avila, I. O'Byrne-Hoyos, K.M. Aldous, R. Addink and K. Kannan (2008): Polycyclic aromatic hydrocarbons and their hydroxylated metabolites in fish bile and sediments from coastal waters of Colombia. *Environmental Pollution* 151, 452-459.
- Jürgens, A., A.C. Webber and G. Gottsberger (2000): Floral scent compounds of Amazonian Annonaceae species pollinated by small beetles and thrips. *Phytochemistry* 55, 551-558.
- Lintelmann, J., K. Fischer and G. Matuschek (2006): Determination of oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons in particulate matter using high-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry *Journal of Chromatography A* 1133, 241-247.
- Lundstedt, S., P. Haglund and L. Öberg (2006): Simultaneous extraction and fractionation of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxygenated derivatives in soil using selective pressurized liquid extraction. *Analytical Chemistry* 78, 2993-3000.

- Meharg, A.A., J. Wright, H. Dyke and D. Osborn (1998): Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) dispersion and deposition to vegetation and soil following a large-scale chemical fire. *Environmental Pollution* 99, 29-36.
- McKinney, R.A., R.J. Pruell and R.M. Burgess (1999): Ratio of the concentration of anthraquinone to anthracene in coastal marine sediments. *Chemosphere* 38, 2415-2430.
- McRae, C., C.E. Snape, C.-G. Sun, D. Fabbri, D. Tartari, C. Trombini and A.E. Fallick (2000): Use of compound-specific stable isotope analysis to source anthropogenic natural gas-derived polycyclic aromatic hydrocarbons in a lagoon sediment. *Environmental Science & Technology* 34, 4684-4686.
- Meyer, S., S. Cartellieri and H. Steinhart (1999): Simultaneous determination of PAHs, hetero-PAHs (N, S, O) and their degradation products in creosote-contaminated soils. Method development, validation and application to hazardous waste sites. *Analytical Chemistry* 71, 4023-4029.
- Niederer, M. (1998): Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons and substitutes (nitro-,oxy-PAHs) in urban soil and airborne particulate by GC-MS and NCI-MS/MS. *Environmental Science & Pollution Research* 5, 209-216.
- Öberg, G. (2002): The natural chlorine cycle – fitting the scattered pieces. *Applied Microbiology and Biotechnology* 58, 565-581.
- O'Malley, V.P., T.A. Abrajano Jr. and J. Hellou (1994): Determination of the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios of individual PAH from environmental samples: can PAH sources be apportioned? *Organic Geochemistry* 21, 809-821.
- Ping, L.F., Y.M. Luo, H.B. Zhang, Q.B. Li and L.H. Wu (2007): Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in thirty typical soil profiles in the Yangtze River delta region, east China. *Environmental Pollution* 147, 358-365.
- Pojana, G. and A. Marcomini (2007): Determination of monohydroxylated metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbons (OH-PAHs) from wastewater-treatment plants. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 87:627-636.
- Sanders, G., K.C. Jones, J. Hamilton-Taylor and Helmut Dörr (1993): Concentrations and deposition fluxes of polynuclear aromatic hydrocarbons and heavy metals in the dated sediments of a rural English lake. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12, 1567-1581.
- Sims, R.C. and M.R. Overcash (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Residues Review* 88, 1-68.
- Smirnov, A., T.A. Abrajano Jr., A. Smirnov and A. Stark (1998): Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of Lake Erie, Part I. Spatial distribution, transport and deposition. *Organic Geochemistry* 29, 1813-1828.
- Smith, C.J., C.J. Walcott, W.L. Huang, V. Maggio, J. Grainger and D.G. Patterson (2002): Determination of selected monohydroxy metabolites of 2-, 3- and 4-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in urine by solid-phase microextraction and isotope dilution gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography B* 778, 157-164.
- Venkatesan, M.I. (1988): Occurrence and possible sources of perylene in marine sediments – a review. *Marine Chemistry* 25, 1-27.
- Waldow, von, H., M. Macleod, K. Jones, M. Scheringer and K. Hungerbühler (2010): Remoteness from emission sources explains the fractionation pattern of polychlorinated biphenyls in the northern hemisphere. *Environmental Science & Technology* 44, 6183-6188.
- Wania, F. and D. Mackay (1996): Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology* 30, A390-A396.
- Wilcke, W. (2000): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil – a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 229-248.
- Wilcke, W. 2007. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Geoderma* 141:157-166.
- Wilcke, W. and W. Amelung (2000): Persistent organic pollutants (POPs) in native grassland soils along a climosequence in North America. *Soil Science Society of America Journal* 64, 2140-2148.
- Wilcke, W., W. Zech and J. Kobza (1996): PAH pools in soils along a PAH deposition gradient. *Environmental Pollution* 92, 307-313.
- Wilcke, W., W. Amelung, C. Martius, M.V.B. Garcia and W. Zech (2000): Biological sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Amazonian rain forest. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 27-30.
- Wilcke, W., M. Krauss and W. Amelung. 2002. Carbon isotope signature of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): evidence for different sources in tropical and temperate environments? *Environmental Science & Technology* 36: 3530-3535.
- Wilcke, W., W. Amelung, M. Krauss, C. Martius, A. Bandeira and M. Garcia (2003): Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) patterns in climatically different ecological zones of Brazil. *Organic Geochemistry* 34, 1405-1417.
- Wilcke, W., M. Krauss, J. Lilienfein and W. Amelung (2004): Polycyclic aromatic hydrocarbon storage in a typical Cerrado of the Brazilian Savanna. *Journal of Environmental Quality* 33, 946-955.
- Wischmann, H., H. Steinhart, K. Hupe, G. Montresori and R. Stegmann (1996): Degradation of selected PAHs in soil/compost and identification of intermediates. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 64, 247-255.
- Wild, S.R. and K.C. Jones (1995): Polynuclear aromatic-hydrocarbons in the United-Kingdom environment - a preliminary source inventory and budget. *Environmental Pollution* 88, 91-108.

Statusbericht zu Organochlorpestiziden in Baselbieter Böden

Daniel Schmutz, Lidia Lopez, Roland Bono

Amt für Umweltschutz und Energie, Rheinstrasse 29, CH-4410 Liestal

Zusammenfassung

2010 wurden durch das Amt für Umweltschutz und Energie BL insgesamt 71 Böden von Wald-, Landwirtschafts- und Siedlungsstandorten auf die Gehalte an Organochlorpestiziden untersucht. OCP wurden im grossen Massstab vor allem als Insektizide eingesetzt. Die meisten sind in der Schweiz in der Anwendung seit Mitte der 1970-iger Jahre verboten, dies aufgrund ihrer Persistenz in der Umwelt, ihrer Bioakkumulation sowie ihrer Toxizität. Es zeigte sich, dass OCP in allen untersuchten Böden nachweisbar sind. Während die Wald- und Landwirtschaftsstandorte niedrige bis sehr niedrige Gehalte dieser Schadstoffe aufwiesen, zeigten die Böden der untersuchten Familiengärten teilweise auffällig hohe Gehalte. Einige dieser Böden sind gemäss gesetzlichen Vorgaben als "stark belastet" einzustufen. Aufgrund einer ersten Risikoeinschätzung ist in erster Linie beim Anbau von Kürbisgewächsen mit erhöhten OCP-Gehalten in diesem Gemüse zu rechnen, dies aufgrund des pflanzenspezifischen Akkumulationsvermögens.

Abstract

In 2010, the Environmental Agency BL analyzed 71 soils of forest, agricultural and residential locations on their contents of organochlorine pesticides. OCPs were used on a large scale mainly as insecticides. Due to their environmental persistence, their bioaccumulation and their toxicity, the use of most OCPs is forbidden in Switzerland since the mid 1970s. It was found that OCPs are detectable in all soils analyzed. While the forest and agricultural sites showed low to very low levels of these pollutants, the soils of the analyzed family gardens partially showed conspicuously high levels. According to legal regulations, some of these soils are classified as "heavily loaded". Based on an initial risk assessment elevated OCP levels in vegetables are primarily to be expected in the cultivation of cucurbits, this due to the plant-specific accumulation ability.

Keywords: persistent organic pollutants, pesticide, soil pollution, garden soils

1. Einleitung

Organochlorpestizide (OCP) wurden bis Mitte der 1970-iger Jahre in grossen Mengen und mit breitem Anwendungsbereich vor allem zur Bekämpfung von Insekten verwendet. Der Einsatz der meisten dieser Wirkstoffe ist in der Schweiz seit Mitte der 1970-iger Jahre verboten. Organochlorpestizide gehören gemäss Stockholmer Konvention zu den POP's (Persistent organic Pollutants). Verboten wurden die OCP aufgrund ihrer Persistenz (kaum abbaubar in der Umwelt), ihrer Bioakkumulation sowie ihrer Toxizität.

In der Schweiz liegen, im Gegensatz zu den Polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) oder den "verwandten" Polychlorierten Biphenylen (PCB) nur wenige Untersuchungen über mögliche Bodenbelastungen mit OCP vor.

Das Amt für Umweltschutz und Energie des Kantons Basel-Landschaft hat deshalb 2007 in einer ersten Untersuchungsphase 27 Landwirtschaftsböden, mehrheitlich Böden aus Intensivgemüse-

und Ackerbauflächen, auf aktuell und früher verwendete Pestizide untersucht. Dabei wurden OCP in allen untersuchten Böden nachgewiesen, selbst in Böden mit Dauergrünland.

Die eher unerwarteten Befunde führten zu einer zweiten Untersuchungsphase im Jahre 2010 an zusätzlichen 44 Standorten. Dabei wurden Böden von Standorten in Wald-, Landwirtschafts- und Siedlungsflächen beprobt und auf OCP untersucht.

Die vorliegende Arbeit wertet die Ergebnisse der total 71 auf Spuren von OCP untersuchten Böden aus. Die Standorte verteilen sich über die ganze Kantonsfläche und umfassen verschiedene Nutzungsarten.

2. Gesetzlicher Hintergrund

In der aktuellen schweizerischen Gesetzgebung finden sich für OCP in Böden einzig in der "Weg-

leitung Bodenaushub" (BUWAL 2001) Belastungsgrenzwerte; diese wurden von der "New Dutch List" übernommen. Einige Nachbarländer wie z.B. Deutschland kennen Prüfwerte. Eine EU-weite gesetzliche Regelung liegt nicht vor. Tab. 1 zeigt die gesetzlichen Regelwerke der Schweiz, Deutschland und Niederlanden auf.

Schadstoffe in µg/kg TS	CH: RW Wegleitung Bodenaushub	CH: PW Wegleitung Bodenaushub	NL: RW New Dutch List	NL: SW New Dutch List	D: PW BBodSchV Kinder- spielflächen	D: PW BBodSchV Wohn- gebiete
Σ Aldrin, Dieldrin und Endrin	2	2'000	1	4'000	-	-
Σ DDT, DDD und DDE	2	2'000	2.5	4'000	40'000 (DDT)	80'000 (DDT)
Σ HCH	1	1	1	2'000	5'000	10'000
Endosulfan	-	1	-	-	-	-
Chlordan	-	1	-	-	-	-
Pentachlorphenol	-	-	-	-	50'000	100'000
Hexachlorbenzol	-	-	-	-	4'000	8'000

Tabelle 1: Gesetzgebung (RW = Richtwert, PW = Prüfwert)

3. Methodisches Vorgehen

Insgesamt wurden 71 Standorte in die Untersuchung aufgenommen (Abb.1). Die Auswahl der Standorte erfolgte aufgrund folgender Kriterien:

- Berücksichtigung von Böden, welche im Zeitraum der OCP-Anwendungen mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits die gleiche Nutzung wie noch heute aufwiesen.
- Repräsentative Auswahl von Böden aus den Nutzungsräumen Wald, Landwirtschaft und Siedlung.

Untersucht wurden Böden von Streuobstbeständen (n = 5), Rebbergen (n = 5), Ackerbau (n = 27), Familiengärten (n = 21), Grünanlagen im Siedlungsraum (n = 5) und Wald (n = 8).



Abbildung 1: Standorte der untersuchten Böden im Kanton Basel-Landschaft

Die Probenahmen wurden gemäss der BUWAL-Wegleitung (2003) durchgeführt. Auf 100 m² wurden mittels Stechbohrer 16 Einstiche mit einer Probenahmetiefe von 0- 20 cm gemacht, der Boden entnommen und zu einer Mischprobe vereint.

Die Bodenproben wurden im Labor für Umweltanalytik des Amtes für Umweltschutz und Energie BL gemäss "Verordnung über Belastungen des Bodens" (VBBo) homogenisiert und auf < 2 mm abgeseibt. Die aufbereiteten Proben wurden bis zur Extraktion und Messungen bei -20°C aufbewahrt.

Die Extraktion mit Petroleumbenzin/Aceton erfolgte nach ISO 11264. Gemessen wurde mit GC-ECD/ GC-MS nach ISO 10382. Bestimmt wurden insgesamt 18 OCP inklusive deren Metaboliten.

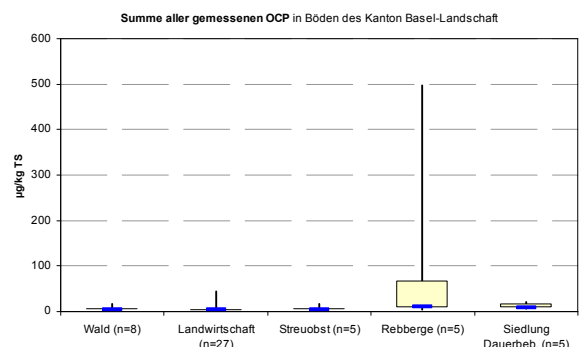
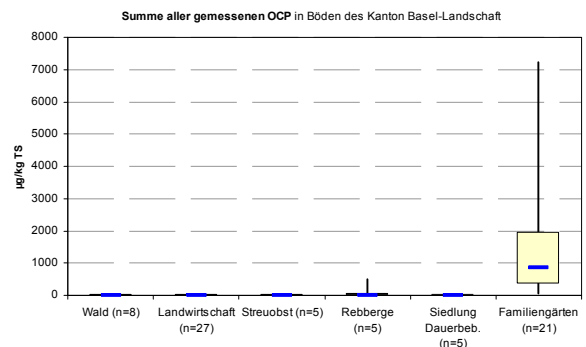
4. Ergebnisse der Analysen

Zur besseren Lesbarkeit der Ergebnisse werden bei einigen Wirkstoffen die Ausgangssubstanz und deren Metaboliten als so genannte Summen dargestellt. In den Boxplot-Darstellungen sind der Minimum- und der Maximalwert, der Median sowie der 25-75%-Bereich angegeben (siehe Abb.2a und 2b).

Wirkstoffe/ Summe Wirkstoffe + Metaboliten	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
alle Werte in µg/kg TS	n=71	n=71	n=71	n=71
Hexachlorbenzol	1.39	0.67	<0.2	12
Summe HCH	0.43	0.3	<0.6	3.4
Summe Dieldrin/Aldrin/ Endrin	6.66	0.3	<0.6	130
Summe Heptachlor	1.5	0.3	<0.6	72
Summe cis-/trans-Chlordan + alpha-/beta- Endosulfan	6.04	0.3	<0.6	350
Summe DDT/DDD/DDE	443	3.9	<0.6	7135
Tecnazen	0.11	0.1	<0.2	0.44
Quintozen	0.41	0.1	<0.2	11
Methoxychlor	0.19	0.1	<0.2	3.3

Tabelle 2: Mittelwert, Median, Minimum- und Maximumwerte aller Proben (n = 71)

Berücksichtigt man alle Nutzungstypen und alle Böden, so weisen die beiden Isomeren p'p'-DDT und p'p'-DDE des Dichlordiphenyltrichlorethan die grösste Verbreitung und die höchsten Gehalte auf. Daneben fanden sich vor allem Dieldrin/ Aldrin/Endrin, Hexachlorcyclohexane und Hexachlorbenzol (Tab.2).



Abbildungen 2a, 2b: Gesamtsummen OCP inkl. Metaboliten; obere Darstellung alle Standorte (n = 71), untere Darstellung ohne Familiengärten (n = 50)

- In den acht untersuchten Waldböden fanden sich nebst Hexachlorbenzol (HCB) und der Σ Hexachlorcyclohexan (HCH) vor allem Σ DDD (14.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ als höchster Gehalt). DDD wurde früher unter anderem zur Bekämpfung von Mäikäfern an Waldrändern eingesetzt. Daneben wird davon ausgegangen, das OCP auch durch Luftdeposition eingetragen wurden.

- In den 27 Landwirtschaftsböden (mit vorwiegend intensiver Gemüse- und Ackerbaunutzung) fanden sich nebst HCB, Aldrin, Dieldrin und Endrin (in der Summe max. 7.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$) ebenfalls vor allem Σ DDD (40.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ als höchster Gehalt).

- In den fünf Böden mit Streuobstbeständen fanden sich nebst HCH ebenfalls bei der Σ DDD mit max. 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ die höchsten Gehalte.

- Die fünf untersuchten Siedlungsböden (Dauergrünflächen im Siedlungsraum) zeigten mit max. 15.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Σ DDD vergleichbare Gehalte wie die Böden der Streuobstbestände.

- In den fünf untersuchten Rebbergböden zeigte sich das gleiche Bild wie bei Böden im Siedlungsbereich und in Streuobstbeständen. Mit max. 493.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Σ DDD (Medianwert 8.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$) liegen die Gehalte aber gegenüber den genannten Nutzungstypen markant höher.

- Die 21 untersuchten Böden aus den Familiengärten weisen gegenüber den vorgenannten untersuchten Böden die höchsten Gehalte an OCP auf. Neben Spuren von Lindan (HCN) und Quinotozen fanden sich auch HCB (max. 72 $\mu\text{g}/\text{kg}$), Dieldrin/Aldrin/Endrin (max. 130 $\mu\text{g}/\text{kg}$, Median 2.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$), Chlordane und Endosulfane (max. 350 $\mu\text{g}/\text{kg}$) und Σ DDD mit einem Maximalwert von 7'135 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Der Medianwert der Σ DDD lag bei 724 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

5. Beurteilung

Die schweizerische Gesetzgebung kennt bezüglich OCP einzig bei Bodenverschiebungen Richt- und Prüfwerte (Wegleitung Bodenaushub, BUWAL 2001). Der Richtwert für Σ DDD liegt bei 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, der Prüfwert bei 2'000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Von den untersuchten Böden weisen 7 von 27 Landwirtschaftsböden, 4 von 5 Siedlungsböden, 6 von 8 Waldböden, 3 von 5 Streuobstböden und alle 5 Rebberg- und 21 Familiengartenböden Gehalte über dem Richtwert "Bodenaushub" auf. Diese Böden sind im Hinblick auf den Umgang mit ausgehobenem Ober- und Unterboden als "schwach belastet" einzustufen. Bei 5 Familiengartenböden liegen die Gehalte über den Prüfwerten "Bodenaushub" und sind in diesem Kontext als "stark belastete Böden" einzustufen.

Stark erhöhte OCP-Gehalte wurden somit vor allem in Böden von Familiengärten nachgewiesen. Erfahrungsgemäss muss in Hausgärten

aufgrund vergleichbarer Nutzungsgeschichte mit ähnlichen Gehalten gerechnet werden. Werden das zum Teil schon jahrzehntlang bestehende Anwendungsverbot und die Halbwertszeiten von OCP berücksichtigt, erstaunen diese auch heute noch vorhandenen hohen Gehalte. Es ist davon auszugehen, dass ursprünglich bedeutend höhere Gehalte in den Böden vorlagen und damit die Gefährdung von Pflanzen, Tieren und Menschen grösser war.

6. Gefährdungsabschätzung

Eine detaillierte Gefährdungsabschätzung für die vorgefundenen Belastungen mit OCP liegt nicht vor. Auch im Handbuch "Gefährdungsabschätzung und Massnahmen bei schadstoffbelasteten Böden" (BUWAL 2005) finden sich keine Angaben zur Stoffgruppe der OCP.

Es sei aber darauf hingewiesen, dass fünf Gartenböden in der Summe DDD mehr als 2'000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ aufweisen und somit über dem Prüfwert der "Wegleitung Bodenaushub" (BUWAL 2001) liegen. Vergleichend zeigt sich, dass die tolerierbare tägliche Aufnahme gemäss WHO für OCP in ähnlicher Grössenordnung wie bei PAK und PCB liegt. Die gefundenen Gehalte an OCP in den Böden (vor allem Familiengärten) liegen in ähnlicher Grössenordnung wie diejenigen von PAK und PCB.

Es ist bekannt, dass Kürbisgewächse stark zur Aufnahme und Anreicherung von OCP in oberirdischen Pflanzenteilen neigen (Hilber 2009). Ob und in welchem Ausmass Kürbisgewächse aber tatsächlich OCP aufnehmen, hängt stark von den bodenphysikalischen wie auch den klimatischen Bedingungen ab (Wyss 2006).

Substanz	ADI (in $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{Tag}$)
Aldrin und Dieldrin	0.03
Endrin	0.2 (JMPR)
Dieldrin	0.05
DDT	0.25
Chlordane	0.5
Heptachlor	0.1
Hexachlorbenzol	0.8
Pentachlorbenzol	9
Endosulfan	6
HCN	1
Lindan	8
Endosulfan	6
Blei	3.5
Cadmium	1
PAK`s	2
PCB`s	0.07
PCDD (Dioxin, TEQ 1)	0.00001

Tabelle 3: Tolerierbare tägliche Aufnahme (ADI) per kg Körpergewicht nach WHO (2001)

Bei den Böden aus den Familiengärten liegt der Medianwert der Σ OCP bei rund 800 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Das heisst, dass von den 21 untersuchten Böden aus Familiengärten rund die Hälfte Gehalte grösser als 800 $\mu\text{g}/\text{kg}$ aufweisen. Die höchsten Anteile bei der Summenbildung der Gesamt-OCPs stammen von den p,p-DDT und p,p-DDE.

Abgestützt auf die Risikoeinschätzung, welche das FIBL (Hilber 2006) benützt (Risiko falls $> 70 \mu\text{g}/\text{kg}$ Σ Dieldrin/Aldrin und DDD in den Böden), weisen die meisten untersuchten Böden von Familiengärten ein grosses Risiko beim Anbau von Kürbisgewächsen auf

Obwohl OCP-Rückstände in Böden kein akutes Gesundheitsrisiko darstellen, ist im Sinne der Vorsorge eine geringe aber chronische Exposition durch Einnahme von belastetem Gemüse zu vermeiden (Hilber 2009). Eine endgültige Aussage liesse sich aber nur mit Gemüseuntersuchungen aus den verschiedenen Gärten machen.

7. Massnahmen

Die vorliegende Untersuchung zeigt auf, dass Handlungsbedarf vor allem bei den Böden von Familiengärten (und wohl auch Hausgärten) bezüglich Nutzungsempfehlungen besteht. In den untersuchten Rebbergböden, welche gegenüber den anderen untersuchten Nutzungstypen ebenfalls erhöhte OCP-Gehalte aufweisen, sind erst bei Nutzungsänderung Massnahmen angezeigt. Dies vor allem auch wegen hoher Gehalte am Schwermetall Kupfer in den Böden.

- In vielen Familiengärten ist biologisches oder naturnahes Gärtnern bereits heute vorgeschrieben und wird auch praktiziert. Dies soll weiterhin beibehalten und konsequent gefördert werden. Die Gärtnerinnen und Gärtner sind verantwortlich für einen guten Umgang mit dem Boden. Dies gilt auch für Hausgärten.

- Alte Pflanzenschutzmittel sollen umweltgerecht entsorgt werden (via Verkaufs- und Sammelstellen).

- Kürbisgewächse neigen zur Aufnahme von OCP. Hier ist zu prüfen, ob nicht vorsorglich auf den Anbau von Kürbisgewächsen verzichtet werden sollte. Dies gilt insbesondere für Gärten mit langer Nutzungsdauer oder bei Bekanntsein erhöhter Belastungswerte.

- Beim Bauen ist auf den umweltgerechten Umgang mit belastetem Bodenaushub zu achten (siehe Wegleitung "Bodenaushub", BUWAL 2001).

8. Literatur

BUWAL (2001): Wegleitung Bodenaushub, Verwertung von ausgehobenem Boden, 20 S., Bern

BUWAL (2003): Handbuch Bodenprobenahme VBBö. Bern

BUWAL (2005): Handbuch Gefährdungsabschätzung und Massnahmen bei schadstoffbelasteten Böden. Bern

Hilber, I., Wyss, G., Mäder, P. (2006): Organochlorverbindungen in Schweizer Böden und Strategien zur nachhaltigen Lebensmittelproduktion in der biologischen Landwirtschaft. In: Pflanzenschutzmittel in Lebensmitteln und in der Umwelt. Jahresversammlung 2006, Solothurn

Lopez, L. (2007): Pestizide in Landwirtschaftsböden. Interner Praktikumsbericht, Amt für Umweltschutz und Energie BL, Liestal.

Stockholm Convention (2009): Measure to reduce or eliminate POPs, <http://chm.pops.int/>
<http://www.umweltbundesamt.de/umweltproben/ubp19.htm>

UBA-FB (2002): Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Erhebungsuntersuchungen zum Transfer organischer Schadstoffe vom Boden in Nahrungs- und Futterpflanzen und Ableitung von Prüfwerten nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz. FUBA-FB, Fh-IME. 20 S., Berlin

Umweltbundesamt (1998): Persistente organische Schadstoffe in Hintergrund-Waldgebieten Österreich, Peter Weiss, Monographien Band 97, M-097, Wien

Umweltbundesamt (2008) Organische Schadstoffe in Grünlandböden, REP-0158, Wien

Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö, 1998), Stand 1. Juli 2008, SR 814 12, Bern

von Olnhausen, V. (2009): Schadstoffbelastungen in den Böden von Familiengärten in den Kantonen Basel-Landschaft und Basel-Stadt. Praktikumsbericht Amt für Umweltschutz und Energie BL, Liestal

WHO (2001): Developing Human Health-related Chemical Guidelines for Reclaimed Waster and Sewage Sludge Applications in Agriculture, Chang A. u.a.

Wyss, G. (2006): Pestizid-Altlasten: Gemeinsam für die Glaubwürdigkeit, bioaktuell 7/06, S. 12-13

► Der Untersuchungsbericht ist als pdf abrufbar unter <http://www.baselland.ch/berichte-hm.289627.0.html>

Wissensbasierte Modellierung von Waldbodeneigenschaften – Möglichkeiten, Grenzen, Herausforderungen

Thomas Mosimann, Philipp Herbst, Jens Gross, Uwe Meer

Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Leibniz Universität Hannover

Zusammenfassung

Mit wissensbasierter Modellierung wurden für die Wälder des Kantons Baselland hochauflösende Karten der Bodeneigenschaften Gründigkeit, Skelettgehalt, Vernässung und Azidität erstellt. Das methodische Konzept kombiniert einen häufigkeitsstatistischen Ansatz mit Expertenwissen. Die Bodeneigenschaften werden in umfangreichen Entscheidungsbäumen aus 29 Prädiktoren (Reliefformen, Gestein, Vegetation, Waldtyp, Lage, Klima) abgeleitet. Das Projekt belegt die grundsätzliche Machbarkeit einer hochauflösenden Vorhersage von Bodeneigenschaften, wobei diese in 4-5 Klassen differenziert werden können. 10-30 % der Fläche bleiben aber vorläufig ohne Aussage. Ursachen sind v.a. zu hohe Heterogenität der Böden, noch nicht ausreichende morphographische Differenzierung der Hänge und unplausible Informationen zu den Prädiktoren.

Abstract

By means of knowledge based modelling high-resolution maps of the forest soil properties in the canton of Basel-Landschaft are generated, displaying stoniness, soil depth, water logging and acidity. The methodological concept combines a statistical approach with expert knowledge. Decision trees are used to derive the soil properties from 29 predictors (e.g. relief-forms, stone, vegetation, forest-type, climate). This project shows that it is feasible to predict soil properties with high resolution, differentiated in 4-5 classes. However 10-30 % of the area remains unpredictable because the soils are too heterogeneous, the slopes aren't differentiated morphographically and the predictors are implausible.

Keywords: forest soils, digital soil mapping, knowledge based modelling, soil properties

1. Einleitung

Die Waldböden gehören zu den wichtigsten natürlichen Ressourcen. Sie sind die Grundlage für das Wachsen eines stabilen, ertragreichen und naturnahen Waldes. Die Waldböden erfüllen zudem wichtige ökologische Funktionen wie Filtrierung des Sickerwassers, Transformation von aus der Atmosphäre eingetragenen Schadstoffen, Grund- und Quellwasserschutz und Abflussregulation (Hochwasserschutz). Flächendeckende Informationen über die Eigenschaften von Waldböden sind deshalb für Forstwirtschaft und Umweltschutz von grosser Bedeutung.

Rund 40 % der Fläche des Kantons Baselland sind bewaldet. Im Unterschied zur Landwirtschaftsfläche, deren Böden in den 1990er-Jahren im Massstab 1:5'000 kartiert wurden, lagen für den Wald bisher nur wenige, weit verstreute Informationen über die Böden vor (z.B. einzelne Bodenprofile in Walthert et al 2004). Deshalb wurden mit dem Projekt „Modellierung von Waldbodeneigenschaften im Kanton BL“ seit 2004 flächenhafte Informationen über die Waldböden erarbeitet. Auf der Basis aller zusammengetragenen punkthaften Bodeninformationen und 95 neu bearbeiteten Waldstandorten (Mosimann 2011) entstanden digitale Karten ausgewählter Waldboden-

eigenschaften. Diese bilden in Zukunft eine Grundlage für die Waldentwicklung und schonende Waldbewirtschaftung, die Erhaltung der Waldfunktionen und die Abschätzung von Risiken wie Befahrungsempfindlichkeit, Trockenstressrisiko und Waldbrandrisiko.

2. Methodisches Vorgehen

Konzept

Die Regionalisierung von Bodeninformationen geschieht mit geostatistischen und faktorenbasierten Ansätzen. Für den Einsatz geostatistischer Verfahren reichen die verfügbaren Stichprobenaten in Form von standörtlichen Bodenhebungen i.d.R. nicht aus. Deshalb kommen faktorenbasierte Verfahren zum Zuge. Dabei lassen sich drei Ansätze unterscheiden, die auch kombiniert angewendet werden (Behrens & Scholten 2006): Regressionsstatistik, Entscheidungsbäume und fuzzy-theoretische Näherungsverfahren. Eine frühe Untersuchung zur Leistungsfähigkeit regressionsstatistischer Verfahren für die Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften führte Zirlewagen (2003) im Südschwarzwald durch. Häring & Schröder (2010) testeten die Verlässlichkeit der Regionalisierung

von Bodentypen mit Random-Forest-Modellen (Breiman 2001) in Bayern. In der Schweiz wurden bisher ausser verschiedensten geostatistischen Anwendungen vor allem Regionalisierungen mit der CART-Methode (Egli et al 2004, 2005) durchgeführt. Prognosemöglichkeiten und die Qualität der Prognosen hängen stark von den verfügbaren Eingangsdaten, der Vielfalt der Prädiktoren und vom Landschaftstyp ab. Um die Eignung der Verfahren und ihre Grenzen bei räumlich hochauflösenden Bodenvorhersagen auszuloten, wurde im Untersuchungsraum in der Pilotphase ein Vergleich halbautomatischer Random-Forest-Prognosen mit wissensbasierter Modellierung durchgeführt (Herbst, Mosimann 2010). Die Ergebnisse zeigten, dass das Random-Forest Klassifizierungs- und Regressionsmodell die Grundtendenz der Verbreitung einzelner Bodeneigenschaften abbilden kann. Random-Forest prognostiziert jedoch viele nicht erklärbare Kleinstrukturen, bildet viele Grenzen nicht richtig ab und liefert auch eine Prognose für Flächen, für welche auf Grund der verfügbaren Stichprobe und des vorhandenen Wissens keine Aussage möglich ist (Herbst, Mosimann 2010). Je höher die geforderte räumliche Auflösung, desto schlechter sind in der Tendenz die Ergebnisse halbautomatischer Verfahren. Deshalb wurde entschieden, die Karten der Waldbodeneigenschaften des Kantons Baselland mit einem kombinierten Verfahren zu entwickeln, das empirisch-statistische Analysen und Expertenwissen verbindet. Die Modellierung orientierte sich dabei an folgenden Prämissen:

- Umfangreiche zusätzliche bodenkundliche Standortsaufnahmen zur Verdichtung der bereits vorhandenen Stichprobe aus Punktdaten (95 Bodenprofile in den Kantonen BL und BS).
- Vorhersage von Bodeneigenschaften und nicht von Bodentypen. Für die Ableitung praxisorientierter Aussagen werden Bodenbasisdaten benötigt. Bodentypen sind für Praxisfragen wenig aussagekräftig.
- Für Anwender durchschaubare Modellstruktur. Die Kombination der Prädiktoren, die zur Einstufung der Bodeneigenschaft führt, muss für jeden Einzelfall aus den Entscheidungsbäumen nachvollziehbar sein.
- Wahrscheinlichkeitsbasierte Prognose zur Bewältigung des Heterogenitätsproblems im räumlichen Muster der Bodeneigenschaften.
- Areale ohne Aussage. Die Karten zeigen die Bereiche an, für die wegen zu kleiner Stichprobe, fehlenden Informationen über Prädiktoren oder zu hoher räumlicher Variation der Bodeneigenschaft vorläufig keine Aussage möglich ist.

Umfangreicher Prädiktorensatz

Eine räumlich hoch auflösende Aussage zu Bodeneigenschaften kann nur auf der Basis vielfältiger Prädiktoren erzielt werden. Nur eine Kombina-

Prädiktorebene	Bodeneigenschaften			
	Gründigkeit	Skelettingehalt	Vernässung	Azidität
Reliefform 15 morphogr. Formtypen				
Waldtyp Schuttwald				
Gestein 13 Gesteinstypen				
Pflanzenökologische Feuchtestufe (5 Feuchtestufen)				
Pflanzenökologische Reaktionsstufe (5 Reaktionsstufen)				
Positionsparameter Horizontaldist. v. Kante/Fels				
Positionsparameter Vertikaldist. von Tiefenlinie				
Hangneigung Grenzwerte in Grad				
Klimaparameter Höhe über Meer				
Waldtyp Fichtenwald/Tannenwald				

Abb. 1
Übersicht zu den Prädiktoren für die Modellierung von Waldbodeneigenschaften.
Die Struktur der Modelle orientiert sich an der dargestellten Reihenfolge der Prädiktoren.

tion vieler verschiedener Faktoren bildet die vielfältigen Einflüsse auf den Boden räumlich genügend differenziert ab. Für eine Modellierung dieser Art müssen deshalb die folgenden Voraussetzungen gegeben sein und geschaffen werden:

1. Umfangreiche Grundlagendaten im kantonalen GIS: Rasterhöhenmodell, geologische Karte 1: 25'000, pflanzensoziologische Waldgesellschaften 1: 5'000, Waldbestandsdaten (Baumartenanteile).
2. Die Grundlagendaten müssen mit zum Teil neu konzipierten Übersetzungsschlüsseln in für die Bodenvorhersage geeignete Grössen und Skalen transformiert werden. Aus den Waldgesellschaften wurden auf der Basis der Ökogramme in Burand & Hasspacher (1999) Karten der pflanzenökologischen Feuchte- und Reaktionsstufen entwickelt. Aus der gesamten stratigraphischen Information der geologischen Karten entstand neu eine Karte der petrographischen Gesteinstypen (Ausgangsgesteine der Bodenbildung). Für die Modellierung werden 13 Gesteinstypen unterschieden.
3. Reliefformtypen sind nebst morphometrischen Parametern wie Hangneigung usw. entscheidend für die Entstehung des Bodens. Aus dem Höhenmodell wurde deshalb eine Oberflächendifferenzierung aus 19 morphographischen Formtypen modelliert (siehe unten).

Die Bodeneigenschaften werden auf der Basis von insgesamt 29 Prädiktoren aus den Bereichen Relief, Gestein, Vegetation, Waldtyp, Position des Standorts und Klima vorhergesagt. Abb. 1 gibt einen Überblick zu den Prädiktoren und ihrer hierarchischen Anordnung in den Modellen. Die Matrix zeigt auch, welche Prädiktoren für die

verschiedenen Eigenschaften von Bedeutung sind. Die Untersuchung in der Nordwestschweiz hat für die Reliefformen, den Waldtyp „Schuttwald“, das Gestein, die pflanzenökologische Feuchtestufe, die Abstände von Kanten und Fels und die Hangneigung allgemeine Bedeutung ergeben. Die übrigen Prädiktoren sind nur für einen Teil der Eigenschaften signifikante Einflussgrößen. Grundsätzlich lassen sich zwei Typen von Prädiktoren unterscheiden:

1. Faktoren der Bodenbildung wie Relief, Gestein, Lage des Bodens, Klima und Waldtyp (Nadelholzanteil).

2. Indikatoren mit Zeigerwert für Bodeneigenschaften (pflanzensoziologische Waldgesellschaften und der Waldtyp „Schuttwald“).

Die Vorhersagemodelle kombinieren Prädiktoren beider Typen.

Exkurs: Reliefmodellierung

Die Grundlage der Reliefgliederung bildet ein rasterbasiertes digitales Höhenmodell mit einer Auflösung von 2 m. Dieses hochauflösende Höhenmodell ermöglicht eine detaillierte, grossmassstäbige Abbildung kontinuierlicher Eigenschaften und diskreter Strukturen der Erdoberfläche. Ziel der Analysen ist die Modellierung geomorphometrischer und geomorphographischer Reliefeigenschaften des Meso- und Mikroreliefs mit jeweils relativ homogenem Prozessgeschehen. Für die Bodenprognose sind automatisierte Reliefklassifizierungsverfahren in den heterogen ausgestatteten Landschaftsräumen des Untersuchungsgebietes zu ungenau. Die Reliefanalyse muss sich am landschaftstypischen Formeninventar orientieren. Hierfür erfolgt die Kombination und Klassifikation der kontinuierlich-variiierenden geomorphometrischen Merkmalsausprägungen und hydrologischer Kennwerte des Reliefs zu neunzehn diskreten geomorphographischen Reliefeinheiten (Abb. 2). Dieses komplexe Reliefgliederungsverfahren wird in mehreren Schritten durchgeführt:

1. Berechnung kontinuierlich-variiender geomorphometrischer Reliefparameter und prozessorientierter hydrologischer Kennwerte (z.B. Hangneigung, Horizontal- und Vertikalwölbung, Divergenz-Konvergenzindex).

2. Ableitung linearer und flächenhafter Reliefparameter aus den geomorphometrischen Reliefparametern und hydrologischen Kennwerten. (z.B. Steilhänge, Abflussakkumulation, Scheitel- u. Divergenzbereiche).

3. Kombination und Klassifikation der geomorphometrischen Reliefparameter zu diskreten geomorphographischen Reliefeinheiten. (z.B. Hangkantenbereiche, Plateaubereiche, konvexe Hangbereiche, steile Tiefenlinien usw., Abb. 2).

4. Empirisch-statistische Ermittlung und explorativ-iterative Anpassung von Schwellenwerten unter

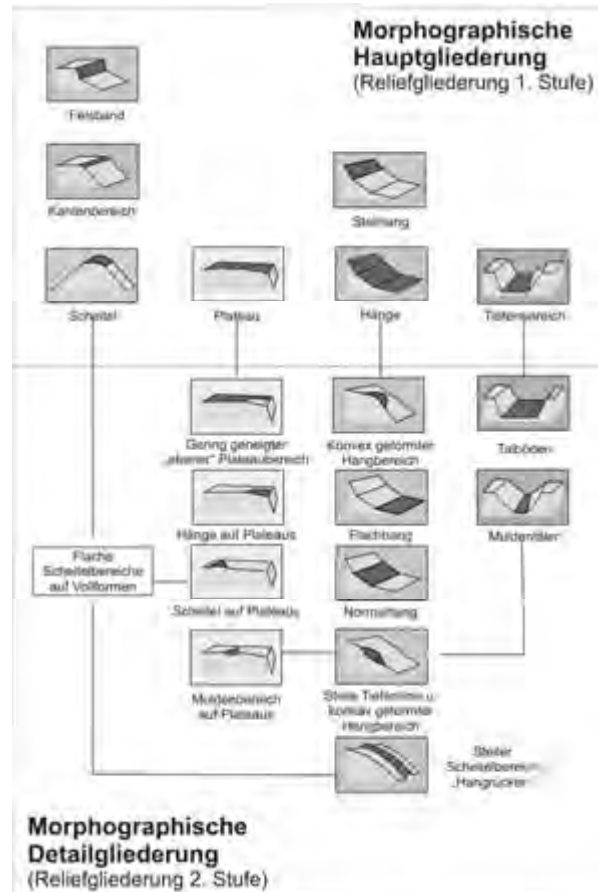


Abb. 2 Morphographische Gliederung des Reliefs für die Modellierung von Waldbodeneigenschaften.

Berücksichtigung der spezifischen pedologischen und geomorphologischen Prozessbedingungen in unterschiedlichen Landschaftstypen.

Aus der Überprüfung der Modellergebnisse ergeben sich für komplexe Reliefparameter einzelne manuelle Korrekturen. Eine valide Reliefmodellierung verlangt also detaillierte Geländekenntnisse des modellierten Raumes.

Die wissensbasierten Modelle

Basis für die Entwicklung der entscheidungsbasierten Modelle ist die Theorie der unscharfen Mengen (Zadeh 1965, Zhang & Goodchild 2002). Bei genügend grosser Stichprobe entspricht die Häufigkeit des Vorkommens einer Bodeneigenschaft unter bestimmten Standortsbedingungen ihrer wahrscheinlichsten Ausprägung. Die übrigen Häufigkeiten repräsentieren ebenfalls vorkommende Varianten. Dies entspricht im Grundsatz einem Fuzzy-theoretischen Ansatz. Eine Einschränkung ergibt sich daraus, dass die Stichproben wegen der Kombination vielfältiger Prädiktoren nur bei den weiter verbreiteten Standortstypen genügend gross sind. Deshalb muss die häufigkeitsstatistische Analyse mit Experten-

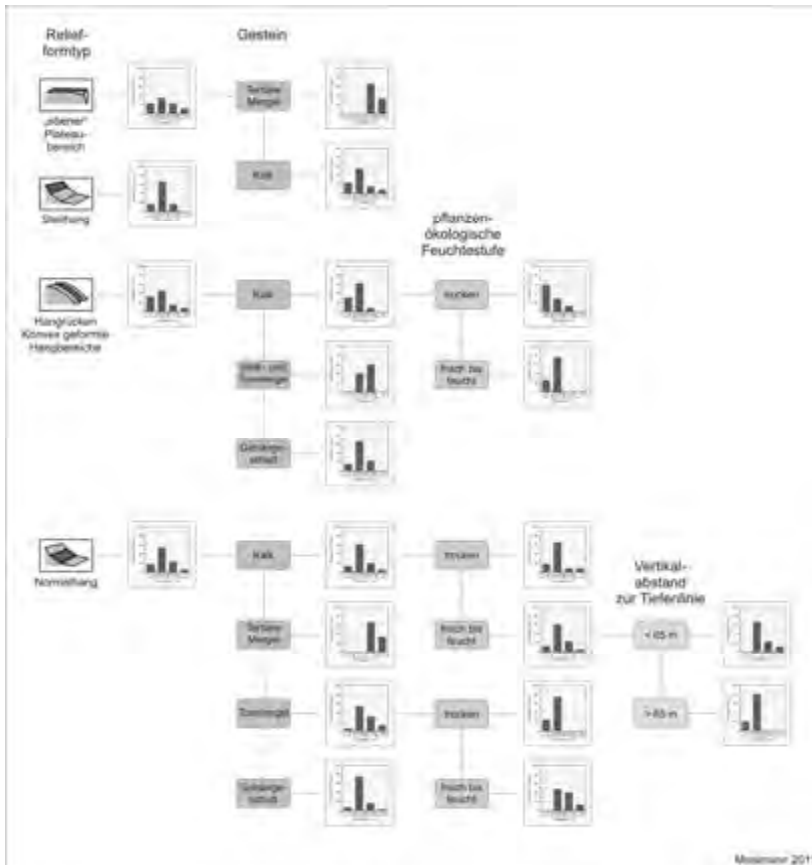


Abb. 3
Prinzipieller Aufbau der
Prognosemodelle, dargestellt
an einem vereinfachten
Ausschnitt aus dem Modell
„Gründigkeit“.

wissen kombiniert werden. Erfahrungswissen entscheidet bei Stichproben $n < 10$ über die Akzeptanz der Häufigkeitsaussage und die Ungültigkeit von Ausreißern. Die Wahl dieses Vorgehens verlangt eine sehr gute bodenkundliche Feldkenntnis der modellierten Region und Felduntersuchungen zur Verdichtung der Stichprobe.

Grundlage für die Kalibrierung der Modelle ist also eine sehr grosse Zahl häufigkeitsstatistischer Analysen. Dabei werden aussagekräftige Prädiktoren ermittelt und schrittweise kombiniert. Eine statistisch begründete Aussage ist möglich, wenn das Häufigkeitsmaximum der Klasse einer Bodeneigenschaft die 50 %-Grenze überschreitet. Aus der Häufigkeit benachbarter Klassen kann bei einseitiger Verteilung eine Ausprägung zweiter Wahrscheinlichkeit abgeleitet werden. Der gesamte Auswertevorgang erfolgt manuell. Dies ist natürlich sehr zeitaufwändig. Es hat jedoch entscheidende Vorteile:

1. Die ganze Modellstruktur ist komplett durchschaubar und unter Kontrolle.
2. Der Einfluss der Prädiktoren und ihrer Kombinationen auf die Verteilungsfunktionen der Bodeneigenschaften kann einzeln verfolgt und nachvollzogen werden.
3. Unplausible Stichprobenverteilungen werden erkannt. Bei genügendem Erfahrungswissen kann die statistische Aussage durch die Expertenaussage ersetzt werden.

4. Die Auswertung legt offen, für welche Standortskombination keine Aussage gemacht werden kann.

Abb. 3 zeigt den Aufbau der Prognosemodelle. Es handelt sich um einen vereinfachten Ausschnitt aus dem Modell Gründigkeit für die Bodenregion Jura. Von der Struktur her sind die Modelle weit verästelte hierarchische Entscheidungsbäume (decision trees, Mertens et al 2002). Die Prädiktoren ordnen sich in der Abfragehierarchie nach ihrer generellen Bedeutung für die Ausprägung der Bodeneigenschaften. Im einzelnen sind die Prädiktoren nicht bei allen Bodeneigenschaften gleich aussagekräftig. Wegen der Übersichtlichkeit wurde jedoch für alle Bodeneigenschaften die gleiche Grundstruktur der Modelle gewählt. Dies führt zu Redundanzen in den Entscheidungsbäumen, erhöht aber die Übersichtlichkeit und erleichtert die Übertragung auf andere Räume. An den Endpunkten der Entscheidungsbäume stehen Häufigkeitsverteilungen der Ausprägung der Bodeneigenschaften, aus den sich die Modellaussage ergibt. Aus den Häufigkeitsverteilungen wurde die Ausprägung erster und – wenn möglich – zweiter Wahrscheinlichkeit und die Sicherheit der Aussage abgeleitet. Die Modelle müssen für jede einzelne Bodenregion individuell kalibriert werden. Im Kanton Basel sind dies die Regionen Jura, Lösshügelland und Talböden. Die Entscheidungsbäume für den

Abb. 4
Die Karte der Waldbodeneigenschaften in geoViewBL: Beispiel Azidität im Oberboden im Tafeljura bei Gelterkinden.
www.geo.bl.ch -->geoViewBL --> Themenbereich Boden. Nach Auswahl der Bodeneigenschaft in den Massstab < 1:20'000 zoomen um die Detailinformationen abzurufen.



Jura und das Lösshügelland umfassen wegen der Vielfalt der Prädiktoren 300-500 Verzweigungen. Die Modelle für die Talböden sind wegen der einfachen Struktur dieser Räume viel weniger umfangreich.

Die GIS-technische Umsetzung der Modelle erfolgte über die Kopplung von ArcGIS 9.3 und MS Access 2007 auf der Grundlage von PersonalGeodatabases (PGDB). Hierfür werden die regelbasierten Modelle in SQL-Kommandozeilen übersetzt und unter ArcGIS skriptbasiert auf die Eingangsdaten in den PDGB angewendet.

3. Die Karten ökologisch wichtiger Waldbodeneigenschaften der Wälder beider Basel

Die Karten der Waldbodeneigenschaften Gründigkeit, Skelettgehalt, Vernässung, Azidität im Oberboden und Azidität im Unterboden sind ins GIS des Kantons Basel-Landschaft integriert (www.geo.bl.ch → geoViewBL → Themenbereich Boden). Abb. 4 zeigt die Bildschirmdarstellung am Beispiel der Azidität. Die Karten liefern zu den einzelnen Arealen folgende Informationen: Ausprägung der Bodeneigenschaft Klasse oder Stufe 1. Wahrscheinlichkeit, Klasse 2. Wahrscheinlichkeit (wenn möglich), Aussagesicherheit verbal klassifiziert. Falls für ein Areal keine Aussage möglich ist, nennt das Informationsfenster auch den Grund dafür (z.B. Heterogenität zu gross, Prädiktor unplausibel oder Stichprobe zu klein, siehe dazu auch Tab. 1).

Der Kartenausschnitt aus dem Tafeljura zum Versauerungsgrad im Oberboden zeigt für die pH-Hauptstufen eine klare Tendenz in der räumlichen Verteilung. Die rötlichen Areale mit potentiellen pH-Werten zwischen 4 und 5 hängen

grösstenteils mit der Verbreitung von Decklehmen auf den Tafeljurahochflächen zusammen. Diese Decklehme glazialer und periglazialer Entstehung liegen mit 0,5 bis 2 m Mächtigkeit über den mesozoischen und tertiären Kalken, Mergeln und Tonmergeln. Sie sind wegen des hohen Alters stark bis sehr stark versauert (pH-Werte bis 3,8). Die übrige Differenzierung zeigt für die Wälder auf den Randhängen der Plateaus überwiegend basischen Oberboden. Hier herrschen Gehängeschutte und Gehängelehme vor, die meist Kalksteinbruchstücke bis in die humushaltigen Bodenhorizonte enthalten. Auf den Plateaus sind dagegen die Oberböden auf den Kalken und auf den Mergeln/Tonmergeln überwiegend leicht bis mässig versauert. Hier wirken keine Abtrags- und oberflächliche Umlagerungsprozesse, so dass auch die Verwitterungsrückstände des Kalkes an der Oberfläche langsam versauern können. Gemäss einer Flächenbilanz der modellierten Azidität stocken rund 6 % der Wälder des Baselbiets auf stark versauerten Böden. Auf diesen Flächen liegen die potenziellen pH-Werte im Ober- und Unterboden meist unter 4.5. Diese Böden befinden sich also im Silikat-Pufferbereich. pH-Werte im Oberboden von unter 4 sind mit nur 0.2 % aller Flächen selten.

4. Validierung der Azidität

Für die Validierung der Azidität wurden 66 Standorte aus vier Teilgebieten der Modellregion Jura zufällig ausgewählt. Die Beprobung erfolgte mit dem Bohrstock in 0-10 cm und 50 cm Tiefe. Es wurden Mischproben aus drei Einstichen erstellt und die pH-Werte in H₂O und CaCl₂ an den feldfrischen Proben im Labor gemessen. Massgebend für die Validierung ist der potentielle pH-Wert (pH[CaCl₂]).

Abb. 5 präsentiert das Validierungsergebnis für die Azidität im Oberboden. Das Stichprobenkollektiv ist nicht normalverteilt, weil pH-Werte von 5-6 in der betrachteten Region weniger häufig vorkommen als die höheren und die niedrigeren Werte. Für die Stärke des Zusammenhangs zwischen prognostizierten und gemessenen Werten ergibt sich ein R^2 von 0,69. 69 % der gemessenen Werte weichen nicht mehr als eine halbe pH-Stufe vom prognostizierten Wert ab. 82 % der Werte liegen innerhalb von ± 1 pH-Stufe. Die Steigung der Gerade zeigt an, dass die prognostizierten Werte im Durchschnitt etwas höher sind als die gemessenen. Dies liegt vermutlich an der Transferfunktion, mit der die etwa 280 Fälle in der Gesamtstichprobe von 430 Standorten, für die nur Feld-pH-Messungen mit dem Hellige-Indikator zur Verfügung standen, für die Kalibrierung in potenzielle pH-Werte nach CaCl_2 -Standard umgerechnet wurden. Weiter fällt auf, dass die Abweichungen im mittleren pH-Bereich stärker sind als im neutralen bis basischen und stark sauren Bereich. Dies überrascht aber nicht. Im mittleren Bereich befinden sich die Böden auf Mergeln und Tonmergeln, die eine grössere Variation der Versauerung aufweisen als die Böden auf Kalken einerseits und auf tiefgründig entkalkten Lehmen andererseits.

Im Unterboden hängt die Prognosequalität stark von der pH-Stufe ab. Die Validierungsergebnisse sind zudem weniger gesichert, weil mit dem Edelman-Bohrer wegen der Flachgründigkeit und den hohen Steingehalten nur an 24 der 66 Standorte Proben genommen werden konnten. Bei pH-Werten ≤ 5 sind die Modellergebnisse sehr gut. Alle gemessenen Werte weichen maximal $\pm 0,5$ pH-Stufen vom prognostizierten Wert ab. Im als neutral bis basisch prognostizierten Bereich sind die Abweichungen jedoch stärker. Hier lagen etwa ein Drittel der gemessenen Werte im sauren Bereich (pH 4,7 - 5,4). Die Ursache liegt in der Datengrundlage (unvollständig erfasste versauerte Decklehme über Kalk).

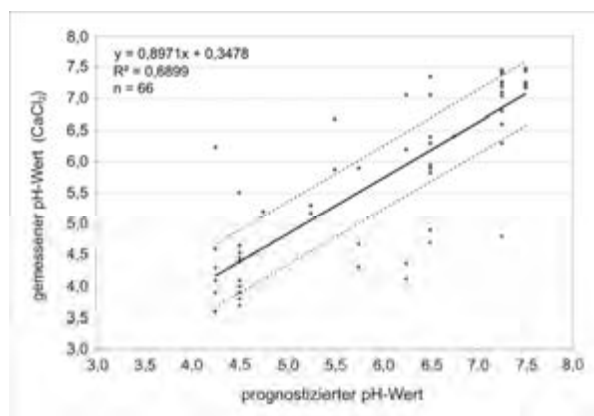


Abb. 5: Validierung der Azidität: Zusammenhang zwischen modellierter Azidität und gemessener Azidität (pH CaCl_2) an 66 Standorten.

5. Diskussion: Möglichkeiten und Grenzen der Vorhersage von Waldbodeneigenschaften

Das Projekt belegt die grundsätzliche Machbarkeit einer hochauflösenden Vorhersage der ausgewählten Bodeneigenschaften. Voraussetzungen sind, nebst einer ausreichenden Stichprobe detailliert untersuchter Bodenprofile, ein umfangreicher Satz an Prädiktoren und viel Erfahrungswissen über die Bodenverhältnisse in der modellierten Region. Der umfangreiche Prädiktorensatz ermöglicht eine feine Aufgliederung der Entscheidungsbäume. Daraus ergeben sich an den Endpunkten der Abfrageäste zum Teil sehr kleine Stichproben ($n \leq 5$). In diesen Fällen ersetzt das Expertenwissen die statistisch belegte Aussage. Je umfangreicher die Eingangsgrößen desto eher muss also statistisches Vorgehen mit rein wissenschaftlichem Vorgehen kombiniert werden. Eine solche Modellierung kann deshalb nicht losgelöst von eigenen Feldaufnahmen und Felderfahrung betrieben werden.

Die Bodeneigenschaften Gründigkeit und Skelettgehalt können in vier bis fünf Klassen differenziert werden. Beim vorhergesagten pH-Wert ist teilweise eine feinere Einteilung in halbe pH-Stufen möglich. Bei der schrittweisen statistischen Analyse der Häufigkeitsverteilungen wurden zunächst alle Bodeneigenschaften in sieben Klassen differenziert. Die Werteverteilungen sind jedoch bei der grossen Mehrheit der untersuchten Prädiktorenkombinationen so breit, dass bei sieben Klassen das Häufigkeitsmaximum der Ausprägung einer Bodeneigenschaft die 50%-Grenze nicht überschreitet, somit also keine Prognose möglich wäre. Erst die Reduktion auf vier oder fünf Klassen erbrachte in sehr vielen Fällen prognosefähige Häufigkeitsmaxima über 50%.

Der gewählte wahrscheinlichkeitsbasierte Ansatz bewältigt das Problem der kleinräumigen Variabilität und der zum Teil breiten Amplitude der Bodeneigenschaften angemessen. Sowohl die sicheren als auch die unsicheren Aussagen können in den Karten unmittelbar erkannt werden. Bei unsicherer Aussage (Wahrscheinlichkeit der vorhergesagten Klasse 50-70 %) liefern die Karten zudem eine Aussage zur Klassenausprägung zweiter Wahrscheinlichkeit, sofern die Variation der Böden unter den betreffenden Bedingungen dies zulässt. Natürlich ist dies eine Unschärfe, welche der Verwendung der Karten Grenzen setzt. Diese Unschärfe ist jedoch Bestandteil der Natur. Konventionelle Bodenkarten nennen, angekoppelt an das Leitprofil, für die diskret abgegrenzten Areale in der Regel einen Wert oder eine Ausprägung für die einzelnen Eigenschaften. Die Eigenschaften streuen aber auch innerhalb kartierter, also im Gelände empirisch abgegrenzter Einheiten erheblich. Zu diesen Streuungen

liefern die meisten „klassischen“ Bodenkarten jedoch keine Informationen.

Das Projekt hat auch an die Grenzen der Modellierbarkeit von Waldbodeneigenschaften geführt. Die wichtigste Begrenzung liegt in den Flächenanteilen, für die keine Vorhersage der Bodeneigenschaften möglich ist. Diese Flächenanteile ohne Aussagen variieren je nach Bodeneigenschaft zwischen 10 und 30 % (Tab. 1). Am besten funktioniert die Vorhersage für die Eigenschaften Gründigkeit, Vernässung und Azidität im Unterboden. Am schwierigsten ist die Ableitung des Skelettgehaltes, sie gelingt nur für 68 % der Waldfläche. Die Gründe für fehlende Aussagen verteilen sich sehr unterschiedlich (Tab. 1). Bei Gründigkeit, Vernässung und Versauerung im Unterboden überwiegen die technischen Gründe für fehlende Prognosen (vor allem fehlende oder unplausible Prädiktorinformation und zu kleine Stichproben). Hier kann alleine durch die Verbesserung der Grunddaten die Prognose weiter optimiert werden. Im Falle des Skelettgehaltes ist die Situation schwieriger. Hier ist die kleinräumliche Variabilität auf über 20 % der Fläche so gross, dass die Prognose an der hohen Heterogenität des Merkmals scheitert. Hauptursache sind die verbreiteten Deckschichten auf den Jurahängen (Hangschutte und Hanglehme). Wegen des vielfach geschichteten Aufbaus und der unterschiedlichen Beimengung von Steinen variieren die Lehm- und Steinanteile kleinräumig ohne erkennbare Gesetzmässigkeit. Dies gilt jedoch auch für Areale, die in Feldkartierungen abgegrenzt werden. Präzise Aussagen zum Skelettgehalt lassen sich für solche Bereiche nur durch punkthafte Verifizierung erzielen.

Auch die Prädiktoren setzen der Genauigkeit der Prognose Grenzen. Bei den pflanzensoziologischen Waldgesellschaften sind erwartungsgemäss die Zeigereigenschaften in den Randbereichen der Ökogramme besser (sehr trocken/trocken und nass bei der Feuchtestufe, basisch und leicht sauer/sauer bei der Reaktionsstufe). In den Stufen „leicht basisch“ und „frisch“ wurden dagegen zum Teil nahezu keine Zusammenhänge zum pH-Wert bzw. zum Grad der Vernässung des Bodens gefunden. In diesen Stufen fällt die Waldgesellschaft als Prädiktor für einen Teil der Gesteinstypen aus.

Bei den Gesteinstypen besteht das grösste Problem in der Unschärfe der Information in den geologischen Karten zu den Deckschichten (Grundmoränenreste, Löss, Gehängelehm und -schutt). Je nach Massstab und Kartierer weisen die geologischen Karten die Deckschichten nur bei grösserer Mächtigkeit und/oder Flächenausdehnung, gar nicht oder nur in ihrer allgemeinen Verbreitungstendenz aus. In Gebieten mit Deckschichten kann das Ausgangsgestein der Bodenbildung also völlig von der Information in der geologischen Karte abweichen. Für eine verlässliche Boden-

prognose muss die Verbreitung von Deckschichten also unter Umständen nachkartiert werden.

Eine detaillierte Modellierung der Reliefformen ist eine entscheidende Voraussetzung für eine räumlich hoch auflösende Vorhersage von Bodeneigenschaften (siehe oben). Grenzen bei der modellgestützten Ermittlung der Reliefformen bestehen vor allem noch in den Hängen. Hier können kleinere konvexe und konkave Hangbereiche noch nicht ausreichend differenziert werden. Dies liegt teilweise an fehlenden Modellalgorithmen und teilweise am ungenauen Höhenmodell, welches wegen des störenden Einflusses der Bäume auf die Reflexion des Lasersignals eine niedrigere Punktdichte aufweist und geglättet werden musste. Da sich der Aufbau des Bodens in konvexen und konkaven Hangbereichen unterscheidet, ist die noch unbefriedigende morphographische Differenzierung der Hänge eine wichtige Ursache für nicht prognostizierbare Flächen und die eingeschränkte Aussagesicherheit der prognostizierten Klassen.

6. Ausblick

Die wissenschaftliche Modellierung von Bodeneigenschaften funktioniert und schafft neue Möglichkeiten der Bereitstellung von Bodeninformationen. Natürlich wird sie den Feldbefund und die klassische Bodenkartierung nicht generell ersetzen. Für Fragen und Vorhaben, wo sehr ortsgenaue und parzellenscharfe Aussagen notwendig sind, müssen die wahrscheinlichkeitsbasierten Aussagen der modellierten Karten vor Ort überprüft werden. Von Fall zu Fall sind auch in Zukunft grossmassstäbige im Feld kartierte Bodenkarten notwendig. Da bisher nur sehr wenige Waldbodenkarten existieren, ist die modellgestützte Bodenvorhersage jedoch die einzige Möglichkeit, in absehbarer Zeit Bodeninformationen für grössere Waldflächen zur Verfügung zu stellen. Die bisher verfügbare Zahl der bodenkundlichen Standortaufnahmen (zentral gespeichert ca. 1'100 für die gesamte Schweiz) reicht für eine Modellierung in vielen Gebieten noch nicht aus. Es empfiehlt sich deshalb, den finanzierbaren Aufwand für bodenkundliche Feldaufnahmen weniger in die grossmassstäbige Kartierung zusätzlicher kleiner Waldflächen, sondern mehr in die Verdichtung der Punktstichproben in Gebieten mit bisher wenig Bodenaufnahmen zu investieren. Für eine räumliche Modellierung von Bodeneigenschaften im schweizweiten Rahmen müssen zudem bessere Voraussetzungen geschaffen werden. Dazu gehören:

- Anpassung der Datengrundlage in NABODAT an die Anforderungen der Modellierung.
- Ergänzung der Geländeparameter in der Bodenkartierung durch Reliefformtypen, die berechnet werden können.

Bodeneigenschaft	Anteil Fläche mit Prognose	Anteil Fläche ohne Aussage	Gründe für fehlende Aussagen Inhaltliche Gründe (mit Anteil der Fläche)	Technische Gründe (mit Anteil der Fläche)
Gründigkeit	90,0 %	10,0 %	Heterogenität zu gross (1,35 %) Anstehendes Gestein (1,0 %) Anthropogener Boden (0,05 %) Grundwassereinfluss nicht bekannt (0,03 %)	Prädiktor fehlt oder ist unplausibel (5,45 %) Stichprobe zu klein (2,07 %)
Sieffettgehalt	68,3 %	31,7 %	Heterogenität zu gross (22,06 %) Anstehendes Gestein (1,05 %) Anthropogener Boden (0,03 %)	Stichprobe zu klein (4,4 %) Prädiktor fehlt oder ist unplausibel (4,1 %)
Vernässung	91,1 %	8,9 %	Anstehendes Gestein (0,98 %) Heterogenität zu gross (0,22 %) Anthropogener Boden (0,04 %)	Prädiktor fehlt oder ist unplausibel (5,79 %) Stichprobe zu klein (1,08 %)
Azidität Oberboden	77,8 %	22,2 %	Heterogenität zu gross (9,88 %) Anstehendes Gestein (1,06 %) Anthropogener Boden (0,04 %)	Prädiktor fehlt oder ist unplausibel (8,83 %) Stichprobe zu klein (1,66 %) Prädiktorenkombination unplausibel (0,62 %)
Azidität Unterboden	86,8 %	13,2 %	Anstehendes Gestein (1,06 %) Heterogenität zu gross (0,88 %) Anthropogener Boden (0,05 %)	Prädiktor fehlt oder ist unplausibel (8,76 %) Stichprobe zu klein (1,52 %) Prädiktorenkombination unplausibel (0,76 %)

Tab. 1 Bilanz der Vorhersage der Bodeneigenschaften: Anteil der Flächen mit und ohne Prognose und Gründe für fehlende Aussagen.

- Abstimmung von Standardbezugstiefen für die Modellierung von Bodeneigenschaften.
- Bodenkartierung noch stärker an Basisdaten orientieren und klassifizierende/typisierende Merkmale nur noch sekundär ableiten.

Die entscheidende Chance der modellgestützten Bodenvorhersage besteht in der Möglichkeit, in absehbarer Zeit bodenkundliche Grundlagen für die waldbauliche Planung und die Abschätzung von Umwelt- und Klimarisiken für grosse Flächen verfügbar zu machen.

7. Literatur

BEHRENS, T. and T. SCHOLTEN (2006): Digital soil mapping in Germany – a review. In: J Plant Nutr Soil Sci 169, 434-443.

BREIMAN, L. (2001): Random Forests. In: Machine Learning 45, 5-32.

BURNAND, J. und B. HASSPACHER (1999): Waldstandorte beider Basel. = Quellen und Forschungen zur Geschichte und Landeskunde des Kantons Basel-Landschaft 72. Liestal, 266 S.

EGLI, M., S. HÄFLIGER und M. ACHERMANN (2004): Modellierung von Bodenkarten: Ansätze zur Verbesserung der bestehenden Grundlagen. In: Bull Bodenkundl Ges Schweiz 27, 45-48.

EGLI, M., U. MARGRETH, U. VÖKT und F. KELLER (2005): Bodenmodellierung mit GIS im hochalpinen Raum. In: Geomatik Schweiz 8/2005, 458-462.

HÄRING, T. und B. SCHRÖDER (2010): A review of model-error in digital soil mapping: Confronting statistical soil landscape models with large-scale field validation data. Geophysical Research Abstracts 12.

HERBST, P. und T. MOSIMANN (2010): Prognose ökologisch wichtiger Waldbodeneigenschaften mit Random Forest in der Nordwestschweiz – Vergleich der Vorhersagen mit wissensbasierter empirisch-statistischer Modellierung. In: Geomatik Schweiz 4/2010, 140-144.

MERTENS, M., I. NESTLER and B. HUWE (2002): GIS-based regionalization of soil profiles with Classification and Regression Trees (CART). In: J Plant Nutr Soil Sci 165, 39-43.

MOSIMANN, T. (2011): Waldböden im Kanton Basel-Landschaft (NW-Schweiz) – Vielfalt, ökologische Eigenschaften und Verbreitung. In: Mitt Naturforsch Ges beider Basel 13, im Druck

WALTHERT, L. et al. (2004): Waldböden der Schweiz. Band 1: Grundlagen und Region Jura. Bern, 768 S.

ZADEH, L. A. (1965): Fuzzy sets. In: Information and Control 8/3, 338-353.

ZHANG, J. and M. GOODCHILD (2002): Uncertainty in categorical variables. In: FISHER, P. and J. RAPER [Edit] Uncertainty in Geographical Information. Research Monographs in Geographic Information Systems, New York, 133-191.

ZIRLEWAGEN, D. (2003): Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in topographisch stark gegliederten Waldlandschaften. Freiburger Forstliche Forschung 19, Freiburg, 154 S.

Bestimmung der Austauschereigenschaften von Waldböden: Kostenoptimierung (Kurzmitteilung)

Ubald Gasser¹, Andreas Gubler², Ingrid Hincapié², Dimitrios-Alexios Karagiannis-Voules³, Cornelia Schwierz³ und Stefan Zimmermann⁴

¹Fachstelle Bodenschutz, Baudirektion Kanton Zürich, 8090 Zürich; ²Geographisches Institut, Universität Bern, 3012 Bern; ³Statistisches Seminar, ETH, 8092 Zürich; ⁴Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, 8903 Birmensdorf

Zusammenfassung

Am Beispiel der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) wurde geprüft, wie gut sich kostengünstige Methoden zur Beurteilung der Fruchtbarkeit von Waldböden eignen. Die Ergebnisse sind erfolgversprechend.

Abstract: Measuring Cation Exchange Properties of Forest Soils: Towards an Optimization of Costs

The effective cation exchange capacity (CEC_{eff}) may serve as an indicator of forest soil fertility. We tested two methods to determine CEC_{eff} at low costs. The results are promising.

Keywords: forest soil, cation exchange capacity, value for money method

1. Ausgangslage

Die Versauerung der Waldböden und die damit einhergehende Abnahme der Bodenfruchtbarkeit ist in der Schweiz flächenbezogen eines der wichtigen Probleme des Bodenschutzes. Auch im Kanton Zürich sind viele Flächen von der verstärkten Waldbodenversauerung betroffen.

Zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit im Waldboden sind, neben dem pH, die Austauschereigenschaften wichtig. Letztere umfassen insbesondere effektive und potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff} und KAK_{pot}) und die austauschbaren Ionen.

Mehrere Indikatoren des Bodenversauerungszustandes greifen auf die Kationenaustauschkapazität als Grösse zurück (Bsp. Basensättigung).

Um Gegenmassnahmen planen zu können, sollen die Zürcher Waldböden unter Berücksichtigung des Versauerungszustandes kartiert werden. Eine Abklärung zeigte, dass bodenchemische Analysen einen wesentlichen Kostenfaktor der Kartierung darstellen (PRESLER 2010). Der Preis für eine klassisch untersuchte (FAC 1989) Probe beträgt dabei ca. Fr. 300.-.

2. Vorgehen

Wir prüften an Böden (Feinerde <2 mm) der kantonalen Bodenüberwachung Zürich, ob sich alternative günstige Methoden für die Bestimmung der Austauschereigenschaften eignen – hier am Beispiel von KAK_{eff} gezeigt –, um die Analytikkosten zu senken. Geprüfte Methoden (A und B) sind die Extraktion mit Ammonium-Acetat-EDTA (AAE: LAKANEN und ERVIÖ 1971) und die Spektroskopie (nahes Infrarot NIR, HINCAPIÉ and GUBLER 2010). Die AAE wird in der Schweiz u. a. zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes der Böden verwendet. Die Methoden A und B wurden verglichen mit den Ergebnissen nach FAC (FAC 1989); Sättigung mit $BaCl_2$ - und Austausch mit NH_4Cl -Lösung). Für A und B wurden nur teilweise die gleichen Proben verwendet.

3. Ergebnisse

Die Ergebnisse sind ermutigend, wie das Beispiel von KAK_{eff} zeigt (Abb. 1 und Abb. 2).

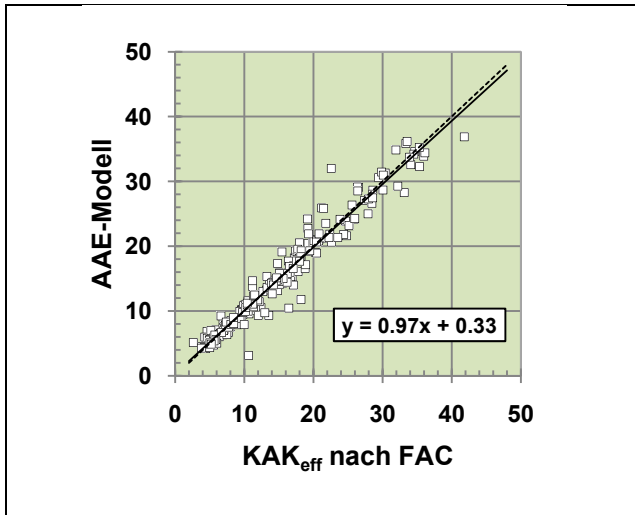


Abb. 1: Modellierung von KAK_{eff} mittels AAE-Extraktion

KAK_{eff} in $cmol_c\ kg^{-1}$; $n = 259$ Böden, davon 158 Ober- (0-20 cm), 27 Unterböden (40-60 cm) und 74 Profilproben; Modell: Beiträge von MgAAE, CaAAE, AIAAE und pH sowie Geologie, Relief und Bodentiefe, (KARAGIANNIS-VOULES 2010). Gestrichelt ist die Linie $x=y$ dargestellt.

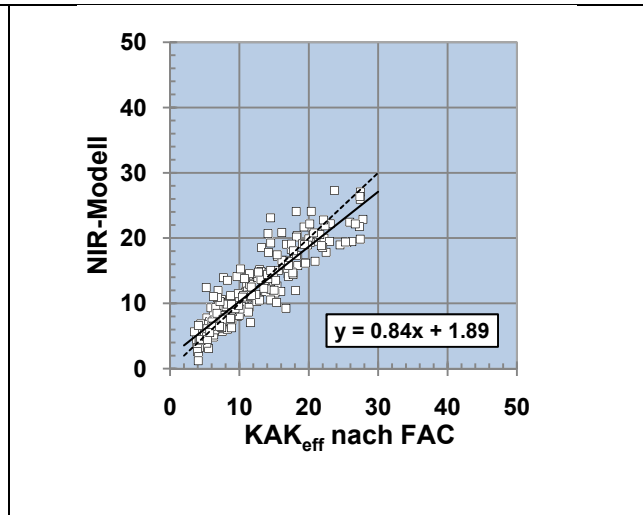


Abb. 2: Modellierung von KAK_{eff} mittels NIR-Spektroskopie

KAK_{eff} in $cmol_c\ kg^{-1}$; Modell für $n = 278$ Böden, davon 173 Ober- (0-20 cm) und 105 Unterböden (40-60 cm), (HINCAPIÉ und GUBLER 2010). Gestrichelt ist die Linie $x=y$ dargestellt.

4. Folgerung und Ausblick

Die KAK_{eff} als wichtige Grösse der Austauschereigenschaften kann für die untersuchten Zürcher Waldböden mittels alternativer Methoden (AAE- und NIR-Methoden) mit ansprechender Genauigkeit bestimmt werden.

Auf der Kostenseite ist mit wesentlichen Einsparungen zu rechnen: Kostet eine vollständige Untersuchung einer Probe nach der FAC-Methode in der Grössenordnung von Fr. 300.-, betragen die Kosten für eine Schätzung auf der Basis der AAE-Methode höchstens einen Drittel, also Fr. 100.- im Maximum. Die Labor-Kosten für die NIR-Methode sind nochmals wesentlich tiefer, als diejenigen für AAE und liegen in der Grössenordnung von Fr. 25.- bis 50.- pro Probe (je nach Anzahl untersuchter Proben).

Die getesteten alternativen Methoden können bei der allfälligen Kartierung mit Fokus auf die Bodenversauerung von Zürcher Waldböden zu Kosteneinsparungen von mehreren Hunderttausend Franken führen und deshalb die Wahrscheinlichkeit der finanziellen Durchführbarkeit der Kartierung deutlich erhöhen.

Die Darstellung weiterer Austauschereigenschaften mittels alternativer Methoden ist zurzeit in Bearbeitung.

5. Literatur

- FAC, 1989: Methoden für Bodenuntersuchungen. Dokument-Nr. Schriftenreihe FAC Nr. 5 (ISSN-154X). Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, 3097 Bern-Liebefeld, 266 S.
- HINCAPIÉ, I. und A. GUBLER, 2010: Evaluation der VNIRS zur Analyse von Bodenkennwerten in Waldböden. Dokument-Nr. Geschäft Nr. 7091 - TID. Fachstelle Bodenschutz (Projektleiter: Ubald Gasser), 8090 Zürich, 66 S.
- KARAGIANNIS-VOULES, D.-A., 2010: Comparison of FAC and AAE (Bericht zum Kurs "Statistics Lab"). Dokument-Nr. Seminar für Statistik der ETH - im Auftrag der Fachstelle Bodenschutz des Kantons Zürich (Betreuung: seitens der ETH: Prof. Dr. Werner Stahel und Dr. Cornelia Schwierz, seitens der FaBo: Ubald Gasser), 8092 Zürich, 57 S.
- LAKANEN, E. und R. ERVIÖ, 1971: A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. Acta Agraria Fennica 123, 223-232.
- PRESLER, J., 2010: Erhebung von stark sauren Waldböden im Kanton Zürich. Fachstelle Bodenschutz Kanton Zürich (Fabo Projekt 5886) und Babu GmbH Zürich (Babu Projekt 593); Projektbegleitung seitens FaBo: Ubald Gasser, 8090 Zürich, 51 S.

Auenböden als Filter für Trinkwasser: Erkenntnisse aus kanalisierten und revitalisierten Abschnitten der Thur

Jörg Luster¹; Juna Shrestha¹; Benjamin Huber¹; Emanuela Samaritani²; Pascal A. Niklaus³; Elisabeth Graf Pannatier¹

¹Eidg. Forschungsanstalt WSL, 8903 Birmensdorf

²Institut für Biologie, Universität Neuchâtel, 2000 Neuchâtel

³Institut für Evolutionsbiologie und Umweltstudien, Universität Zürich, 8057 Zürich

Zusammenfassung

In benachbarten kanalisierten und revitalisierten Abschnitten des Thur-Korridors wurden die Eigenschaften der Auenböden und ihre Rolle als Filter für flussnahes Grundwasser untersucht. Mikrobielle Umsetzungen werden in den revitalisierten Abschnitten sowohl durch physikalisch-chemische Bodeneigenschaften als auch durch Störungen durch Überflutungen beeinflusst. Die resultierende räumliche und zeitliche Heterogenität bietet gute Voraussetzungen für eine hohe Biodiversität. Andererseits ist die stark heterogene und teilweise negative Filterwirkung der Böden bezüglich Nitrat ungünstig für die Gewinnung von Trinkwasser aus flussnahen Grundwasserleitern. Letztere ist in den regulierten Abschnitten des Thur-Korridors von grosser Bedeutung. Unsere Ergebnisse unterstützen deshalb das Verbot von Flussrevitalisierungen in unmittelbarer Nähe von Trinkwasserfassungen.

Floodplain soils as filters for drinking water: insights from channelised and restored sections of the Thur River corridor

The properties of floodplain soils in adjacent channelized and restored sections of the Thur River corridor were determined and their role as filters for groundwater in alluvial aquifers was assessed. Microbial transformations in the restored section were determined by both physical-chemical soil properties, and by flood disturbance. The resulting dynamics and spatial heterogeneity provide for a large biodiversity. However, the strongly varying and partly negative filter effects for nitrate make it difficult to predict water quality in the aquifer, which effectively impedes the pumping of drinking water. The latter is important in the regulated sections of the Thur River corridor. Our results thus corroborate the significance of legislation prohibiting river restoration near drinking water wells.

Keywords: floodplain soils, nitrate removal, river restoration

1. Auen und Flussrevitalisierung

Natürliche Flussauen gehören zu den Ökosystemen mit der grössten Vielfalt an Lebensräumen und –gemeinschaften. Motor dieser Heterogenität und Dynamik sind die in unregelmässigen Abständen und variabler Intensität auftretenden Hochwasser. Sie führen Geschiebe, Boden, Pflanzenmaterial und Tiere mit sich. Dieses Material wird in überfluteten Bereichen der Aue abgelagert und teilweise später wieder abgetragen. Wegen dieser engen Wechselwirkung zwischen Überflutungsdynamik und geomorphologischen Prozessen bestehen natürliche Flussauen aus einem sich stetig verändernden Mosaik von Habitaten, die sich in Alter, Überflutungsregime und Bodeneigenschaften unterscheiden (NAIMAN und DÉCAMPS 1997). Dank dieser Dynamik und räumlichen Heterogenität finden sich in Flussauen Habitate für Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen mit unterschied-

lichen Anforderungen an ihren Lebensraum. Die weitverbreitete Regulierung der Flüsse im 19. und 20. Jahrhundert hat zu einem grossen Verlust an Heterogenität und Biodiversität von Flussauen geführt (TOCKNER et al. 2008). In den letzten Jahrzehnten ist deshalb die Revitalisierung von Flussauen und ihrer Funktionen ein wichtiges Ziel der Umweltpolitik geworden.

2. Das Beispiel Thur und das RECORD-Projekt

Die Thur, ein Fluss in der Nordost-Schweiz, wurde Ende des 19. Jahrhunderts kanalisiert. Sie ist wegen des Fehlens von Seen und Reservoirs durch eher kurzzeitige Flutereignisse unterschiedlicher Intensität charakterisiert. Im Zuge eines Umdenkens im Hochwasserschutz wurden

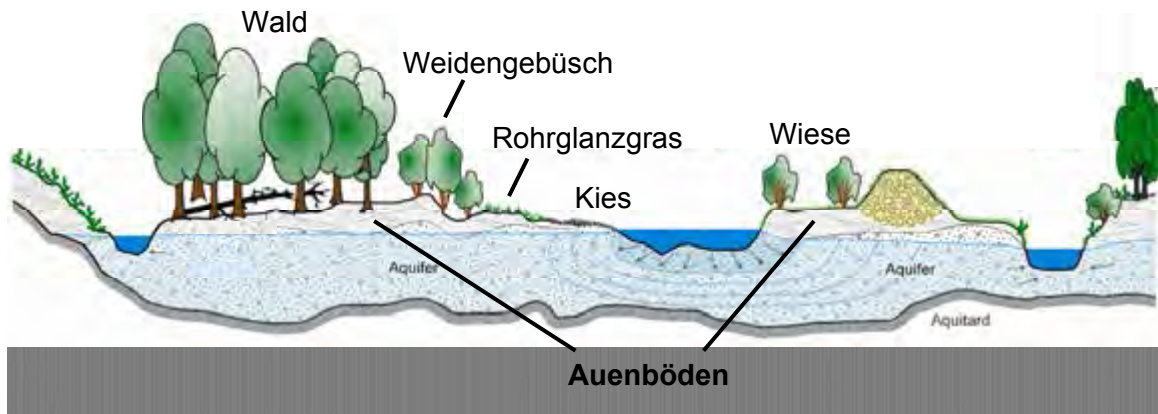


Abb. 1. Querschnitt durch den Thurkorridor bei Niederneunforn (Kt. TG) mit verschiedenen Bereichen im revitalisierten Abschnitt (links) und Dammvorland mit Wiese (rechts), charakteristisch für kanalisierte Flussabschnitte (Skizze modifiziert aus SCHNEIDER et al. 2011)

seit 1993 mehrere 1 bis 3 km lange Flussabschnitte aufgeweitet. Das Grossprojekt RECORD (Restored River Corridor Dynamics) des ETH-Bereichs untersucht seit 2007 kanalisierte und revitalisierte Abschnitte der Thur. Im Hinblick auf eine umfassende Beurteilung von Ökosystemfunktionen wurden in einem interdisziplinären Ansatz die Sedimentations-Dynamik, die Struktur des Untergrundes, die Hydrologie und Biogeochemie von Böden und Grundwasser sowie die Boden- und Pflanzenökologie untersucht. Wir wollten insbesondere herausfinden, in wie weit sich die vor allem durch Hochwasserschutz und Biodiversitätsförderung motivierten Revitalisierungsmassnahmen auf die Trinkwassergewinnung aus flussnahen Grundwasserleitern auswirken. Für den Betrieb von Trinkwasser-Brunnen haben sich die relativ stabilen hydrologischen Verhältnisse in den regulierten Abschnitten des Thur-Korridors als günstig erwiesen.

3. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden bei Niederneunforn (Kanton TG) durchgeführt, wo 2002 ein 2 km langer Abschnitt der Thur revitalisiert wurde. Im aufgeweiteten Hauptkanal hat sich ein dynamisches System alternierender Kiesbänke entwickelt, welche in unterschiedlicher Intensität mit krautiger und buschiger Pioniervegetation bewachsen sind (Abb. 1). Im Weiteren wurde durch teilweises Abtragen der Dämme dafür gesorgt, dass alte Auenwälder bei starkem Hochwasser wieder überflutet werden. Diese Wälder bilden zusammen mit den Kiesbänken und den während der Aufweitung mit Weiden bepflanzten neuen Ufern quasi-Sukzessionsgradienten (Abb. 1; SAMARITANI et al. 2011). Zum Vergleich wurde ein benachbarter kanalisierter Abschnitt mit untersucht, wo das Dammvorland für extensive Graswirtschaft genutzt wird.

4. Die Böden der Thuraue

Die Böden im Untersuchungsgebiet sind karbonatreiche fluviatile Ablagerungen mit geringer Tiefendifferenzierung (SAMARITANI et al. 2011). Dafür sind das homogene Ausgangsmaterial, das junge Alter und eine hohe Bioturbation aufgrund hoher Regenwurmaktivität verantwortlich. Im revitalisierten Abschnitt haben sich aufgrund der unterschiedlichen Sedimentationsbedingungen ausgeprägte Korngrössen-Gradienten von lehmigem Sand auf den Kiesbänken bis zu schluffigem Lehm im Auenwald entwickelt. Eng damit verbunden ist ein ansteigender Gehalt an organischer Substanz. Tiefe und relativ homogene CN-Verhältnisse um 15 weisen auf im Allgemeinen gute Abbaubedingungen und eine hohe Nährstoff-Verfügbarkeit hin. Dies wird unterstützt durch hohe Gehalte an verfügbarem Phosphor.

Da viele Bodenfunktionen eng mit mikrobiellen Umsetzungen verbunden sind, haben wir entsprechende Parameter in den Böden des kanalisiertem Abschnitts und in verschiedenen durch Vegetation und Überflutungsdynamik definierten Bereichen des revitalisierten Abschnitts bestimmt. Während der mikrobielle Kohlenstoff eng mit dem Gehalt an organischer Substanz verknüpft ist, wird wasserlöslicher organischer Kohlenstoff (WEOC) – als Mass für bioverfügbaren Kohlenstoff - zusätzlich durch Überflutungen beeinflusst. Letztere führen zu einer temporären Erhöhung des WEOC (Abb. 2), was wir vor allem auf die Ablagerung unstrukturierter Feinerde und die Produktion frischer Streu durch die teilweise Zerstörung der Vegetation auf der Kiesbank zurückführen (SAMARITANI et al. 2011). Die Bodenatmung als integrierendes Mass für die biologische Aktivität wird neben der Temperatur stark durch Überflutungsereignisse geprägt, während ein Einfluss der physikalisch-chemischen Bodeneigenschaften nicht erkennbar ist.

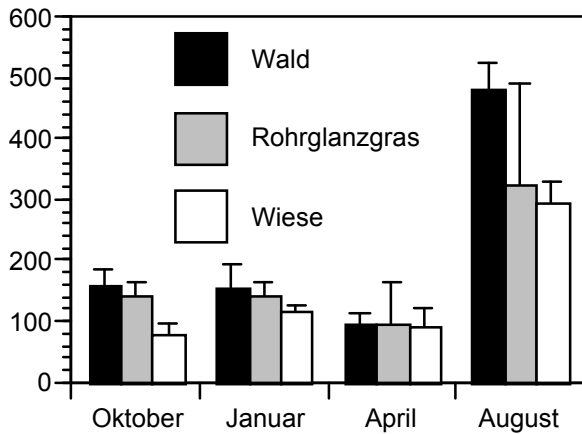


Abb. 2. Wasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff [mg kg⁻¹] in Oberböden verschiedener Bereiche der Thurauen bei Niederneunforn; die August-Probennahme fand kurz nach einem Hochwasser statt, welches alle Bereiche überflutete (Daten aus SAMARITANI et al. 2011)

5. Auenböden als Filter für Nitrat

Flussnahe Grundwasserleiter können je nach Situation aus bis zu drei verschiedenen Quellen gespeist werden: (i) Hangabfluss, (ii) älteres Grundwasser, das weiter stromaufwärts gebildet wurde, und (iii) Flusswasser in Bereichen, wo der Fluss Wasser verliert wie die Thur bei Niederneunforn. Während die Reinigung infiltrierenden Flusswassers im Aquifer, insbesondere im unmittelbaren Eintrittsbereich, der sog. hyporheischen Zone, relativ gut untersucht ist, wurde der Rolle der Böden, insbesondere in durch kurzzeitige Überflutungen geprägten Flussauen, bisher wenig Beachtung geschenkt.

Unsere diesbezüglichen Untersuchungen der Stickstoff-Situation können wie folgt zusammengefasst werden.

Bei tiefem Grundwasserstand wird in der ungesättigten Zone der nährstoffreichen und produktiven Böden, insbesondere im revitalisierten Abschnitt, örtlich viel Nitrat produziert. Dies wird durch eine hohe potentielle Nitrifikation und durch lokal hohe Nitrat-Konzentrationen in der Bodenlösung angezeigt (Abb. 3). Steigt der Grundwasserspiegel bei Hochwasser kurzfristig an, kann akkumuliertes Nitrat ausgewaschen werden. Kurzfristiges Absinken der Nitratkonzentration in der Bodenlösung und entsprechende Flussrechnungen (nicht gezeigt), aber auch lange Messreihen von Grundwasser im Thurtal (HÖHN und SCHOLTIS, 2011) legen dies nahe. Das Potential zur Denitrifikation, ein Prozess, der Stickstoff permanent aus dem System entfernt, ist in den Böden aller untersuchten Bereiche ähnlich (Abb. 3, DEA), allerdings werden die notwendigen Redox-Bedingungen nur bei längeren Überflutungen erreicht (Abb. 4). Lokal hohe Lachgasemissionen (Abb. 3) sind aber ein Hinweis auf Denitrifikations-Hotspots in gesättigten Aggregaten.

6. Schlussfolgerungen

Die grosse Spannweite an Bodeneigenschaften bei gleichartigem Ausgangsmaterial, welche durch die unterschiedlichen Sedimentationsbedingungen in den verschiedenen Bereichen des naturnahen revitalisierten Flussabschnitts bedingt ist, und die hohe Heterogenität funktional bedeutender Grössen in den häufig überfluteten Kiesbänken, sind eine wichtige Voraussetzung

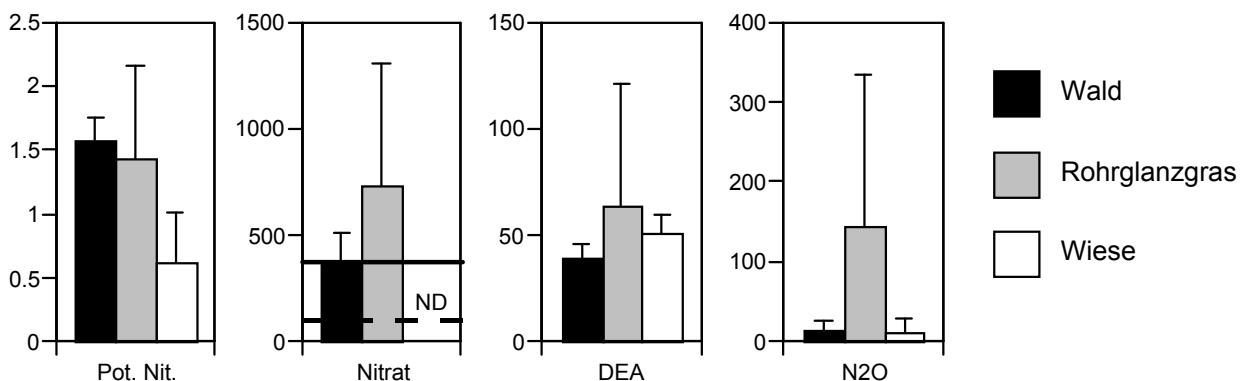


Abb. 3. Stickstoff-Parameter im Oberboden verschiedener Bereiche der Thurauen bei Niederneunforn am 4.8.2009 (kurz nach Hochwasser, das alle Bereiche überflutete): Potentielle Nitrifikation [µg N h⁻¹ g⁻¹; „Shaken slurry method“, HART et al. 1994]; Nitrat in der Bodenlösung [µmol L⁻¹; *in-situ* Sammlung mit Saugkerzen; ausgezogene Linie: Trinkwasser-Grenzwert; gestrichelte Linie: mittlere Konzentration im Fluss]; Denitrifikations-Enzymaktivität DEA [nmol N₂O h⁻¹ g⁻¹; „Acetylene inhibition assay“, SMITH und TIEDJE 1979]; Lachgas-Emission [µmol m⁻² Tag⁻¹; GC-Analyse von *in-situ* gesammelten Gasproben]

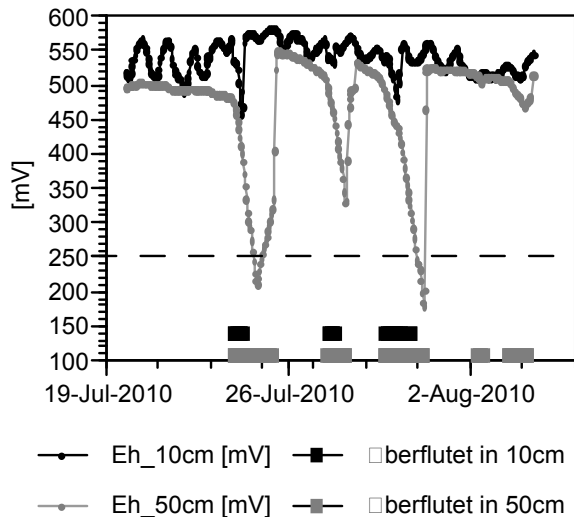


Abb. 4. Redoxpotential und Zeitperiode der Wassersättigung in zwei Bodentiefen der Rohrglanzgras-Zone während kleinerer Hochwasserereignisse; gute Bedingungen für Denitrifikation < 250 mV (*in-situ*; Pt-Mess- und Ag/AgCl-Referenzelektroden; Werte korrigiert für Standard-Wasserstoffelektrode)

für eine hohe Biodiversität (SAMARITANI et al., 2011). Die entsprechende räumliche und zeitliche Variabilität der Stickstoff-Umsetzungsprozesse – unter anderem gleichzeitige Hot Spots der Nitrifikation und der Denitrifikation auf engem Raum – macht es schwierig, die Rolle der Böden als Wasserfilter vorherzusagen. Zusammen mit den variablen, teilweise sehr raschen Grundwasser-Fließgeschwindigkeiten (VOGT et al., 2010), bedeutet dies, dass die Grundwasserqualität in revitalisierten Flussauen im Gegensatz zu homogenen, kanalisierten Abschnitten schwer vorhersehbar ist. Unsere Ergebnisse zeigen deshalb klar auf, dass das Verbot von Flussrevitalisierungen in Bereichen, wo Grundwasser als Trinkwasser gefasst wird oder werden soll (BUWAL 2004) sinnvoll ist. Dies gilt zumindest für Flussauen, in denen die frisch abgelagerten Sedimente – wie im Fall der Thur - aus ehemaligen gut gedüngten Landwirtschaftsböden bestehen.

7. Verdankungen

Wir danken dem Kompetenzzentrum für Umwelt und Nachhaltigkeit (CCES) des ETH-Bereichs, dem Amt für Umwelt des Kantons TG, der WSL und der ETH Zürich für die Finanzierung, den Mitarbeitenden im Zentrallabor und dem bodenchemischen Labor der WSL für chemische Analysen, und dem RECORD-Team für die vielfältige Unterstützung.

8. Literatur

BUWAL (2004): Wegleitung Grundwasserschutz. Vollzug Umwelt, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 141S.

HART, S.C., J.M. STARK, E.A. DAVIDSON und M.K. FIRESTONE (1994): Nitrogen mineralisation, immobilisation and nitrification. In: WEAVER, R.W., J.S. ANGLE und P.S. BOTTOMLEY (Hrsg.): Methods of soil analysis, part 2, Microbiological and biochemical properties. Soil Science Society of America, Madison WI, USA, S. 985-1018.

HÖHN, E. und A. SCHOLTIS, 2011. Exchange between a river and groundwater, assessed with hydrochemical data. *Hydrology and Earth System Sciences* 15, 983-988.

NAIMAN, R.J. und H. DÉCAMPS, 1997: The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28, 621-658.

SAMARITANI, E., J. SHRESTHA, B. FOURNIER, E. FROSSARD, F. GILLET, C. GUENAT, P.A. NIKLAUS, N. PASQUALE, K. TOCKNER, E.A.D. MITCHELL und J. LUSTER, 2011: Heterogeneity of soil carbon pools and fluxes in a channelized and a restored floodplain section (Thur River, Switzerland). *Hydrology and Earth System Sciences* 15, 1757-1769.

SCHNEIDER, P., T. VOGT, M. SCHIRMER, J.A. DOETSCH, N. LINDE, N. PASQUALE, P. PERONA und O.A. CIRPKA, 2011: Towards improved instrumentation for assessing river-groundwater interactions in a restored river corridor. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 8, 2503-2553.

SMITH, M.S. und J.M. TIEDJE, 1979: Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 11: 261-267.

TOCKNER, K., S.E. BUNN, C. GORDON, R.J. NAIMAN, G.P. QUINN und J.A. STANFORD (2008): Flood plains: critically threatened ecosystems. In: POLUNIN, N. (Hrsg.): Aquatic ecosystems Trends and Global Prospects. Cambridge University Press, Cambridge, S. 45-61.

VOGT, T., E. HÖHN, P. SCHNEIDER, A. FREUND, M. SCHIRMER, und O.A. CIRPKA, 2010: Fluctuations of electrical conductivity as a natural tracer for bank filtration in a losing stream. *Advances in Water Resources* 33: 1296-1308.

Exploring the *Terra incognita* of unknown eukaryotic diversity in Soils – A major challenge we now have the tools to tackle!

Edward A. D. Mitchell¹, Lassaâd Belbahri¹, Daniel Job², Jan Pawlowski³ and Enrique Lara¹

¹ University of Neuchâtel, Institute of Biology, Laboratory of Soil Biology, CH-2000 Neuchâtel

² University of Neuchâtel, Institute of Biology, Laboratory of Microbiology, University of Neuchâtel, CH-2000 Neuchâtel

³ University of Geneva, Department of Genetics and Evolution, CH 1211 Genève 4, Switzerland

Abstract

Global biodiversity is strongly underestimated mainly because the vast majority of small eukaryotes and bacteria have not yet been described. Much of this unknown diversity lives in soils. Furthermore, while animals, plants and fungi represent the bulk of described diversity these three groups only represent three of the ca. 70 groups of Eukaryotes. The true diversity of most of the other groups – together named “protists” - is barely known. Recent molecular and detailed morphological studies have revealed a high level of unsuspected diversity strongly suggesting that protists might dominate eukaryotic diversity. Assessing the true level of this diversity, describing these organisms and understanding their functional roles in the soils represent major challenges for soil biology research. New tools such as high-throughput sequencing now make it possible to tackle this challenge.

Keywords: Soil biology; Biodiversity; Eukaryotes; Molecular diversity; Classical taxonomy; Environmental diversity

Résumé: Exploration de la *Terra incognita* de la diversité eucaryotique des sols – nous avons à présent les outils pour relever ce défi majeur !

La biodiversité globale est fortement sous-estimée principalement en raison du fait que la grande majorité des petits eucaryotes et des bactéries n'ont pas encore été décrites. Une grande fraction de cette diversité inconnue vit dans les sols. De plus bien que les animaux, plantes et champignons représentent la grande majorité des espèces décrites, ces trois groupes ne représentent que trois parmi environ 70 groupes d'eucaryotes. La vraie diversité de la majorité des autres groupes – constituant les «protistes» - est à peine connue. Des études récentes combinant analyses morphologiques et moléculaires ont révélé une grande diversité insoupçonnée suggérant que les protistes dominent peut-être la diversité des eucaryotes. Evaluer l'ampleur réelle de cette diversité, décrire ces organismes et comprendre leurs rôles fonctionnels dans les sols représentent autant de défis majeurs pour la recherche en biologie du sol. De nouveaux outils comme le séquençage massif permettent à présent de relever ce défi.

1. Introduction

1.1. Ecology and biodiversity: Patterns of biodiversity within and among ecosystems

Ecological theory predicts that biodiversity is controlled by several factors such as temporal heterogeneity (disturbance, seasonality) (MENGE and SUTHERLAND, 1976), nutrient availability (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 2008), competition (GRIME, 1973), ecosystem size (BELL *et al.*, 2005), and spatial heterogeneity (ETTEMA and WARDLE, 2002). However, the study of macroscopic and/or aboveground organisms is shaping our perception of patterns of biodiversity (LAMOREUX *et al.*, 2006) as well as of how environmental factors control this diversity (HAWKINS *et al.*, 2003). Largely missing from reviews and theories are data on soil fauna and even more on micro-eukaryotes including meso- and micro-metazoa, fungi and protists, as well as prokaryotes. Studies seeking to understand the patterns of soil biodiversity at different scales and the linkages that exist between aboveground and belowground communities and diversity reveal that the patterns of diversity of soil organisms do not seem to obey the same rules as for

Table 1. Known and estimated Swiss animal species diversity (After Baur *et al.* 2004)

Taxon	Known	Estimated
Porifera	6	6
Cnidaria	6	6
Turbellaria	n.d.	150
Trematoda	n.d.	1750
Cestoda	n.d.	700
Nemertini	n.d.	3
Gastrotricha	n.d.	50
Rotifera	n.d.	600
Nematoda	n.d.	2500
Nematomorpha	n.d.	25
Gastropoda	244	250
Bivalvia	26	30
Polychaeta	n.d.	4
Clitellata	n.d.	221
Tardigrada	n.d.	60
Insecta	22330	30500
Arachnida	2375	3000
Crustacea	415	500
Myriapoda	200	200
Chordata	557	557
TOTAL	26159	41112

n.d. Not determined for lack of specialists!

above-ground organisms on which ecological theory is mainly based (DECAENS, 2010). Likewise, environmental biodiversity surveys using next generation sequencing (NGS) are revealing huge unknown diversity (FONSECA *et al.*, 2010).

Current knowledge gaps make biodiversity assessments almost meaningless as >90% of biodiversity is unknown. For example Swiss biodiversity estimates currently range between ca. 50'000 and 70'000 species (BAUR *et al.*, 2004). Most of these species are animals (Table 1) but it is clear from this compilation that there are few or no reliable data for meso- and micro-fauna and there is hardly any data at all for protists. If as we think is likely, these figures only represent ca. 10% of the true biodiversity then we can predict that there are in fact ca. 500'000-700'000 species in Switzerland!

These facts clearly point to two important research challenges:

1. Ecological theories need to be tested using

other organisms than those on which they are based and especially soil organisms and microorganisms (PROSSER *et al.*, 2007).

2. We need to characterise these newly discovered taxa morphologically (AMMAN *et al.*, 1995) and understand their ecological function (SIME-NGANDO and NIQUIL, 2010).

These challenges can only be met by combining the expertise of ecologists, taxonomists, and molecular biologists. Studies of soil diversity generally focus on a limited number of animal groups, and to a lesser extent on fungi, but rarely on minute to microbial eukaryotes. On the other hand molecular-based studies of biodiversity usually lack a link to morphology or taxonomy and hence the ecological role of the molecular species cannot be assessed. This dilemma is best solved by combining molecular and morphological approaches from environmental DNA to characterisation of species using Fluorescent In Situ Hybridisation (FISH), thus closing the so-called "full RNA cycle" (AMMAN *et al.*, 1995).

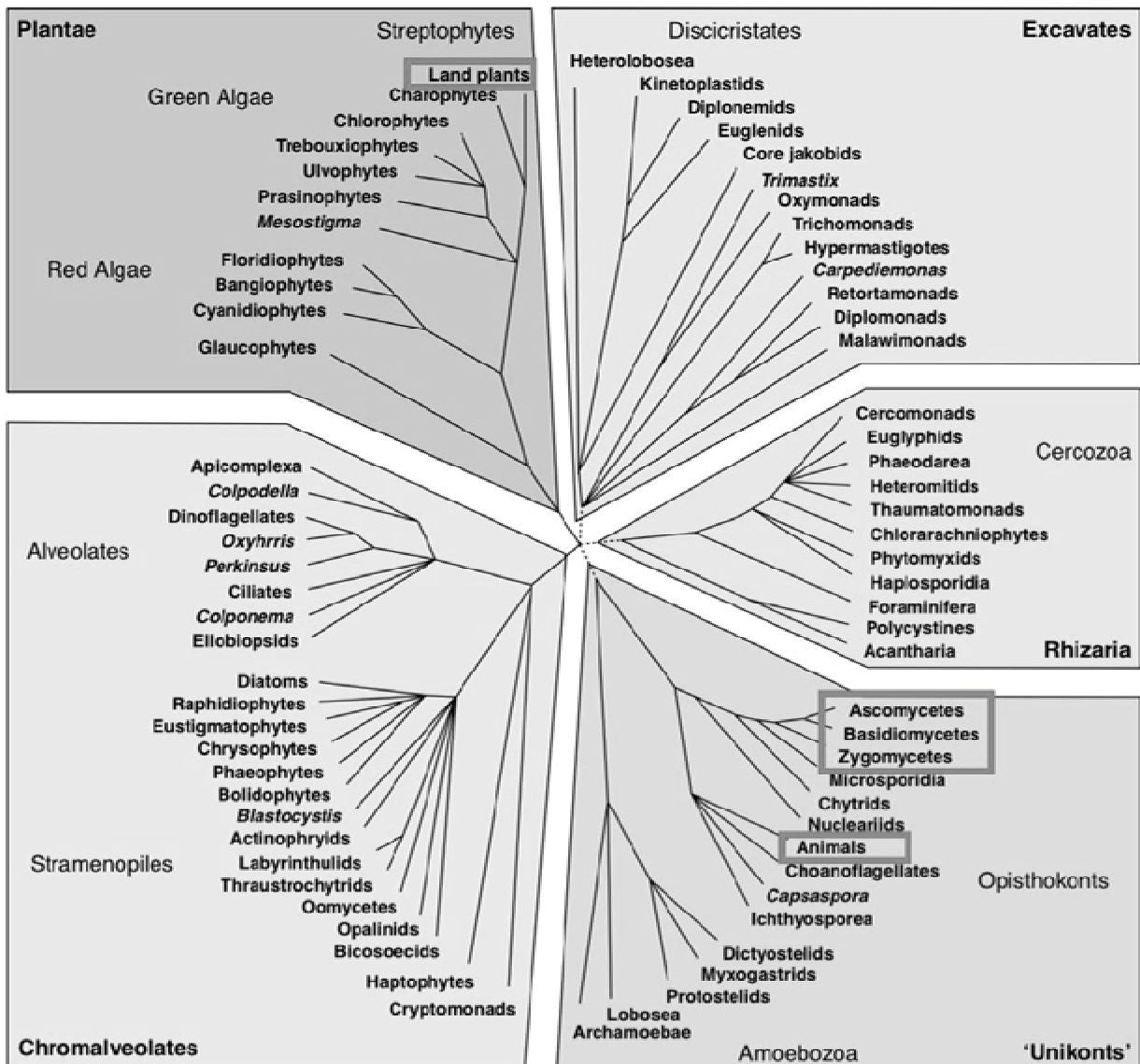


Figure 1. Phylogenetic tree of Eukaryotes (from Keeling 2005) with the position of land plants, animals and fungi highlighted. This classification, although not the most recent synthesis, illustrated well that macroscopic organisms represent an exception in a world dominated by microscopic life forms.

Recent progresses in phylogeny and taxonomy have completely modified our perception of the diversity of living organisms. Ca. 20 years ago it became clear that living organisms could be divided into three major groups, Bacteria, Archaea and Eukaryotes. In the last 10 years the classification of Eukaryotes has in turn been completely revised. Recent classification shows that there are ca. five “super groups” which together contain ca. 70 major lineages of Eukaryotes (KEELING *et al.*, 2005). Higher plants, animals and fungi are only three of these lineages. Most of the diversity of Eukaryotes at the level of major groups is therefore constituted by groups commonly referred to as “protists” (Figure 1). These protists are mostly constituted of unicellular organisms: “protozoa”, “micro-algae” or parasites, many of which live in the soil. As mentioned above the diversity of these microscopic organisms is very poorly documented and it is therefore unclear if they represent an insignificant proportion of the total diversity as currently believed or if they are as diverse or perhaps much more diverse than macroscopic organisms.

1.2. Existing molecular data on soil biodiversity in temperate regions

To date, most culture-independent environmental DNA (eDNA) surveys of eukaryotic diversity have been conducted in marine systems (EPSTEIN and LOPEZ-GARCIA, 2008). For this particular reason, our knowledge of eukaryotic communities globally suffers from a strong bias due to the lack of data from continental (i.e. non-marine) systems. Soils, in particular, have been grossly understudied, because of the presence of fungal mycelia whose sequences overwhelm eukaryotic clone libraries (LOPEZ-GARCIA and MOREIRA, 2008). Therefore, only two studies using eukaryotic domain-specific primers on soil environment have been published (MOON-VAN DER STAAY *et al.*, 2006, LESAULNIER *et al.*, 2008). Freshwater systems in temperate regions have gained relatively more attention. Most studies were conducted on temperate freshwater systems of different trophic levels (LEFÈVRE *et al.*, 2008, LEFRANC *et al.*, 2005, RICHARDS *et al.*, 2005) or artificial freshwater systems. A few studies have focused on polluted aquifers (BRAD *et al.*, 2008). We are aware of only one study on seasonal patterns of diversity using eDNA (YAGI *et al.*, 2010). This study revealed important seasonal shifts, justifying taking into account the temporal dimension in diversity studies in temperate regions.

Perhaps more importantly, the study of LARA *et al.* (2011) revealed the existence of many unknown taxa including a possible new phylum of Eukaryotes, in line with estimates that only ca. 1% of microbial diversity is currently described (Figure 2). Clearly we still have much to learn

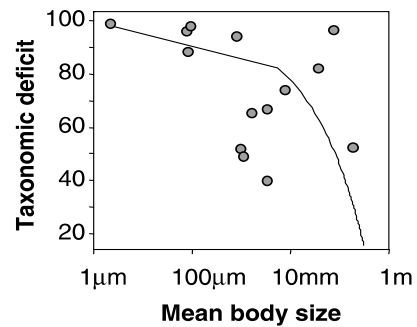


Figure 2. Relationship between mean body size and taxonomic deficit (i.e. percentage of the estimated total diversity that currently remains undescribed) for the main taxa of soil organisms ($R^2 = 0.41$) (DECAENS 2010)

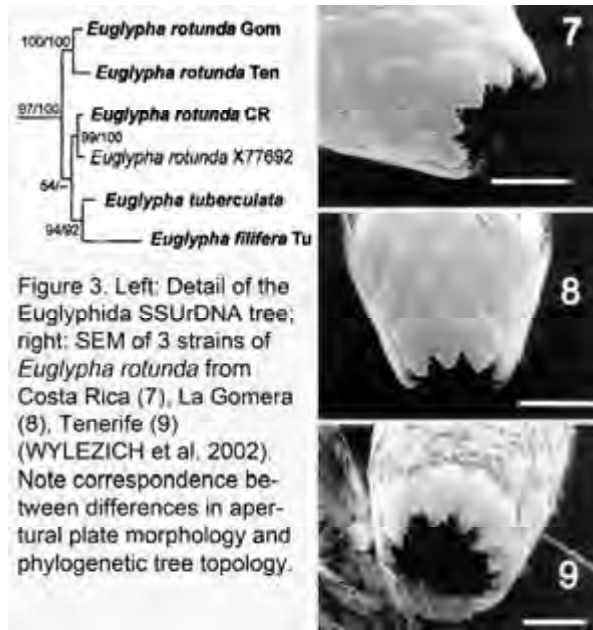
about the diversity of soil organisms, their functional role and the degree to which these organisms may be vulnerable to global change. The next step will be to characterise morphologically these new taxa, by designing probes for Fluorescent In Situ Hybridisation (FISH) and then to study their biology and functional roles in more detail.

2. Biodiversity of three selected groups of soil organisms

To illustrate the challenges of soil biodiversity research we present hereafter three groups of representative soil eukaryotes: Euglyphid testate amoebae, oomycetes and fungi, which play complementary roles in ecosystems: Euglyphids are microbial grazers and predators, while oomycetes and fungi are decomposers and/or symbionts (including pathogens and mutualists).

2.1 Biodiversity of Euglyphid testate amoebae

Euglyphids are a group of common free-living soil amoebae that build an ornamented shell from self-secreted silica plates. They are found in many different environments from soils to marine systems, but they are most diverse and abundant in forest humus (KOLODZIEJ and STOECK, 2007). They have been found recently to provide nutrients to plant mycorrhizae, and there are hints that some species might be associated with certain plants (MEISTERFELD, 2002). In addition, they are key actors in the silica cycle of forests as silica consumers and suppliers, and play a role comparable to that of higher plants (VOHNÍK *et al.*, 2009).



Euglyphids are useful in applied soil ecology as bioindicators for monitoring of environmental pollution (AOKI et al., 2007), ecosystem restoration (NGUYEN-VIET et al., 2008), palaeoecology (DAVIS and WILKINSON, 2004), and forensic research (CHARMAN et al., 2010).

The main current limitations to broader uses of euglyphids are uncertainties about their diversity and taxonomy, especially if species sharing a similar general morphology differ in their ecological preferences. The global diversity estimation of euglyphids ca. 800 species (SWINDLES and RUFFELL, 2009) is certainly a gross underestimation due to description based on low-resolution microscopy. Studies combining molecular biology and scanning electron microscopy (SEM) revealed a high diversity within single morphotypes (MEISTERFELD, 2002), which were shown by molecular phylogeny to be not monophyletic (e.g. *Euglypha rotunda* (TODOROV et al., 2009) (Figure 3). In addition eDNA surveys revealed many novel, phylogenetically deep clades within euglyphids (WYLEZICH et al., 2002) (Enrique Lara unpublished results).

2.2 Biodiversity of Oomycetes

The oomycetes are a diverse group of heterokonts presenting mycelial growth (BASS and CAVALIER-SMITH, 2004). They are essential components of terrestrial freshwater and marine ecosystems as decomposers and pathogens. Plant-pathogenic oomycetes cause devastating diseases in crop, ornamental, and native plants. *Phytophthora* (> 100 species) includes some of the most devastating pathogens of dicotyledonous plants (SOGIN and SILBERMAN, 1998). Despite the clear agricultural and ecological importance of oomycetes, their ecology, genetics, evolution and even their basic biology and classification are, as yet, poorly understood.

Standard means of studying oomycetes diversity are solely based on baiting techniques using different plant tissues such as leaves or fruits to trap these organisms from diseased crops, soil, water or other environmental substrates (AGRIOS, 1997). Shortcomings of culture-dependent techniques have been overcome by combining them with molecular-based approaches (VAN DER PLAATS-NITERINK, 1981) and resulted in the discovery of an unexpected diversity of oomycetes (LARA and BELBAHRI, 2011).

The recent advances of molecular studies and the complete genome sequence of at least five species of *Phytophthora*, one *Pythium*, one *Hyaloperonospora* and one *Saprolegnia* species provide new tools for their environmental survey and diagnostic. The missing link towards high throughput identification and survey in natural ecosystems is the availability of validated protocols for their identification out of all other organisms in environmental samples. Using our recent advances with the design of oomycete-specific primers will inevitably lead to an acceleration of research in this genetic system and the development of new generation molecular toolbox necessary to cope with the damaging effect of these organisms.

2.3 Biodiversity of Fungi

Fungi are one of the most diverse groups of Eukarya (ARCATE et al., 2006). According to HAWKSWORTH (2008), less than 5% of the 1.5 million fungal species postulated to exist have been formally described. Fungi still harbour many undescribed and undiscovered lineages (HAWKSWORTH, 2001). Besides Dikarya (i.e. ascomycetes + basidiomycetes), which is by far the most studied group, there is a wide diversity of basal branching groups in the environment whose functions remain to be determined. One such example is the newly detected "Rozellida" clade (LARA et al., 2010). Many of these represent taxa that have never been cultured or collected or that live in obscure, poorly-explored habitats. Fungi play numerous roles in terrestrial ecosystems as decomposers, mutualists and pathogens. Fungi play also important physiological and ecological roles in the soil and perform many key processes such as nutrient cycling, disease suppression and water dynamics that are required for efficient functioning of this ecosystem (MCLAUGHLIN et al., 2009). The high taxonomic and ecological diversity of fungi limits accurate determination of ecological factors that underlie the dynamic of these communities in soil.

Direct observation of fungi in soil is possible but identification of taxonomic entities is limited by the absence of necessary features, generally indistinct and featureless mycelia are visible (MCGUIRE et al., 2010). Traditional studies of fungal diversity often rely on identification of fruiting bodies, isolation and culturing of organisms, and laboratory identification by morphological and

biochemical tests. These techniques are time consuming and not fully reliable as fungi that have specialized life cycles may not be recorded or may be misidentified (FRANKLAND et al., 1990). Molecular methods offer a more practical alternative because these methods are faster and can yield data on a broader range of taxonomic groups than could possibly be achieved by a morphology-based approach (THORN et al., 1996). The phylogenetic structure of fungal communities is complex because of the high species richness, spatial heterogeneity at different scales. These challenges can be met by massive sequencing methods recently developed and by improved sampling strategies (O'BRIEN et al., 2005).

3. The future of soil biodiversity research

Next generation sequencing methods now make it possible not only to assess the full biodiversity of soil but also to imagine ecological studies that could only be dreamt about until recently including the detailed study of spatial and temporal patterns. Results from such studies will have implications at several levels from the methodological aspects (e.g. sampling) to ecological theory (above-below-ground communities, diversity patterns and the factors controlling these patterns).

The combination of new methods and detection of novel organisms will shed new light on their diversity and evolution but also (at least partly) on their functional role in ecosystems. An important applied result will be to quantify the diversity and distribution of pathogens and more generally the biodiversity of poorly known Eukaryotes.

References

AGRIOS, G.N. (1997): Plant pathology. Academic Press, San Diego, Calif.p.
AMMAN, R.I., LUDWIG, W. & SCHLEIFER, K.H. (1995): Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiological Reviews*, 59, 143-169.
AOKI, Y., HOSHINO, M. & MATSUBARA, T. (2007): Silica and testate amoebae in a soil under pine-oak forest. *Geoderma*, 142, 29-35.
ARCATE, J.M., KARP, M.A. & NELSON, E.B. (2006): Diversity of Peronosporomycete (Oomycete) communities associated with the rhizosphere of different plant species. *Microbial Ecology* 51, 36-50.
BASS, D. & CAVALIER-SMITH, T. (2004): Phylum-specific environmental DNA analysis reveals remarkably high global biodiversity of Cercozoa (Protozoa). *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 54, 2393-2404.
BAUR, B., DUELLI, P., EDWARDS, P.J., JENNY, M., KLAUS, G., KÜNZLE, I., MARTINEZ, S., PAULI, D., PETER, K., SCHMID, B., SEIDL, I. & SUTER, W. (2004): La Biodiversité en Suisse -

Etat, sauvegarde, perspectives. Haupt Verlag, Berne, Stuttgart, Vienne, p.
BELL, T., AGER, D., SONG, J.-I., NEWMAN, J.A., THOMPSON, I.P., LILLEY, A.K. & VAN DER GAST, C., J. (2005): Larger Islands House More Bacterial Taxa. *Science*, 308, 1884.
BRAD, T., BRASTER, M., VAN BREUKELEN, B.M., VAN STRAALLEN, N.M. & ROLING, W.F.M. (2008): Eukaryotic diversity in an anaerobic aquifer polluted with landfill leachate. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 3959-3968.
CHARMAN, D.J., GEHRELS, W.R., MANNING, C. & SHARMA, C. (2010): Reconstruction of recent sea-level change using testate amoebae. *Quaternary Research*, 73, 208-219.
DAVIS, S.R. & WILKINSON, D.M. (2004): The conservation management value of testate amoebae as 'restoration' indicators: speculations based on two damaged raised mires in northwest England. *The Holocene*, 14, 135-143.
DECAENS, T. (2010): Macroecological patterns in soil communities. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 287-302.
EPSTEIN, S. & LOPEZ-GARCIA, P. (2008): "Missing" protists: a molecular prospective. *Biodiversity and Conservation*, 17, 261-276.
ETTEMA, C.H. & WARDLE, D.A. (2002): Spatial soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 17, 177-183.
FONSECA, V.G., CARVALHO, G.R., SUNG, W., JOHNSON, H.F., POWER, D.M., NEILL, S.P., PACKER, M., BLAXTER, M.L., LAMBSHEAD, P.J.D., THOMAS, W.K. & CREER, S. (2010): Second-generation environmental sequencing unmasks marine metazoan biodiversity. *Nat Commun*, 1, 98.
FRANKLAND, J.C., DIGHTON, J. & BODDY, L. (1990): Methods for Studying Fungi in Soil and Forest Litter. *Methods In Microbiology*, 22, 343-404.
GRIME, J.P. (1973): Competitive Exclusion In Herbaceous Vegetation. *Nature*, 242, 344.
HAWKINS, B.A., FIELD, R., CORNELL, H.V., CURRIE, D.J., GUEGAN, J.F., KAUFMAN, D.M., KERR, J.T., MITTELBACH, G.G., OBERDORFF, T., O'BRIEN, E.M., PORTER, E.E. & TURNER, J.R.G. (2003): Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84, 3105-3117.
HAWKSWORTH, D.L. (2001): The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research*, 105, 1422-1432.
KEELING, P.J., BURGER, G., DURNFORD, D.G., LANG, F., LEE, R.W., PEARLMAN, R.E., ROGER, A.J. & GRAY, M.W. (2005): The tree of eukaryotes *Trends in Ecology & Evolution*.
KOŁODZIEJ, K. & STOECK, T. (2007): Cellular identification of a novel uncultured marine stramenopile (MAST-12 clade) small-subunit rRNA gene sequence from a Norwegian estuary by use of fluorescence in situ hybridization-scanning

- electron microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 2718-2726.
- LAMOREUX, J.F., MORRISON, J.C., RICKETTS, T.H., OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., MCKNIGHT, M.W. & SHUGART, H.H. (2006): Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440, 212-214.
- LARA, E., MOREIRA, D., LÓPEZ GARCÍA, P. (2010): The environmental clade LKM11 and *Rozella* form the deepest branching clade of Fungi. *Protist*, 161, 116-121
- LARA, E., BELBAHRI, L. (2011): SSU rRNA reveals major trends in oomycete evolution. *Fungal Diversity*, (in press)
- LARA, E., MITCHELL, E.A.D., MOREIRA, D. & LÓPEZ GARCÍA, P. (2011): Highly diverse and seasonally dynamic protist community in a pristine peat bog. *Protist*, 162, 14-32.
- LOPEZ-GARCIA, P. & MOREIRA, D. (2008): Tracking microbial biodiversity through molecular and genomic ecology. *Research in Microbiology*, 159, 67-73.
- MCGUIRE, K.L., BENT, E., BORNEMAN, J., MAJUMDER, A., ALLISON, S.D. & TRESSEDER, K.K. (2010): Functional diversity in resource use by fungi. *Ecology*, 91, 2324-2332.
- MCLAUGHLIN, D., HIBBETT, D., LUTZONI, F., SPATAFORA, J. & VILGALYS, R. (2009): The search for the fungal tree of life. *Trends in Microbiology*, 17, 488-497.
- MEISTERFELD, R. (2002): Testate amoebae with filopodia. The illustrated guide to the protozoa (eds J. J. Lee, G. F. Leedale & P. Bradbury) Society of protozoologists, Lawrence, Kansas, USA, pp. 1054-1084.
- MENGE, B.A. & SUTHERLAND, J.P. (1976): Species Diversity Gradients: Synthesis of the Roles of Predation, Competition, and Temporal Heterogeneity. *The American Naturalist*, 110, 351-369.
- NGUYEN-VIET, H., BERNARD, N., MITCHELL, E.A.D., BADOT, P.-M. & GILBERT, D. (2008): Effect of lead pollution on testate amoebae communities living in *Sphagnum fallax*: an experimental study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69, 130-138.
- O'BRIEN, H.E., PARRENT, J.L., JACKSON, J.A., MONCALVO, J.M. & VILGALYS, R. (2005): Fungal community analysis by largescale sequencing of environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 5544-5550.
- PORTER, T.M., SCHADT, C.W., RIZVI, L., MARTIN, A.P., SCHMIDT, S.K., SCOTT-DENTON, L., VILGALYS, R. & MONCALVO, J.M. (2008): Widespread occurrence and phylogenetic placement of a soil clone group adds a prominent new branch to the fungal tree of life. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 46, 635-644.
- PROSSER, J.I., BOHANNAN, B.J.M., CURTIS, T.P., ELLIS, R.J., FIRESTONE, M.K., FRECKLETON, R.P., GREEN, J.L., GREEN, L.E., KILLHAM, K., LENNON, J.J., OSBORN, A.M., SOLAN, M., VAN DER GAST, C.J. & YOUNG, J.P.W. (2007): Essay - The role of ecological theory in microbial ecology. *Nature Reviews Microbiology*, 5, 384-392.
- SIME-NGANDO, T. & NIQUIL, N. (2010): Editorial: 'Disregarded' microbial diversity and ecological potentials in aquatic systems: a new paradigm shift ahead. *Hydrobiologia*, 659, 1-4.
- SOGIN, M.L. & SILBERMAN, J.D. (1998): Evolution of the protists and protistan parasites from the perspective of molecular systematics. *International journal for parasitology*, 28, 11-20.
- SWINDLES, G.T. & RUFFELL, A. (2009): A preliminary investigation into the use of testate amoebae for the discrimination of forensic soil samples. *Science & Justice*, 49, 182-190.
- THORN, R.G., REDDY, C.A., HARRIS, D. & PAUL, E.A. (1996): Isolation of saprophytic basidio-mycetes from soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 4288-4292.
- TODOROV, M., GOLEMANSKI, V., MITCHELL, E.A.D. & HEGER, T.J. (2009): Morphology, Biometry, and Taxonomy of Freshwater and Marine Interstitial Cyphoderia (Cercozoa: Euglyphida). *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 56, 279-289.
- VAN DER HEIJDEN, M.G.A., BARDGETT, R.D. & VAN STRAALLEN, N.M. (2008): The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11, 296-310.
- VAN DER PLAATS-NITERINK, A.J. (1981): Monograph of the genus *Pythium*. *Stud Mycol*, 21, 1-242.
- VOHNIK, M., BURDÍKOVÁ, Z., ALBRECHTOVÁ, J. & VOSÁTKA, M. (2009): Testate Amoebae (Arcellinida & Euglyphida) vs. Ericoid Mycorrhizal and DSE Fungi: A Possible Novel Interaction in The Mycorrhizosphere of Ericaceous Plants? *Microbial Ecology*, 57, 203-214.
- WYLEZICH, C., MEISTERFELD, R., MEISTERFELD, S. & SCHLEGEL, M. (2002): Phylogenetic analyses of small subunit ribosomal RNA coding regions reveal a monophyletic lineage of euglyphid testate amoebae (order Euglyphida). *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 49, 108-118.
- YAGI, J.M., NEUHAUSER, E.F., RIPP, J.A., MAURO, D.M. & MADSEN, E.L. (2010): Sub-surface ecosystem resilience: long-term attenuation of subsurface contaminants supports a dynamic microbial community. *The ISME Journal*, 4, 131-143.

The Relevance of Scale in Soil Maps

Madlene Nussbaum¹, Linda Ettlin¹, Arzu Çöltekin¹, Brigitte Suter², Markus Egli¹

¹Department of Geography, University of Zürich, Winterthurerstrasse 190, 8057 Zürich, Switzerland

²Umwelt und Energie, Libellenrain 15, 6002 Luzern, Switzerland

Résumé: De l'importance de l'échelle concernant les cartes de sol

L'échelle a une influence décisive sur ce que nous pouvons déduire des cartes de sol. S'ajoute à cela les coûts très élevés de la récolte des données qui augmentent d'une façon exponentielle à mesure que l'échelle diminue. Dans cet article, nous discutons de l'importance de l'échelle en ce qui concerne l'interprétation des données du sol. Pour cela, nous avons comparé 3 cartes de sol à des échelles différentes (1:200000, 1:25000, 1:5000) pour la même région (bassin versant de Lippenrütibach et Grosse Aa, canton de Lucerne). Afin de quantifier cette comparaison, nous avons calculé la plage d'erreurs potentielles liées à la délimitation des polygones individuels et calculé le pourcentage de la surface représentée par les polygones complexes (avec des informations non-univoques et des données spatiales non-définies). Une surface importante de la région cartographiée est attribuée à des erreurs potentielles délimitant les polygones. A l'échelle de 1:200000, cela représente plus de 42% et à 1:25000 plus de 22% de la surface totale. A l'échelle 1:5000, cette proportion est supérieure à 15% de la surface totale. La carte à l'échelle de 1:200000 consiste uniquement (100%) en polygones complexes tandis que, à une échelle de 1:5000, cette part est réduite à 15%. Par conséquent, l'échelle de la carte est une donnée décisive à considérer vis-à-vis du contenu informatif et de l'utilisation pratique des cartes de sol. Même les cartes de sol avec une haute résolution spatiale contiennent toujours des incertitudes substantielles.

Zusammenfassung: Die Relevanz des Massstabs bei Bodenkarten

Der Massstab hat einen entscheidenden Einfluss auf das, was wir aus Bodenkarten herauslesen können. Bei Bodenkarten kommt speziell die Problematik hinzu, dass die Kosten für die Datenerhebung hoch sind und exponentiell mit der Verringerung der Massstabszahl ansteigen. In diesem Aufsatz diskutieren wir die Bedeutung des Massstabs für die Anwendung und Interpretation von Bodendaten. Dazu wurden 3 Bodenkarten mit unterschiedlichem Massstab (1:200000, 1:25000 und 1:5000) über dasselbe Gebiet (Einzugsgebiet Lippenrütibach und Grosse Aa, Kt. Luzern) miteinander verglichen. Um die Bedeutung des Massstabs grob zu quantifizieren, wurden die möglichen Fehlerbereiche bei der Grenzziehung zwischen einzelnen Polygonen und der Anteil an komplexen Polygonen (mit nicht-eindeutigen fachlichen und räumlichen Informationszuweisungen) berechnet. Ein beachtlicher Teil der gesamten kartierten Fläche entfällt in den Fehlerbereich der Grenzziehung von Polygonen. Bei einem Massstab von 1:200000 sind dies mindestens 42 % und bei 1:25000 immer noch ≥ 22 % der gesamten Fläche. Auch ein Kartierungsmaßstab von 1:5000 enthält immer noch einen Fehlerbereich von mindestens 15 %. Die kleinmassstäbige Karte (1:200000) besteht nur aus komplexen Polygonen, währenddem bei 1:5000 dieser Anteil auf etwa 15% der Gesamtfläche reduziert wird. Der Massstab entscheidet vollumfänglich über den Informationsgehalt und den praktischen Nutzen von Bodenkarten. Selbst Karten mit einer kleinen Massstabszahl enthalten immer noch substantielle Unsicherheiten.

Keywords: soil map, scale, soil polygons, mapping soil, spatial planning

1. Introduction and Background

To satisfy the growing demand for (high-resolution) spatial soil information for environmental planning and modelling purposes, high-quality digital soil maps are needed (BEHRENS et al., 2005). Soil data provides information about the soil units or orders (e.g. Luvisol, Cambisol) and/or its characteristics (e.g. pH, organic carbon, etc.). This information is usually represented as a polygon on the map, showing which areas are covered by soils with similar properties. These multi-categorical soil variables display a complex spatial variation in general. Traditionally, the

spatial variation in general. Traditionally, the spatial distribution of soil types and corresponding characteristics are documented by detailed field surveys. These field observations verify the interpretations made in the office using aerial photographs and topographic maps. Thus, soil maps are produced according to experts' empirical judgement based on these interpretations and surveys (MONMONIER 1991). More recently, mathematical models have been used as an alternative to the resource-intensive traditional methods to quantitatively characterise

the spatial distribution of soil variables (LI et al. 2004, MOURIER et al. 2008). The modelling approach is, however, not conventionally used for the production of soil maps.

The information on soil maps, their use and the data collection methods vary with the scale. Soil information systems (BURROUGH et al., 1997, MCBRATNEY et al. 2003) and experiments in collaborative geovirtual soil mapping (HODZA 2010, JACOBSON et al. 2009) can host multi-scale representations. In fact, the interactivity of such systems requires producing soil maps in multiple scales and levels of detail. Data collection, especially at a large scale (with a high spatial resolution), is very expensive (TOGNINA 2004) and producing soil maps 'is slow, tedious work' (MONMONIER 1991). Although methods exist, such as classification and regression tree analyses (KHEIR et al. 2010), neuronal networks (BEHRENS et al. 2005, 2010), Markov chain simulation (LI et al. 2004), geostatistical approaches (HENGL 2006, 2009), etc. which allow prediction of soil characteristics based on factors such as terrain and climate (BEHRENS et al. 2010, MCBRATNEY et al. 2003), these techniques are less accurate than the traditional soil mapping approach (UWE, 2010). To determine the accuracy of modelling results, they are often compared to existing soil maps because soil maps obtained from field surveys are considered as the 'ground truth' of the corresponding scale. In this paper, we would like to show that this 'ground truth' is also bound to a certain error range.

Whether we observe spatial patterns in environmental data depends on resolution, which is a direct derivative of the scale (OLIVER 2001). The scale of the soil map drives a number of decisions in the office and in the field such as the sampling scheme, frequency of and interval between samples and the possible interpolation between the data (OLIVER 2001). The larger the scale, the more profiles are necessary to assign correct soil characteristics and the more field work is required to verify the contours of the various soil polygons. However, even in detailed maps, the soil unit boundaries (marking the change from one soil unit to another) are approximations; soil characteristics rarely change abruptly. All thematic maps face the problem of drawing boundaries between classes (GOODCHILD et al. 1994). To reduce the problems associated with such abrupt boundary representations, cartographic solutions based on visual variables (MACEACHREN 1992, ROBINSON 2008) may be used. To further reduce boundary problems it has become common practice to map soil data one 'scale class' above the final map scale. For example, in Switzerland, a soil map with a scale of 1:5000 is surveyed at a scale of 1:2500 (LÜSCHER 2004). As the area of a map increases by the square of the scale, the level of detail (resolution of collected data) and therefore the production cost of a soil map would rise simi-

larly (TOGNINA 2004). Due to this cost increase, soil maps are not always available at the necessary scale. Consequently, important environmental decisions are sometimes taken without having the appropriate soil data (KYRIAKIDIS and DUNGAN 2001, MONMONIER 1991).

Motivated by the facts and arguments above, we investigate the effects of scale on the represented level of detail (LOD) and accuracy of soil maps to identify the limitations encountered in using soil maps of various scales. We expect to show that a) errors in delineation of polygons are a function of the scale and that b) the use of multi-component mapping units becomes more frequent the higher the degree of generalisation.

2. Methods

Data Sources: We evaluated soil maps at three different scales (1:5000, 1: 25000 and 1:200000) covering an area in the northwest of Lucerne in central Switzerland. The smallest scale (1:200000) is the "soil aptitude map" of Switzerland. A first version of this map was produced in 1980 by the Swiss Federal Office for Spatial Planning. In 2000 it was geo-referenced and updated to its current digital format. The middle and large scale (1:25000 and 1:5000) soil maps cover the watersheds of Lippenrütibach and Grosse Aa. These two watersheds are in an agricultural area that is intensively used for animal farming. Due to this intensive land use, the area and nearby lakes (e.g., Lake Sempach) have been strongly influenced by eutrophication. The 1:25000 and 1:5000 maps were produced by the Department of Construction, Environment and Economics of the Swiss Canton of Lucerne when investigating phosphorus contamination of the area. The maps were digitised by the GIS section of Lucerne and have a relatively high spatial resolution, covering an area of approximately 1300ha each. We took the greatest common area of all three maps for a quantitative analysis.

Data Evaluation and Accuracy Assessment: We evaluated the soil unit accuracy in relation to the scale. The soil unit accuracy of the studied soil maps was estimated by

- . analysing possible error ranges (area proportions of uncertainty ranges related to the whole mapping area) in delineating boundaries of soil units and
- . calculating the proportion of areas having non-uniform data (P_{ND}) content (multiple-component mapping units) to the whole mapped area (A_M). This proportion is obtained by

$$P_{ND} = \frac{A_{ND}}{A_M}$$

where A_{ND} is the area of non-uniform data. These area proportions represent a measure of the uncertainty of a given soil map. Even though this

is not a direct indicator of the map's accuracy, it gives the map user an idea of how trustworthy is the information presented on the map.

Polygon Boundaries In order to quantify the accuracy of a soil polygon we calculated the area covered by an uncertainty zone around the soil polygon margins of 1mm width (on the map). Additionally, the calculations were done for a 2-mm-wide buffer zone to demonstrate the drastic increase in uncertain assignment of a chosen area to a mapped polygon. The values of 1 and 2 mm were chosen under the following assumptions:

- 1) At a scale of 1:5000, a soil boundary has an error margin of approximately 2.5 to 5 m on either side. This assumption was based on FABO (2007) and BRUNNER et al. (1997) who stated that the delineation of the soil types that can be interpreted as being in the considered range can vary over several metres; and
- 2) The error margin increases linearly with scale. Similarly to HENGL (2006), we quantified the delineation errors using an imaginary grid of 1 cm² cells that was superimposed on the map (Fig. 1).

HENGL (2006) stated that it is a cartographic rule that there should be at least one and ideally four observations per 1 cm² (raster field) on the map. Any observation for a smaller area should be based on data that is obtained through interpolation between the sites where soil characteristics were determined in the field. For each raster field (grid cell) and for each scale (1:5000; 1:25000; 1:200000), the length of the borderlines between soil units was calculated to compute the area of the buffer zone. This area was divided by the whole mapped area to calculate the inaccuracy per grid cell.

Complex Soil Polygons A multiple-component mapping unit represents a group of too highly scattered, commonly-found soil classes. The smaller the area of a soil unit is, the higher the probability that it will be found in such a multiple-component unit (EGLI et al. 2004). Consequently, we can hypothesise that the use of complex soil polygons becomes more frequent with a higher generalisation degree of the map. However, even maps at a scale of 1:5000 may contain complex polygons. This means that not every polygon in the map contains the same type of information and level of detail because some polygons are

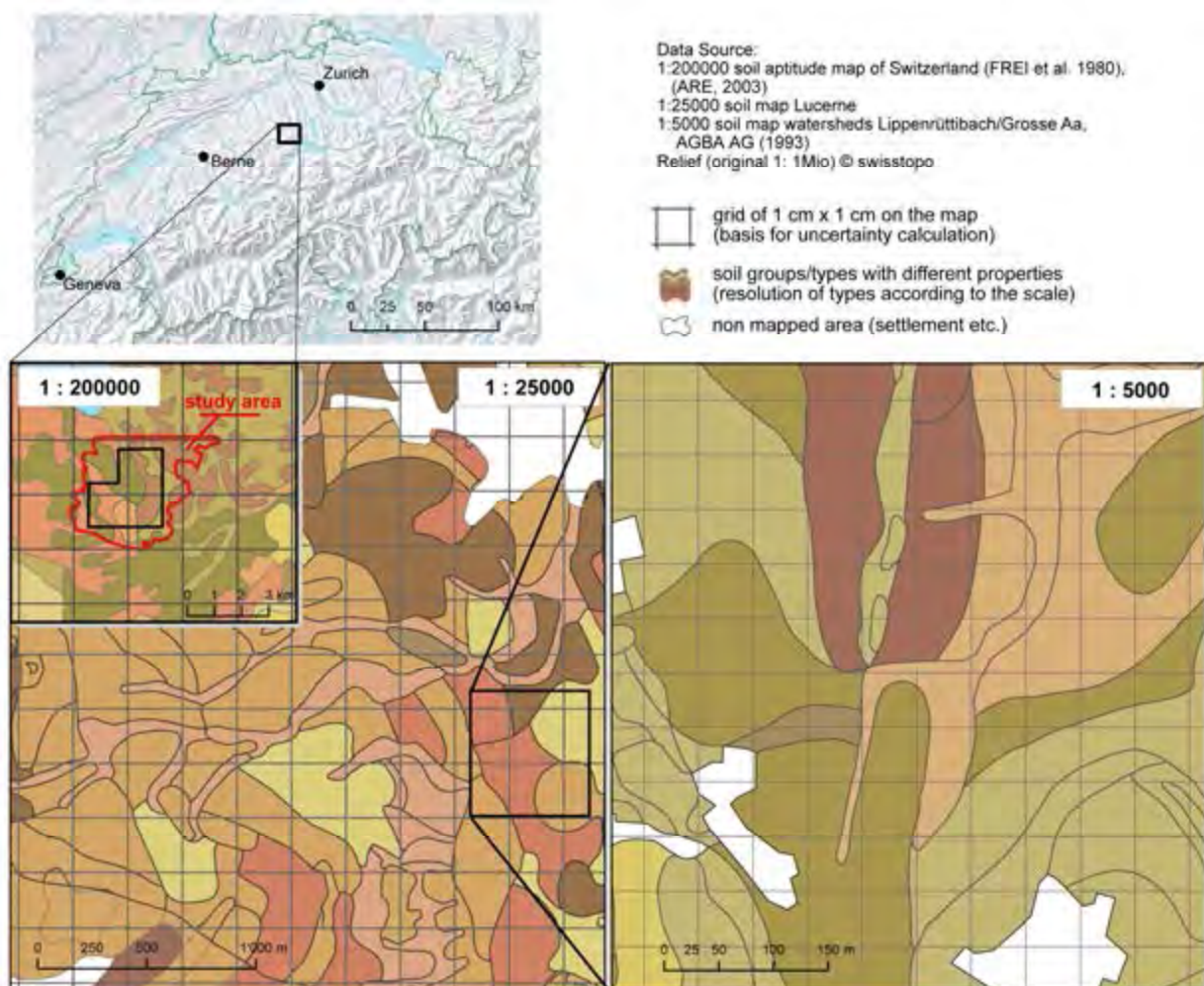


Fig. 1. Study area with details of the soil maps of the scales at 1:200000, 1:25000 and 1:5000.

aggregations of various soils (ORVEDAL et al. 1949). Complex polygons are less precise than single-component mapping units from the points of view of environmental legislation and land-use management. These polygons are directly identifiable in a soil map as they are labelled as such. The area covered by complex soil polygons is also an indication of the accuracy of the soil units on a map (in addition to the estimation based on polygon boundaries as introduced in the section above). Bearing this in mind, we calculated the total area of complex soil polygons and set them in relation to the total area of the map.

3. Results and discussion

Small Scale Map – 1:200000 The delineation errors of the soil entities at the 1:200000 scale were calculated on a relatively small area due to limited data availability on the middle and large scale maps (for comparison purposes the areas must cover the same spatial extent in all scales). The study area covers 3.32 cm² of the printed 1:200000 map (Table 1).

The buffer zones, using 1 and 2 mm, correspond to 200 and 400 m in reality (Fig. 1 and 2; Table 1). The relative area covered by these two buffer zones was in the range of 42 to 84 % of the total studied area. Consequently, minor errors in the delineation of polygons have a drastic effect on the precision of the map. The soil map 1:200000 gives a good overview of the pedologic conditions in Switzerland (FREI et al. 1980). Rather than giving a precise description, this map aims at giving some indications about the suitability of a particular area for certain usages. Thus, the possibilities for agricultural use as well as forest cultivation may be assessed over a larger area. Hence, a scale of 1:200000 does not allow a precise interpretation of the soil properties. Only general and rather vague information can be obtained. The studied soil map is reported to differentiate geomorphologic and pedologic entities: in total, the map has 144 units and according to their agricultural suitability and forestry use, these units are grouped into 18 different classes (FREI et al. 1980). FREI et al. (1980) used aerial photographs to divide the surface into geomorphologic units that were subsequently checked in the field. Some typical soil profiles were chosen according to their preliminary analyses and were checked in detail. The data collection in the field was optimised for a scale of 1:50000 and then generalised to 1:200000. Spatial variability of soil units is hardly taken into account and the degree of generalisation is very high (FREI et al. 1980). As a consequence, the map contains only complex polygons (100% of the studied area and also 100% of the whole of Switzerland) and no single-component mapping units can be found. The scale of this map and the subsequent size of

polygons do not allow the soil chemical, physical, biological and ecological variations to be shown. This map has therefore almost no relevance for the implementation of environmental legislation and land-use management.

Table 1. Comparison of all three scale levels with respect to the delineation error (buffer zone) of 1 and 2 mm (and subsequent area on the map) and to the area covered by complex polygons.

Properties/scale	1 : 200k	1 : 25k	1 : 5k
Squares analysed [cm ²]	3.32	124	4723
Buffer zone of 1 mm (on plotted map)			
Width of buffer zone in reality [m]	200	25	5
Average area covered by buffer zone per cm ²	42.1%	22.3%	14.7%
Standard deviation	---	9.0%	9.9%
Maximum area covered by buffer zone per cm ²	---	45.7%	51.8%
Buffer zone of 2 mm (on plotted map)			
Width of buffer zone reality [m]	400	50	10
Average area covered by buffer zone per cm ²	84.3%	44.6%	29.3%
Standard deviation	---	18.0%	19.9%
Maximum area covered by buffer zone per cm ²	---	91.3%	100%
Complex polygons (multiple-component mapping unit)			
Area covered by complex polygons	100.0%	72.4%	15.0%

Middle Scale Map – 1:25000 The area on the printed 1:25000 map covers 124 cm². A grid cell of 1 cm² on the map corresponds to 62500 m² in reality. The average length of borderline per grid cell is 560 m in the field (Table 1). The width of the buffer zone along these borderlines is 25 to 50 m, which results in an area of 13900 to 27850 m² per unit area. Although a soil map of 1:25000 is usually considered quite precise, a remarkable amount of 22 to 44 % of the mapped area can be attributed to delineation uncertainties. Also the level of generalisation is quite high as the share of complex polygons is 72% (Fig. 2). This value (72%), however, might vary considerably from area to area as lower values in other areas are possible. The chosen area was, as mentioned, entirely due to the availability of digital datasets. It

can be said, however, that assessments based on this scale (1:25000) should be regarded with caution and must be verified in the field. The production of this map was based on a detailed interpretation of aerial photos, geological-geotechnical and climate maps (EFLP 1988). Based on this information, sites were chosen for the detailed analysis of typical soil profiles and the delineation of the polygon boundaries was checked in field surveys (ground truth) using a hand-auger (EFLP 1988). The original soil map was produced at a scale of 1:10000 (data collec-

tion was optimised for this scale). The map was then reduced to the final scale of 1: 25000 as proposed by LÜSCHER (2004). In Switzerland, decisions concerning the implementation of environmental legislation are often based on this type of soil map (1:25000) because a better alternative is not available for most areas (AGROSCOPE 2010). The aim of this semi-detailed map is to allow assessments of soil quality and land use (e.g., agriculture and forestry). The map contains both an overview and important details of regional soil conditions (EFLP, 1988).

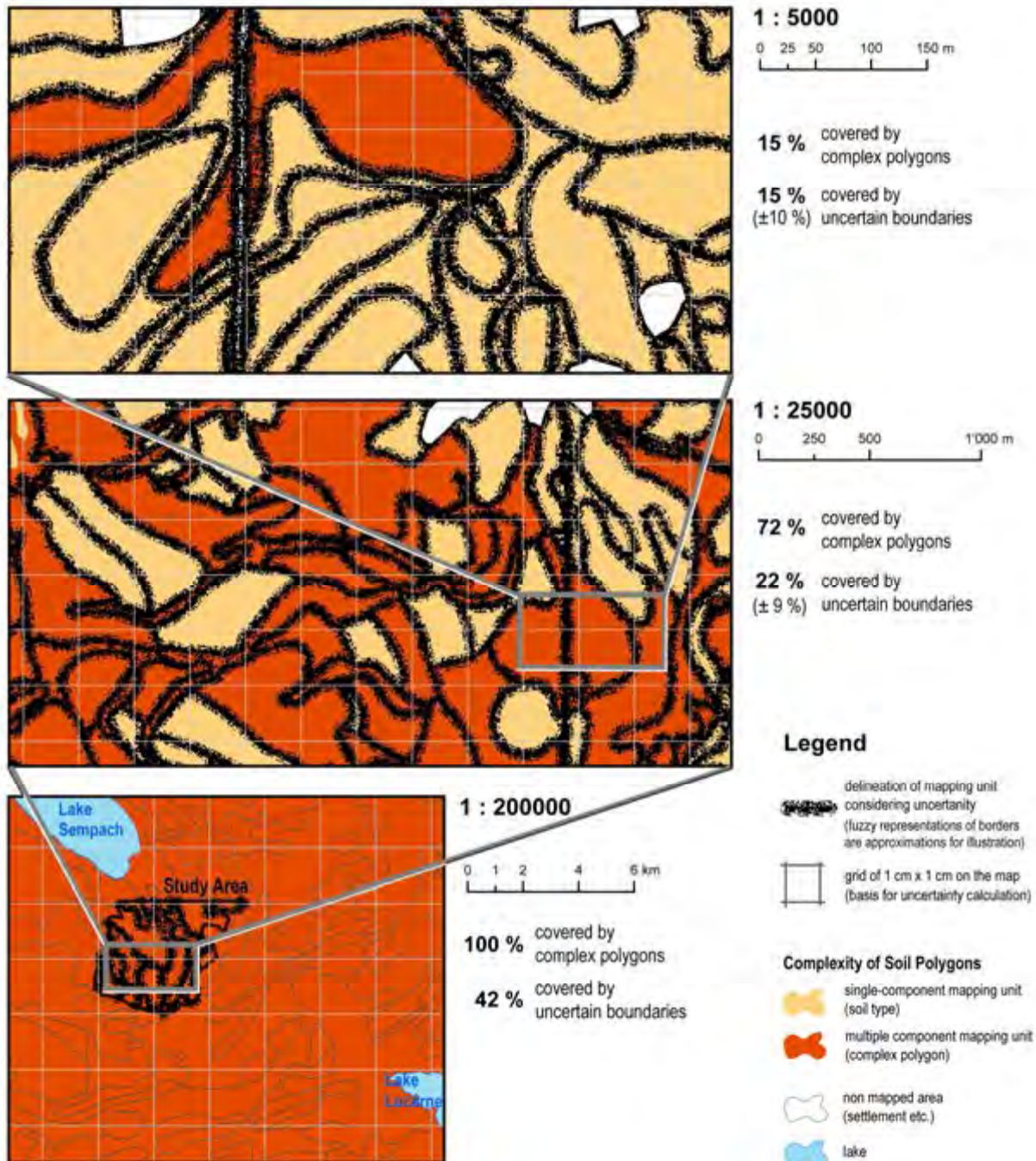


Fig. 2. Uncertainty visualisation at all three scales (1:200000; 1:25000; 1:5000). Complex polygons progressively cover the entire map.

Large Scale Map – 1:5000 The area on the printed 1:5000 map covers 4723 cm². A grid cell of 1 cm² corresponds to 2500 m². Possible errors in delineation were calculated using two buffer zones of 5 and 10 m width (i.e. 2.5 and 5 m to either side of the polygon boundary) corresponding to 1 and 2 mm on the map, respectively. Each grid cell has an average polygon boundary length of 73 m (± 49.7 m). This results in an uncertainty area of 360 to 730 m² per grid cell and corresponds to about 14.7 to 29.3% of the total area. Although the map seems to have a high spatial resolution, the uncertainties attributed to polygon delineation are still substantial. Compared to the other maps, the share of complex polygons is reduced to 15%. This means that 85% of the polygons have single-component mapping units (Fig. 2). Both types of calculations showed that the soil map with a scale of 1:5000 does not fully meet the requirements for spatial planning as it still involves considerable uncertainty and error potential (LÜSCHER, 2004). More precise maps for large areas could be made available, but only at excessive cost. Compared to the other maps, this large-scale map integrates information not only about soil properties and the soil water regime but also about risks of nutrient losses (phosphorous) that were surveyed within the context of water eutrophication (AGBA AG, 1993). Similar to the 1:25000-scale map, the data were collected by interpreting available climate maps, geological maps and aerial photographs. Based on the profile examination and the produced concept map, the delineation of the areas having the same soil properties was determined by field surveys. The level of detail represented at this scale (1:5000) is greatly increased compared to the other maps. Soil maps at this scale and level of detail are typically used for large scale spatial planning, decisions concerning land use and landscape development, soil conservation, nature protection, water protection, agricultural consulting and research (FABO 2007, LÜSCHER 2004, VOL 2009).

4. Implications for Environmental Legislation and Soil Mapping

Soil maps contribute substantially to decision making regarding land-use and environmental protection issues such as planning irrigation systems, soil reforms, use of sewage sludge, site-adapted soil management, groundwater protection, etc. (BLUM et al. 2005, HERRERO et al. 2007). Bearing this in mind, the accuracy, the level of detail and possible errors in soil maps play a decisive role for environmental legislation. For example, in Austria, 30 ha of agricultural land are lost to non-agricultural purposes every day (BLUM et al. 2005). In Switzerland, these are 8 to 9 ha every day. Annually, 0.08 – 0.13% of the

total area or 0.30 – 0.35% of the total agricultural land is lost to urbanisation (ARE 2003). This is likely to lead to a greater pressure on soils suitable for agriculture in the future. Therefore, we predict that a well-organised digital soil information system will be indispensable in the near future. As an input for soil information systems, aerial and point data for soils are essential to protect and conserve the soil and to sustain soil fertility. However, as demonstrated by our study, these methods will never be fully precise. To fill this gap, the geopedological approach in soil mapping tries to distinguish more homogeneous mapping units but is still not able to fully define and represent the variability and apparent chaotic nature of the soils (BORJENI et al. 2009). Uncertainties in data lead to uncertainties in the results of analysis (LONGLEY et al. 2005). Therefore, it is understandable that web GIS browsers (BLW 2009, FABO 2007) restrict the scale ranges of the maps. Calculations and modelling of expected error ranges could help to tackle the ambivalence between mapping cost and decision-making. Visualisation techniques representing the accuracy of a soil map may be an essential tool for such an issue.

Different and improved techniques of stratifying the landscape are needed in order to better analyse and understand the soil-forming processes and soil variability and to improve sampling and mapping approaches. At the scale of the European Union, soil-quality maps are the main input-data source in the delineation process for 'less favoured areas' (LFA), which get special financial support. However, every EU member state uses its own national soil-map resources to derive soil-quality estimates; no uniform mapping scheme or map resources exist for the whole territory. These varying national mapping concepts do not seem to affect the accuracy very much, but methodological studies comparing national practices in soil mapping are rare and analysis about the comparability of these map resources is simply missing (DOBERS et al. 2010).

5. Conclusions

We investigated scale effects on soil maps of three different scales (1:200000; 1:25000 and 1:5000) representing the same area and tried to estimate the soil classification accuracy of these three different maps based on quantifiable criteria. Our research shows that soil maps at different scales may contain non-negligible error sources and uncertainties. These errors and uncertainties may cause great financial and social losses, because they have the potential to lead to misinformed environmental policy decisions. We found that the error that can be attributed to the delineation of polygons sharply decreases with

increasing spatial resolution (scale) of the map: For the small scale map (1:200000) this error lies between 42 and 84%, while for a soil map of 1:25000 a remarkable amount of 22 to 44% of the mapped area can be attributed to delineation errors. These are rather high values. Although maps of this scale (1:25000) are usually considered to be quite precise and provide a general overview as well as important details of regional soil conditions, assessments based on these maps should be regarded with caution and must be verified in the field. As initially assumed, a higher degree of generalisation introduces more multi-component soil polygons in the map. The usefulness of multiple-component mapping units for land-use management and environmental protection is limited. The proportion of multiple-component mapping units on the total area is 100% for a scale of 1:200000 and c. 15% for a scale of 1:5000. This means that the small scale map (1:200000) consists purely of complex polygons and therefore only of aggregated information.

The content of a soil map definitely depends on its scale although the map production approach for all scales is similar. At the smaller scales the maps represent 'larger' categories (representing a broad overview of soil properties) whereas middle and large scale maps have a higher level of detail of soil characteristics (but are much more costly to produce). Soil maps with a scale of 1:5000 are, of course, much more suited as a basis for spatial planning and decision-making concerning environmental and agricultural issues.

Uncertainties due to delineation and aggregated information are, non-negligible. The discussion of scale is important not only for scientific reasons, but also because of possible financial consequences, e.g. in the context of subsidies for less-favoured areas, soil reforms, compensation etc. With this study, we clearly demonstrate that scale is crucially relevant for soil maps. Our hypotheses and calculations concerning the error ranges of different map scales should be, however, further verified with field work (FOODY 2002). Our findings can serve the community working with soil maps in research and in practice by showing that scale has a strong impact at all stages of soil mapping.

6. References

- AGBA AG (1993). Einzugsgebiet des Sempachersees, Übersichtsbodenkarte 1:5000 und 1:10000, Kantonales Amt für Umweltschutz, Luzern.
- AGROSCOPE (2010). Bodenbeurteilung, Verfügbare Bodenkarten, <<http://www.agroscope.admin.ch/systemes-cultures/02446/02478/index.html?lang=de>>.

- ARE (BUNDESAMT FÜR RAUMENTWICKLUNG) (2003). 10 Jahre Sachplan Fruchtfolgeflächen, BBL Vertrieb Publikationen, Bern.
- BEHRENS, T., H. FÖRSTER, T. SCHOLTEN, U. STEINRÜCKEN, E.-D. SPIES and M. GOLDSCHMITT (2005). Digital soil mapping using artificial neural networks, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 21-33.
- BEHRENS, T., A. ZHU, K. SCHMIDT and T. SCHOLTEN (2010) Multi-scale digital terrain analysis and feature selection for digital soil mapping, *Geoderma* 155, 175-185.
- BLUM, W.E.H., M. ENGLISCH, A. FREUDENSCHUSS, P. NELHIEBEL, H. POCK, W. SCHNEIDER, S. SCHWARZ, J. WAGNER and M. WANDL (2005). Soil survey and soil data in Austria, In: Jones, R.J.A., Housková, B., Bullock, P. and Montanarella, L. (eds): *Soil Resources of Europe*. Second edition, European Soil Bureau, Institute of Environment & Sustainability JRC Ispra, Research Report 9, pp. 47-61.
- BLW (Bundesamt für Landwirtschaft), Web-GIS Landwirtschaft [web map], <<http://www.agrigis.admin.ch/index.php?lang=de>> (retrieved: 29.11.2009).
- BORUJENI, I.E., M.H. SALEHI, N. TOOMANIAN, J. MOHAMMADI and R.M. POCH (2009). The effect of survey density on the results of geopedological approach in soil mapping: A case study in the Borujen region, Central Iran, *Catena* 79, 18-28.
- BRUNNER, J., F. JÄGGLI, J. NIEVERGELT and K. PEYER (1997). Kartieren und Beurteilen von Landwirtschaftsböden, Schriftenreihe der FAL (Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau) 24, Zürich-Reckenholz.
- BURROUGH, P.A., P.F.M. VAN GAANS and R. HOOTSMANS (1997). Continuous classification in soil survey: spatial correlation, confusion and boundaries, *Geoderma* 77, 115-135.
- DOBERS, E.S., C. AHL, and T. STUCZYNSKI (2010). Comparison of Polish and German maps of agricultural soil quality using GIS. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173 185-197.
- EFLP (Eidgenössische Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau Zürich-Reckenholz) (1988). Resultate und Erläuterungen zur Bodenkarte Blatt 1050 Luzern, Landeskarte der Schweiz 1:25.000, Zürich.
- EGLI, M., S. HÄFLIGER and M. ACHERMANN (2004). Modellierung von Bodenkarten: Ansätze zur Verbesserung der bestehenden Grundlagen, *BGS Bulletin* 27, 45-48.

- FABO (Fachstelle Bodenschutz Zürich) (2007) Bodenkartierung der Landwirtschaftsflächen des Kantons Zürich, Erläuterungen und Glossar”
<<http://www.gis.zh.ch/boka/Glossar/Glossar-Bodenkarte.htm>> (retrieved: 28.11.2009).
- FOODY, G.M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80, 185-201.
- FREI, E., U. VÖKT, R. FLÜCKIGER, H. BRUNNER and F. SCHAI (1980). Bodeneignungskarte der Schweiz, Massstab 1:200000, Grundlagen für die Raumplanung, Bundesämter für Raumplanung, Landwirtschaft und Forstwesen, EDMZ Bern.
- GOODCHILD, M., L. CHIH-CHANG and Y. LEUNG (1994). Visualizing fuzzy maps, In: Hearnshaw, H.M. and Unwin, D.J. (eds): *Visualization in Geographic Information Systems*. Chichester, England, Wiley, pp. 158-167.
- HENGL, T. (2006). Finding the right pixel size, *Computers & Geosciences* 32, 1283-1298.
- HENGL, T. (2009) A practical guide to geostatistical mapping, 2nd Ed. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- HERRERO, J., D.A. ROBINSON and J. NOGUÉS (2007). A regional soil survey approach for upgrading from flood to sprinkler irrigation in a semi-arid environment, *Agricultural Water Management* 93, 145-152.
- HODZA, P. (2010). Fuzzy logic and differences between interpretive soil maps, *Geoderma* 156, 189-199.
- JACOBSON, A.R., R. MILITELLO and P.C. BAVEYE (2009). Development of computer-assisted virtual field trips to support multidisciplinary learning, *IComputers & Education* 52, 571-580.
- KHEIR, R.B., P.K. BØCHER, M.B. GREVE and M.H. GREVE (2010). The application of GIS based decision-tree models for generating the spatial distribution of hydromorphic organic landscapes in relation to digital terrain data. *Hydrology and Earth System Sciences* 14, 847-857.
- KYRIAKIDIS, P.C., and J.L. DUNGAN (2001). A geostatistical approach for mapping thematic classification accuracy and evaluating the impact of inaccurate spatial data on ecological model predictions. *Environmental and Ecological Statistics* 8, 311-330.
- LI W., C. ZHANG, J.E. BURT, A.-X. ZHU and J. FEYEN (2004). Two-dimension Markov chain simulation of soil type spatial distribution, *Soil Science Society of America Journal* 68, 1479-1490.
- LONGLEY, P.A., M.F. GOODCHILD, D.J. MAGUIRE, D.W. RHIND (2005). *Geographical Information Systems and Science*, 2nd. Edition, John Wiley & Sons, Ltd., West Sussex, England.
- LÜSCHER, C. (2004). *Bodendaten – ein Werkzeug für Planung, Nutzung und Schutz des Lebensraumes Boden*, BGS und BUWAL, Bern.
- MACEACHREN, A.M. (1992). Visualizing uncertain information. *Cartographic Perspectives* 13, 10-19.
- MCBRATNEY, A.B., M.L. MENDONÇA SANTOS, and B. MINASNY, (2003). On digital soil mapping, *Geoderma* 117, 3-52.
- MONMONIER, M. (1991). *How to lie with maps?* The University of Chicago Press, Chicago and London.
- MOURIER, B., C. WALTER and P. MEROT (2008). Soil distribution in valleys according to stream order, *Catena* 72, 395-404.
- OLIVER, M. (2001). Determining the spatial scale of variation in environmental properties using the variogram, In: TATE, N.J. and ATKINSON, P.M. (eds): *Modelling Scale in Geographical Information Science*. Chapter 11, Wiley, Chichester, pp. 193-204.
- ORVEDAL, A.C., M. BALDWIN and A.J. VESSEL (1949). *Soil Classification and Soil Maps: Compiled Maps*, *Soil Science* 67, 177-182.
- ROBINSON, V.B. (2008). Fuzzy Classification and Mapping, In: WILSON, J.P. and FOTHERINGHAM, A.S. (eds): *The Handbook of Geographic Information Science*, Chapter 14, Wiley, Chichester, pp. 259-272.
- TOGNINA G. (2004). *Hilfsmittel Bodeninformationssystem und Bodenkarte: Methodik, Realisierbarkeit, Anwendungspotential am Beispiel eines Gebirgskantons*, BGS Bulletin 27, 49-56.
- UWE (Umwelt und Energie, Kanton Luzern) (2010). *Konzept Bodenkartierung Sursee*, Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement, Luzern.
- VOL (Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Bern) (2009) *Bodenbericht 2009*, Bern.

Machbarkeitsstudie Kartierung beitragender Flächen – Problem fehlender Bodendaten

Volker Prasuhn¹, Nadine Konz¹, Christian Stamm² und Martin Frey²

¹Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8046 Zürich

²Eawag, CH-8060 Dübendorf

Zusammenfassung

Sedimenteinträge durch Erosion sowie Abschwemmungen von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen aus der Landwirtschaft belasten unsere Gewässer. Verschiedene Feldstudien weisen darauf hin, dass die Flächen, von denen diese Einträge stammen, räumlich begrenzt sind. Insbesondere Phosphor, Pflanzenschutzmittel und Sedimente gelangen vorwiegend durch schnelle Abflussprozesse auf einem geringen Anteil der landwirtschaftlichen Fläche in die Gewässer. Diese sogenannten beitragenden Flächen betragen im Schnitt etwa 20% der Gesamtfläche. Um beitragende Flächen zu identifizieren, stehen verschiedene Werkzeuge zur Verfügung. Wir haben einige davon auf vier Betrieben getestet. Insbesondere die Identifikation von Flächen, die zur Erosion beitragen, wurde von den Landwirten als realistisch eingeschätzt. Beitragende Flächen für Erosion und Abschwemmung sind oft nicht deckungsgleich. Die Identifikation von beitragenden Flächen wird limitiert durch die begrenzten räumlichen Bodeninformationen. In der Schweiz stehen nur für wenige Gebiete Bodeninformationen mit genügend hoher Auflösung zur Verfügung.

Abstract: Identification of areas contributing disproportionately to water pollution – problem of missing soil data

Input into streams due to erosion and runoff of pesticides and nutrients from agricultural fields pose a threat to our water bodies. Field studies indicate that these losses originate from limited parts of a given catchment. This holds especially for fine sediments, pesticides and phosphorus, which are mainly transported by fast flow processes that are generated only on certain locations. These critical source areas (CSAs) seem to cover in many cases about 20% of the total area. For identifying CSA in space, several tools are available. We have tested some of them on four different test farms. The risk areas for erosion agreed well with the field experience of the local farmers. The risk areas for runoff and erosion were in many situations not overlapping. Identifying risk areas in Switzerland is in many situations severely hampered by the coarse soil maps, which are available.

Keywords: critical source area, water pollution, digital soil map, soil erosion

1. Einleitung

Nähr- und Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Gewässer sind als sogenannte diffuse Quellen eine der Hauptbelastungsquellen unserer Gewässer (PRASUHN and SIEBER 2005). Zur Verminderung diffuser Stoffeinträge sind Massnahmen notwendig, die einerseits möglichst wirkungsvoll sind, andererseits aber auch möglichst geringe Kosten verursachen und die landwirtschaftliche Produktivität wenig einschränken. Aus zahlreichen Feldstudien ist inzwischen bekannt, dass meist nur ein kleiner Teil der landwirtschaftlich genutzten Fläche massgeblich für die diffusen Stoffverluste verantwortlich ist (sogenannte hot spots). Sie werden auch als „critical source areas“, „contributing areas“ oder „hydrologically sensitive areas“ bezeichnet. Flächen gelten dann als beitragende Flächen, wenn sie a) hydrologisch aktiv sind, b) mit dem Gewässernetz verbunden sind und c) eine entsprechende Stoff-

quelle (Phosphor, Pflanzenschutzmittel, Sediment) vorhanden ist. Gelingt es, diese Flächen eindeutig zu identifizieren, könnten Massnahmen gezielt auf diesen Flächen veranlasst werden. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) haben wir abgeschätzt, ob das Konzept der beitragenden Flächen in der Schweiz flächendeckend einsetzbar ist. Dazu wurde zunächst in einer Literaturrecherche aufgezeigt, welche Werkzeuge oder einfache Modelle bereits vorhanden sind und wie gut deren Vorhersagegüte ist. Anschliessend wurden einige vielversprechende Werkzeuge ausgewählt und ihr Anwendung in vier Beispielsbetrieben getestet (FREY et al. 2011a, b). Dabei wurde eruiert, welche Grundlagendaten benötigt werden. In einem weiteren Schritt wurde abgeklärt, ob diese Grundlagendaten flächendeckend in der Schweiz verfügbar sind (FREY et al. 2010). Dabei hat sich gezeigt, dass

vor allem Bodendaten nicht in hinreichender Güte zur Verfügung stehen. Im Folgenden soll eine Zusammenstellung über die verfügbaren Bodendaten in der Schweiz, die für die Ermittlung von beitragenden Flächen hilfreich sein könnten, gegeben werden.

2. Machbarkeit der Kartierung beitragender Flächen

Am besten wissenschaftlich abgesichert ist das Konzept der beitragenden Flächen bei der Erosion, bei der die Verluste nach Regenereignissen noch gut zu erkennen sind. Mit der neuen Erosionsrisikokarte (ERK2) liegt eine entsprechende Karte für die Landwirtschaftliche Nutzfläche LN der Schweiz vor (GISLER et al. 2011a, b). Bei Phosphor ist dieses Konzept vor allem im Ausland weit verbreitet (z.B. P-Index), wird jedoch nur durch wenige Messdaten bestätigt. Weit weniger Daten liegen für Pflanzenschutzmittel vor. Nicht geeignet ist das Konzept für Stickstoff. Aus wissenschaftlicher Sicht ist die Machbarkeit der Kartierung beitragender Flächen gegeben, auch wenn es für die Schweiz noch einiger Anpassungen bestehender Tools bedarf (vgl. FREY et al. 2010).

Für die Umsetzung der verschiedenen Konzepte zur Ausscheidung beitragender Flächen für Erosion, Phosphor und Pflanzenschutzmittel werden ähnliche Grundlagendaten benötigt. Mit dem digitalen Höhenmodell DTM-AV im 2x2-Meter-Raster liegt für die Reliefdaten (Hangneigung, -länge, -form) ein optimaler Datensatz vor. Für das Gewässer- und Strassennetz liegt mit Vector25 ebenfalls ein guter Datensatz vor, der mit Hilfe des DTM-AV noch verfeinert werden kann und aus dem dann der Gewässeranschluss abgeleitet werden kann. Über Drainagen liegen nur vereinzelt digitale Karten oder andere Informationen vor. Hier besteht für die flächendeckende Erhebung noch Handlungsbedarf. Zur Landnutzung und allfälligen Klimadaten liegen ebenfalls gute Daten vor. Gute Bodendaten sind vor allem für Tools zur Ermittlung der beitragenden Flächen von Phosphor und Pflanzenschutzmitteln unabdingbar. Hier besteht das grösste Defizit für die flächenhafte Anwendung der entsprechenden Tools. Die Machbarkeit der Kartierung beitragender Flächen wird dadurch am meisten beeinträchtigt.

3. Verfügbare Bodenkarten

Schweizweit existiert nur die Bodeneignungskarte 1:200'000 digital und analog mit zugehörigem Erläuterungsbericht. Die Bodeneignungskarte ist jedoch keine Bodenkarte im eigentlichen Sinn, da auf der Basis von Relief, Höhe und Geologie für sogenannte physiogeographische Einheiten das Vorkommen der Bodentypen geschätzt wurde. Eine solche Bodenhypothesenkarte in diesem

Massstab ist für das Konzept der beitragenden Flächen weder von der räumlichen Auflösung noch von der inhaltlichen Qualität ausreichend. Detaillierte Bodenkarten existieren nur vereinzelt.

Eine flächendeckende, grossmassstäbige (1:5'000 - 1:10'000) Bodenkarte gibt es in der Schweiz nicht. Auch eine aktuelle Übersicht, welche Bodendaten in der Schweiz digital oder analog existieren, liegt zur Zeit nicht vor. Daher mussten für das vorliegende Projekt wie auch für das Projekt zur Erstellung der Erosionsrisikokarte (PRASUHN et al. 2011) alle Kantone angefragt werden, ob und welche Bodendaten vorliegen und ob und wie sie zu beziehen sind. Die folgende Darstellung der vorhandenen Bodenkarten ist deshalb als ein vorläufiger Zwischenstand zu betrachten. Mit der im Aufbau begriffenen Bodendatenbank NABODAT sollen aber ab Ende 2011 alle vorhandenen Boden-Punkt- und voraussichtlich ab 2012/13 alle digitalen Bodenflächendaten (Bodenkarten) zentral verwaltet und gepflegt werden. Die Aufarbeitung und Migration analoger Bodenkarten der Kantone sowie die Harmonisierung der vorhandenen digitalen Bodendaten und die Integration in NABODAT wird 3 bis 5 Jahre beanspruchen. Die Datenbank wird die Erfassung und Verwaltung von Bodendaten aus unterschiedlichsten Projekten von Profildaten über Daten der Bodendauerbeobachtung bis zu Messdaten, die im Rahmen einer UVP erhoben wurden, abdecken. Bei der Erstellung des Datenmodells profitiert NABODAT u.a. von den wertvollen Vorarbeiten der kantonalen BODAT-Gruppe und des Projektes Bodeninformation Schweiz BI-CH der BGS.

In Tabelle 1 sind die vorhandenen digitalen Bodenkarten und ihr Flächenanteil an der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) nach Kantonen, die für die Erstellung der Erosionsrisikokarte der Schweiz erhoben wurden (GISLER et al. 2010), zusammengestellt. Rund 30% der für die Erosionsrisikokarte berechneten Fläche sind durch detaillierte Bodendaten abgedeckt, womit dort verbesserte Grundlagendaten gegenüber der Karte im Massstab 1:200'000 zur Verfügung stehen. Allerdings liegen nur knapp 12% im Massstab 1:5'000 vor.

Zusätzlich zu den aufgeführten Daten existiert im Rhonetal (VS) eine neue Bodenkarte im Massstab 1:10'000 für rund 6'000 ha, die aber noch nicht zur Verfügung gestellt werden konnte. Zudem werden im Kanton Luzern derzeit rund 10'000 ha neu im Massstab 1:5'000 kartiert. In verschiedenen Kantonen existieren weiterhin vereinzelt digitale Bodenkarten, die aber nicht vektorisiert oder ausreichend attributisiert sind (z.B. Kt. AG).

Tab 1: Zusammenstellung der für die Erosionsrisikokarte zur Verfügung gestellten kantonalen digitalen Bodenkarten. Zusätzlich wurde die Bodenkarte des Kt. VD aufgenommen, welche für die Erosionsrisikokarte zwar vorlag, aber dort noch nicht genutzt werden konnte.

Kanton	Massstab	Fläche der Bodendaten (ha)	Fläche in Erosionsrisikokarte (ha)	Anteil an gesamter LN in %
AG	5'000	1'683	1'428	
BL/BS	5'000	21'732	17'890	
GL	5'000	990	990	
LU	5'000	5'809	4'011	
SO	5'000	18'473	9'020	
ZG	5'000	10'580	8'782	
ZH	5'000	76'058	64'080	
Total 5'000		135'329	106'203	12.0
LU	10'000	4'611	3'925	
SG	10'000	45'761	35'469	
Total 10'000		50'373	39'395	4.4
LU	25'000	27'928	17'307	
VD	25'000	92'881	52'424	
Total 25'000		120'809	69'732	7.9
TG	50'000	66'087	44'396	
GE	50'000	17'268	11'261	
Total 50'000		83'356	55'658	6.3
Total		389'868	270'989	30.6
Gesamte LN			886'661	

Neben digitalen Bodenkarten gibt es zahlreiche analoge Bodenkarten in verschiedenen Massstäben, sowie analoge oder digitale Punktdaten aus Bodenprofilblättern oder Bohrstockansprachen. Derzeit wird das ART-Bodenarchiv inventarisiert, um die vorhandenen analogen Bodendaten von über vier Jahrzehnten den Kantonen zur Verfügung stellen zu können. Dieses Archiv enthält rund 14'000 Profilblätter, die bis 1996 erstellt wurden (Aufhebung der Bodenkartierung an der damaligen FAL/FAP). Von diesem Bestand sind inzwischen auf Basis georeferenzierter Bodenkarten die Lage von 10'400 Profilen bestimmt worden. Zudem liegen rund 1'000 Karten im Massstab 1:1'000 bis 1:10'000 vor, von denen ca. 400 georeferenziert und weniger als 40 digitalisiert sind. Nach einer Zusammenstellung der BGS gibt es weiterhin rund 2'000 Profilblätter an der WSL, 2'250 an Hochschulen und Fachhochschulen und 1'650 in den Kantonen. Von der Bodenkarte 1:25'000 existieren 14 Kartenblätter, nur wenige davon digital und vollständig attributisiert.

Aus den Unterlagen von ART wurde abgeschätzt, wie viele analoge Bodenkarten zusätzlich zu den bereits vorhandenen digitalen Bodenkarten vorliegen. Die Zusammenstellung in Tabelle 2 liefert Grössenordnungen, da nicht immer eindeutig zu erkennen war, ob es sich um zusätzliche Karten handelt, wie gross der Waldanteil ist und welche Fläche inzwischen versiegelt ist. Weiterhin ist

unklar, ob, wo und was für Bodendaten zusätzlich existieren. Es ist anzunehmen, dass im Rahmen von Meliorationen, Gutachten, Forschungsprojekten etc. weitere grossmassstäbige digitale oder analoge Bodenkarten von kleineren Gebieten erstellt wurden.

Tab. 2: Zusammenstellung bestehender digitaler und analoger Bodenkarte für die LN der Schweiz (Abschätzung, grob gerundete Werte).

Massstab	LN digitale Boden-	LN analoge Boden-	LN total Boden-
	karten	karten	karten
	(ha)	(ha)	(ha)
1:5'000	120'000	65'000	185'000
1:10'000	45'000	10'000	55'000
1:25'000	70'000	60'000	130'000
Total	235'000	135'000	370'000

4. Bedarf an Bodenkarten

Geht man davon aus, dass mit dem NABODAT-Verbund (Bund und Kantone) über die nächsten Jahre die meisten analog vorliegenden Bodenkarten digitalisiert werden, kann man abschätzen, über welchen Datenbestand bis ins Jahr 2015/16 sowohl für die gesamte LN wie auch für das Talgebiet zu rechnen ist. 2009 betrug die LN der Schweiz 1'055'684 ha (ohne Sömmerung). Davon

lagen 61% (rund 645'000 ha) im Talgebiet (Talzone - Hugelzone) und 39% (rund 410'000 ha) in den Bergzonen I-V. Werden die 65'000 ha analoge Karten im Massstab 1:5'000 noch digitalisiert, liegen für knapp 30% der LN des Talgebietes sehr gute Bodeninformationen vor (Tabelle 3), wenn man davon ausgeht, dass fast alle Bodenkarten im Talgebiet liegen. Beruckichtigt man zusätzlich noch sämtliche Karten im Massstab 1:10'000 und 1:25'000, sind bis 2015/16 für 57% der LN des Talgebietes Bodeninformationen vorhanden. Die entsprechenden Prozentzahlen für die gesamte LN sind 11%, 18% bzw. 35%.

Diese flächenhaften Daten beinhalten auch Profildaten. Die Digitalisierung der Bodenprofilblatter

wurde inzwischen durch die Bundesämter BAFU/BLW/ARE in die Wege geleitet. Die Profilblatter aus unterschiedlichen Zeitperioden müssen auf den aktuellsten Datenschlüssel übersetzt und nach dem Datenmodell von NABODAT digitalisiert werden. Zurzeit digitalisiert z.B. der Kanton Waadt rund 20'000 Bohrstockdaten und der Kanton Bern rund 2'500 Profilblatter. Auch in anderen Kantonen sind entsprechende Aktivitäten geplant oder am Laufen. Es wird damit gerechnet, dass mit den derzeit vorhandenen personellen Ressourcen in 3-5 Jahren ca. 10'000 Profilblatter und die zugehörigen Bodenkarten digitalisiert sein werden.

Tab. 3: Überblick über die digital und gesamthaft vorhandenen, detaillierteren Bodenkarten der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN).

	LN Talgebiet (ha)	(%)	LN total (ha)	(%)
Fläche	645'000	100	1'055'000	100
Bodenkarten 1:5'000 digital	120'000	19	120'000	11
Bodenkarten 1:5'000 digital + analog	185'000	29	185'000	18
Bodenkarten total 1:5'000-1:25'000	370'000	57	370'000	35

Eine Übersicht über die geographische Lage der Bodenprofile zeigt, dass über die ganze LN der Schweiz verteilt mit Bodenprofildaten zu rechnen ist. Teilweise gibt es an diesen Orten auch schon eine digitale Bodenkarte. Es ist davon auszugehen, dass an den meisten Orten, an denen es Bodenprofildaten gibt, es auch analoge Bodenkarten gibt. Insofern liefern die Bodenprofilblatter keine zusätzlichen Punkte bzw. Flächen zu den in der Tabelle aufgeführten analogen Bodenkarten (aber natürlich zusätzliche Bodeninformationen für diese Karten).

5. Fazit

Sollen für die Ausscheidung beitragender Flächen für die gesamte LN im Talgebiet in Zukunft Modellvorhersagen erarbeitet werden, liegen für die meisten Einflussfakten gute bis exzellente Grundlagendaten vor. Zieht man zudem die laufenden Aktivitäten zur Erstellung digitaler Grundbuchplane bis 2015 in Betracht, zeigt sich, dass das wesentliche Defizit im Bereich der Bodeninformation besteht. Trotz der Aktivitäten von NABODAT werden auch nach 2016 kaum für mehr als 30% der LN im Talgebiet eine Bodenkarte mit genügender Auflösung (1:5'000 bis 1:10'000) vorliegen. In diesem Bereich wird daher auch zukünftig ein grosses Defizit bestehen, wenn keine aktiven Massnahmen eingeleitet werden.

6. Literatur

FREY, M., N. KONZ, C. STAMM und V. PRASUHN (2010): Machbarkeitsstudie Kartierung

beitragender Flächen. Studie im Auftrag des BAFU. EAWAG und ART, 43 S.

FREY, M., N. KONZ, C. STAMM und V. PRASUHN (2011a): Identifizierung von Flächen, die überproportional zur Gewässerbelastung beitragen. *Agrarforschung Schweiz* 2 (4): 156-161.

FREY, M., N. KONZ, C. STAMM et V. PRASUHN (2011b): Identification des surfaces qui contribuent d'emesurement à la pollution des eaux. *Recherche Agronomique Suisse* 2 (4), 156-161.

GISLER, S., H.P. LINIGER und V. PRASUHN (2010): Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz im 2x2-Meter-Raster (ERK2). CDE Universität Bern und ART Zürich-Reckenholz, 113 S.

GISLER, S., H.P. LINIGER und V. PRASUHN (2011a): Erosionsrisikokarte im 2x2-Meter-Raster (ERK2). *Agrarforschung Schweiz* 2 (4), 142-147.

GISLER, S., H.P. LINIGER und V. PRASUHN (2011b): Carte à haute résolution du risque d'erosion au raster 2x2 m (CRE2). *Recherche Agronomique Suisse* 2 (4), 148-155.

PRASUHN, V. and U. SIEBER (2005): Changes in diffuse phosphorus and nitrogen inputs into surface waters in the Rhine watershed in Switzerland. *Aquatic Science* 67, 363-371.

PRASUHN, V., H.P. LINIGER und S. GISLER (2011): Die hochaufgelöste Erosionsrisikokarte ERK2 als Hilfsmittel für den Vollzug. *Bulletin BGS* 32, 75-80 (dieser Band).

Die hoch aufgelöste Erosionsrisikokarte ERK2 als Hilfsmittel für den Vollzug

Volker Prasuhn¹, Hanspeter Liniger², Simon Gisler²

¹ Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8046 Zürich

² Centre for Development and Environment CDE Universität Bern, CH-3012 Bern

Zusammenfassung

Die hoch aufgelöste Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz (ERK2) zeigt das potentielle Erosionsrisiko aufgrund der Standortfaktoren Relief, Boden und Niederschlag – unabhängig von der jeweiligen Nutzung und Bewirtschaftung. Stark erosionsgefährdete Bereiche innerhalb einer Parzelle oder eines Hanges wie beispielsweise Talwege können in der Karte gut identifiziert werden. Insgesamt wurden 44% der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Talgebiet auf der Basis eines 2x2-Meter-Rasters als potentiell erosionsgefährdet klassiert. Allerdings werden 38% aller Flächen im Talgebiet als Dauergrünland genutzt und haben insofern kein reales Erosionsrisiko. Mit der ERK2 liegt nun eine für die ganze Schweiz einheitliche Grundlage zur Beurteilung des potentiellen Erosionsrisikos auf der Skala Parzelle vor. Sie erlaubt, dass Landwirte und die kantonale Beratung Flächen mit potentiell Erosionsrisiko frühzeitig wahrnehmen, gemeinsam vor Ort beurteilen und allfällige Massnahmen planen können. Eine Überprüfung des modellierten Erosionsrisikos im Feld bleibt aber unumgänglich.

Die Erfassung der Erodibilität des Bodens (K-Faktor) wird in diesem Paper ausführlich beschrieben.

Abstract: Erosion risk map in a 2x2-meter grid (ERM2)

The high-resolution erosion risk map (ERM2) of Switzerland's utilised agricultural area shows potential erosion risk based on the locational factors of relief, soil and precipitation – irrespective of particular land use (arable land, permanent grassland or vines) or crop management. Areas at high risk of erosion within a plot or on a hillside, such as talwegs for example, are easy to identify on the map. Altogether, 44% of the utilised agricultural area in the valley region was classified as a potential erosion risk on the basis of a 2x2-meter grid. 38% of all the land in the valley region is used as permanent grassland, however, and to this extent poses no real erosion risk. ERM2 now provides a standard basis for assessing the potential erosion risk on plot scale for the whole of Switzerland. It enables farmers and cantonal advisors to identify in advance the land at risk of potential erosion, assess it jointly *in situ* and plan the requisite action. It remains essential, however, to carry out a field inspection of the erosion risk modelled. The evaluation of soil erodibility factor (K) will be presented in this paper.

Keywords: soil erosion, erodibility, erosion risk map, soil map, modeling

1. Einleitung

Bodenerosion auf Ackerflächen ist spätestens seit den Untersuchungen von MOSIMANN et al. (1990) im Rahmen des nationalen Forschungsprogramms Boden (NFP22) in der Schweiz von Öffentlichkeit und Politik wahrgenommen und als Problem erkannt worden. Seither wurde mehrfach versucht, das Ausmass und die räumliche Verbreitung von Bodenerosion flächenhaft für die ganze Schweiz zu modellieren (PRASUHN und SCHAUB 1996, PRASUHN et al. 2007). Die vorhandenen Grundlagendaten und Modelle erlaubten damals aber nur grobe Übersichtskarten, die für den Vollzug ungeeignet sind. Das hoch aufgelöste digitale Höhenmodell DTM-AV, andere digitale Grundlagendaten wie Vector25 und di-

verse digitale Bodenkarten sowie das frei verfügbare Erosionsmodell AVErosion erlauben nun eine Erosionsmodellierung, die auf Parzellenebene einsetzbar und damit als Hilfsmittel für den Vollzug geeignet ist. Die Karten sind inzwischen über die Homepage des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) öffentlich verfügbar (<http://www.agri-gis.admin.ch>). Das methodische Vorgehen wurde ausführlich in GISLER et al. (2010) und PRASUHN et al. (2011a, b) dokumentiert.

Im Folgenden wird vor allem auf die verwendeten Bodenkarten und die Berechnung der Erodibilität eingegangen.

2. Methodik

Für die Berechnung des potentiellen Bodenabtrags wurde die Software AVErosion 1.0, eine frei verfügbare Extension für das ESRI GIS-Programm ArcView 3.x, verwendet (SCHÄUBLE 2005). AVErosion berechnet auf Basis der „Modified Universal Soil Loss Equation“ (MUSLE) bzw. der „Allgemeinen Bodenabtragsgleichung“ (ABAG) den langjährigen mittleren Bodenabtrag (A) aus der Multiplikation der Faktoren:

R = Niederschlagserosivität
K = Bodenerodierbarkeitsfaktor
L = Grösse des Einzugsgebietes
S = Hangneigungsfaktor
C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor
P = Erosionsschutzfaktor

Bei AVErosion erfolgt die Berechnung der Reliefaktoren (L und S) in Einzugsgebietsdimension, das heisst unter Einbezug von Nachbarschaftsbeziehungen aller 2x2-Meter-Rasterzellen und unter Berücksichtigung von Hangrichtungswechseln (SCHÄUBLE 1999). Sie beruht auf dem „Unit Contributing Area Concept“ und verwendet „Multiple-flow-Algorithmen“, im Gegensatz zur klassischen USLE, die auf dem „Regular Slope Concept“ beruht und „Single-flow-Algorithmen“ verwendet. Dadurch werden die Fliesswege des Wassers in Geländemulden (Talwege) besser abgebildet. AVErosion benötigt fünf Eingabedatensätze:

- Schlagraster (Berechnungseinheit)
- Digitales Höhenmodell
- Raster mit den R-Faktordaten
- Raster mit den K-Faktordaten
- Raster mit den C-Faktordaten.

Das Schlagraster gibt die zu berechnende Fläche vor. Für die ERK2 wurden Feldblöcke verwendet. Ein Feldblock ist eine zusammenhängende landwirtschaftlich genutzte Fläche, die von relativ stabilen, in der Natur erkennbaren Aussengrenzen (zum Beispiel Wald, Strassen, Siedlungsflächen, Gewässer) umgeben ist. Ein Feldblock kann durch einen oder mehrere Landwirte bewirtschaftet werden. Er kann also mehrere Anbauparzellen oder auch Grundbuchparzellen beinhalten sowie unterschiedliche Nutzungsarten (Ackerland/Dauergrünland/Reben oder verschiedene Ackerkulturen) kombinieren. Ein Feldblock stellt eine Art geschlossenes hydrologisches Einzugsgebiet dar, in dem alle Rasterzellen innerhalb des Feldblockes hydrologisch verbunden sein können (sofern das Gefälle dies ermöglicht) und sich somit bezüglich Erosion beeinflussen können. Andere Feldblöcke oder Flächen ausserhalb eines Feldblockes können die Wasserflüsse und Erosion innerhalb des Feldblockes

nicht beeinflussen. Ein Fremdwasserzufluss ist im Modell also nicht möglich. Als Mindestgrösse für einen Feldblock wurden 25 Aren festgelegt (Ausnahme: Reben). Flächen, welche dieses Mindestmass unterschritten, wurden eliminiert und somit von der Berechnung ausgeschlossen.

Die Feldblöcke wurden für die ganze Schweiz einheitlich aus der Karte Vector25 erstellt. Der Datensatz Vector25 ist das digitale Landschaftsmodell der Schweiz und wird aus der Pixelkarte der 1:25'000er Landeskarte und hinzugezogenen fotogrammetrisch ausgewerteten Daten erstellt. Eine Trennung von Ackerland und Dauergrünland ist mit den derzeit verfügbaren digitalen Datensätzen allerdings nicht möglich. Insgesamt wurden 180 920 Feldblöcke ausgeschieden. Der Mittelwert der Feldblockgrösse beträgt 5,0 ha, der Median 2,4 ha.

Das verwendete Höhenmodell DTM-AV ist das Digitale Terrainmodell der amtlichen Vermessung (swisstopo). Es wurde zwischen 2000 und 2007 mittels „Airborne Laser Scanning“ erhoben. Aus den Rohdaten (Punktdateien) wurde ein Gittermodell mit 2x2-m-Raster interpoliert. Die Genauigkeit liegt im offenen Gelände bei ± 50 cm. Das DTM-AV deckt die ganze Schweiz bis zu einer Höhe von 2000 m. ü. M. ab. Das Höhenmodell bildet die Grundlage für die Berechnung der Reliefaktoren L und S des Erosionsmodells und gibt die Rasterzellengrösse vor. Durch die hohe Auflösung ermöglicht es eine sehr gute Abbildung erosionsrelevanter, kleinräumiger Strukturen wie Geländemulden oder -stufen.

Bodenerodibilität (K-Faktorkarte)

Bodeneignungskarte 1:200'000

Als Grundlage für die K-Faktor-Rasterkarte diente die schweizweite K-Faktorkarte von FRIEDLI (2006). Diese Karte ist im Hektarraster über die ganze Schweiz verfügbar. Sie zeigt die Bodenerodibilität der verschiedenen Böden, eingeteilt in fünf K-Faktorklassen (Tab. 1). Die Grundlage dieser Karte bildet die digitale Bodeneignungskarte der Schweiz 1:200'000 (BEK200), ergänzt mit Bodenkarten 1:25'000. Aus den Beschreibungen dieser Karten wurden die Böden anhand von Merkmalen wie „Skelettgehalt“, „Formelement der Landschaft“, „Wassergehalt“ und Angaben zur Textur in verschiedene Klassen der Bodenerodierbarkeit eingeteilt. Diesen Klassen wurde dann jeweils ein mittlerer K-Faktorwert zugeteilt. Das K-Faktorspektrum reicht von 0,15-0,55 (vgl. Tab. 1). Weitere Informationen zur Herstellung dieser Karte und eine Abbildung finden sich in PRASUHN et al. (2010).

Tabelle 1: Verwendete K-Faktoren für die Erodibilitätsklassen in der BEK200.

Qualitative Klasse	Wertebereich (kg*h*N ⁻¹ *m ⁻²)	Mittelwert (kg*h*N ⁻¹ *m ⁻²)
sehr gering	0,11 – 0,20	0,15
gering	0,21 – 0,30	0,25
mittel	0,31 – 0,40	0,35
hoch	0,41 – 0,50	0,45
sehr hoch	0,51 – 0,60	0,55

Detailliertere Bodenkarten der Kantone

Da der Informationsgehalt der Karte im Massstab 1:200'000 die Realität stark abstrahiert, wurden für die ERK2 detailliertere Bodenkarten gesucht. Einzelne Kantone haben Bodenkarten in Massstäben von 1:5'000 bis 1:50'000 in digitaler Form erstellt. Um die Informationen aus den Karten in einen quantifizierbaren K-Faktor umzuwandeln, wurde folgendes Vorgehen gewählt: In Deutschland regelt die DIN 19708 (2005), wie der K-Faktor aus Bodendaten zu bestimmen ist, ohne aufwändige Spezialanalysen durchführen zu müssen. Die Berechnung des K-Faktors beruht nach dieser Norm auf den Angaben zu Textur (Kb, Feinerdekorngung), Skelettgehalt (Ks) und Humusgehalt (Kh). Diese drei Faktoren werden miteinander multipliziert und ergeben als Resultat den Bodenerodibilitätsfaktor (K-Faktor) für einen bestimmten Boden ($K=Kb*Kh*Ks$). Diese drei Angaben wurden in den Attributtabelle der digitalen Bodenkarten der Kantone gesucht. Da nahezu alle Bodenkarten unterschiedliche Angaben zu den drei Parametern hatten, musste für jede Bodenkarte ein separater Übersetzungsschlüssel entwickelt werden.

Textur (Kb, Feinerdekorngung)

Die schweizerische Einteilung der Bodentextur teilt jeden Boden anhand seiner Zusammensetzung aus Ton, Schluff und Sand einer von 10 (ältere Bodenkarten) bzw. 13 Bodenartentypen zu. Die deutsche Einteilung ist wesentlich differenzierter und weist 40 Bodenartentypen auf. Somit musste anhand des Körnungsverhältnisses (Anteil Ton, Schluff, Sand) des Oberbodens die Schweizer Einteilung mit der Deutschen Einteilung annäherungsweise verbunden werden. Nun konnte aus den Tabellen der DIN 19708 für jeden der 10 bzw. 13 Bodenarten ein entsprechender Kb-Wert entnommen werden (Tab. 2). Falls es Mischformen in den Bodenangaben gab (z.B. Lehm-sandiger Lehm) wurden die zwei Werte pauschal mit dem Verhältnis 60:40 verrechnet und der resultierende Zahlenwert übernommen. Der Kb-Wert dient als Ausgangslage für die Berechnung des K-Faktors und war die minimale Anforderung an die digitalen Bodenkarten.

Tabelle 2: Bodenart nach Schweizer Klassierung und zugehörige Kb-Werte abgeleitet aus DIN 19708.

Nr.	Bodenart	Ton	Schluff	Kb-Wert
9	T	>50	<50	0,06
8	IT	50-40	<50	0,09
1	S	<5	>15	0,13
3	IS	10-5	<50	0,18
7	tL	40-30	<50	0,20
4	IrS	15-10	<50	0,24
6	L	30-20	<50	0,25
13	tU	50-30	>50	0,25
5	sL	20-15	<50	0,30
2	uS	<5	15-50	0,35
12	IU	30-10	>50	0,50
10	sU	<10	50-70	0,60
11	U	<10	>70	0,70

Skelettgehalt (Ks)

Ein ähnliches Vorgehen wie bei der Textur wurde auch beim Skelettgehalt angewendet. Der Skelettgehalt wird in den meisten Bodenkarten der Kantone in 4 oder 10 Klassen eingeteilt (Tab. 3). Diese Klassen basieren auf Angaben zum Volumenprozentanteil des Grobbodens des Oberbodens. Sie wurden Werten der DIN 19708 zugewiesen. Beim Ks-Wert handelt es sich um einen Korrekturfaktor, welcher anhand des Skelettgehalts eines Bodens dessen Bodenerodierbarkeit verstärkt oder verringert. Je höher der Skelettgehalt eines Bodens, desto geringer ist die Anfälligkeit des Bodens für Erosion durch Wasser und somit ist sein Ks-Wert tiefer. Gab es in den Attributtabelle einzelner digitaler Bodenkarten Mischformen aus zwei Klassen, wurden hier ebenfalls pauschal mit der Gewichtung 60:40 (60% erste Klasse, 40% zweite Klasse) gemittelt.

Tabelle 3: Skelettgehalt und Code der Bodenkarten und zugehöriger Korrekturfaktor bzw. Ks-Wert in Anlehnung DIN 19708.

Code	Vol%	Ks-Wert
0	<5	1,00
1	5-10	0,87
2	10-20	0,64
3	20-30	0,64
4	20-30	0,39
5	20-30	0,39
6	30-50	0,39
7	30-50	0,39
8	>50	0,19
9	>50	0,19

Humusgehalt (Kh)

Der Humusgehalt wird in einigen Attributtabelle der Bodenkarten mit Zahlenwerten zum Massenanteil in Prozent des Oberbodens angegeben. Diese Angaben wurden analog zum Skelettgehalt

mit den Werten aus der DIN 19708 abgeglichen und den entsprechenden Kh-Werten zugeteilt (Tab. 4). Der Kh-Wert ist ebenfalls ein Korrekturfaktor, der aufgrund des Humusgehalts des Oberbodens den K-Faktor erhöht oder verringert.

Tab. 4: Humusgehalt und zugehöriger Korrekturfaktor bzw. Kh-Wert in Anlehnung an DIN 19708.

Humus (%)	Kh-Wert
<1	1,15
1-2	1,05
2-4	0,90
4-15	0,80

K-Faktorrasterkarte

Die Faktoren Kb, Ks und Kh wurden miteinander verrechnet ($K = K_b \cdot K_s \cdot K_h$). Falls es in den Attributtabelle der Bodenkarten Angaben zu Körnung, Skelett- und Humusgehalt für ein zweites Boden-Komplexglied gab, wurden diese Werte im Verhältnis von 60:40 mit dem ersten Komplexglied verrechnet, soweit nicht eine andere Gewichtung in der Bodenkarte angegeben war. Die K-Faktoren wurden dann über eine entsprechende Identifikationsnummer den einzelnen Polygonen der digitalen Bodenkarte zugeordnet und daraus wurde ein Raster mit 2x2m Auflösung erstellt. Die Genauigkeit der Karte basiert jedoch immer auf dem Ausgangsmassstab der verwendeten Bodenkarte. Anschliessend wurde die Basiskarte für den K-Faktor von FRIEDLI (2006) mit diesen detaillierten, neu erarbeiteten K-Faktorkarten der einzelnen Kantone verschnitten. Daraus resultierte ein schweizweiter, lückenloser Datensatz für den K-Faktor, welcher überall die genauesten zur Verfügung stehenden Grundlegenden Daten beinhaltet. In GISLER et al. (2010) ist eine Übersichtskarte der Bodenkarten mit dem entsprechenden Massstab zu sehen. Überall dort, wo keine detaillierteren Bodendaten vorhanden sind, kommt die Basiskarte BEK200 zum Einsatz.

Folgende Kantone lieferten Bodendaten (oft nicht flächendeckend):

1:5'000: AG, BL, BS, GL, LU, SO, ZG, ZH

1:10'000: LU, SG

1:25'000: LU

1:50'000: TG, GE

Im Rhonetal (VS) existiert eine neue Bodenkarte, die für das Projekt aber noch nicht zur Verfügung gestellt werden konnte. Im Kanton VD existieren digitale Bodenkarten 1:25'000, die aber für das Projekt noch nicht in aufbereiteter Form geliefert werden konnten. In verschiedenen Kantonen existieren vereinzelte digitale Bodenkarten, die entweder nicht vektorisiert sind oder nicht die benötigten Parameter in der zugehörigen Attributtabelle enthielten (z.B. Kt. AG).

Eine Zusammenstellung der verwendeten bzw. verfügbaren Bodendaten liefern PRASUHN et al.

(2011). Demnach ist nur rund ein Viertel der in der ERK2 berechneten landwirtschaftlichen Nutzfläche durch kantonale Bodendaten abgedeckt. Nur dort existiert eine verbesserte Information zur Bodenerodibilität gegenüber der Karte von FRIEDLI (2006) im Massstab 1:200'000.

Klassengrenzen der ERK2

In Deutschland bestehen durch die Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (Direktzahlungsverpflichtungenverordnung) im Rahmen von Cross-Compliance Bestimmungen zum Schutz der Böden vor Wassererosion. Bis zum 01.07.2010 mussten die Bundesländer alle Ackerflächen nach dem Grad der Erosionsgefährdung einteilen und dies den Bewirtschaftern mitteilen. In der Anlage 1 dieser Verordnung sind die Gefährdungsklassen beschrieben. Die Bestimmung der Faktoren S, L, R und K soll dabei in Anlehnung an DIN19708 (2005) erfolgen. Für die ERK2 wurde die deutsche Klassierung übernommen (Tab. 5).

Tabelle 5: Einteilung der Gefährdungsstufe aus dem Produkt der Faktoren $S \cdot L \cdot R \cdot K$ nach Direktzahlungsverpflichtungenverordnung (20. April 2010), Anlage 1.

Stufe	Bezeichnung	Klasse	Farbe
1	keine Erosionsgefährdung	0-30	grün
2	Erosionsgefährdung	30-55	gelb
3	Hohe Erosionsgefährdung	>55	rot

3. Ergebnisse

Die farbigen Karten des potentiellen Erosionsrisikos finden sich in GISLER et al. (2010), PRASUHN et al. (2011a, b) und auf der Homepage des BLW: (http://www.agric.admin.ch/?initialState=ERK&reset_session&lang=de). Einen Detailausschnitt zeigt Abb. 1.

ERK2 für das Talgebiet (Tal- und Hügelizeone)

Die berechnete Fläche beschränkt sich auf die landwirtschaftliche Nutzfläche der Schweiz im Talgebiet, also abzüglich der Bergzonen I, II, III, IV und den Sömmerungsgebieten, sowie den Obstanlagen, dem Gartenbau und allfälligen Pufferstreifen. Im Talgebiet befinden sich mit 377'567 ha rund 90% des Ackerlandes und der Rebflächen der Schweiz. Die gesamte berechnete Fläche der ERK2 im Talgebiet beläuft sich auf 606'715 ha, d.h. rund 57% der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz (1'055'684 ha). Es sind aber nur rund 62% der auf der ERK2 (Talgebiet) dargestellten Fläche Ackerland und Reben, 38% sind Dauergrünland.

ERK2 für das Talgebiet inklusive Bergzonen I und II

Die berechnete Fläche umfasst zusätzlich zur Fläche im Talgebiet 280'428 ha in den Bergzonen

I und II. Hierbei handelt es sich überwiegend um Dauergrünland. Nur 39'125 ha bzw. 14% davon sind Ackerland oder Reben. Die gesamte berechnete Fläche in der ERK2 (inkl. Bergzonen I und II) beläuft sich auf 886'661 ha, d.h. rund 84% der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz (1'055'684 ha). Es sind aber nur rund 47% (416'692 ha) der auf der ERK2 (inkl. Bergzonen I und II) dargestellten Fläche Ackerland und Reben, 53% sind Dauergrünland. Bei Betrachtung dieser Karte wird erkennbar, dass sich ein grosser Teil der stark potentiell erosionsgefährdeten Flächen in den Bergzonen I und II befindet. Dies sind aber überwiegend Dauergraslandflächen und haben somit kein bzw. ein nur sehr beschränktes reales Erosionsrisiko.

Kantonale Statistik des Erosionsrisikos des Talgebietes (ERK2)

Tabelle 6 zeigt die Auswertung des potentiellen Erosionsrisikos anhand der drei Gefährdungstufen auf kantonaler Ebene. Die berechnete Fläche, welche der Statistik zu Grunde liegt, ist wie bei der ERK2 die landwirtschaftliche Nutzfläche im Talgebiet, also abzüglich den Bergzonen I, II, III, IV und den Sömmerungsgebieten, sowie den Obstanlagen, gartenbaulich genutzten Flächen und Pufferstreifen. Insgesamt wurden 56% der Flächen als nicht potentiell erosionsgefährdet eingestuft und 44% als potentiell erosionsgefährdet oder stark potentiell erosionsgefährdet. Dabei muss berücksichtigt werden, dass:

- sich die statistischen Auswertungen auf Rasterzellen von 2x2 m beziehen und nicht etwa auf ganze Feldblöcke oder Parzellen. Erst zusammenhängende Flächen zahlreicher potentiell erosionsgefährdeter Rasterzellen bilden ein reales Erosionsrisiko.
- 38% der berechneten Flächen im Talgebiet Dauergrünland sind und damit real kein Erosionsrisiko aufweisen. Der Flächenanteil an Dauergrünland kann in den einzelnen Kantonen sehr unterschiedlich sein.
- das potentielle Erosionsrisiko die Bewirtschaftung nicht berücksichtigt, sondern von permanent unbedeckten, nackten und gelockerten Boden ausgeht. Eine angepasste Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitungsverfahren etc.) reduziert das Erosionsrisiko aber drastisch.

Bei der kantonalen Auswertung fällt auf, dass die Kantone LU, AR, JU, AG und FR überproportional hohe Anteile potentiell erosionsgefährdeter Flächen haben. Bis auf AG grenzen diese Kantone häufig an die Bergzone, viele Flächen dürften daher Dauergrünland sein. Unterdurchschnittliches potentielles Erosionsrisiko zeigen die Kantone UR, GL, NW, OW, VS, GR, GE und TI. Dies sind überwiegend Kantone mit einem sehr geringen

Ackerlandanteil, der sich meist in den Talebenen befindet.

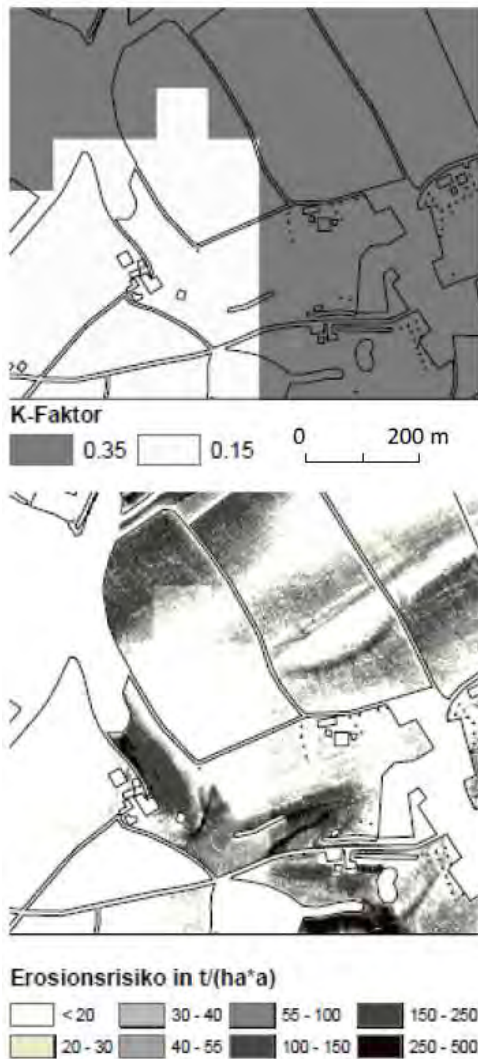
Tabelle 6: Potentielles Erosionsrisiko der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Talgebiet der Kantone.

Kanton	Fläche (ha)	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3
BE	91'184	55,6	10,1	34,4
VD	90'775	56,2	13,1	30,8
ZH	64'549	59,8	14,7	25,6
AG	56'354	46,5	11,6	41,9
FR	54'606	45,4	14,2	40,4
LU	47'407	44,2	13,2	42,7
TG	44'799	70,7	13,0	16,3
SG	36'471	65,8	10,1	24,1
SO	21'858	60,7	10,5	28,8
JU	18'406	40,8	18,3	41,0
BL	14'800	44,5	18,8	36,6
SH	12'487	48,9	15,0	36,1
GE	11'687	78,1	10,8	11,1
VS	9'011	80,2	6,2	13,7
NE	6'968	50,6	13,6	35,8
SZ	5'689	51,7	9,8	38,5
TI	5'055	72,4	6,9	20,6
ZG	4'883	61,5	12,1	26,4
GR	4'192	68,2	11,0	20,8
OW	1'524	67,2	14,3	18,6
GL	1'248	88,9	3,7	7,4
NW	1'086	74,1	5,9	20,0
UR	644	89,2	6,2	4,5
BS	360	53,7	8,9	37,3
AR	189	22,2	13,0	64,6
AI	0	0,0	0,0	0,0
CH	606'233	55,7	12,5	31,8

Masstabsprobleme

Die für die Erstellung der ERK2 verwendeten Grundlagendaten hatten unterschiedliche Massstäbe. Für das Relief lagen Daten in bester Auflösung (2x2m) vor, für den Boden im Massstab 1:5'000 bis 1:200'000. Die hohe Auflösung der Reliefdaten verbessert die Erosionsvorhersage massiv, da der Relieffaktor am sensitivsten im verwendeten Erosionsmodell reagiert. Seine hohe Auflösung ermöglicht die realitätsnahe Abbildung der Wasserflüsse in Tiefenlinien und die Erkennung von Geländestufen. Der Bodenfaktor reagiert im Erosionsmodell deutlich weniger sensitiv, entsprechend haben Änderungen des Bodenfaktors eine geringere Auswirkung auf das berechnete potentielle Erosionsrisiko. Trotzdem kann es zu sichtbaren Auswirkungen kommen, vor allem, wenn der Bodenfaktor über mehrere Klassen springt (Abb. 1). Daher gilt: je höher aufgelöste Bodenkarten vorliegen, desto räumlich differenzierter und realitätsnäher ist das prognostizierte Erosionsrisiko.

Abb. 1: Ausschnitt K-Faktorkarte aus der Bodeneignungskarte 1:200'000 (oben) und gleicher Ausschnitt aus der ERK2 (unten).



Hinweise für den Anwender

In einem Modell wird die Realität immer abstrahiert und vereinfacht. Das heisst, das prognostizierte potentielle Erosionsrisiko in der ERK2 kann in einigen Fällen nicht richtig beurteilt worden sein. So kann es vorkommen, dass es in Gebieten, die auf der Karte als nicht erosionsgefährdet eingestuft sind, in der Realität trotzdem zu Erosionsereignissen kommt, oder dass Gebiete noch stärker von Erosion betroffen sind, als dies in der Karte dargestellt wird. Mögliche Ursachen dafür sind zum Beispiel Fremdwasserzufluss von Strassen, defekte Drainagen, Hangwasserzutritte. Andererseits werden viele der als potentiell erosionsgefährdet klassierten Flächen in der ERK2 vom Landwirt bereits angepasst bewirtschaftet (Dauergrünland oder konservierende Bodenbearbeitung usw.), so dass dort nicht mit realen Erosionsschäden zu rechnen ist. Eine Überprüfung der jeweiligen Situation im Feld ist daher zwingend.

4. Literatur

- DIN 19708 (2005): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG. Beuth Verlag GmbH Berlin, 25 S.
- FRIEDLI, S. (2006): Digitale Bodenerosionsgefährdungskarte der Schweiz im Hektarraster – Unter besonderer Berücksichtigung des Ackerlandes. Diplomarbeit CDE Universität Bern.
- GISLER, S., H.P. LINIGER und V. PRASUHN (2010): Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz im 2x2-Meter-Raster (ERK2). CDE Universität Bern und ART Zürich-Reckenholz, 113 S.
- GISLER, S., H.P. LINIGER und V. PRASUHN (2011a): Erosionsrisikokarte im 2x2-Meter-Raster (ERK2). Agrarforschung Schweiz 2 (4), 142-147.
- GISLER, S., H.P. LINIGER und V. PRASUHN (2011b): Carte à haute résolution du risque d'érosion au raster 2x2 m (CRE2). Recherche Agronomique Suisse 2 (4), 148-155.
- MOSIMANN, T., A. CROLE-REES, A. MAILLARD, J.A. NEYROUD, M. THÖNI, A. MUSY und W. ROHR (1990): Bodenerosion im Schweizerischen Mittelland: Ausmass und Gegenmassnahmen. NFP-Bericht, Nr. 51, Liebfeld-Bern.
- PRASUHN V. und D. SCHAUB (1996): Bodenerosionskarte der Schweiz. BGS Dokument Nr. 8, 11-14.
- PRASUHN, V., N. KONZ, C. STAMM, und M. FREY (2011): Machbarkeitsstudie Kartierung beitragender Flächen – Problem fehlender Bodendaten. Bulletin BGS 32, 71-74 (dieser Band).
- PRASUHN, V., H.P. LINIGER, H. HURNI und S. FRIEDLI (2007): Bodenerosions-Gefährdungskarte der Schweiz. Agrarforschung 14/3, 120-127.
- PRASUHN, V., H.P. LINIGER, H. HURNI und S. FRIEDLI (2010): Abschätzung des Bodenfaktors für die Übersichtskarte der Bodenerosionsgefährdung der Schweiz. Bulletin BGS 30, 31-36.
- SCHÄUBLE, H. (1999): Erosionsprognosen mit GIS und EDV – Ein Vergleich verschiedener Bewertungskonzepte am Beispiel einer Gäulandschaft. Diplomarbeit, Geographisches Institut Eberhard-Karls-Universität, Tübingen.
- SCHÄUBLE, H. (2005): AVErosion 1.0 für ArcView - Berechnung von Bodenerosion und -akkumulation nach den Modellen USLE und MUSLE87. URL: http://www.terracs.com/averosion_deu.pdf

Appréciation du risque d'érosion des sols agricoles et proposition de mesures de lutte (exemple sur une zone pilote à Avenches, VD)

Sébastien Gassmann
AGRIDEA, CH-1006 Lausanne

Résumé

Des comparaisons de cartes de risque d'érosion obtenues par des approches sensiblement différentes ont été effectuées sur une région pilote à Avenches dans le canton de Vaud et cela dans le but de valider des méthodes de calcul cartographique. La méthode de l'Ecole d'ingénieurs de Changins permet de définir précisément le degré de risque sur un parcellaire en fonction de la pente, de la longueur de pente et de la proximité d'éléments structurants. Les résultats montrent que plus de 40% des zones diagnostiquées avec de l'érosion récurrente se situent dans une gamme de risques élevés. La méthode d'Agroscope-Reckenholz-Tänikon (ART) et du centre pour le développement et l'environnement de l'Université de Berne (CDE) basée sur des critères supplémentaires tenant compte de l'hydrologie et des propriétés du sol permet d'augmenter à plus de 70% les zones diagnostiquées avec de l'érosion récurrente. Sur la base de ces résultats, une présentation de plusieurs mesures sous forme d'un catalogue de fiches techniques a permis de proposer un plan de lutte préventif efficace pour les secteurs les plus touchés de la zone pilote d'Avenches.

Abstract

The comparisons of erosion risk maps obtained with different approaches were performed on a test area in Avenches (VD). The goal is to validate the different types of mapping. The method of the High School of Changins makes it possible to precisely define the degree of risk on plots according to the slope, the length of slope and the proximity of structuring elements. The results show that more than 40% of the recurring erosion areas are in the high risks range. The methods of Agroscope - Reckenholz and Centre for Development and Environment of University of Berne based on additional criteria like hydrology and soil characteristics increase to more than 70% the recurring erosion area. On the basis of these results, a presentation of several measures organized in a catalogue made it possible to present an effective plan to prevent erosion on the most touched sectors of the Avenches test zone.

Keywords: soil erosion, erosion risk map, modeling

1. Introduction

«Le sol est l'une des principales bases naturelles de la vie. C'est pour cette raison qu'il doit être utilisé avec précaution et protégé de manière durable» (OFEV, 2007).

Dans le domaine de l'agriculture, le sol est le support principal pour la production végétale et animale. Sa protection et son utilisation de manière durable et responsable sont donc indispensables aujourd'hui et pour les générations futures. Des outils tels que les cartes de risques permettent de sensibiliser les utilisateurs des sols sur les zones favorables et défavorables à l'utilisation de certaines techniques et pratiques agricoles. Ainsi des mesures culturales appropriées doivent permettre de conserver la fertilité des sols sur du long terme, synonyme de l'approvisionnement durable sur des sols de qualité.

Ce travail permet de lier deux outils, à savoir des cartes de risques et des techniques de travail et d'organisation afin de réduire de manière consi-

dérable la perte de sols cultivés fertiles. D'une part, ce travail compare des méthodes de cartographie de calcul d'érosion développées par différents instituts sur une zone pilote. D'autre part, il propose une palette de techniques favorisant la qualité des sols agricoles, notamment là où les risques potentiels sont les plus élevés. L'objectif final est la réalisation d'un plan de lutte contre l'érosion.

2. Matériel et méthode

2.1 Site pilote et acteurs

C'est en zone de grandes cultures que l'agriculture est la plus intensive et pose le plus de problème dans la protection des sols. La zone pilote choisie couvre plus de 800 ha, dont 60% de grandes cultures, sur des sols limono-sableux relativement profonds. Située dans le canton de Vaud, la commune d'Avenches connaît régulièrement des problèmes d'érosion sur ses parcelles agricoles.

Une vingtaine d'agriculteurs sont concernés directement par l'érosion (P. JULIEN, 2009) et la majorité d'entre-eux a été approchées pour ce travail afin de connaître leur point de vue sur la question de l'érosion et décèler au mieux, et avec leur aide les zones d'érosion répétées de la région. Ces discussions ont été complémentées par des études photographiques du secteur. Les zones d'érosion discutées et analysées ont été répertoriées sur une carte à l'échelle parcellaire afin de pouvoir les comparer avec les résultats des méthodes de carte de risque potentiel.

2.2 Méthodes de cartographie

Deux méthodes ont été testées sur la zone pilote. La première est celle développée par l'Ecole d'ingénieurs de Changins (EIC) qui se base sur la numérisation des parcelles agricoles via ArcView 9.3 et l'extension Spatial Analyst (ESRI) sur un modèle numérique de terrain de 5x5m. Les classes de risque ont été délimitées selon une grille d'évaluation construite sur la base de références bibliographiques. Cette grille prend en compte les aspects liés au relief (pente et longueur de pente) et à l'écoulement (éléments du paysage, distance au réseau hydrographique). A l'origine destinée à estimer le risque de transfert de pesticides vers les eaux, cette méthode qui reprend les facteurs tels que l'inclinaison et la longueur de pente peut être utilisée pour calculer le risque d'érosion. Cette méthode a l'avantage de calculer un risque pour chacune des parcelles agricoles géoréférencées (D. NOLL, 2010).

La deuxième méthode a été développée par l'ART en collaboration avec le CDE UniBerne. Cette méthode se base sur l'Universal Soil Loss Equation (USLE) de Wischmeier et Smith (1979). Sur la région d'Avenches, le modèle modifié par HENSEL & BORK (1988) dénommé MUSLE87 a été utilisé avec un modèle numérique de terrain de 2x2m, soit des pixels de 4m² sur la cartographie (S. FRIDELI, 2006). Dans ce travail, la méthode prend en compte quatre facteurs sur six : le facteur R de l'érosivité des précipitations, le facteur K de l'érodibilité des sols, le facteur L pour la longueur des pentes et le facteur S pour l'inclinaison. La multiplication des valeurs de ces facteurs donne la classe de risque. Dans cette méthode, le risque calculé concerne des blocs parcellaires délimités par des routes, des chemins ou des lisières de forêts. La valeur des pixels contenus dans ces blocs donne une valeur de risque pour les parcelles contenues dans le même bloc (S. GISLER et al, 2010).

La comparaison des résultats tient compte d'une part de la carte initiale, élaborée par la discussion avec les agriculteurs et les prises de photos, et d'autre part des deux méthodes de calcul au niveau parcellaire. Une comparaison entre les deux méthodes est également réalisée.

2.3 Elaboration des fiches techniques

De nombreux ouvrages bibliographiques tels que des travaux de diplôme, des essais, des ouvrages récents et anciens, des constats et de nombreuses discussions avec des personnes compétentes dans différents domaines ont été réunies afin de prendre en compte le maximum de connaissances dans l'élaboration des fiches techniques (M. CHAROLLAIS et al, 2006), (Y. LE BISONNAIS et al, 2002) et (T. MOSIMANN et al, 1991).

Ces fiches sont triées selon leur difficulté de mise en place, selon le coût de mise en place pour l'agriculteur, ou selon le type de cultures présentes (céréales, plantes sarclées, vignes). Elles sont basées sur trois principes de base qui sont :

- 1° protéger la surface du sol contre l'impact des gouttes de pluie et réduire ou freiner l'écoulement superficiel ;
- 2° créer une porosité importante pour augmenter la capacité d'infiltration et garantir la continuité du système poreux du sol afin d'augmenter la rétention en eau du sol ;
- 3° maintenir et stimuler la cohésion des agrégats de la couche supérieure du sol et leur stabilité.

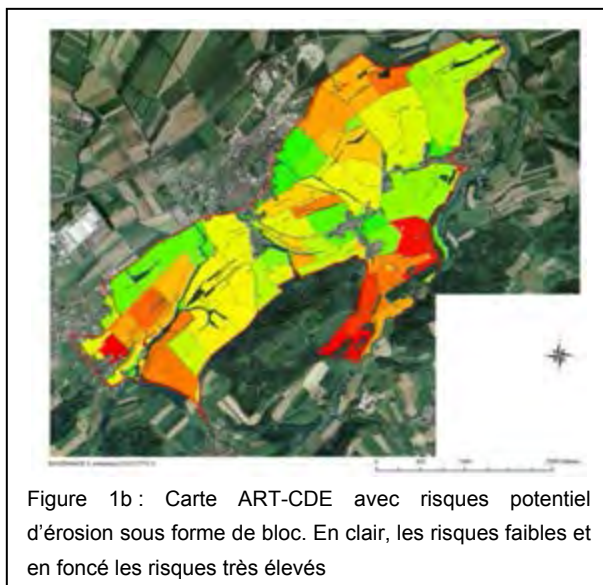
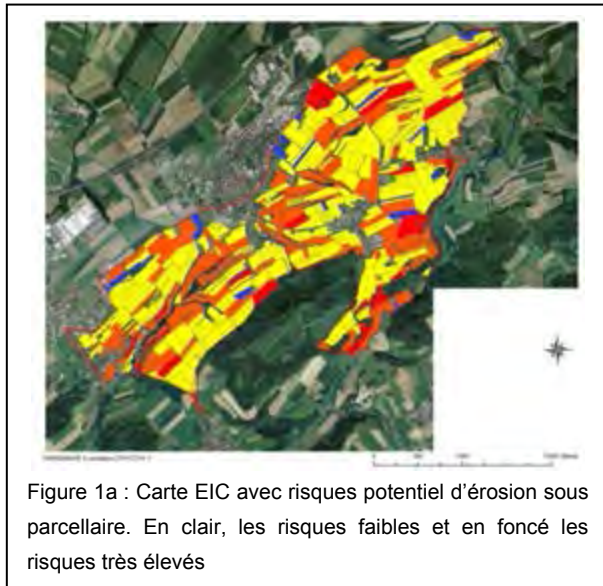
Exemples de fiches techniques classées par thème :
Mesures culturales lors de l'assolement : - <i>Taille, forme et orientation des parcelles</i> - <i>Bandes enherbées permanentes</i> - <i>Culture intermédiaire</i> - <i>Culture en bandes alternées</i>
Mesures culturales lors du travail du sol : - <i>Limitation de la contrainte au sol par les machines</i> - <i>Ameublissement du sol en profondeur</i> - <i>Travail de conservation du sol</i>
Mesures culturales lors du semis et entretien : - <i>Semis selon les courbes de niveau</i> - <i>Paillage et mulch</i> - <i>Lutte intégrée contre les adventices</i>
Mesures culturales lors de l'amendement du sol : - <i>Fumure organique</i> - <i>Chaulage</i>
Mesures de technique biologique: - <i>Rideaux et haies</i> - <i>Création de talus enherbés</i> - <i>Prairies inondables</i>
Mesures de génie civil: - <i>Adaptation du parcellaire</i> - <i>Réseau de chemins et principes constructifs</i> - <i>Banquette d'absorption</i>

Destinées en premier lieu aux agriculteurs, ces fiches classées et sous forme d'un catalogue de mesures doivent permettre aux conseillers agricoles d'apporter des solutions diverses aux problèmes rencontrés dans la pratique.

3. Résultats

3.1 Analyse des cartes

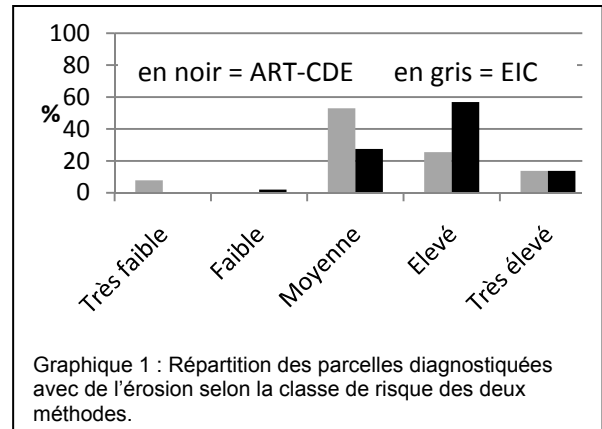
De manière générale, les méthodes utilisant différentes approches donnent des résultats finaux qui se corrèlent bien car les zones d'érosion constatées se retrouvent également dans les risques potentiels calculés. La méthode EIC (figure 1a) se basant sur le parcellaire agricole est plus proche de la réalité car les longueurs de pente sont plus courtes sur une parcelle que sur un bloc de parcelles ce qui limite le risque d'érosion. La méthode ART-CDE qui regroupe des parcelles pour former un bloc (figure 1b) accentue les longueurs de pente ce qui augmente évidemment le risque d'érosion.



Toutes les surfaces considérées à risque moyen à très élevé par ART-CDE sont également représentées comme telles dans la méthode EIC. Par contre, ce n'est pas le cas pour l'inverse car de nombreuses parcelles considérées comme à risque élevé dans la méthode EIC ne se

retrouvent pas avec un tel risque dans l'autre méthode. Cette différence est notamment due au modèle numérique de terrain moins précis utilisé par l'EIC (5x5m). La superposition de ces deux cartes permet de constater les similitudes entre les deux méthodes et leur précision.

Comme le graphique 1 le montre, toutes les parcelles relevées avec une érosion récurrente (P. Julien 2009) se situent à plus de 70% dans les risques élevés à très élevés de la méthode ART-CDE contre 40% pour EIC.



Il est important de préciser que dans les deux méthodes, de nombreuses parcelles considérées à risque élevé sont dans la réalité des parcelles dévolues au pâturage et ne subissent de ce fait pas une érosion importante. Il en est de même pour les prairies permanentes pour autant que celles-ci le reste (surfaces de compensation écologiques).

3.2 Guide de fiches techniques

Ce sont trente et une fiches qui ont été élaborées dans le cadre de cette étude. Ces fiches contiennent différents chapitres traitant de l'importance de la mesure selon le risque d'érosion encouru, la mise en place de la mesure, les avantages et inconvénients, la faisabilité et les coûts. Des références bibliographiques complètent ces documents de travail.

Les thématiques de ces fiches ont été discutées avec les exploitants rencontrés sur la zone pilote afin de connaître leur avis concernant les différentes mesures proposées. L'objectif était de rassembler un maximum de renseignements sur les pratiques actuelles et sur celles qui pourraient être appliquées sur l'ensemble d'un bassin versant.

4. Discussion et conclusion

La comparaison des cartes, les discussions et recherches d'informations auprès des exploitants agricoles ou autres acteurs (voirie, améliorations foncières) de la zone pilote ont permis de valider les cartes de risque d'érosion. En effet, celles-ci

ont été présentées dans un deuxième temps aux agriculteurs de la région pour déterminer avec eux la justesse de la cartographie.

La carte de risque potentiel selon la méthode ART-CDE sera disponible sur l'ensemble de la Suisse et pourra être utilisée dans le cadre de mise en place de plan de lutte contre l'érosion. Il convient de voir maintenant de quelle manière elle sera transmissible auprès des autorités pour une utilisation judicieuse. La carte de risque potentiel selon la méthode EIC sera utilisée ponctuellement dans le cadre de projets régionaux. La combinaison des deux cartes ne permet pas d'affiner les précisions, mais uniquement de confirmer les risques.

La mise à disposition de cartes de risque d'érosion pour les services agricoles et les conseillers permet de proposer des mesures de luttés sur les endroits répertoriés comme les plus à risque en priorité. Les parcelles prioritaires étant connues, il convient ensuite de proposer des mesures pour celles dont le risque potentiel a été jugé moyen. Au final, ces cartes permettent de garantir de façon durable la qualité des sols sur une région donnée.

Le guide de fiches techniques donne une bonne base de travail pour un conseil précis et pertinent selon le type de culture, d'exploitation, de parcelles, etc. Construites sur un modèle identique, elles permettent à l'agriculteur de mettre facilement en place des mesures sur la base de référence.

Actuellement de nombreux plans de lutte contre l'érosion sont mis en place dans plusieurs communes, notamment par les services de vulgarisation cantonale (ex. dans le canton de Vaud). Ces plans ne se sont pas basés sur une cartographie, mais uniquement sur du visuel. La mise à disposition de cartes potentielles de risque permettra de mieux cibler les zones à risques afin de prendre toutes les mesures nécessaires sur une région donnée et garantir ainsi la conservation maximum des sols. L'outil tel qu'un guide de fiches techniques permet de choisir les mesures les plus adéquates parmi un choix de mesures. A long terme, la mise à disposition d'outils performants tels que ceux développés dans cette étude devrait améliorer la qualité des sols et diminuer leur perte.

5. Références

CHAROLLAIS M., JULIEN P. et PRELAZ V., 2006. Assainissement des sites soumis à l'érosion par ruissellement concentré, AGRIDEA-Lausanne

FRIEDLI S., 2006. Digitale Bodenerosionsgefährdungskarte der Schweiz im Hektarraster – unter besonderer Berücksichtigung des Ackerlandes, Diplomarbeit, Geographisches Institut, Abteilung Entwicklung und Umwelt, 105p

GISLER S., LINIGER H., PRASUHN V., 2010. Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz im 2x2-Meter-Raster (ERK2), Universität Bern, CDE.

JULIEN P., 2010. Avenches Phase I – Diagnostic des zones d'érosion. AGRIDEA-Lausanne

LE BISONNAIS Y., THORETTE J., BARDET C., DAROUSSIN J., 2002. L'érosion hydrique des sols en France, INRA

MOSIMANN T., MAILLARD A., MUSY A., NEYROUD J-A., RÜTTIMANN M., WEISSKOPF P., 1991. Lutte contre l'érosion des sols cultivés. Guide de conservation des sols, Liebefeld-Berne.

NOLL D., 2010. Etude des risques d'érosion et de transfert des pesticides, Zone d'étude d'Avenches et environs, École d'Ingénieurs de Changins.

OFEV, 2007. Protection du sol en Suisse : concept directeur, Office fédéral de l'environnement

Lysimeterforschung an ART – dem Nitrat auf der Spur

Volker Prasuhn, Ernst Spiess, Clay Humphrys und Christiane Vögeli Albisser
Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8046 Zürich

Zusammenfassung

Die Gruppe Gewässerschutz von Agroscope Reckenholz-Tänikon ART betreibt derzeit vier Lysimeteranlagen (2 in Zürich-Reckenholz, 1 in Tänikon/Aadorf, 1 in Eschikon/Lindau) mit insgesamt 97 Gross-Lysimetern. Schwerpunkt sämtlicher Untersuchungen ist die Nitratauswaschung bei unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung. Dabei stehen praxisnahe Fragestellungen im Vordergrund. Die Resultate sollen dem Prozessverständnis, der Entwicklung und Validierung von Modellen und der Ableitung von Empfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis dienen. Die technischen Daten und die derzeit laufenden Versuche der vier Lysimeteranlagen werden nachfolgend präsentiert.

Abstract: Lysimeter research at ART - tracing nitrate

The water protection group of Agroscope Reckenholz-Tänikon ART is operating 4 lysimeter facilities (2 at Zurich-Reckenholz, 1 at Tänikon/Aadorf and 1 at Eschikon/Lindau) with a total of 97 lysimeters. Focus of all research activities is on nitrate leaching from agricultural land with special attention given to practice-oriented issues. Results should give an insight into processes and serve for model validation and for deriving recommendations for farmers. Technical data and current experiments of the four lysimeter facilities are reported.

Keywords: lysimeter, nitrate leaching, agriculture, fertilisation

1. Einleitung

Lysimeter dienen schon seit historischen Zeiten der Umweltforschung. Nach Literaturrecherchen von KOHNKE et al. (1940) und BASF (1976) fanden erste Untersuchungen mit Lysimetern bereits 1688 statt. Erste wägbare Lysimeter wurden 1906 in Deutschland konstruiert. Die Lysimeterforschung hat auch in der Schweiz eine lange Tradition. Schon 1922 wurden erste Lysimeterversuche angelegt (GEERING 1943). Seit Anfang der 1970er Jahre gibt es verschiedene Gross-Lysimeteranlagen in der Schweiz. Der Prototyp dieser Lysimeter wurde nach BGS (1989) von PRIMAULT (1970) von der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt in Zürich entwickelt. Der technische Fortschritt hat vor allem bei der Befüllung mit Boden grosse Veränderungen bzw. Verbesserungen gebracht. Während früher die Böden meist schichtweise von Hand eingefüllt wurden, werden sie heute meist ungestört entnommen, d.h. monolithisch gestochen oder gefräst. Die Präzision der Wägung sowie die messtechnische Ausstattung mit verschiedenen Sonden haben sich weiterhin stark verbessert.

Die BGS gründete 1977 eine Arbeitsgruppe Lysimeter. Im BGS-Dokument Nr. 4 (BGS 1989) wurden die Lysimeteranlagen der Schweiz aufgelistet und beschrieben. Drei dieser Anlagen mit insgesamt 213 Lysimetern wurden inzwischen aufgegeben. Sechs Anlagen mit insgesamt 33 Lysimetern sind weiterhin in Betrieb und fünf Anlagen mit insgesamt 151 Lysimetern sind neu dazugekommen. Tabelle 1 gibt einen Überblick über uns bekannte bestehende und aufgehobene Lysimeteranlagen in der Schweiz. Hierbei wurden nur sogenannte Gross-Lysimeter berücksichtigt, die eine Oberfläche von etwa 1 m² haben. Einige wenige Lysimeter werden nur für hydrologische oder meteorologische Zwecke genutzt. Die meisten Anlagen werden bzw. wurden von landwirtschaftlichen Forschungsanstalten betrieben. Bei diesen Anlagen werden zusätzlich Untersuchungen zum Nähr- und Schadstofftransport durchgeführt. Die Zusammenstellung zeigt, dass von den insgesamt noch in Betrieb befindlichen 184 Lysimetern 97 von der Gruppe Gewässerschutz von ART betrieben werden.

Tab. 1: Zusammenstellung von Lysimeteranlagen in der Schweiz.

Betreiber/Ort	Laufzeit	Anzahl	Oberfläche / Tiefe	Anzahl wägbar	Anzahl Monolithen
In Betrieb					
ART / Zürich-Reckenholz (ZH)	2009 -	72	1,0 / 1,5	12	72
ART / Zürich-Reckenholz (ZH)	1980 -	12	3,1 / 2,5	12	0
ART / Tänikon Aadorf (TG)	1998/2007 -	9	1,0 / 1,5	0	9
ART / Eschikon Lindau (ZH)	1976 -	4	3,1 / 2,3	4	0
Uni Bern / Sierre (VS)	2010 -	1	0,5 / 1,0	1	1
Uni Basel / Basel Binningen (BL)	1977 -	1	3,1 / 2,1	1	0
ETHZ / Rietholz bach (SG)	1975 -	1	3,1 / 2,5	1	0
EPFL / Ecublens (VD)	1986 -	6	1,1 / 2,2	6	0
WSL / Birmensdorf (ZH)	2000 -	20/22	3,0 / 1,5	0	0
ETHZ / Horw (LU)	2005 -	8	18 / 1,0	0	0
Huert / Suberg (BE)	1987/93 -	28	0,8 / 1,0	0	0
Aufgehoben					
ART (FAC, IUL) / Bern-Liebefeld	1983-2009	64	1,0 / 1,5	3	3
ACW (RAC) / Changins Nyon	1974/75-2000	92	1,0 / 1,0	0	0
ACW (RAC) / Changins Nyon	1974/75-2000	56	4,0 / 1,0	0	0
SMA / Zürich	1971-1984	1	3,1 / 2,0	1	0

2. Die Lysimeteranlagen von ART

2.1 Zürich-Reckenholz – 72er-Anlage

Im Herbst/Winter 2008 wurde in Zürich-Reckenholz eine neue Lysimeteranlage mit 72 Lysimetern gebaut (Abbildung 1) (PRASUHN et al. 2009). Im Frühjahr 2009 wurden die als Monolithe gefrästen Ackerböden erstmals mit verschiedenen Kulturen für diverse Versuchsfragen bewirtschaftet. Die Versuchsfragen orientieren sich primär an praxisrelevanten Problemen bezüglich Nitratauswaschung.

- Koordinaten: 681 350 / 253 600
- Höhe über Meer: 443 m
- mittlerer Jahresniederschlag: 1'042 mm
- Gefässanzahl und -art: 12 wägbare und 60 nicht wägbare Lysimeter
- Baujahr: 2008/09
- Gefässgrösse: 1,5 m langer Edelstahlzylinder, 1 m² Oberfläche und ca. 3'300 kg Gewicht
- Zugang: unterirdischer, isolierter Kellerraum
- Gefässinhalt: monolithisch gefräste Ackerböden über einer Sickerhilfe aus Quarzsand und Kies
- Böden: (A) 48 x Braunerde (schwach pseudogleyig, tonhüllig, sandiger Lehm) auf Grundmoräne; (B) 12 x Braunerde (pseudogleyig, Lehm über tonigem Lehm) auf Grundmoräne; (C) 12 x Parabraunerde (ausgeprägt, sandiger Lehm über Lehm) auf Schotter
- Messgrössen: Menge des Sickerwassers; Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser; Gewichtsänderung gegenüber Referenzwert,

Bodenwassergehalt (FDR), Wasserspannung (Tensiometer), Bodentemperatur, alle in jeweils 4 Tiefen und zweifacher Wiederholung

- Messfrequenz: 5-minütig, Nährstoffkonzentrationen 14-täglich
- Wetterdaten: werden in ca. 20 m Entfernung von der amtlichen Messstation erhoben.

16 Verfahren zu fünf verschiedenen Hauptfragestellungen wurden in dreifacher Wiederholung auf Boden A angelegt. Vier dieser Verfahren werden zusätzlich auf den Böden B und C wiederholt. Die Bewirtschaftung wird von Hand durchgeführt. Alle Versuche sind als Fruchtfolgeversuche über mehrere Jahre konzipiert.

- **Fragestellung 1:** Einfluss der Höhe der Stickstoff-Düngung und der Düngungstechnik (0%, 70%, 100%, 130% der empfohlenen Stickstoff-Normdüngung sowie CULTAN-Düngung) 15 Lysimeter, alle Boden A
- **Fragestellung 2:** Einfluss verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren (Mulchsaat, Pflug) 18 Lysimeter, je 6 mit Boden A, B, C
- **Fragestellung 3:** Vergleich des biologischen Landbaus mit Anbau nach Ökologischem Leistungsnachweis (ÖLN), zwei Fruchtfolgen, eine intensiver und zeitversetzt doppelt geführt, eine extensivere nur biologisch 18 Lysimeter, je 6 mit Boden A, B, C, 6 Lysimeter, alle Boden A 3 Lysimeter, alle Boden A
- **Fragestellung 4:** Einfluss des Umbruchtermins einer Zwischenkultur (November versus März) 6 Lysimeter, alle Boden A

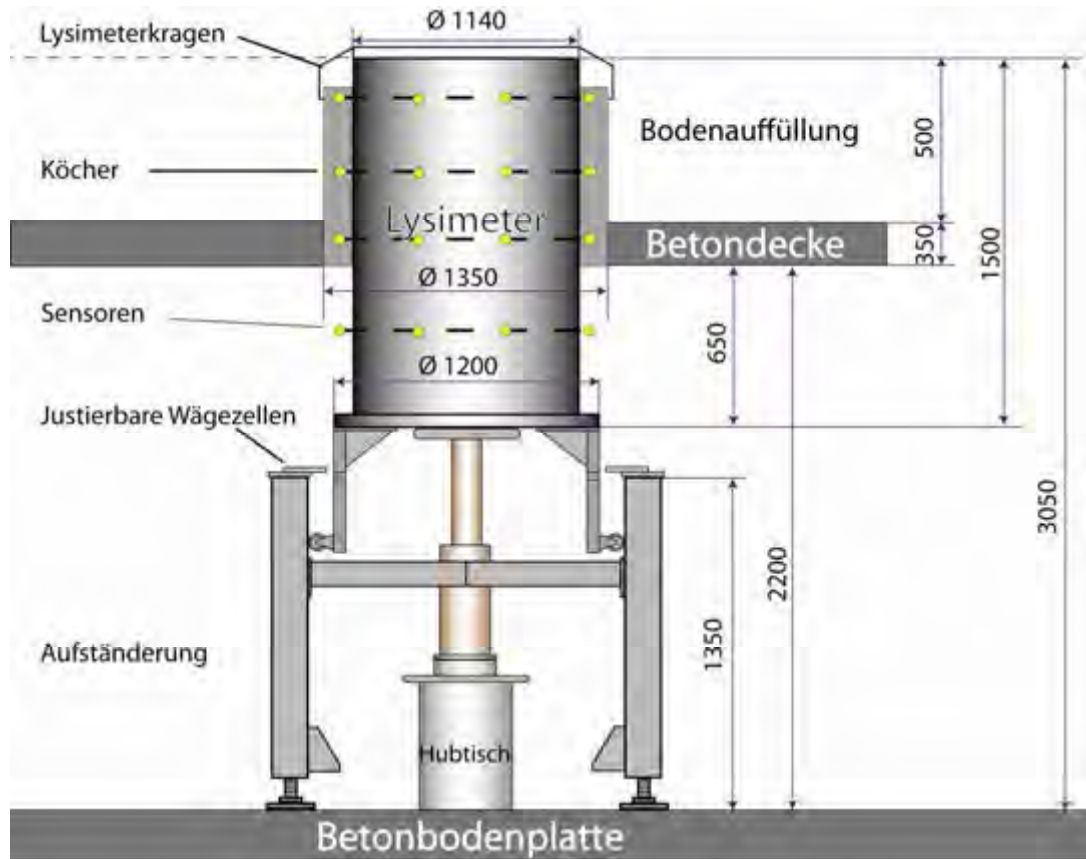


Abbildung 1: Schema und Masse eines wägbaren Lysimeters der 72er-Anlage in Zürich-Reckenholz.

- **Fragestellung 5:** Einfluss einer Gülledüngung im Winter auf Grasland (1 Güllegabe bei günstigen Bedingungen im Winter + 3 Güllegaben im Sommer versus 4 Güllegaben im Sommer), 6 Lysimeter, alle Boden A.

2.2 Zürich-Reckenholz – 12er-Anlage

Auf der älteren Lysimeteranlage am Standort Reckenholz mit 12 wägbaren Lysimetern wurde anfangs 2010 ein neues Projekt gestartet. Im Auftrag des BAFU wird der Einfluss von Klimawandel und Bewässerung auf die Grundwasserqualität untersucht. Die Lysimeteranlage wurde dazu überdacht, um den Wasserhaushalt steuern und den Hitzesommer 2003 simulieren zu können. Drei Verfahren (Trockenstress, optimale Bewässerung, übermässige Bewässerung) werden während drei Jahren mit Mais, Kartoffeln und Gemüse verglichen.

- Koordinaten: 681 350 / 253 600
- Höhe über Meer: 443 m
- mittlerer Jahresniederschlag: 1'042 mm
- Gefässanzahl und -art: 12 wägbare Lysimeter
- Baujahr: 1979/80
- Gefässgrösse: 2,5 m langer Kunststoffzylinder mit 2 m Durchmesser, 3,14 m² Oberfläche, 7'300 Liter Inhalt und ca. 14'000 kg Gewicht

- Zugang: unterirdischer, isolierter Kellerraum
- Gefässinhalt: Bodenmaterial, 1979 schichtweise eingefüllt über einer Sickerhilfe aus Sand und Kies (Quarzporphyr)
- Böden: 6 x sandig lehmige Braunerde auf Schotter, 6 x lehmige Braunerde auf Moränenlehm
- Messgrössen: Menge des Sickerwassers; Nährstoff- und Pestizidkonzentrationen im Sickerwasser; Gewichtsänderung gegenüber Referenzwert
- Messfrequenz: 5-minütig, Nährstoffkonzentrationen 14-täglich
- Wetterdaten: werden in ca. 40 m Entfernung an amtlicher Messstation erhoben und innerhalb der Überdachung.

2.3 Aadorf / Tänikon

Am Standort Tänikon wurden 2007 die sechs von T. Anken gebauten Feldlysimeter (ANKEN 2004) von der Gruppe Gewässerschutz ART übernommen. Drei zusätzliche Lysimeter wurden im bestehenden Bio-Verfahren 2007 monolithisch gestochen und installiert.

Zürich-Reckenholz – 72er-Anlage



Lysimeteranlage mit Blick auf einen Teil der 72 Lysimeter mit 1 m² Oberfläche (vorne mit Wintergerste).

Zürich-Reckenholz – 12er-Anlage



Lysimeteranlage mit Blick auf die überdachten 12 Lysimeter mit 3,1 m² Oberfläche und Maisanbau.



Lysimeterkeller mit wägbaren Lysimetern, Kippwaagen für Sickerwassermessung, Probennahmeflaschen und Messsonden.



Lysimeterkeller mit Wägevorrichtung.

Im laufenden Versuch werden die drei Anbauverfahren Pflug, Direktsaat und Bio bezüglich Nitrat auswaschung unter sonst weitgehend gleichen Bedingungen bei praxisüblicher Bewirtschaftung miteinander verglichen. Der Vorteil der Feldlysimeter liegt in der Einbettung der Lysimeter in die bewirtschaftete Parzelle. Dadurch werden störende Randeinflüsse ausgeschaltet, und eine Bewirtschaftung mit praxisüblichen Geräten wird möglich.

- Baujahr: 1998 (6 Gefässe für die Verfahren Pflug und Direktsaat) / 2007 (zusätzlich 3 Gefässe für das Bioverfahren)
- Gefässgrösse: 1 m² Oberfläche, 1,5 m tief
- Zugang: Zwei nicht isolierte Schächte, Zugang nur zu den Wippen für die Wasserprobenahme
- Gefässinhalt: monolithisch gestochene Ackerböden über einer Sickerhilfe aus Quarzsand.

- Böden: Tiefgründige Parabraunerde mit 22% Ton, 34% Schluff, 42% Sand; 10% Skelett, 1,6% organischer C-Gehalt, pH 6,6.
- Fruchtfolge: Silomais, Winterweizen + Gründüngung, Eiweisserbsen, Winterweizen, Wintergerste, Kunstwiese 1, Kunstwiese 2.
- Messgrößen: Menge des Sickerwassers, Nährstoffkonzentration von Nitrat
- Messfrequenz: monatlich.

2.4 Eschikon/Lindau

Die Lysimeteranlage wurde 1976 vom Institut für Pflanzenbau der ETH Zürich in Betrieb genommen (BLUM 1980). Die vier wägbaren Lysimeter wurden 2008 von ART übernommen. Der Einfluss der Düngungs- und Nutzungsintensität von Grasland auf die Nitratauswaschung ist bisher unzureichend geklärt. Extensiv genutzte Wiesen werden als ökologische Ausgleichsflächen gefördert

und in Nitratprojekten (z.B. GSchG. Art. 62a) werden sie als eine mögliche Massnahme zur Nitratverminderung vorgeschlagen. Aus diesen Gründen untersucht ART die Nitratauswaschung unter Grasbeständen, die sich bezüglich Bewirtschaftungsintensität unterscheiden. Zwei Lysimeter wurden mit einer extensiv genutzten 450er Standardmischung mit Blumen (Salvia) angesät. Sie erhalten keine Stickstoffdüngung und werden erstmals nach dem 15. Juni geschnitten. Die zwei anderen Lysimeter wurden mit einer intensiv genutzten 440er Standardmischung (ohne Knautgras) angesät. Der Bestand wird jährlich 4-5 mal geerntet und nach jedem Schnitt nach den offiziellen Düngungsnormen mit Gülle gedüngt.

- Koordinaten: 693'750 / 256'420
- Höhe über Meer: 550 m ü. M.
- Mittlerer Jahresniederschlag: 1'100 mm

Aadorf / Tänikon



Eingebauter Feldlysimeter mit 1 m² Oberfläche im Direktsaatverfahren mit Winterweizen.



Einbau der oberen Zylinderhülse, die für die maschinelle Bodenbearbeitung abgenommen wurde.

- Gefässanzahl und -art: 4 wägbare Lysimeter
- Baujahr: 1976
- Gefässgrösse: 2,3 m tiefe Zylinder mit 2 m Durchmesser (3,1 m² Oberfläche)
- Zugang: unterirdischer, isolierter Kellerraum
- Gefässinhalt: in der oberen Schicht (bis 1,1 m tief) Bodenmaterial, gefolgt von einer 20 cm dicken Sandschicht, die auf einer Filtermatte eingefüllt wurde. Zuunterst befinden sich Steine mit einem Durchmesser von 30-50 cm
- Böden: skelettreicher Moränelehm (Bodenform Bc2), sandiger Lehm, 3% organische Substanz
- Messgrössen: Menge des Sickerwassers, Nährstoffkonzentration von Nitrat
- Messfrequenz: monatlich.

Lindau / Eschikon



Lysimeteranlage; Blick auf die 4 Lysimeter mit 3,1 m² Oberfläche und Graslandnutzung.



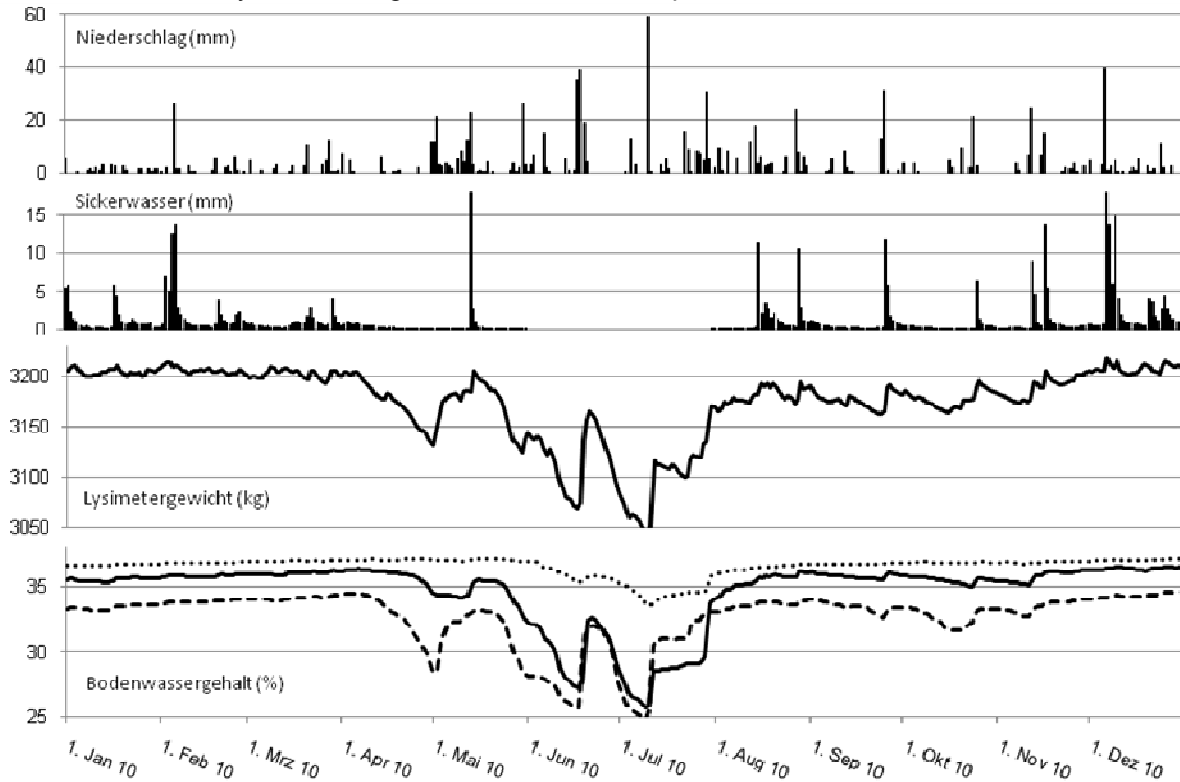
Lysimeterkeller mit Kippwaage für Sickerwassermessung.

3. Resultate

Die hier vorgestellten vier Lysimeteranlagen werden erst seit wenigen Jahren von uns betrieben. Alle laufenden Versuche sind als Langzeitversuche mit unterschiedlichen Kulturen und unter natürlichen Witterungsbedingungen angelegt. Die

bisher vorliegenden Resultate lassen daher nur bedingt Rückschlüsse und Interpretationen zu (PRASUHN et al. 2011, VÖGELI ALBISSER und PRASUHN 2011). Exemplarisch zeigt Abb. 2 den Jahresgang ausgewählter Parameter eines wägbaren Lysimeters.

Abbildung 2: Tageswerte von Niederschlag, Sickerwasser, Lysimetergewicht und Bodenwassergehalt (FDR-Sonden, gestrichelt = 30cm, durchgezogen = 60cm; gepunktet = 90cm Tiefe) eines ausgewählten Lysimeters der 72er-Lysimeteranlage mit Winterweizen-Raps für das Jahr 2010.



4. Literatur

ANKEN, T., P. STAMP, W. RICHTER und U. WALTHER (2004): Pflanzenentwicklung, Stickstoffdynamik und Nitratauswaschung gepflügter und direktgesäter Parzellen. FAT-Schriftenreihe Nr. 63, 101 S.

BASF (1976): Bibliographie. Thema: Lysimeter. Information über Agrarchemikalien. BASF Landwirtschaftliche Versuchsanstalt Limburgerhof, 176 S.

BGS (Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz) (1989): Lysimeterdaten von Schweizerischen Messstationen. Bodenwassergehalt, Sickerwasser, Niederschlag und Evaporation. BGS-Dokument 4, 123 S.

BLUM, H. (1980): Kurz- und langfristige Variation der Sickerrate, der Gewichtsänderung und der Evapotranspiration von vier identischen wägbaren Lysimetern. Jb. Schweiz. Naturforsch. Ges. Wiss. Teil Nr. 1, 67-71.

GEERING, J. (1943): Lysimeter-Versuche der Eidg. Landw. Versuchsanstalt Zürich-Oerlikon. Landw. Jb. Schweiz 57, 107-182.

KOHNKE, H., F.R. DREIBELBIS and J.M. DAVIDSON (1940): A survey and discussion of lysimeters and a bibliography on their construction and performance 1688-1940. USDA Miscellaneous Publ. No. 372, Washington D.C., 63 S.

PRASUHN, V., E. SPIESS und M. SEYFARTH (2009): Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. Bericht 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning, 11-16.

PRASUHN, V., E. SPIESS und C. HUMPHRYS (2011): Sickerwasser und Nitratauswaschung – erste Ergebnisse der neuen Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. Bericht 14. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning, 207-210.

PRIMAULT, B. (1970): A large-scale electronic weighing lysimeter for agricultural meteorology. Philips Serv. Sci. + Ind. Eindhoven 16, 10-11.

VÖGELI ALBISSER, C. und V. PRASUHN (2011): Bewässerung und Grundwasserqualität in Zeiten des Klimawandels. Bericht 14. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning, 181-184.

Bodenforschung an der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART)

Peter Weisskopf, Reto Meuli, David Dubois, Thomas Bucheli, Jens Leifeld, Jochen Mayer
Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstrasse 191, 8046 Zürich

Zusammenfassung

Agroscope Reckenholz-Tänikon ART ist eine der drei Forschungsanstalten des Bundesamtes für Landwirtschaft BLW. ART entwickelt und prüft nachhaltige Produktionssysteme für die schweizerische Landwirtschaft in ökologischer, ökonomischer und agrartechnischer Hinsicht. Im Agroscope-Verbund des BLW ist ART das Zentrum für landwirtschaftliche Bodenforschung.

Die bodenkundlichen Arbeiten lassen sich fünf Tätigkeitsbereichen zuordnen: 1) Methodenentwicklung und Bereitstellen von Interpretations-schemata, 2) Prozessverständnis fördern, 3) Früherkennung und Ermitteln von Belastungsgrenzen, 4) Langzeit-Bodenbeobachtung, und 5) Bereitstellen von Beratungs- und Entscheidungsgrundlagen.

Dieser Artikel stellt zu jedem dieser fünf Tätigkeitsbereiche aktuelle Forschungsschwerpunkte vor und gibt Hinweise auf Zielsetzungen und verwendete Methodik.

Abstract: Soil research at ART

Agroscope Reckenholz-Tänikon ART is one of the three Research Stations of the Federal Office for Agriculture FOAG. ART is developing and testing sustainable management techniques and systems in relation to ecological, economical and technical aspects for Swiss agriculture. In the Agroscope network of the FOAG ART is the center for agricultural soil research.

Soil research tasks can be assigned to five fields of activity: 1) development of methods and interpretation schemes, 2) promotion of process understanding, 3) early detection and establishing limits of resilience, 4) long-term monitoring, and 5) provision of decision-making tools and of knowledge for consulting services.

For each of these five fields of activity current research focuses are presented and information on objectives and methodology used is given.

Keywords: analytical methods, soil processes, critical limits, early warning, monitoring, decision making tools

1. Agroscope ART und Bodenfor-schung

Agroscope Reckenholz-Tänikon ART ist eine der drei Forschungsanstalten des Bundesamtes für Landwirtschaft BLW. Sie ist 2006 hervorgegangen aus den beiden Forschungsanstalten FAT (Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik) und FAL (Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau). ART entwickelt und prüft nachhaltige Produktionssysteme für die schweizerische Landwirtschaft in ökologischer, ökonomischer und agrartechnischer Hinsicht.

Im Agroscope-Verbund des BLW (Abb. 1) wird einzig an ART bodenkundlich gearbeitet, somit ist ART praktisch das Zentrum für landwirtschaftliche Bodenforschung. Mit unseren Arbeiten tragen wir dazu bei, die vielfältigen Bodenfunktionen im Wechselspiel zwischen Standort und Bewirtschaftung möglichst ganzheitlich zu beurteilen, nachhaltig zu nutzen und vorsorglich zu schützen.

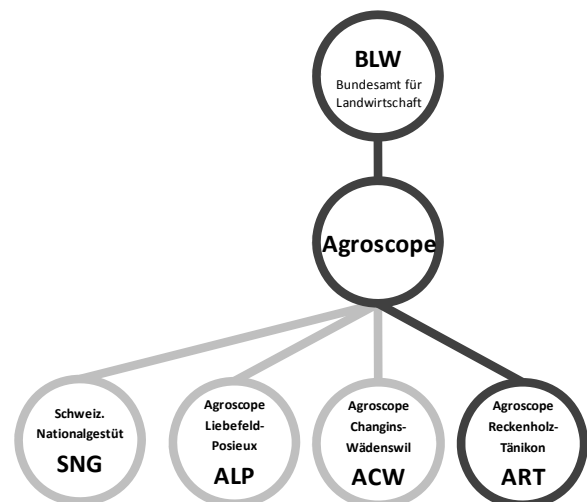


Abbildung 1: Agroscope – die landwirtschaftlichen Forschungsanstalten des BLW

Innerhalb von ART sind es v.a. Forschungsgruppen des Forschungsbereiches „Umweltressourcen / Landwirtschaft“, die bodenkundlich tätig sind. Die beiden Forschungsgruppen „Bodenfruchtbarkeit / Bodenschutz“ und „Nationale Bodenbeobachtung NABO“ befassen sich schwerpunktmässig mit der Bodenforschung, während bodenkundliche Aspekte bei anderen Forschungsgruppen wie „Gewässerschutz/Stoffhaushalt“, „Luftthygiene/Klima“, „Analytische Chemie“, „Bioackerbau/Ackerbausysteme“ und „Molekulare Ökologie“ nur einen Teil ihrer Aktivitäten ausmachen (Abb. 2).



Abbildung 2: Organigramm der bodenkundlich aktiven ART-Forschungsgruppen und deren Zuordnung zu den ART-Forschungsbereichen.

Die bodenkundlichen Arbeiten an ART können folgenden Tätigkeitsbereichen zugeordnet werden:

- Entwickeln bodenchemischer, -physikalischer und -biologischer Methoden samt der entsprechenden Interpretationsschemata;
- Untersuchen von Prozessen im Boden, aber auch zwischen Böden und anderen Ökosystemkompartimenten;
- Ermitteln von Belastungsgrenzen des Systems „Boden“ im Sinne der Früherkennung von Gefährdungen;
- Direktes und indirektes Verfolgen von Bodenzuständen in Langzeitstudien (Monitoring); sowie

- Bereitstellen von Beratungsgrundlagen und Entscheidungshilfsmitteln in unterschiedlicher Form (Daten, Modelle, Anleitungen).

Die Zuordnung der bodenkundlichen Arbeiten zu den Tätigkeitsbereichen erfolgt teilweise arbiträr, da verschiedene Projekte Aktivitäten in mehreren Tätigkeitsbereichen entfalten; diese virtuelle Organisationsstruktur ist nur als Orientierungshilfe gedacht.

Viele Forschungs- und Entwicklungsprojekte führen wir zusammen mit in- und ausländischen Forschungspartnern durch, meist Universitäten, Fachhochschulen oder Forschungsanstalten (Schweiz: Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz EAWAG, ...).

Die Gelder für die Forschungsprojekte stammen überwiegend vom BLW als vorgesetzter Behörde („Leistungsauftrag“). Zusätzliche „Fremdmittel“ werden eingeworben bei Institutionen der Grundlagenforschung (wie Schweizerischer Nationalfonds SNF, European Cooperation in Science and Technology COST, European Research Programmes) oder bei anwendungsorientierten Auftraggebern (Bundesämter wie BAFU, kantonale Ämter im Bereich Bodenschutz bzw. landwirtschaftliche Bodennutzung).

Mit wissenschaftlichen Projekten sind oft auch Ausbildungsarbeiten verbunden, die von der Bachelor- über die Master- bis zur PhD-Stufe reichen. Zudem sind wir bei Lehrveranstaltungen wie Vorlesungen, Kursen, Übungen an Hochschulen, Fachhochschulen oder Berufsfachschulen engagiert.

Die Forschungsergebnisse machen wir über wissenschaftliche Publikationen und Präsentationen der nationalen und internationalen Forschungsgemeinschaft zugänglich. Weil die Nutzung von Forschungserkenntnissen für die praktische Anwendung eine zentrale Aufgabe von ART ist, werden auch Forschungs- und Entwicklungsarbeiten durchgeführt, um nationale und kantonale Anliegen zur landwirtschaftlichen Bodennutzung und zum praktischen Bodenschutz-Vollzug zu unterstützen. Zudem trägt ART durch die fachliche Beratung von Bundesämtern dazu bei, die Anstrengungen für eine nachhaltige Bodennutzung und für einen vorsorglichen vollziehenden Bodenschutz voranzubringen.

Nebenbei: Gesamtschweizerische Dienstleistungen in den Bereichen „kommerzielle Bodenuntersuchungen für die Düngeberatung“ und „Bodenkartierungen“, wie sie teilweise noch immer mit dem Namen „Reckenholz“ in Verbindung gebracht werden, sind bereits vor mehr als zehn Jahren, noch zu Zeiten der Vor-Vorgängerinstitution FAP (Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau), sistiert worden.

Im Folgenden werden zu jedem der fünf aufgeführten Tätigkeitsbereiche aktuelle Forschungsschwerpunkte vorgestellt sowie Hinweise auf Zielsetzungen und verwendete Methodik gegeben.

2. Methoden und Interpretations-schemata

Dieser Tätigkeitsbereich umfasst in erster Linie Verpflichtungen aus dem Vollzug der Verordnung über Belastungen des Bodens VBBo und der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung ChemRRV; zusätzlich werden neue Analysemöglichkeiten als Hilfsmittel für Prozessforschung und Früherkennung bereitgestellt.

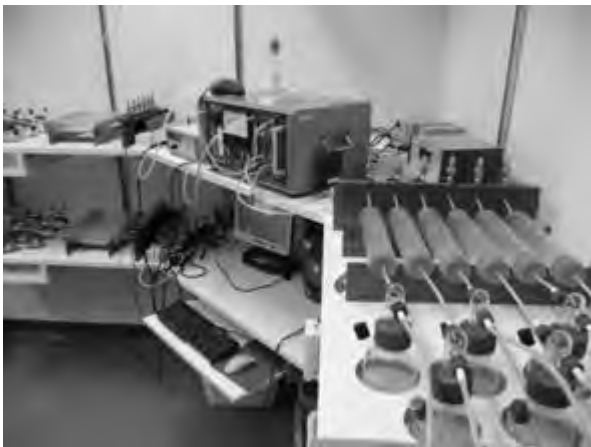


Abbildung 3: Bodenforschung findet auch im Labor statt – Heinemeyer-Apparatur zur Bestimmung der mikrobiellen Atmung im Labor (Bild: G. Brändle).

- **Entwicklung von Bodenuntersuchungsmethoden:** Einerseits entwickeln oder verbessern wir Mess- und Bestimmungstechniken für bodenbiologische, -chemische und -physikalische Untersuchungen. Aktuell geht es dabei um a) die Diversitätsbeschreibung mikrobiologischer Populationen mit molekularökologischen Methoden, b) das Messen des Redoxzustandes von Böden online im Feld samt Quantifizierung der zugehörigen Sauerstoffdiffusionsrate, c) das Bereitstellen von Messverfahren für die Bestimmung gasförmiger Stoffwechselprodukte in oxischen bzw. anoxischen strukturierten Bodenproben, d) das Entwickeln von Techniken für die Erfassung des Stickstoffumsatzes aus Mineralisierungs-Immobilisierungs-Prozessen in Böden („Bruttomineralisierung“), e) die Quantifizierung von Kohlenstoff-Nanopartikeln in Böden, Sickerwässern, Mikroorganismen und Pflanzen, f) die Quantifizierung von Russ und Holzkohle, sowie g) die Weiterentwicklung bodenmechanischer Methoden zur Beschreibung der Bodengefüge-Stabilität in unterschiedlichen Belastungssituationen.

Andererseits geht es auch darum, Erfahrungen beim Einsatz von Analysemethoden an unterschiedlichen Standorten, bei verschiedener Bewirtschaftung und im Rahmen von Zeitreihen zu gewinnen. Diese Entwicklungsstufe haben bodenchemische Methoden zur Bestimmung von Nähr- und Schadstoffen, bodenphysikalische Methoden für die Charakterisierung des Gefügestandes sowie mehrere bodenmikrobiologische Untersuchungsmethoden für die Bestimmung von Populationsgrösse (Biomasse), funktionellen Eigenschaften (Bodenatmung, N-Mineralisierung) und dem Auftreten von Mykorrhiza erreicht. Bei diesen Methoden konnte bereits ein beträchtliches Mass an Erfahrung aufgebaut werden, so dass sich Interpretationsgrundlagen ableiten lassen.

- **Referenzmethoden und Ringversuche:** An Methoden für den flächendeckenden Einsatz im Vollzug werden hinsichtlich Handhabbarkeit, Genauigkeit und Stabilität hohe Anforderungen gestellt. Mit den Referenzmethoden werden geeignete Methoden entwickelt und geprüft. ART gibt im Rahmen des Agroscope-Verbundes eine Sammlung von Referenzmethoden heraus, die für die Düngeberatung, die bodenbiologische, bodenchemische und bodenphysikalische Charakterisierung von Standorten, für die Beurteilung von Schadstoffen in Böden sowie zur Düngeruntersuchung eingesetzt werden können. Um die Analysenergebnisse von Labors vergleichbar zu machen, werden in Ringversuchen Testproben an interessierte Labors verschickt und die Analysenergebnisse miteinander verglichen; dies erfolgt für Düngungsuntersuchungen („ÖLN-Bodenuntersuchungen“ hinsichtlich Nährstoffgehalten und Bodenart), für die Untersuchung von Schadstoffen („VBBo“) und organischen Düngemitteln („MARSEP“) sowie versuchs halber auch für physikalische Bodenuntersuchungen.

3. Prozesse

In diesem Tätigkeitsbereich stehen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zum Verständnis von Bodenprozessen und ihren Wechselwirkungen mit anderen Umweltkompartimenten im Vordergrund.

- **Entwicklung der Nährstoffverfügbarkeit und des Nährstoffvorrats (P, K, Mg, Ca) im Boden:** Im DOK-Versuch werden seit 1978 biologisch-dynamische mit biologisch-organischen und konventionellen Anbausystemen verglichen, im 1949 angelegten A493-Versuch verschiedene organische mit mineralischen Düngungsverfahren. In diesen beiden Langzeitversuchen untersuchen wir die Langzeiteinflüsse unterschiedlicher Be-

wirtschaftung auf die Gesamtnährstoffgehalte der Böden, die Nährstoffverfügbarkeit und die Entwicklung von physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften; Nährstoffbilanzen helfen uns dabei, die Ergebnisse zu bewerten.

- **Wurzeleintrag und Umsatz von Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen im Boden:** Mit Hilfe dieser Arbeiten wollen wir die Stickstoff-Einträge über Wurzeln in den Boden genauer kennenlernen und die Umsatzprozesse unter Einbezug der Hauptsteuergrösse C besser verstehen. Mit diesem Wissen sollten landwirtschaftliche Ackerbausysteme vor dem Hintergrund notwendiger Einsparungen beim Einsatz von Mineraldüngerstickstoff und einer nachhaltigen Bodennutzung besser bewirtschaftet werden können. In einem ersten Schritt werden die Stickstoffeinträge durch symbiotische Fixierung (Soja und Klee gras) unter Einbezug der wurzelbürtigen N Einträge und abhängig von der Bewirtschaftung der Kulturen quantifiziert. Anschliessend untersuchen wir die Stabilisierung dieser Stickstoffkomponenten im Boden und ihren Beitrag zur Ernährung von Nichtleguminosen-Folgefrüchten (Kartoffel, Mais) bzw. Mischungspartnern (Raigras). Zu diesem Zweck werden stabile Isotope (^{15}N ,



Abbildung 4: Bodenforschung berücksichtigt neue Horizonte - Bodenbeprobung unter besonderen Bedingungen (Bild: J. Leifeld).

^{13}C) eingesetzt, entweder mit unterschiedlichen Techniken angereichert oder in natürlich vorkommenden Mengen; zudem braucht es zur Trennung funktioneller Bodenpools sequenzielle Extraktions- und Bodenseparierungsverfahren (u.a. Dichtefraktionierung).

- **Rolle der Böden als Quellen und Senken für CO_2 und andere Treibhausgase:** Zu diesem Thema gibt es bei uns aktuell drei Schwerpunkte. Erstens ist über die Struktur und Dynamik der organischen Bodensubstanz in alpinen Graslandböden sehr wenig bekannt. Dies ist insbesondere hinsichtlich der möglichen Rückkopplung dieser kohlenstoffreichen Böden bei globaler Erwärmung ein Manko. Alpine Graslandböden enthalten einen grösseren Anteil an labilem Kohlenstoff in Form von teilzersetzen Pflanzenresten (partikuläre Substanz). Die Umsatzraten, abgeschätzt mit Hilfe von Radiokarbondatierungen unterschiedlicher Bodenfraktionen, sind deutlich länger als die in Mittellandböden. Aus Vergleichen mit gängigen dynamischen Simulationsmodellen wissen wir, dass diese die Dynamik deutlich überschätzen, aber den Gehalt an partikulärer Substanz unterschätzen. Verstärkt werden daher die Faktoren pH-Wert und Qualität der Streustoffe als mögliche Faktoren der Anreicherung von partikulärer Substanz untersucht. Ein zweiter Schwerpunkt befasst sich mit dem Kohlenstoffverlust entwässerter Moore. Durch die höhere Sauerstoffverfügbarkeit in entwässerten Mooren wird der Abbau der organischen Bodensubstanz sehr stark beschleunigt. Wir untersuchen, ob sich aus Messungen von einfachen Profileigenschaften der Torfe (C-Gehalt, Aschegehalt, Lagerungsdichte) rückwirkend CO_2 -Emissionsraten bestimmen lassen und vergleichen diese Abschätzungen mit solchen von Langzeitbeobachtungen, z.B. der Bodensackung oder von Gasaustauschmessungen. Ein dritter, neuer Schwerpunkt ist die Untersuchung der Auswirkung von Biokohlegaben zu Böden auf die Treibhausgasemissionen landwirtschaftlicher Böden. In jüngster Zeit sind in der Literatur verschiedentlich Ergebnisse über stark reduzierte Lachgasemissionen nach Biokohleanwendung publiziert worden, allerdings meist in tropischen Böden unter Laborbedingungen. Wir konnten diese Befunde für zwei landwirtschaftliche Böden der Schweiz, ebenfalls im Labor, verifizieren und haben nun einen Feldversuch begonnen, um die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Feldskala zu ermitteln und die verschiedenen Prozesse, die als Ursache für die Reduktion diskutiert werden, besser zu verstehen. Die Ergebnisse dieser drei Schwerpunkte fliessen in die Treibhausgasinventarisierung der Schweiz ein (BAFU) und dienen dem BLW als Anhaltspunkt für mögliche zukünftige Bewirtschaftungsstrategien hinsichtlich der Reduktion von Treibhausgasemissionen aus Böden.

- **Druckausbreitung in Böden und Gefügedeformationen:** In diesem Tätigkeitsgebiet werden die Druckwirkungen landwirtschaftlicher Maschinen auf den Boden untersucht und zusammen mit der Druckausbreitung in unterschiedlichen Böden sowie den verursachten Bodendeformationen quantifiziert. Diese Arbeiten werden im Rahmen von Befahrungsversuchen im Feldmassstab durchgeführt. Ein wichtiger Nebenaspekt bei diesen Feldmessungen ist die Quantifizierung der Wechselwirkung zwischen Drucksensoren und dem im Boden gemessenen Druckwert. Der Zusammenhang zwischen der Druckausbreitung im Boden und der Gefügedeformation („Bodenverdichtung“) wird nicht nur im Feldmassstab bestimmt, sondern anhand von Bodenproben mit Hilfe von Oedometerversuchen auch im Labor. Aufgrund der Resultatvergleiche zwischen Feld- und Labormessungen werden die Messprinzipien der Laborversuche soweit angepasst, dass sie die im Feldversuch beobachteten Verhältnisse, z.B. hinsichtlich Belastungsdauer und Belastungsfrequenz, bestmöglich widerspiegeln. Mit Hilfe verschiedener Modellierungsansätze (analytische Modelle, Finite Elemente Modelle) versuchen wir, die Prozesse numerisch abzubilden, um im Hinblick auf den vorsorglichen Bodenschutz Belastungsprognosen erstellen zu können.

4. Belastungsgrenzen und Früherkennung

Dieses Tätigkeitsbereich umfasst überwiegend Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zum Verständnis von Bodenprozessen und Wechselwirkungen mit anderen Umweltkompartimenten, oft kombiniert mit Vollzugsaufgaben oder mit Politikberatung.

- **Wechselwirkungen zwischen Gefügeveränderungen („Bodenverdichtungen“), Witterung und Bodenbewirtschaftung:** Ein erster Schwer-



Abbildung 5: Bodenforschung sucht Zugang zu versteckt ablaufenden Prozessen – Einbau von Messsonden in ein Bodenprofil (Bild: M. Holpp).

punkt dieser Arbeiten befasst sich mit den Folgen von Gefügeveränderungen auf den Luft-/Wasserhaushalt von Feldböden, abhängig vom Witterungsverlauf und von der Bewirtschaftung des Bodens (insbesondere Bodenbearbeitung und Kulturwahl bzw. Fruchtfolgegestaltung). In typischen Ackerböden verfolgen wir anhand kontinuierlicher Messungen, wie sich die Verfügbarkeit von Sauerstoff als wichtigem Minimumfaktor der Wurzelaktivität je nach Verdichtungszustand, Witterungsverlauf und Kultur entwickelt. Gleichzeitig untersuchen wir mit Hilfe kontinuierlicher Feldmessungen, welche Konsequenzen sich aus einem beeinträchtigten Luftaustausch für den Redoxzustand der Böden ergeben - auch als Treiber der Spezierung von Nähr- und Schadstoffen. Aus der Literatur ist bekannt, dass gewisse Mikroorganismen ihren Stoffwechsel beim Auftreten anoxischer Bodenzustände grundsätzlich von aerob auf anaerob umstellen können. In einem zweiten Schritt untersuchen wir deshalb mit Hilfe von Modellversuchen, wie Mikroorganismenpopulationen auf unterschiedliche biochemische Umweltbedingungen reagieren. Insbesondere interessiert uns, ab welchem anoxischen Bodenzustand Mikroorganismenpopulationen unterschiedlicher Böden mit der Umstellung auf anaeroben Stoffwechsel beginnen und welche (gasförmigen) Stoffwechselprodukte in welchen Mengen freigesetzt werden. Ein dritter Aspekt dieser Arbeiten ist die Dynamik der Gefügeentwicklung: Bisher ist die Regeneration geschädigter bzw. die Entwicklung „normaler“ Gefügeformen im Verlauf der Zeit nur selten beschrieben worden, Ausmass und Geschwindigkeit der Gefügeentwicklung sind kaum quantifiziert und vorhersagbar. Uns interessiert besonders, wie gross die Beiträge von natürlichen und menschlichen Gefügebildungsfaktoren sind, um einerseits das Regenerations- und Gefügebildungspotential unterschiedlicher Standorte abschätzen zu können, andererseits, um Hinweise für die Verbesserung von Bewirtschaftungsmassnahmen im Hinblick auf eine bessere Gefügebildung zu erhalten.

- **Verhalten und Effekte von Nanopartikeln in landwirtschaftlich genutzten Böden:** Nanopartikel werden gegenwärtig als landwirtschaftliche Hilfsstoffe in Betracht gezogen, obschon ihr Verhalten in Böden und ihre Einflüsse auf die landwirtschaftliche Umwelt weitgehend unbekannt sind. Wissenslücken bestehen insbesondere bei der Analyse von Nanopartikeln, ihrer Mobilität im Boden, ihrer Effekte auf Bodenmikroorganismen und deren ökologische Funktionen, sowie ihrer Aufnahme in und ihrer Effekte auf Nutzpflanzen. Das übergeordnete Ziel unserer Arbeiten im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms „Chancen und Risiken von Nanomaterialien“ (NFP 64) ist das Erheben und Bereitstellen von Daten, die für eine Risikobeur-

teilung von Nanopartikeln bei einer landwirtschaftlichen Anwendung dienlich sind.

Dabei sollen insbesondere folgende Fragen beantwortet werden: a) Reichern sich Nanopartikel in Boden, Bodenmikroorganismen oder Nutzpflanzen an, b) beeinträchtigen Nanopartikel die Populationszusammensetzung und die ökologische Leistung von symbiotischen Bodenmikroorganismen (insbesondere die Stickstoff (N)-Fixierung und Phosphor (P)-Aufnahme), und c) haben Nanopartikel Auswirkungen auf die Ertragsleistung und Qualität von Nutzpflanzen?

- **PAK in Biokohle:** Das Einarbeiten von Biokohle in Böden könnte sich positiv auf eine Reihe von Bodenfunktionen auswirken, z.B. die mikrobielle Bodenaktivierung, den Humusaufbau, die Bodenentgiftung, den Grundwasserschutz, die Kohlenstoffsequestrierung und die Reduktion landwirtschaftlicher Treibhausgas-Emissionen. Bei der Herstellung von Biokohle könnte es allerdings auch zur Bildung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen PAK kommen. PAK-Gehalte von mehr als 4 mg / kg TS würden die Zulassung von Biokohle als Bodenhilfsstoff oder Dünger gefährden. Entsprechend stellt sich die Frage nach dem PAK-Gehalt von unterschiedlichen Biokohlen und den Möglichkeiten zu seiner Reduktion. Das Projekt soll wesentliche Wissenslücken beim landwirtschaftlichen Einsatz von Biokohle schliessen und eine verlässliche Risikoevaluierung dieses Produkts bezüglich organischer Schadstoffe ermöglichen.

5. Monitoring

In diesem Tätigkeitsbereich stehen Vollzugsaufgaben im Vordergrund, die oft auch für die Politikberatung herangezogen werden.

- **Langzeit-Bodenbeobachtung durch die Nationale Bodenbeobachtung NABO:** Im Frühjahr 2010 wurde mit der sechsten Beprobungsrunde gestartet. An insgesamt 12 der aktuell 104 NABO-Standorte entnehmen wir neben den regulären Flächenmischproben aus 0-20 cm Tiefe erstmals Bohrkernproben bis maximal 100 cm Tiefe. Diese sogenannten „Miniprofile“ werden horizontweise aufbereitet und analysiert. Damit können wir erstmals seit der Erstbeprobung Mitte der 1980er Jahre feststellen, ob in den tieferen Bodenschichten Veränderungen (z.B. durch Verlagerungen) stattgefunden haben. Ziel dieser Bohrkernbeprobungen ist es auch, neben den üblichen Konzentrationen der chemischen Parameter auch deren absolute Mengen zu bestimmen, um beispielsweise die Kohlenstoffvorräte in Böden quantifizieren zu können. Dazu werden zusätzlich physikalische Grössen wie Raumgewicht der Feinerde, Lagerungsdichte und Skelettgehalt analysiert.

In den letzten Jahren haben sich die umweltpolitischen Fragestellungen geändert. Dadurch wird die Bodenbeobachtung mit neuen Herausforderungen konfrontiert. Beispiele dafür sind neue Schadstoffgruppen, v.a. innerhalb der persistenten organischen Schadstoffe (POP), oder Fragen zum Klimawandel. Neue Anforderungen entstehen auch aufgrund der nationalen und internationalen Umweltberichterstattungsbedürfnisse. Dies hat zur Folge, dass das seit 25 Jahren bestehende Messnetz der Bodendauerbeobachtung an die heutigen gesellschaftlichen und ökologischen Rahmenbedingungen angepasst werden muss. Deshalb haben wir mit der Erarbeitung eines Standortkonzeptes für die geplante NABO-Messnetzergänzung begonnen.

In der Schweiz fehlt bis heute eine systematische Bodenbeprobung. Deshalb wurde im Rahmen eines Pilotprojektes geprüft, ob bei der Erfassung der Artenvielfalt in Lebensräumen des Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM auch Bodenproben aus 0-20 cm Tiefe entnommen werden können. Das rasterbasierte BDM-Messnetz umfasst rund 1600 Stichprobenflächen in der ganzen Schweiz. Die Resultate des Pilotprojektes sind positiv ausgefallen, so dass wir in diesem Jahr mit der Entnahme von Bodenproben an 229 Standorten des BDM Z9-Indikators beginnen können.

- **Indirektes Monitoring NABOflux:** Beim indirekten Monitoring des NABO werden Stoffflüsse in Böden von Dauerbeobachtungsflächen erfasst und modelliert. Erweiterte Prozessmodelle für Nährstoffe, Schwermetalle, Pestizide und die organische Substanz im Boden dienen der Früherkennung und Prognose von Veränderungen im Boden. Neben der jährlichen Erfassung der Bewirtschaftungsdaten an den 46 NABOflux-Standorten haben wir auch mit der Zusammenführung und Harmonisierung früherer Nutzungsangaben aus der Periode 1986 bis 2009 begonnen. Auf Basis dieser Bewirtschaftungsangaben wird im Rahmen einer Doktorarbeit das Prozessmodell EPIC für NABOflux-Standorte hinsichtlich zeitlicher Veränderungen von Phosphor-, Kupfer- und Zinkgehalten in Böden kalibriert, die Stoffflüsse 1986 bis 2009 modelliert und Prognosen erstellt. Mit EPIC wollen wir in Zukunft mögliche Ursachen für die im direkten Monitoring gemessenen Veränderungen von Stoffgehalten analysieren.

Die regionale Stoffbilanzierungsmethode Proterra zur Erstellung von grossräumigen Stoffbilanzen in Böden haben wir erweitert und mit georeferenzierten Daten der Betriebszählung und der Arealstatistik für den Kanton Fribourg getestet; erste Ergebnisse der flächenhaften Phosphor-, Kupfer- und Zink-Einträge über Hofdünger liegen für die Jahre 1980 bis 2007 vor.

- **Langzeitbeobachtungen Bodenerosion:** Seit 1987 kartieren wir im Gebiet Frienisberg das Auftreten von Erosion im Feld systematisch und flächendeckend. Zusammen mit Auswertungen von Bewirtschaftungsangaben ergibt dies eine Zeitreihe zum Verlauf des potentiellen Erosionsrisikos und der aktuellen Erosion und ermöglicht dadurch Rückschlüsse auf die Bedeutung und die Entwicklung natürlicher bzw. landwirtschaftlicher Erosionsrisikofaktoren.



Abbildung 6: Bodenforschung wird immer wieder mit Schäden konfrontiert – Bestimmen eines Erosionsschadens im Feld (Bild: V. Prasuhn).

- **Unterstützung kantonaler Bodenbeobachtungs- und -überwachungsaktivitäten:** Zu der in der VBBo festgeschriebenen methodischen Unterstützung von kantonalen Fachstellen beim Vollzug des Bodenschutzes leisten wir ebenfalls Beiträge. Mehrere kantonale Fachstellen, die biologische oder physikalische Parameter in ihre kantonalen Beobachtungsnetze KABOs aufgenommen haben, werden methodisch beraten und bei Bedarf analytisch unterstützt.

- **Agrarumwelt-Monitoring:** Weil das BLW aufgrund der Nachhaltigkeitsverordnung angehalten ist, Bericht über die Auswirkungen agrarpolitischer Massnahmen auf die Entwicklung der Umweltqualität zu erstatten, hat es zusammen mit ART ein sogenanntes Agrarumwelt-Monitoring entworfen. Dabei soll mit Hilfe von zahlreichen Agrarumwelt-Indikatoren der Zustand und die Entwicklung von verschiedenen Umweltkompartimenten erfasst und beschrieben werden; dazu gehört auch der Boden. ART ist beauftragt worden, die vorgesehenen Agrarumwelt-Indikatoren zu entwickeln, zu erheben und auszuwerten. Im Bereich Boden betrifft dies das Erosionsrisiko, die Bodenbedeckung und die Versorgung der Böden mit organischer Substanz; diese Indikatoren befinden sich momentan in Entwicklung. Ebenfalls in Richtung Wirkungsnachweis von agrarpolitischen Massnahmen zielen Arbeiten, die im Rahmen des Berner Förderprogrammes „Boden“ zusammen mit der kantonalen Boden-

schutzfachstelle geleistet werden: Um den Effekt der finanziell unterstützten Bewirtschaftungsmassnahmen (bodenschonende Bearbeitungs- und Bestelltechnik, Fruchtfolge und Zwischenkulturen, Begrenzung des Bodendruckes) auf die Entwicklung der Böden abschätzen zu können, wird auf der Basis von Untersuchungen im kantonalen Bodenbeobachtungs-Messnetz eine Wirkungskontrolle durchgeführt.

- **Lysimeteranlage Reckenholz:** Im Zuge der Renovationsarbeiten konnte am Standort Reckenholz eine neue Lysimeteranlage, bestehend aus 72 Lysimetergefässen mit jeweils 1 m² Oberfläche und 150 cm Tiefe, errichtet werden. Die Böden wurden in natürlicher Lagerung („monolithisch“) an drei verschiedenen Ackerstandorten der Schweiz entnommen. 12 der Gefässe sind wägbar, mit kontinuierlich aufzeichnenden Sensoren für verschiedene Bodenparameter (Bodenfeuchtigkeit und -temperatur) ausgerüstet, und ihre Bodenlösung kann beprobt werden; bei allen Lysimetern wird das Sickerwasser aufgefangen. Im Vordergrund des aktuellen agronomischen Versuchsprogrammes stehen Untersuchungen zum Sickerwassertransport und zur Nitratauswaschung bei verschiedenen Anbausystemen, Bodenbearbeitungsverfahren und Düngungsvarianten sowie deren Wechselwirkungen mit den verschiedenen Bodenformen.

6. Beratungs- und Entscheidungsgrundlagen

In diesem Tätigkeitsbereich werden durch Forschungs- und Entwicklungsarbeiten Umsetzungsgrundlagen für Bodenschutz und nachhaltige Bodennutzung bereitgestellt.

- **Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungseffekte auf die Bodenqualität:** Das Aufzeigen ökologischer Nebenwirkungen von landwirtschaftlichen Produktionstechniken gewinnt zunehmend an Interesse, nicht zuletzt, um unterschiedliche Produktionssysteme miteinander vergleichen zu können. Bisher sind bei Ökobilanzierungen mögliche Nebenwirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmassnahmen auf die Bodenqualität nicht oder nur in sehr beschränktem Masse berücksichtigt worden. Für das ART-Ökobilanzierungsprogramm SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) entwickeln wir deshalb das Modul Bodenqualität („Soil Quality“, SQ), das aufgrund von Angaben zu Standort und Bewirtschaftung Abschätzungen der Bewirtschaftungseinflüsse auf mehrere biologische, chemische und physikalische Bodeneigenschaften ermöglicht. Damit lassen sich beispielsweise Gefährdungen der Bodenqualität durch Erosion, Verdichtung, Humuschwund oder Schadstoffe beurteilen.

- **Vollzugshilfe „Umweltschutz in der Landwirtschaft“, Bereich „Boden“:** BLW und BAFU erarbeiten eine mehrteilige Vollzugshilfe, um den Akteuren in der landwirtschaftlichen Praxis durch konkrete Hilfestellungen mehr Sicherheit beim zweckmässigen, effektiven und koordinierten Umsetzen von Vorgaben der Umweltschutzgesetzgebung zu vermitteln. Im Bereich „Boden“ beteiligen wir uns an der Entwicklung von Hilfsmitteln für das vorsorgliche Vermeiden von Gefährdungen der Bodenfruchtbarkeit durch Erosion, Verdichtung und Schadstoffeintrag. Dazu gehört die Erosionsrisikokarte ERK2, die in Zusammenarbeit mit dem Centre for Development and Environment CDE der Universität Bern entstanden ist, oder Terranimo, ein Modell zur Beurteilung von Verdichtungsrisiken, das wir zusammen mit der SHL Zollikofen und der Universität Aarhus entwickeln.

- **Bodendaten und Bodeninformationssystem**

NABODAT: Im ART-Bodendatenarchiv werden Bodendaten noch aus der Zeit des Kartierungsdienstes der FAP Reckenholz (1960iger Jahre bis 1996) in physischer Form aufbewahrt; dazu gehören Profilaufnahmen, Bodenkarten, Analysenkarten und Begleitberichte. Im Interesse eines vollständigen Datenzuganges und der einfachen Nutzung wertvoller Bodendaten wird der Gesamtbestand dieses Archiv momentan systematisch inventarisiert und elektronisch gesichert. Nach Abschluss der Arbeiten werden alle im ART-Bodendatenarchiv vorhandenen Dokumente in digitaler Form zur Verfügung stehen und damit insbesondere für die Digitalisierungsarbeiten der Kantone hilfreich sein.

Vom BAFU wurde die Entwicklung eines Bodeninformationssystems für die Umweltberichterstattung und den gezielten Bodenschutz lanciert und finanziell unterstützt. Die technische Umsetzung des Bodeninformationssystems NABODAT ist inzwischen weitgehend abgeschlossen. Mit NABODAT werden Bund und Kantone die in der Schweiz verfügbaren digitalen Bodendaten in einer Datenbank zusammenführen und mit einem geographischen Informationssystem (GIS) verknüpfen. An die aktuellen Anfangsinvestitionen in die Speicherung und Bewirtschaftung der Bodendaten werden Entwicklungen anschliessen, die sich mit geostatistischen Hilfsmitteln und der Ableitung thematischer Karten aus NABODAT befassen. Damit lassen sich dann beispielsweise Fragen zu Nutzungsmöglichkeiten und -risiken (Erosions-/Verdichtungsgefährdung, Risiko von Stoffverlusten durch Auswaschung, Abschwemmung, Entgasung), oder zur geografischen Verteilung von Bodeneigenschaften (z.B. organische Bodensubstanz, Schadstoffe) beantworten.

- **Bodensanierung:** In Zusammenarbeit mit dem Sustainable Development Policy Institute SPDI in Islamabad prüfen wir die Möglichkeit, die Exposi-

tion der in unmittelbarer Nähe einer ehemaligen Produktionsanlage wohnhaften Bevölkerung gegenüber dem persistenten und bioakkumulierbaren Insektizid DDT durch Zugabe von Aktivkohle in belastete Böden zu reduzieren. Aktivkohle hat nachgewiesenermassen ein hohes Bindungsvermögen für eine Vielzahl von organischen Verbindungen. Nach der Ermittlung des effizientesten Aktivkohle-Materials, der idealen Menge und der bestmöglichen Applikationstechnik soll das optimale Verfahren im Feld angewendet und bezüglich seinem Erfolg evaluiert werden.

Der Waldboden – Boden des Jahres 2011

Le sol forestier – Sol de l'année 2011

Aktion Boden des Jahres

Mit der Aktion „Boden des Jahres“ will die Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz BGS/SSP zu einem vermehrten Bodenbewusstsein beitragen. Böden sind zumeist sprichwörtlich unter unseren Füßen verborgen. Ihre vielfältigen Aufgaben für Natur und Mensch sollen uns mit dieser Aktion besser bewusst werden. Mit der jährlichen Deklaration eines „Bodens des Jahres“ soll anhand eines speziell ausgewählten Standortes ein aktuelles Bodenanliegen breiter bekannt gemacht werden. Dies ist Voraussetzung für mehr Wertschätzung für die Böden und verhilft damit zum haushälterischen und sorgsamen Umgang mit Fläche und Funktionen von Böden.

Boden des Jahres 2011 ist der Waldboden.

In der Schweiz ist der Waldboden auf Grund des Internationalen Jahrs des Waldes (UNO Resolution 61/193) zum Boden des Jahres 2011 gewählt worden.

Wohl wissend, dass die Bodenvielfalt unter den Schweizer Wäldern gross ist, wurde stellvertretend ein typischer und häufiger Waldboden aus dem Mittelland ausgewählt. Anhand einer tiefgründigen Parabraunerde auf Moräne aus der Gemeinde Othmarsingen* wird aufgezeigt, welche wichtigen Ökodieleistungen - neben der Holzproduktion - ein solcher Waldboden für den gesamten Naturraum und damit auch für uns alle erbringt. Der Waldboden als Wasserspeicher und -filter, als Verwerter von organischen Rückständen, als Lebensraum einer Vielzahl von Kleintieren und Mikroorganismen - dies sind in diesem Zusammenhang nur einige erwähnenswerte Stichworte. Im Weiteren werden auch Gefährdungen von Waldböden angesprochen.

Weitere Informationen zu all diesen Aspekten erhalten sie unter <http://www.boden-des-jahres.ch>.

* aus Waldböden der Schweiz, Band 1, 2004: Grundlagen und Region Jura. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Bern, Hep-Verlag. 768 S.



**Der Waldboden
Boden des Jahres 2011**

weitere Informationen unter
www.boden-des-jahres.ch

 Bodenkundliche Gesellschaft Schweiz
Società Svizzera di Pedologia
Società Svizzera di Pedologia

 Eidg. Forschungsanstalt WSL, Duden-Valensschannen, CH-8903 Birmensdorf
Institut fédéral de recherches WSL, Salines-de-sa, CH-8903 Birmensdorf
Istituto federale di ricerca WSL, Salenza del salone, CH-8903 Birmensdorf



**Le sol forestier
Sol de l'année 2011**

Informations supplémentaires sur
www.boden-des-jahres.ch

 Bodenkundliche Gesellschaft Schweiz
Società Svizzera di Pedologia
Società Svizzera di Pedologia

 Eidg. Forschungsanstalt WSL, Duden-Valensschannen, CH-8903 Birmensdorf
Institut fédéral de recherches WSL, Salines-de-sa, CH-8903 Birmensdorf
Istituto federale di ricerca WSL, Salenza del salone, CH-8903 Birmensdorf

Publikationen der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz

Bestellungen, Versand: ELVADATA AG
 Schützenstrasse 10
 3052 Zollikofen
 Tel. 031 910 61 20
 Fax 031 910 61 49
 E-Mail info@elvadata.ch
 Internet <http://www.elvadata.ch>

BGS-Bulletins Preis: Fr. 25.- (bis No. 23 Fr. 15.-) pro Stück; **ohne** Porto und Verpackung

Nummer	Jahr	Bestellnummer	Nummer	Jahr	Bestellnummer
3	1979	970 801	21	1997	970 818
5	1981	970 802	22	1998	970 819
6	1982	970 803	23	1999	970 870
8	1984	970 805	24	2000	970 871
11	1987	970 808	25	2001	970 872
12	1988	970 809	26	2002	970 873
14	1990	970 811	27	2004	970 874
15	1991	970 812	28	2005	970 875
16	1992	970 813	29	2006	970 876
17	1993	970 814	30	2010	970 877
18	1994	970 815	31	2011	970 878
19	1995	970 816	32	2011	970 879
20	1996	970 817			

No. 1, 2, 4, 7, 9, 10 und 13 vergriffen

BGS-Dokumente Preis: Fr. 25.- (bis No. 8 Fr. 15.-) pro Stück; **ohne** Porto und Verpackung

Nummer	Jahr	Thema	Bestellnummer
1 f	1984	Exploitation du gravier et agriculture	970 840
2 f	1985	Estimation et protection des sols	970 841
3 d	1986	Bodenschädigung durch den Menschen	970 822
4 d	1989	Lysimeterdaten von schweizerischen Messstationen	970 823
5 d	1994	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz	970 824
6 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz II	970 825
7 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz III	970 826
8 d	1996	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz IV	970 827
9 d	1999	Physikalischer Bodenschutz	970 828
9 f	1999	Protection des sols contre les atteintes physiques	970 842
10 d	2000	Umfrage Bodenkartierung	970 829
11 d	2001	Bodenkunde und Bodenkundler in der Schweiz 1855 – 1962	970 830
12 d	2003	Sanfte Bodensanierung	970 831
13 d	2004	Definition und Erfassung von Bodenschadverdichtungen	970 832
14 d	2004	Bodeninformation Schweiz BI-CH - Schlussbericht 2003	970 833

No. 1 und 2 deutsch vergriffen

Weitere Publikationen Preis: Fr. 15.- pro Stück; **ohne** Porto und Verpackung

Exkursionsführer ISSS 1986 (Alpentransversale)	Bestellnummer	970 860
Gefährdete organische Böden der Schweiz (1982)		970 861

Publikationen der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz

Bestellungen, Versand: ELVADATA AG
 Schützenstrasse 10
 3052 Zollikofen
 Tel. 031 910 61 20
 Fax 031 910 61 49
 E-Mail info@elvadata.ch
 Internet <http://www.elvadata.ch>

BGS-Bulletins Preis: Fr. 25.- (bis No. 23 Fr. 15.-) pro Stück; **ohne** Porto und Verpackung

Nummer	Jahr	Bestellnummer	Nummer	Jahr	Bestellnummer
3	1979	970 801	21	1997	970 818
5	1981	970 802	22	1998	970 819
6	1982	970 803	23	1999	970 870
8	1984	970 805	24	2000	970 871
11	1987	970 808	25	2001	970 872
12	1988	970 809	26	2002	970 873
14	1990	970 811	27	2004	970 874
15	1991	970 812	28	2005	970 875
16	1992	970 813	29	2006	970 876
17	1993	970 814	30	2010	970 877
18	1994	970 815	31	2011	970 878
19	1995	970 816	32	2011	970 879
20	1996	970 817			

No. 1, 2, 4, 7, 9, 10 und 13 vergriffen

BGS-Dokumente Preis: Fr. 25.- (bis No. 8 Fr. 15.-) pro Stück; **ohne** Porto und Verpackung

Nummer	Jahr	Thema	Bestellnummer
1 f	1984	Exploitation du gravier et agriculture	970 840
2 f	1985	Estimation et protection des sols	970 841
3 d	1986	Bodenschädigung durch den Menschen	970 822
4 d	1989	Lysimeterdaten von schweizerischen Messstationen	970 823
5 d	1994	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz	970 824
6 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz II	970 825
7 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz III	970 826
8 d	1996	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz IV	970 827
9 d	1999	Physikalischer Bodenschutz	970 828
9 f	1999	Protection des sols contre les atteintes physiques	970 842
10 d	2000	Umfrage Bodenkartierung	970 829
11 d	2001	Bodenkunde und Bodenkundler in der Schweiz 1855 – 1962	970 830
12 d	2003	Sanfte Bodenrehabilitation	970 831
13 d	2004	Definition und Erfassung von Bodenschadverdichtungen	970 832
14 d	2004	Bodeninformation Schweiz. BI-CH - Schlussbericht 2003	970 833

No. 1 und 2 deutsch vergriffen

Weitere Publikationen Preis: Fr. 15.- pro Stück; **ohne** Porto und Verpackung

Exkursionsführer ISSS 1986 (Alpentransversale)	Bestellnummer	970 860
Gefährdete organische Böden der Schweiz (1982)		970 861

