

**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ  
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE**

**BULLETIN 38  
2017**

**Jahrestagung vom 9. und 10. Februar 2017 in Bern**

**BODENWISSENSCHAFT UND BODENSCHUTZ:  
EINE GRENZÜBERSCHREITENDE HERAUSFORDERUNG**

**Referate, Texte zu den Postern**

Editor: François Schnider

---

ISSN 1420-6773  
ELVADATA AG  
Zollikofen 2017

Druck: ELVADATA AG, Zollikofen

ISSN 1420-6773

Copyright: 2017 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

Mijo Jozic-Wohler zum Gedenken (1937–2016) .....	5
Satish Kumar Gupta-Modh zum Gedenken (1943–2017) .....	7
Buchbesprechung: Ein philatelistischer Streifzug durch die Bodenkunde, von Hans-Peter Blume .....	9

## Bodenwissenschaft und Bodenschutz: Eine grenzüberschreitende Herausforderung

Jahrestagung vom 9. / 10. Februar 2017 in Bern

B. ZOLLINGER, CHR. ALEWELL, CHR. KNEISEL, D. BRANDOVÁ, M. CHRISTL AND M. EGLI Alpine Permafrost and its Effect on Chemical Weathering, Soil Organic Carbon Pools and Time-Split Soil Erosion .....	11
L. EBNETER, J. KRAUER, E. HODEL UND H. LINIGER Bodenerosion bei Starkniederschlägen im Schweizer Mittelland – Ursachen und Massnahmen für die künftige Prävention von Bodenerosion durch Wasser .....	19
V. PRASUHN, T. LEMANN, G. SCHWILCH, F. BACHMANN, M. BANDI, V. JAUNIN, L. KELLERMANN UND S. BURGOS Der Einfluss von Lochstern und Querdammhäufel auf Erosion und Staunässe im Kartoffelanbau .....	27
S. SCHMIDT, CHR. ALEWELL, P. PANAGOS UND K. MEUSBURGER Saisonale und räumliche Variabilität der Niederschlagserosivität in der Schweiz .....	37
A. VOEGELIN, J. MAJZLAN, J. HERMANN, S. WICK, B. BAEYENS, N. PFENNINGER UND J. GÖTTLICHER Verhalten von geogenem Thallium in Böden auf der Erzmatt bei Buus .....	47
M. PETRILLO, S. GULDENER, R. WANNER, R. KREBS AND M. EGLI Local Effects of Deadwood on Soil Organic Matter Composition in an Alpine Setting .....	51
B. SEITZ UND M. VAN DER HEIJDEN Bodenkohlenstoffvorräte nach Kompostanwendung in der biologischen Landwirtschaft .....	57
R. G. MEULI, D. WÄCHTER, P. SCHWAB, L. KOHLI AND R. ZIMMERMANN Connecting Biodiversity Monitoring with Soil Inventory Data – A Swiss Case Study .....	65
P. BOVIN, S. LEOPIZZI AND K. GONDRET How Many Spade Tests Are Needed to Characterize the Soil Structure Quality of a Field? Case of Homogeneous Field .....	71
L. MATILE UND CHR. MEYER Bodenfeuchtesensoren, eine brauchbare Alternative zu Tensiometern auf Baustellen? .....	77
P. GERMANN Dimensionen präferenzialer Flüsse auf der Darcy-Skala .....	83
F. BORER, C. LÜSCHER UND M. KNECHT Bodeninformationen «à la carte» und Ökonomie .....	87

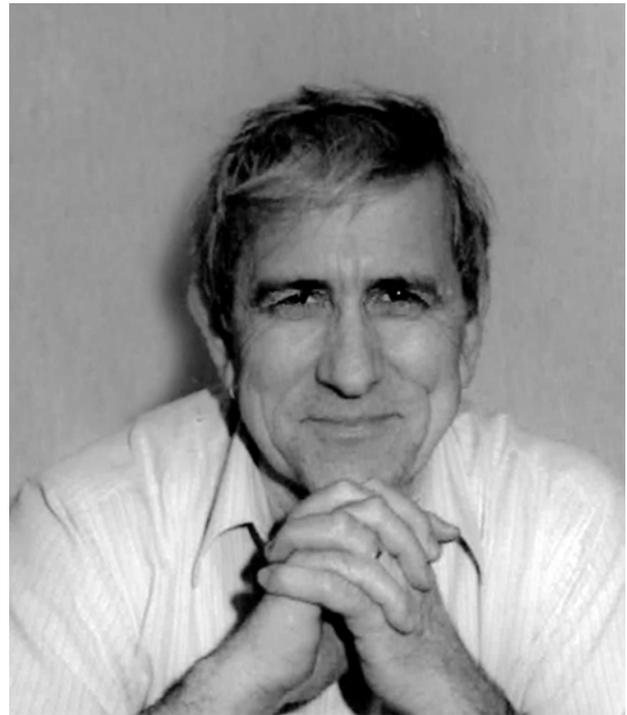


## Mijo Jozic-Wohler zum Gedenken (1937-2016)

Dass Mijo im November 2016 von uns gehen musste, bedrückte auch mich sehr. Er musste seine Firma, seine Mitarbeitenden und seine Familie aufgrund einer Herzschwäche unverhofft verlassen. Sicher hatte er noch einige interessante Pläne! Gerne erinnere ich mich an unsere beinahe 30 Jahre andauernde Berufszeit als Bodenkundler. Aber auch unsere gemeinsamen Mittagessen, bei welchen weder ein Glas Wein noch der abschliessende Grappa fehlen durfte, bleiben mir in bester Erinnerung und sie werden mir fehlen.

Mijo Jozic hat sich von der praktischen Seite an die Bodenkunde herangewagt. Nach dem Studium der Agronomie in Novi Sad (Serbien) war er in den 70er-Jahren als Mitarbeiter eines 1500 ha Ackerbaubetriebes nördlich von Belgrad tätig. Dort bewirtschaftete er Tschernoseme – die weltweit wohl fruchtbarsten Böden der Steppen. Bei so grossen Betrieben standen damals neben agronomischen Fragen vorwiegend jene der Logistik und der Betriebswirtschaft im Vordergrund (Energieversorgung, Beschaffung von Saatgut und tauglichen Erntemaschinen, Personal). Danach war er als Oberassistent für Landtechnik an der Hochschule von Osijek/Zagreb (Kroatien) tätig.

Eine Begegnung 1966 am Schwarzen Meer mit Elisabeth Wohler lenkte Mijos Weg nach einer langen Brieffreundschaft in die Schweiz. 1969 trat er in die Firma AGBA AG ein, welche 1975 bis 1986 zur Elektrowatt-Gruppe gehörte. 1986 übernahmen Mijo Jozic, Franz Moos und Benno Richner die Firma und konzentrierten sich auf die Bereiche Melioration, landwirtschaftliche Betriebsberatung und Raumplanung. 1988 gründete Mijo zusätzlich eine eigene Firma, die AgroLab swiss GmbH. 1998 verliess er die AGBA. Dabei nahm er die Tochterfirma AGBA-Instrumente mit und wandelte sie zur Agro Terra GmbH um. Diese Firmenstruktur ermöglicht es, eine umfassende bodenkundliche Dienstleistung anzubieten. Alle Arbeiten, von der Feldaufnahme über die Probenahme und Analytik bis zum Schlussbericht konnten nun durch dasselbe Büro erledigt werden. Dieses Angebot brachte nicht nur eine deutliche Qualitätssteigerung, sondern bürgte immer auch für eine speditive Abwicklung der Projekte. Ich kann mich erinnern, wie wir an einem einzigen Tag zwischen 07.00 Uhr und 20.30 Uhr 13 Standorte beprobten und die Proben anderntags bereits für die Analytik vorbereitet wurden.



Trotz seinem grossen beruflichen Engagement nahm er sich immer auch Zeit für seine Familie, seine zwei Kinder und seine ihm wichtige Gartenarbeit, wo er Obst und Gemüse kultivierte.

Mijo Jozic hat seine berufliche Tätigkeit stets der Agronomie, der Bodenkunde und dem Bodenschutz gewidmet. Er ist damit sicher einer der ersten Unternehmer in der Schweiz, welcher seine gesamte geschäftliche Tätigkeit erfolgreich auf dieses Segment konzentrierte. Vor einigen Jahren hat er noch eine dritte Firma in Deutschland gegründet, in welcher er sich vorwiegend auf den Handel von Geräten für die Bodenbeobachtung und -kunde konzentrierte. Diesen Standort im Schwarzwald haben er und Elisabeth auch mit der Leidenschaft für gutes Essen und dem Ausspannen vom beruflichen Alltag verknüpft.

Mijo Jozic war seit dem Gründungsjahr 1975 Mitglied der BGS. Über 10 Jahre lang arbeitete er als gewissenhafter Rechnungsführer im Vorstand mit. Mit grossem Applaus hat die BGS-Generalversammlung 2007 Mijo zum Ehrenmitglied gewählt. Mit ihm wurde ein Bodenkundler der Unternehmenseite geehrt. Als Firmeninhaber hat er neben seinem bodenkundlichen Wissen über viele Jahre auch die Sicht der Marktwirtschaft in den Vorstand eingebracht. Er setzte sich stets für Transparenz und Professionalität bei der Planung, Durchführung und Finanzierung der BGS-eigenen Projekte ein. Das hat unseren Be-

rufsverband bereichert und schlussendlich auch gestärkt.

Mijo war sicher eine tragende Person in der Fachwelt der Bodenkunde und des Bodenschutzes der Schweiz.

Matthias Achermann

## Satish Kumar Gupta-Modh zum Gedenken (1943-2017)

Betroffen haben wir vom Hinschied von Dr. Satish Kumar Gupta am 6. Dezember 2017 Kenntnis nehmen müssen. Kurz nach seiner Rückkehr aus Indien ist er an einer Leber-Infektion im Inselspital verschieden. Er hinterlässt seine Gattin, zwei Söhne und zwei Enkelkinder.

Satish K. Gupta hat ein bewegtes und reichhaltiges Leben hinter sich. Geboren am 19. März 1943 in Tarana (Indien) verlor er mit sechs Monaten seine Mutter und wuchs mit seinem älteren Bruder beim Vater auf. In Indore studierte er Chemie und arbeitete anschliessend als Chemiker bei Dewas sowie als Forschungsassistent und Assistenzprofessor an der Jawaharlal Nehru Agricultural University in Jabalpur. Ein Jahr nach seiner Heirat mit Prabha reiste er 1970 an die Universität Saskatchewan (Kanada), um den Titel eines Master of Science zu erwerben. Im Januar 1973 kam Satish in die Schweiz an die Eidg. Landwirtschaftliche Versuchsanstalt Agrikulturchemie in Liebefeld-Bern und blieb seinem Arbeitgeber (heute AGROSCOPE) bis zur Pensionierung im Jahre 2008 treu. Zunächst doktorierte er unter der Leitung von Prof. P. Schindler (Uni Bern) über Phosphat-Elimination und Eigenschaften von Klärschlamm-Phosphat. Vom wissenschaftlichen Mitarbeiter der Forschungs-, Vollzugs- und Beratungssektion Boden der FAC stieg er dann bis zum Leiter der Gruppe Bodenchemie der FAL bzw. ART in Reckenholz auf.

Als vielseitig interessierter, leidenschaftlicher Bodenchemiker und Analytiker war Satish in mehreren Forschungsfeldern aktiv. Herausragend war sein Beitrag für die schweizerische Umweltschutzgesetzgebung, speziell was die Schadstoffrichtwerte in der Verordnung für Schadstoffe des Bodens sowie die Schadstoff-Grenzwerte in der Klärschlamm- bzw. Stoffverordnung betrifft. Auch war er an der Erarbeitung der «Wegleitung zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit» (1990) beteiligt und Hauptautor der FAC-Schriftenreihe «Methoden für Bodenuntersuchungen» (1990). Satish war ein national und international gut vernetzter Wissenschaftler und gefragter Experte. Davon zeugt eine grosse Zahl von Publikationen, Vorträgen und drittfinanzierten Projekten. Er betreute gewissenhaft, ja väterlich-fürsorglich eine Vielzahl von Doktoranden, Diplomanden und Praktikanten. Er setzte sich auffallend gerechtigkeitsbewusst für seine Mitarbeitenden ein und verstand sie zu motivieren.



Satish war ein vitaler, unternehmungsfreudiger und geselliger Mensch. Stets generierte er neue Ideen und war voller Energie und Tatendrang. Eingebürgert in Köniz engagierte er sich stets in beiden Kulturen. Er setzte sich für arme, falsch- und unternährte Menschen in Indien ein, beteiligte sich an Indo-Swiss-Projekten und an der Installation von Fotovoltaikanlagen zur Stromgewinnung in der alten Heimat. In der Schweiz gab er den Impuls zur Gründung des Fachvereins Arbeit und Umwelt (FAU). Er legte Hand an, wenn ein Kollege zu zügeln hatte. Treu nahm er selbst nach der Pensionierung an Veranstaltungen der «Alt-Liebefelder» teil, feierte und lächelte unverkennbar satishhaft beherzt mit, nahm an Trauerfeiern der verstorbenen Mitarbeitenden teil. Nun müssen wir leider all zu früh von ihm selbst betroffen Abschied nehmen. Wir behalten Satish in guter und dankbarer Erinnerung.

Franz X. Stadelmann



Hans-Peter Blume

## Ein philatelistischer Streifzug durch die Bodenkunde

Hans-Peter Blume, Emeritierter Professor für Bodenkunde an der Universität Kiel, hat über die Jahre zum Themenkreis Bodenkunde – Bodennutzung – Bodenbelastung – Bodenschutz eine beeindruckende Sammlung von Briefmarken und weiteren philatelistischen Belegen zusammengetragen. Gleichzeitig hat er als Ergänzung bei der österreichischen und liechtensteinischen Post eine Reihe von personifizierten Briefmarken mit Abbildungen von Bodenprofilen drucken lassen. Auf der Basis dieser Sammlung hat er inzwischen ein ebenso bemerkenswertes Buch vorgelegt, mit dem er, gemäss Vorwort, «eine allgemein verständliche Darstellung der Bodenkunde in all ihren Facetten» bieten möchte.

Anhand der Motive auf den Briefmarken und den anderen postalischen Belegen beschreibt Blume zunächst die wichtigsten natürlich gewachsenen Böden Mitteleuropas und weiterer Regionen der Erde. Dabei sieht er diese unter Einbezug der vorhandenen Flora und Fauna stets im Zusammenhang mit der Landschaft, in der sie entstanden sind. Auch werden die Gesteine und deren Mineralien vorgestellt, aus denen sich die Böden gebildet haben.

Ein weiteres Kapitel befasst sich mit der Nutzung der Böden und den dafür erforderlichen Bodenbearbeitungen wie pflügen, eggen, grubbern, sowie Bodenverbesserungen wie dränen, bewässern, kalten, düngen. Detailliert wird auf die verschiedenen

Nutzungsarten eingegangen, so Grünland, Ackerland, Wald, Weinbau, Obst- und Gartenbau. Selbst hochspezialisierte Nutzungen wie Sportanlagen, botanische und zoologische Gärten, Friedhöfe und gar Schlachtfelder kommen zum Zuge.

Unter dem Titel Bodenbelastung und Bodenschutz folgt eine Erörterung von nutzungs- und klimabedingten Bodenschäden wie Verdichtungen, Rutschungen, Erosion durch Wind und Wasser, Überdüngung, Einsatz von Bioziden mit entsprechenden Verhinderungsstrategien. Ebenso besprochen werden Schadstoffeinträge aus der Atmosphäre.

Weitere Kapitel, auf die hier nicht weiter eingegangen werden soll, befassen sich mit der Untersuchung und Bewertung von Böden sowie mit Lehre und Forschung im Fach Bodenkunde. Das Buch endet schliesslich mit einer kurzen Geschichte der Bodenkunde (und Bodennutzung) von den Anfängen in der Jungsteinzeit bis in die Gegenwart.

Professor Blumes Buch hat das im Vorwort erwähn-

Hans-Peter Blume

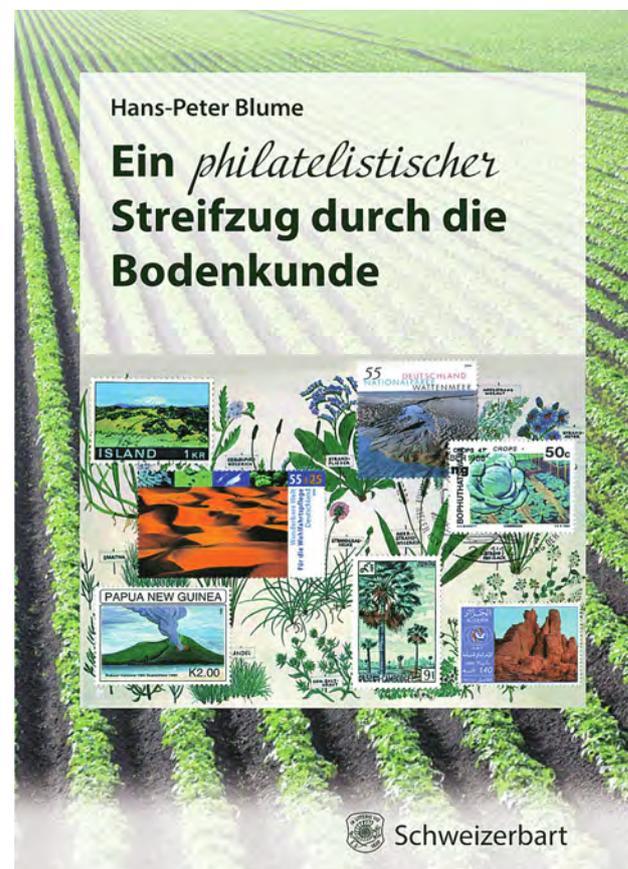
Ein philatelistischer Streifzug durch die Bodenkunde

E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart, 2018  
228 Seiten, 89 Farbtafeln mit 2000 postalischen Belegen aus ca. 100 Ländern. € 39.90  
ISBN 978-3-510-65441-3

Weitere Angaben zum Buch mit detailliertem Inhaltsverzeichnis und einem Bestellschein finden sich auf der Homepage <http://www.schweizerbart.de/9783510654123>

Exemplare mit Widmung können beim Autor zum Ladenpreis bezogen werden. Adresse:

Prof. em. Dr. Hans-Peter Blume  
Schlieffenallee 28,  
54105 Kiel, Deutschland.  
hblume@soils.uni-kiel.de



te Ziel, eine allgemein verständliche Darstellung der Bodenkunde in all ihren Facetten zu bieten, zweifelsohne erreicht, auch wenn die Darstellung, ebenfalls gemäss Vorwort, naturgemäss durch das bestimmt wurde, was sich an Briefmarken und anderen postalischen Belegen sammeln liess. So wurde den noch wenig bekannten Böden auf dem Mars und dem Saturnmond Titan ein eigenes Kapitel gewidmet, während gewichtige Teilbereiche der (irdischen) Bodenkunde wohl mangels entsprechender Postwertzeichen eher zu kurz kamen.

Beim Lesen des Buches stösst man stellenweise auf autobiographische Abschnitte, die den Text auflockern und zu einer gewissen Verbundenheit mit dem Autor führen. Ein schönes Beispiel findet sich im oben erwähnten Kapitel *Böden untersuchen und bewerten*, worin der Autor berichtet, wie er im antarktischen Sommer 1991 zusammen mit zwei Kollegen auf dem Gelände im Umland der australischen Forschungsstation Casey zahlreiche Böden untersuchte und beschrieb.

Das Buch richtet sich zunächst einmal beispielgebend an Philatelisten mit Motivsammlungen aus dem Bereich Natur und im Besonderen aus den Teilgebieten Landnutzung, Umwelt, Landschaft, Naturschutz u. ä. Dann aber auch, und dies wohl primär, an all jene, die beruflich oder als Hobby mit dem Boden zu tun haben, so Gärtner, Freizeitgärtner, Landwirte, Förster, Landschaftsplaner, Umweltbeauftragte, Umweltschützer usw. Schliesslich dürften auch ausgebildete Bodenkundler ein Interesse daran haben, ihr Arbeitsgebiet einmal von einer ganz anderen Warte aus zu sehen.

Hans Sticher

# Alpine Permafrost and its Effect on Chemical Weathering, Soil Organic Carbon Pools and Time-Split Soil Erosion

Barbara Zollinger<sup>1</sup>, Christine Alewell<sup>2</sup>, Christof Kneisel<sup>3</sup>, Dagmar Brandová<sup>1</sup>, Marcus Christl<sup>4</sup> and Markus Egli<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Geography, University of Zurich, Winterthurerstrasse 190, CH-8057 Zurich

<sup>2</sup>Department of Environmental Sciences, University of Basel, Bernoullistrasse 30, CH-4056 Basel

<sup>3</sup>Institute of Geography and Geology, University of Würzburg, Am Hubland, D-97074 Würzburg

## Abstract

Permafrost conditions frequently occur in the European Alps. How soils under such conditions have evolved and how they may react towards climate warming is largely unknown. Global warming is expected to change the thermal and hydrological soil conditions in alpine permafrost soils, which might impact (1) chemical weathering rates and intensities, (2) soil organic matter dynamics and (3) the magnitude of soil erosion processes. The aim of this study was to address the above-mentioned issues (1–3) by comparing nearby soils that are characterised by the presence or absence of permafrost in the alpine (grassland) and subalpine (forest) range in the Eastern Swiss Alps.

A multi-method (geochemical and mineralogical) approach was applied. In addition, different isotopic tracers (<sup>10</sup>Be, <sup>239+240</sup>Pu, <sup>137</sup>Cs) were tested to detect soil redistribution processes. Our results indicated a tendency towards: (1) less intense weathering in soils that were affected by permafrost, (2) lower amounts of soil organic carbon in alpine permafrost soils and (3) higher soil erosion rates in permafrost soils (<sup>10</sup>Be, <sup>239+240</sup>Pu). Furthermore, it seems that soil redistribution rates have increased during the last decades. Nevertheless, the findings were not always consistent between permafrost and non-permafrost soils. Soil formation and permafrost distribution were affected by alternating warmer and cooler conditions since the beginning of the Holocene. This complex soil genesis may have overshadowed the expected differences between permafrost and non-permafrost soils.

## Zusammenfassung

Permafrost ist ein Phänomen, welches man häufig in den europäischen Alpen antrifft. Wie die Böden unter solchen Bedingungen entstanden sind und in welche Richtung sie sich angesichts des voranschreitenden Klimawandels entwickeln werden, ist grossteils unbekannt. Aufgrund der Klimaerwärmung ist eine Änderung der thermischen und hydrologischen Bedingungen in den Permafrostböden zu erwarten. Dies würde (1) die Raten und Intensität der chemischen Verwitterung, (2) die Dynamik des Bodenkohlenstoffes und (3) die Grössenordnung der Bodenerosionsprozesse beeinflussen. Das Ziel dieser Studie war folglich, mehr Informationen zu den oben genannten Themen (1–3) zu erhalten. Untersucht und verglichen wurden von Permafrost beeinflusste bzw. davon unbeeinflusste Böden der alpinen (Grasland) und subalpinen (Wald) Höhenstufen in den östlichen Schweizer Alpen.

Es wurde ein multi-methodologischer (geochemischer und mineralogischer) Ansatz gewählt. Zudem wurden verschiedene Isotope (<sup>10</sup>Be, <sup>239+240</sup>Pu, <sup>137</sup>Cs) auf ihre Eignung als Erosionsanzeiger getestet. Die Resultate zeigten einen Trend in folgende Richtungen: (1) eine geringere Verwitterung in Permafrostböden, (2) ein geringerer Anteil an organischem Bodenkohlenstoff in Permafrostböden und (3) höhere Erosionsraten in Permafrostböden. Zudem scheinen die Erosionsraten während der letzten Jahrzehnte zugenommen zu haben. Dennoch, über alles gesehen waren die Resultate nicht immer konsistent zwischen Permafrost- und Nicht-Permafrostböden. Dies kann auf die komplexe Bodenbildung zurückgeführt werden. Die Bodenbildung und die Verbreitung von Permafrost wurden von Warm- und Kaltphasen während des Holozäns beeinflusst und waren demnach nicht kontinuierlich. Diese Entwicklungsgeschichte der Böden hat möglicherweise die zu erwartenden Unterschiede zwischen den Permafrost und Nicht-Permafrostböden ausgeglichen.

**Keywords:** Alpine soils, soil formation, soil production, soil denudation, cosmogenic/anthropogenic radionuclides (<sup>10</sup>Be, <sup>137</sup>Cs, <sup>239+240</sup>Pu)

## 1. Introduction

Perennially frozen ground (permafrost) is a specific ground thermal condition and a particular feature in alpine, arctic and subarctic environments (HÄBERLI and GRUBER 2009). Such cold ecosystems are highly vulnerable to climatic changes, as their mean annual air temperatures are often close to the 0 °C threshold. A general permafrost warming trend of 0.5 to 1 °C during the last century has been estimated on the basis of borehole measurements in Switzerland and Scandinavia (HARRIS et al. 2003). Although predictions about the spatio-temporal extent and the magnitude of permafrost degradation are difficult to make, it is expected that increasing mean annual air temperatures of +2 °C will lead to a thicker thawing layer (active layer thickness) and a reduction of 25–44 % in the permafrost area of the northern hemisphere (ANISIMOV and NELSON 1996). Thereby, permafrost degradation will be most intense in regions of small permafrost thickness and areas of discontinuous or sporadically distributed permafrost.

Alterations in such ecosystems can lead to crucial changes in soil physical and chemical properties, soil- and surface-water dynamics and in the soil carbon cycle (WANG et al. 2008). Consequently, a decline in permafrost due to climate warming will not only enhance the risks regarding slope instability and soil erosion processes in Alpine areas (KÄÄB et al. 2007); it will also affect chemical weathering processes and increase the vulnerability of soil organic matter to rapid microbial decomposition that was previously stabilised by freezing temperatures (SCHMIDT et al. 2011).

Chemical weathering of minerals is an integral part of soil formation and is ecologically important as a main source of inorganic nutrients for plants. Especially in cold environments, chemical weathering processes are strongly coupled to the accumulation of soil organic matter that promotes the dissolution reactions by providing the weathering environment with acids and organic ligands (CERTINI et al. 1998, EGLI et al. 2008). Furthermore, chemical weathering and physical erosion are interrelated processes. Soil erosion processes continuously provide fresh mineral surfaces to the weathering environment, although the linearity of this relationship is still under discussion (VON BLANCKENBURG 2006, ANDERSON et al. 2007, DIXON and VON BLANCKENBURG 2012). Moreover, the assessment of soil erosion processes in mountain areas is of major importance, as soil erosion can trigger crucial environmental prob-

lems that can lead to a decline in soil fertility and productivity. Changing precipitation patterns due to global warming will very likely affect the vulnerability of soils to erosion, particularly in mountain areas that are characterised by geomorphologic processes, cryoturbation and sparse vegetation cover (BOSCO et al. 2008).

Until now, the effect of alpine permafrost on weathering mechanisms, soil organic carbon dynamics, and physical soil erosion processes is largely unknown. Studies focusing on alpine permafrost – soil interactions are currently rare and focused mainly on soil organic carbon dynamics (e.g. BOCKHEIM and MUNROE 2014). A limited number of research papers have been published on the formation and evolution of alpine soils with respect to chemistry and soil mineralogy (EGLI et al. 2008), but no studies have focused on chemical weathering and soil erosion processes in alpine permafrost soils.

Consequently, the aim of this study was to evaluate the extent and rates of chemical weathering, soil organic carbon accumulation and physical soil erosion and their interrelation in alpine permafrost soils. We hypothesized to find distinct differences in the weathering intensities, the amount of soil organic matter and the rates of soil erosion between sites with and without permafrost in the alpine and sub-alpine range.

### 1.1 Definition of permafrost

Permafrost is lithospheric material having a temperature at or below 0 °C for at least two consecutive years (GRUBER and HÄBERLI 2009). The permafrost body is covered by an active layer that underlies seasonal freezing and thawing processes. The active layer plays an important role in cold regions since most ecological, hydrological and biogeochemical activities take place there (KANE et al. 1991; HINZMAN et al. 2003).

Permafrost is defined on the basis of temperature, and consequently moisture (in the form of frozen or unfrozen water) does not necessarily have to be present (HÄBERLI and GRUBER 2009). In alpine environments permafrost usually has relatively high average surface temperatures (–0.5 to +2 °C) and deep active layers (2 to 8 m) (BOCKHEIM and MUNROE 2014).

## 2. Investigation area

The investigation area was located in the Upper Engadine (Switzerland). Two sites in the alpine climate zone (Val Bever, Albula) and one site in the subal-

pine climate zone (Spinas) were selected. The soils at permafrost sites are classified as skeleton-rich Cambisols or Cryosols. At the non-permafrost sites skeleton-rich Podzols were found (IUSS Working Group WRB, 2014). Soil depth ranged from  $74 \pm 4$  cm in permafrost soils and  $69 \pm 16$  cm in non-permafrost soils.

### 2.1. Alpine areas (Val Bever and Albula)

These alpine sites (grassland) are situated at 2700 m a.s.l. For both alpine sites a permafrost distribution map was available (BÖCKLI et al. 2012). Furthermore, the occurrence of permafrost was inferred using two-dimensional geoelectrical soundings and near-surface temperature measurements at the Val Bever sites. Geoelectrical measurements indicated the occurrence of ice-poor permafrost in the bedrock. Within the BC or C horizon no permafrost was found. In general, permafrost was at  $< 2\text{--}3$  m depth at the Val Bever site. Permafrost soils are favoured at north-facing slopes, whereas non-permafrost sites are found at south-facing sites.

### 2.2. Subalpine area (Spinas)

This site (forest) was located below the timberline at 1800 m a.s.l. (at present the timberline is between 2200 m and 2300 m a.s.l.) and represents one of the special places at low altitudes where isolated permafrost lenses could be confirmed by geophysical techniques and borehole drilling. (KNEISEL et al., 2000). The active layer thickness usually ranged from 2 to 3 m.

### 2.3. Experimental set-up and soil sampling

In each area (Val Bever, Spinas, Albula) 3 replicates on permafrost and 3–4 replicates on non-permafrost sites were excavated to the C or BC horizon. In total, 19 soil profiles were sampled. The profiles were chosen in a mid-slope position. Depending on the method, additional samples were taken section-wise or by using a soil core driller.

## 3. Methods

### 3.1 Chemical weathering

A new non-steady-state concept was applied to determine the rates of chemical weathering, soil erosion, soil formation, denudation and production. By using immobile elements (determined by XRF), fine-earth stocks and meteoric  $^{10}\text{Be}$  (determined by Accelerator Mass Spectroscopy AMS), long-term rates of chemical weathering, soil formation and erosion could be assessed. On this basis, soil production and total denudation rates were calculated. In addition, the amount of Fe- and Al-oxyhydroxides (dithionite

extract; analyses done using AAS) and clay minerals characteristics (determined by XRD) were considered (ZOLLINGER et al. 2016).

### 3.2 Soil organic carbon

Soil organic carbon quantities (bulk soil, stable C-fraction, labile C-fraction) were studied using a chemical ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) fractionation procedure. C-concentrations were measured with a CHN analyser. Bulk soil and stable C-fractions were  $^{14}\text{C}$ -dated (using AMS).

### 3.3 Time-split soil erosion

Using cosmogenic (meteoric  $^{10}\text{Be}$ ) and anthropogenic radionuclides ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ; determined by gamma spectrometry and Q-ICP-MS, respectively), a time-split approach was achieved by determining erosion activities in the long (millennia;  $^{10}\text{Be}$ ) and medium term (decades;  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239+240}\text{Pu}$ ).

## 4. Results and Discussion

### 4.1 Weathering

Soil production has been understood so far as the conversion rate of bedrock to soil, predominately caused by the mechanical disruption or physical weathering of bedrock. As soil does not only contain inorganic compounds, the net input of organic compounds must also be considered. Moreover, aeolian additions, which in some parts of the world account for a large part of the soil production, should not be neglected. Consequently, we define soil production ( $P_{\text{soil}}$ ) to be the gross production as it includes all changes in mass and volume due to the transformation of the parent material into soil (by chemical and physical weathering processes, mineral transformation), the lowering of the bedrock/parent material – soil boundary (HEIMSATH et al. 1997), but also atmospheric deposition and net organic matter input. The term soil formation describes the ‘net’ effect as it includes all deepening and building-up processes but also takes account of removals from the soil compartment (ZOLLINGER et al. 2016). Soil formation ( $F_{\text{soil}}$ ;  $\text{t}/\text{km}^2/\text{y}$ ), however, is the net effect of soil mass changes and is expressed by:

$$F_{\text{soil}} = P_{\text{soil}} - D_{\text{soil}} \quad (1)$$

where  $P_{\text{soil}}$  ( $\text{t}/\text{km}^2/\text{y}$ ) = soil production rate and  $D_{\text{soil}}$  ( $\text{t}/\text{km}^2/\text{y}$ ) = denudation rate. Soil production can then be written as:

$$P_{soil} = F_{soil} + D_{soil} \quad (2)$$

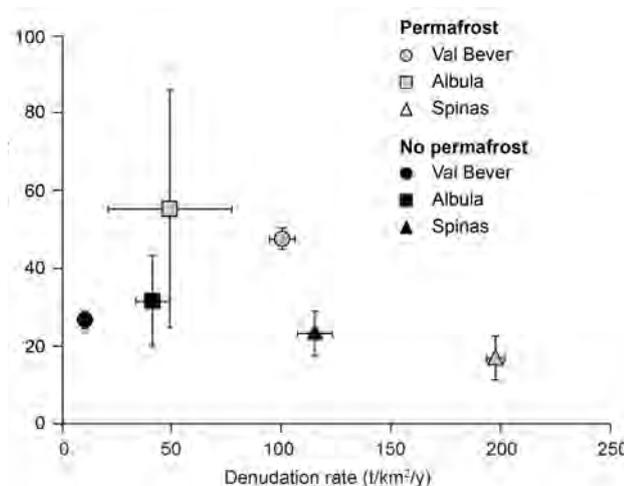
with

$$D_{soil} = W_{soil} + E_{soil} \quad (3)$$

where  $D_{soil}$  = denudation rate, i.e. mass loss due to physical erosion ( $E_{soil}$ ) and chemical weathering ( $W_{soil}$ ; all rates given in  $t/km^2/y$ ).

In general, increasing high erosion rates and, thus, high denudation rates ( $D_{soil}$ ) in permafrost soils led to a higher soil production. This effect is observed worldwide (HEIMSATH et al. 1997; DIXON and VON BLANCKENBURG 2012). Soil formation ( $F_{soil}$ ) rates, however, decreased with increasing denudation (Figure 1; ZOLLINGER et al. 2016): the higher the erosion rates, the lower the net increase in soil thickness.

Also the mineralogy of the soils in general indicated that the overall chemical weathering conditions in permafrost were slightly weaker. However, the differences between permafrost and non-permafrost affected soils were small. The permafrost-influenced soils usually had less weathering products such as mixed-layered clay minerals (given by the XRD peak around 1.2 nm; Figure 2) or hydroxy-interlayered vermiculites (given by the peak at 1.0 nm after K-saturation and heating to 335 °C). Furthermore, a lower stock of oxyhydroxides in permafrost soils (at most sites) indicated slightly less weathered soils under permafrost conditions (Figure 2). Often, the majority of minerals in soils strongly affected by permafrost are (primary) minerals inherited from the



**Figure 1:** Comparison of rates of soil formation ( $F_{soil}$ ) and denudation ( $D_{soil} = E_{soil} + W_{soil}$ ; with  $E_{soil}$  = erosion and  $W_{soil}$  = chemical weathering; [ $t/km^2/y$ ]) in the permafrost and non-permafrost soils (Val Bever, Albula, Spinas).

parent material due to weak chemical weathering in such severe climatic conditions (SZYMANSKI et al. 2015).

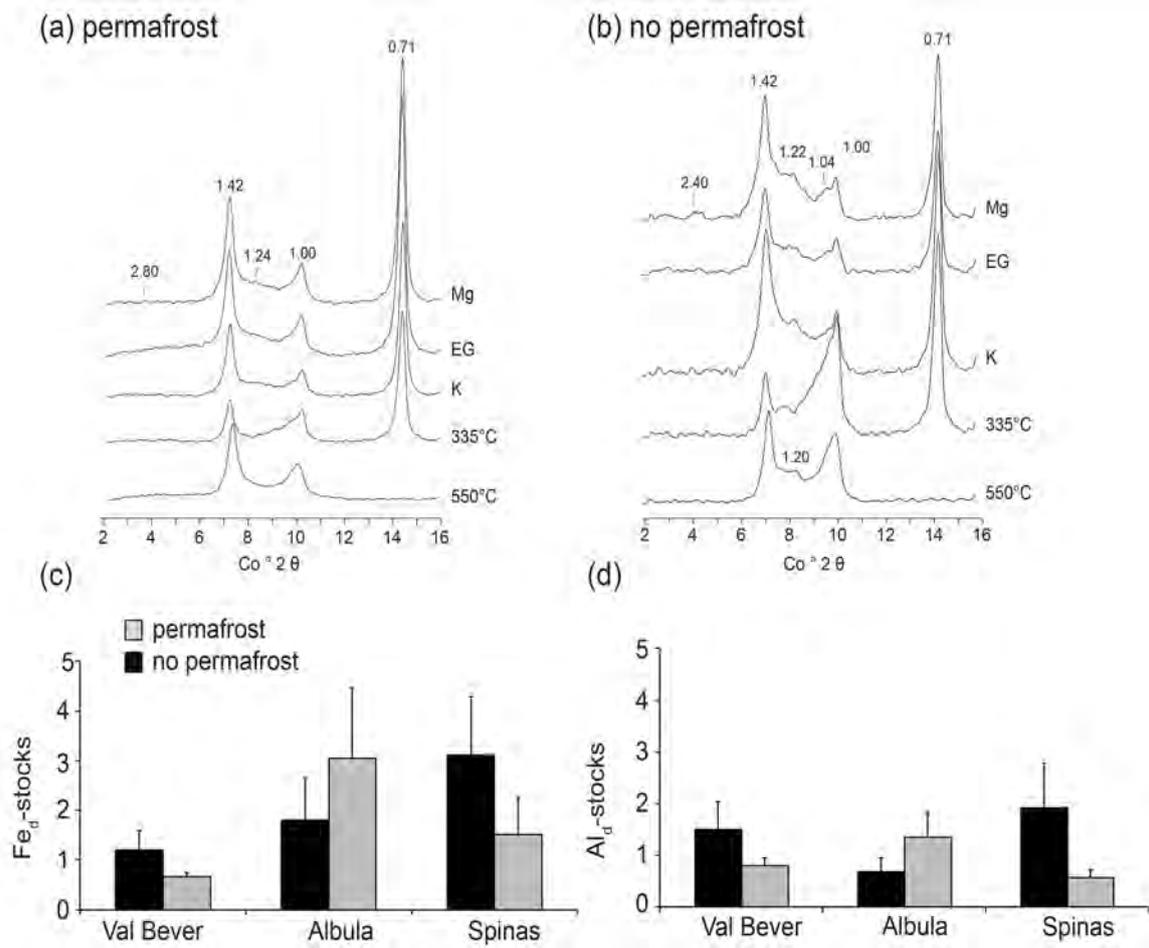
#### 4.2 Soil organic carbon

The soil organic carbon stocks were in the range of 9–21  $kg/m^2$  in alpine and subalpine sites and tended to be lower in permafrost soils (Figure 3). Differences in the soil organic carbon stocks between permafrost and non-permafrost soils were mainly related to differences in the vegetation cover, and thus soil organic matter input. Scarce vegetation cover was mainly observed at sites with permafrost conditions. It also seems that stabilisation and thus the age of the soil organic matter fractions show differences between permafrost and non-permafrost sites. These differences could be documented with  $^{14}C$ -ages: above the timberline, the bulk soil organic matter and the stable C-fraction (resistant to an  $H_2O_2$  treatment) showed distinctly higher ages at permafrost sites (stable C-fraction: 11 ky) compared to the non-permafrost sites (stable C-fraction: 3 ky). At the subalpine site, the age of the  $H_2O_2$ -stable fraction was lower (in the range of 1–4 ky) and no clear differences between permafrost and non-permafrost sites were detected (Figure 3; ZOLLINGER et al. 2013).

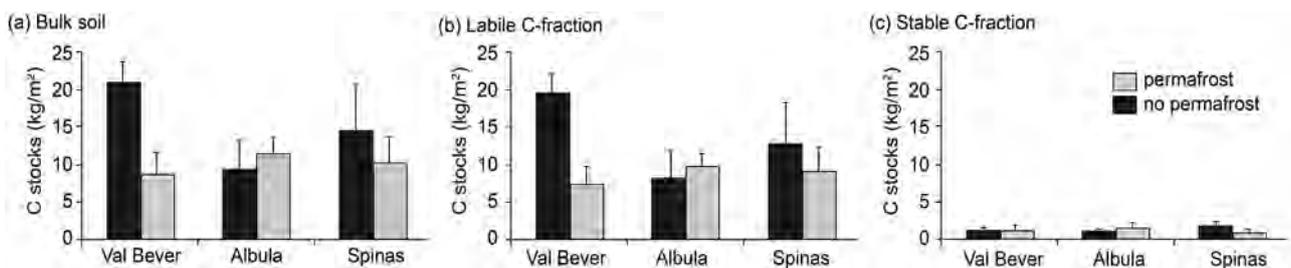
#### 4.3 Time-split soil erosion

Due to snow cover and subsequent melt-water runoff during  $^{137}Cs$ -deposition after the Chernobyl accident, caesium did not seem to be an appropriate soil erosion tracer on the investigated alpine sites (MABIT et al. 2013; ZOLLINGER et al. 2015). More reliable results were achieved with  $^{239+240}Pu$ .  $^{239+240}Pu$ -measurements provided erosion rates of 31–186  $t/km^2/y$  in permafrost soils and accumulation rates of 87–218  $t/km^2/y$  in non-permafrost soils. The long-term ( $^{10}Be$ ) soil redistribution rates tended to be higher in permafrost soils. At some sites, an average of net accumulation in the range of 4  $t/km^2/y$  was measured and at erosive sites a mass loss of up to 49  $t/km^2/y$  was recorded.

It seems that soil redistribution rates have distinctly increased during the last few decades. The question of whether this is now due to climate change and related accelerated geomorphodynamic processes in high-alpine environments or rather due to methodological inaccuracies cannot be fully answered. It could be shown that a time-split approach using natural and anthropogenic radionuclides as well as stable isotopic signatures indicates promising results for deciphering changes in soil erosion dynamics (ZOLLINGER et al. 2015).



**Figure 2:** Comparison of weathering products between permafrost and non-permafrost sites with a) and b) X-ray diffractogram of clay minerals (fraction < 2 μm; Mg-saturation, Ethylene glycol (EG) solvation, K-saturation and heating of K-saturated samples to 335 °C and 550 °C), c) and d) dithionite extractable Fe- and Al-stocks.



**Figure 3:** Stocks of a) total, b) labile and c) stable ( $H_2O_2$ -resistant) organic carbon in permafrost and non-permafrost soils; for the alpine sites ‘Val Bever’ and ‘Albula’ and the subalpine site ‘Spinas’.

#### 4.4 Soil formation in present-day permafrost soils

It seems that thermal conditions (lower soil temperatures and frozen ground conditions during large parts of the year) in permafrost soils exert an influence on chemical and physical processes. However, the differences between permafrost and non-permafrost soils were small and did not differ unanimously in their extent and rate of processes.

In fact, this study confirmed that soil evolution in alpine settings has been very complex and not straightforward. This is, among others, related to site-specific, (micro)topographic-induced changes in the environmental conditions such as microclimate and vegetation but also spatio-temporal variations in permafrost conditions and, thus, climate (BÖHLERT et al., 2011a,b): The longest soil formation period was recorded for the Climatic Optimum until about 5 ky BP, although the starting point of this period is not entirely clear. It seems that permafrost probably was absent over several thousands of years (BÖHLERT et al., 2011b) during the climatic optimum. Thereafter, phases of soil formation and solifluction have alternated at relatively short intervals. Consequently, both types of soils (permafrost, non-permafrost) are characterised by a non-linear soil development that has been marked by periods with more progressive (upbuilding) and maybe regressive (downbuilding) soil formation (SOMMER et al. 2008).

According to our results, it might be that both soils, permafrost and non-permafrost, experienced the same progressive soil formation during the climatic optimum. The period after 5 ky BP was marked by presumably higher soil erosion rates (permafrost and no permafrost). Since then, it seems that non-permafrost soils have already faced a second progressive soil formation period with lower soil erosion rates, higher rates of chemical weathering and soil organic carbon allocation. In contrast, it remains uncertain as to whether permafrost soils lag just behind in their progressive development (compared to the non-permafrost soils) due to their temperature conditions or if regressive processes are still more dominant in those soils.

#### 5. Conclusion

Soil formation processes in high-alpine regions are very complex. Soil development, particularly close to the intersection of permafrost to non-permafrost conditions is often non-linear showing progressive and regressive phases. As a consequence, the differences between permafrost and not-permafrost

affected soils are lower than initially assumed. It nonetheless seems that mass redistribution (erosion, accumulation) distinctly increased during the last few decades. If this is fully due to global warming or maybe more related to the methods used has to be checked with future investigations.

#### Acknowledgement

We would like to thank the Swiss National Science Foundation (SNSF; project grant no. 200021M\_134479) and the Stiftung für wissenschaftliche Forschung an der Universität Zürich (project no. F-75113-02-01) for funding this project.

#### References

- ANDERSON, S.P., VON BLANCKENBURG, F., WHITE, A.F., 2007: Physical and chemical controls on the critical zone. *Elements* 3, 315–319.
- ANISIMOV, O.A., NELSON, F.E., 1996: Permafrost distribution in the Northern Hemisphere under scenarios of climatic change. *Global and Planetary Change* 14, 59–72.
- BOCKHEIM, J.G., MUNROE, J.S., 2014: Organic carbon pools and genesis of alpine soils with permafrost: a review. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 46, 987–1006.
- BÖCKLI, L., BRENNING, A., GRUBER, S., NÖTZLI J., 2012: A statistical approach to modelling permafrost distribution in the European Alps or similar mountain ranges. *Cryosphere* 6, 125–140.
- BÖHLERT, R., EGLI, M., MAISCH, M., BRANDOVA, D., IVY-OCHS, S., KUBIK, P.W., HÄBERLI, W., 2011a: Application of a combination of dating techniques to reconstruct the Lateglacial and early Holocene landscape history of the Albul region (eastern Switzerland). *Geomorphology* 127, 1–13.
- BÖHLERT, R., COMPEER, M., EGLI, M., MAISCH, M., BRANDOVA, D., MAISCH, M., KUBIK, P.W., HÄBERLI, W., 2011b: A Combination of Relative-Numerical Dating Methods Indicates Two High Alpine Rock Glacier Activity Phases After the Glacier Advance of the Younger Dryas. *The Open Geography Journal* 4, 115–130.
- BOSCO, C., RUSCO, E., MONTANARELLA, L., 2008: Soil erosion risk assessment in the alpine area according to the IPCC scenarios. In: TOTH, G., MONTANARELLA, L., RUSCO, E. (Eds.): *Threats to Soil Quality in Europe*. JRC Scientific and Technical Reports.
- CERTINI, G., UGOLINI, F.C., CORTI, C., AGNELLI, A., 1998: Early stages of podzolization under Corsican pine (*Pinus nigra* Arn. Ssp. *Larico*). *Geoderma* 83, 103–125.
- DIXON, J.L., VON BLANCKENBURG, F., 2012. Soils as pacemakers and limiters of global silicate weathering. *Comptes Rendus Geosciences* 344: 596–609.
- EGLI, M., MIRABELLA, A., SARTORI, G., 2008: The role of climate and vegetation in weathering and clay mineral formation in late Quaternary soils of the Swiss and Italian Alps. *Geomorphology* 102, 307–324.

- GRUBER, S., HÄBERLI, W., 2009: Mountain permafrost. Chapter 3. In: MARGESIN, R. (Hrsg.): *Permafrost Soils, Soil Biology 16*. Springer-Verlag Berlin, Berlin, Heidelberg, 33–44.
- HÄBERLI, W., GRUBER, S., 2009: Global warming and mountain permafrost. Chapter 14 in MARGESIN, R. (ed.): *Permafrost Soils, Soil Biology 16*. Springer-Verlag Berlin, Berlin, Heidelberg, 205–218.
- HARRIS, C., VONDER MÜHLL, D., ISAKSEN, K., HÄBERLI, W., SOLLID, J.L., KING, L., HOLMLUND, P., DRAMIS, F., GUGLIELMIN, M., PALACIOS D., 2003: Warming permafrost in European mountains. *Global and Planetary Change* 39, 215–225.
- HEIMSATH, A.M., DIETRICH, W.E., NISHIIZUMI, K., FINKEL, R.C. 1997: The soil production rate function and landscape equilibrium. *Nature* 388: 358–361.
- HINZMAN, L.D., KANE, D.L., YOSHIKAWA, K., CARR, A., BOLTON, W.R., FRAVER, M., 2003: Hydrological variations among watersheds with varying degrees of permafrost. In: PHILLIPS, M., SPRINGMAN, S.M., ARENSON, L.U. (Hrsg.): *Proceedings of the 8th International Conference on Permafrost 21–25 July 2003, Zurich, Switzerland*. A.A. Balkema, Lisse, the Netherlands, 407–411.
- IUSS Working Group WRB, 2014: World Reference Base for Soil Resources 2014. *World Soil Resources Reports No. 106*. FAO, Rome.
- KÄÄB, A., CHIARLE, M., RAUP, B., SCHNEIDER, C., 2007: Climate change impacts on mountain glaciers and permafrost. *Global Planet Change* 56, vii–ix.
- KANE, D.L., HINZMANN, L.D., ZARLING, J.P., 1991: Thermal response of the active layer to climate warming in a permafrost environment. *Cold Regions Science and Technology* 19, 111–122.
- KNEISEL, C., HAUCK, C., VONDER MÜHLL, D., 2000: Permafrost below the timberline confirmed and characterized by geoelectrical resistivity measurements, Bever Valley, eastern Swiss Alps. *Permafrost and Periglacial Processes* 11, 295–304.
- MABIT, L., MEUSBURGER, K., FULAJTAR, E., ALEWELL, C., 2013: The usefulness of  $^{137}\text{Cs}$  as a tracer for soil erosion assessment: A critical reply to Parsons and Foster (2011). *Earth-Science Reviews* 127, 300–307.
- SCHMIDT, M.W.I., TORN, M.S., ABIVEN, S., DITTMAR, T., GUGGENBERGER, G., JANSSENS, I.A., KLEBER, M., KÖGEL-KNABNER, I., LEHMANN, J., MANNING, D.A.C., NANNIPIERI, P., RASSE, D.P., WEINER, S., TRUMBORE, S.E., 2011: Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49–56.
- SOMMER, M., GERKE, H.H., DEUMLICH, D., 2008: Modelling soil landscape genesis – A «time split» approach for hummocky agricultural landscapes. *Geoderma* 145, 480–493.
- SZYMANSKI, W., SKIBA, M., WOJTUN, B., DREWNIK, M., 2015: Soil properties, micromorphology, and mineralogy of Cryosols from sorted and unsorted patterned grounds in the Hornsund area, SW Spitsbergen. *Geoderma* 253, 1–11.
- VON BLANCKENBURG, F., 2006: The control mechanisms of erosion and weathering at basin scale from cosmogenic nuclides in river sediment. *Earth and Planetary Science Letters* 242, 224–239.
- WANG, G., LI, Y., HU, H., WANG, Y., 2008: Synergistic effect of vegetation and air temperature changes on soil water content in alpine frost meadow soil in the permafrost region of Qinghai-Tibet. *Hydrological Processes* 22, 3310–3320.
- ZOLLINGER, B., ALEWELL, C., KNEISEL, C., MEUSBURGER, K., GÄRTNER, H., BRANDOVA, D., IVY-OCHS, S., SCHMIDT, W.I., EGLI, M., 2013: Effect of permafrost on the formation of soil organic carbon pools and their physical-chemical properties in the Eastern Swiss Alps. *Catena* 110, 70–85.
- ZOLLINGER, B., ALEWELL, C., KNEISEL, C., MEUSBURGER, K., BRANDOVA, D., KUBIK, P., SCHALLER, M., KETTERER, M., EGLI, M., 2015: The effect of permafrost on time-split soil erosion using radionuclides ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ , meteoric  $^{10}\text{Be}$ ) and stable isotopes ( $\delta^{13}\text{C}$ ) in the Eastern Swiss Alps. *Journal of Soils and Sediments* 15, 1400–1419.
- ZOLLINGER, B., ALEWELL, C., KNEISEL, C., BRANDOVA, D., PETRILLO, M., PLÖTZE, M., CHRISTL, M., EGLI, M., 2016: Soil formation and weathering in a permafrost environment of the Swiss Alps: a multi-parameter and non-steady-state approach. *Earth Surface Processes and Landforms*.



# Bodenerosion bei Starkniederschlägen im Schweizer Mittelland – Ursachen und Massnahmen für die künftige Prävention von Bodenerosion durch Wasser

Laura Ebnetter<sup>1,2</sup>, Jürg Krauer<sup>1,2</sup>, Elias Hodel<sup>1</sup> und Hanspeter Liniger<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Centre for Development and Environment, Universität Bern

<sup>2</sup>Geographisches Institut, Universität Bern

## Zusammenfassung

Bodenerosion stellt eine Gefahr für die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit dar, denn beim Erosionsprozess wird überwiegend der humusreiche Oberboden, der fruchtbarste Teil des Ackerlandes, abgetragen. Mit zunehmenden Starkniederschlägen im Zuge des Klimawandels wird diese Gefahr immer grösser. Wie die Schweizer Landwirtschaft mit solchen Starkniederschlagsereignissen umgehen kann, ist weitgehend ungeklärt. Deshalb ist das Ziel dieser Arbeit, Ursachen und Massnahmen von Bodenerosion bei Starkniederschlägen zu erfassen und zusammen mit den LandwirtInnen Massnahmen und Landnutzungsoptionen zu diskutieren, um Bodenerosion im Untersuchungsgebiet künftig vermeiden oder reduzieren zu können. Dafür wurden vier vergleichende Fallstudien anhand von einem Feldprotokoll und Luftbildern erfasst und die Landnutzung anhand eines standardisierten Fragebogens mit den LandwirtInnen erhoben und diskutiert. Die Resultate ergeben folgende Faktoren, welche das Ausmass der Erosion mitbestimmen: die Bodenbedeckung, der Fruchtfolgefaktor, die zum Oberflächenabfluss beitragende Fläche in einem Hangeinzugsgebiet, sowie eine Gefährdung durch biophysische Faktoren gemäss Erosionsrisikokarte (ERK2). Abflussleitende Oberflächenformen, wie zum Beispiel Pfluggriechen oder Kartoffelfurchen, sind bei der Bestimmung der beitragenden Fläche zentral, denn diese können Oberflächenabfluss kanalisieren und gesammelt leiten. Die Resultate zeigen weiter, dass sich die oben genannten Faktoren gegenseitig aufheben können. So kann zum Beispiel eine genügende Bodenbedeckung einen Boden mit schlechtem Fruchtfolgefaktor vor Erosion schützen. Weiter zeigen die Resultate, dass die Fliesstrecken gemäss ERK2 genaue Hinweise auf die durch Erosion gefährdeten Stellen in einem Hangeinzugsgebiet liefern. Deshalb betreffen fallbeispielübergreifende Massnahmen die Vermeidung von langen Fliesstrecken anhand der Unterteilung eines Hangeinzugsgebiets in mehrere Schläge mit wechselnden Bodenbedeckungen.

## Summary

Soil erosion leads to the loss of topsoil, the most fertile part of the soil. Hence it threatens soil fertility and the sustainable use of soil. With increasing number of heavy rainfall events due to climate change, this risk of soil loss increases. A best practice on how the Swiss agriculture deals with such events has not been elaborated yet. This study therefore aims at elaborating causes and measures of soil erosion due to heavy rainfall events. Furthermore, these measures were discussed with local farmers in the prospect of avoiding or at least reducing soil erosion by water in the future.

To do so, four comparative case studies were selected and analysed using a field protocol and aerial images, captured by drones. In addition a standardised questionnaire was completed together with the farmers to capture the land use and discuss land use options. The results indicate that the following factors determine the extent of soil erosion: soil cover, crop rotation factor, contributing area to runoff and biophysical factors according to the soil erosion risk map of Switzerland (ERK2). The shapes of the surface, such as plough marks and potato ruts, are crucial for determining the runoff-relevant contribution areas, since it may channel surface water and thus, concentrate the kinetic energy. The results show furthermore, that the previously mentioned factors may neutralise each other: for example, a sufficient soil cover may prevent soil erosion despite a high crop rotation factor. Furthermore, the runoff accumulation according to the ERK2 indicates the most affected areas by erosion in a catchment. Therefore, a high runoff accumulation has to be avoided to prevent soil from erosion. This can be achieved by dividing the catchment area in different fields with changing soil cover.

**Keywords:** soil erosion, heavy rainfall events, land use options, comparative case studies, impact assessment, measures, land use options

## 1. Problemstellung

Bodenerosion führt aufgrund des Verlustes an fruchtbarem Oberboden zu einem langfristig verringertem Potenzial bodengebundener Produktion (BRANDHUBER 2012). Deshalb liegt es im Interesse der LandwirtInnen, ihr Ackerland vor Bodenerosion und somit vor dem Verlust ihrer Produktionsgrundlage zu schützen (NESTROY 2015). Wenn die Ackerflächen durch das Pflügen und die Bodenbearbeitung aber exponiert werden, bietet dies eine grosse Angriffsfläche für die Destabilisierung der Bodenaggregate durch Starkniederschläge (LEDERMANN et al. 2008). Das Risiko auf Erosion ist folglich im Frühling und im Herbst, wenn die Felder bearbeitet werden, besonders gross. Diese Problematik bedarf bei einer erwarteten Zunahme an Starkniederschlägen einer besonderen Aufmerksamkeit (NESTROY 2015). Wie die Schweizer Landwirtschaft mit solchen Starkniederschlägen, besonders während erosionsgefährdeten Zeiträumen mit ungenügender Bodenbedeckung im Frühling, Frühsommer und nach der Ernte umgehen kann, ist weitgehend unbekannt. Deshalb wird in dieser Arbeit untersucht, welche Ursachen und Massnahmen in vergleichenden Fallbeispielen gefunden werden können, um die Ressource Boden langfristig vor Oberflächenabfluss und Bodenerosion zu schützen.

## 2. Methodisches Vorgehen

Ein Teilziel dieser Arbeit ist es, Bodenerosionsereignisse, ausgelöst durch Starkniederschläge, zu untersuchen. Deshalb wurden in einem ersten Schritt die von Starkniederschlägen betroffenen Gebiete lokalisiert. Dafür wurde eine automatisierte Analyse von Starkregenereignissen entwickelt. Das Alarmsystem spricht an, sobald der Grenzwert des Niederschlags für Starkregen überschritten wird. Als Datengrundlage werden stündlich übermittelte CombiPrecip-Daten von MeteoSchweiz verwendet. Diese Daten werden aus über 100 Stationsdaten von SwissMetNet und Radardaten der drei schweizerischen Stationen mit C-Band ermittelt. Dieses gilt als zuverlässigstes Produkt zur Abschätzung lokaler Niederschlagsmengen. Die räumliche Auflösung dieser Geodaten beträgt 1x1 km und bildet den gemittelten Spitzenwert für jede Rasterzelle ab. Für das Niederschlagsmonitoring-System werden die Daten eines Ereignisses stündlich erfasst und prozessiert, so dass nach Abschluss eines Ereignisses alle wichtigen Kenngrößen bis 6 Stunden vor und nach dem Ereignis vorliegen (Summe über Schwellenwert, Spitzenwert, Zeitdauer des Ereignisses). Das Alarmsystem gene-

riert automatische SMS, wenn ein Niederschlag den festgesetzten Grenzwert überschreitet, so dass die Bodenteams der beteiligten Institutionen für den Feldeinsatz gerüstet sind. Dieser Schwellenwert für Starkregen wurde zu Beginn des Projekts aufgrund mangelnder Niederschläge im Frühjahr/Sommer 2015 von 15 mm/h auf 10 mm/h gesetzt.

Als Folge des Starkniederschlagsereignisses in der Region Schmitten und Düdingen, Kanton Fribourg, vom 22. April 2016 (18 mm/h) wurden im Feld vier vergleichende Fallstudien ausgewählt. Eine Fallstudie beinhaltet dabei immer eine Erosions- und eine Vergleichsstudie (siehe Tabelle 1). Die Erosionsstudie umfasst ein Hangeinzugsgebiet, welches von einem Erosionsereignis betroffen ist und die Vergleichsstudie umfasst ein Hangeinzugsgebiet in unmittelbarer Nähe des Erosionsereignisses, welches trotz demselben Erosionsrisiko und demselben Starkniederschlag nicht von Erosion betroffen ist. Dieser Vergleich von Erosions- und Vergleichsstudie erlaubt Rückschlüsse auf die Ursachen der Erosionsereignisse und die Ausarbeitung möglicher Massnahmen.

**Tabelle 1:** Übersicht der vier Fallstudien: Anzahl untersuchte Schläge und befragte BewirtschafterInnen

Fallstudien	Anzahl Schläge	Anzahl BewirtschafterInnen/ InterviewpartnerInnen
1 Erosion	4	1
keine Erosion	2	1
2 Erosion	4	1
keine Erosion	1	1
3 Erosion	4	1
keine Erosion	3	1
4 Erosion	2	1
keine Erosion	2	2
Summe	22	9

Nach der Auswahl der Studien wurden biophysische Faktoren für jeden Schlag der Fallstudien anhand von einem Feldprotokoll erfasst und das Ausmass der Erosion anhand des Leitfadens von PRASUHN und FISCHLER (2007) abgeschätzt. Die Landnutzung wurde mit den LandwirtInnen anhand des standardisierten WOCAT (World Overview of Conservation Approaches and Technologies) Technologie Fragebogens (WOCAT 2016) erfasst und diskutiert. Zur Visualisierung der Studien wurden zusätzlich Luftbilder mit zwei unterschiedlichen Drohnen aufgenommen (Modelle: DJI Phantom und eBee). Basierend auf diesen Daten wurden Ursachen gefun-

den und Massnahmen, anlehnend an GASSMANN (2010), ausgearbeitet und in einem Experteninterview weiterentwickelt. Diese Massnahmen wurden anschliessend mit den LandwirtInnen diskutiert und weitere Landnutzungsoptionen erarbeitet. So konnte eine breite Auswahl an möglichen fallspezifischen Massnahmen direkt analysiert und deren Umsetzung diskutiert werden.

### 3. Ursachen und mögliche Massnahmen von Erosion

Im Folgenden werden die Resultate aller erhobenen Schläge fallstudienübergreifend diskutiert. Wie aus Abbildung 1 hervorgeht, können die Schläge in zwei Unterkategorien aufgeteilt werden: eine Kategorie mit Schlägen mit grossem Gefälle (> 10 %) und gleichzeitig kurz gewählten Schlaglängen (maximal 110 Meter) und eine zweite Kategorie mit Schlägen mit kleinem Gefälle (< 10 %) und gleichzeitig langen Schlägen. 11 der 14 Schläge, auf welchen Erosion erfasst wurde, liegen an einem Hang mit weniger als 10 % Gefälle. Folglich waren vor allem leicht bis mittel geneigte und gleichzeitig lange Schläge (mindestens 75 Meter) von Erosion betroffen.

Werden Fruchtfolge und Bodenbearbeitung in die Analyse einbezogen, kann dies anhand des Fruchtfolgefaktors (FFF) gemacht werden (Berechnung siehe MOSIMANN und RÜTTIMANN 2006). Die Abbildung 2 stellt den Zusammenhang zwischen FFF, Verschlammung der Bodenoberfläche nach dem Starkniederschlag und dem Ausmass der Erosion dar. Dabei bezieht sich die Verschlammung auf die Prozentzahl der Oberfläche, welche nach dem Starkniederschlag verschlammte war.

Die Abbildung zeigt deutlich, dass alle Schläge mit Sommerkulturen (Eiweisserbse = Sommereisweiserbse) einen FFF von über 0.5 aufweisen und die Bodenoberfläche zu mindestens 50 % verschlammte wurde. Zudem zeigt die Abbildung, dass ein verhältnismässig schlechter Fruchtfolgefaktor bei einer guten Bodenbedeckung (Kultur als Näherungswert für Bodenbedeckung) nicht zu Verschlammung führt. Spannend ist dabei, dass die beiden Faktoren Verschlammung und Fruchtfolgefaktor unterschiedliche Zeitperioden repräsentieren. Die Verschlammung entstand aus dem Niederschlagsereignis vom April, währenddem der Fruchtfolgefaktor einen Hinweis über die Bewirtschaftung des Schlages der letzten vier Jahre gibt. Das heisst, wurde eine schlechte Fruchtfolge oder keine schonende Bodenbearbeitung in den letzten vier Jahren gewählt, hat dies einen Einfluss auf den aktuellen Bodenzustand.

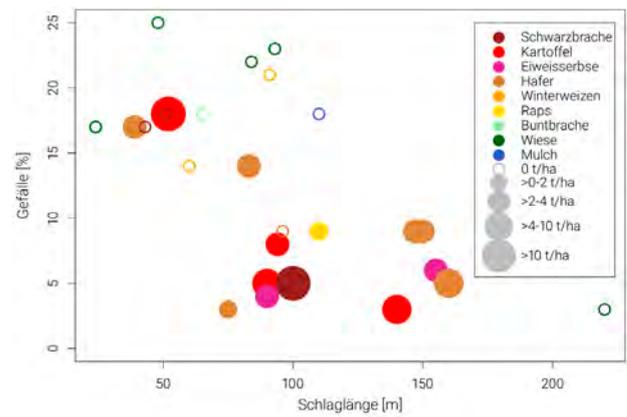


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen Schlaglänge, Gefälle des Schlages und Ausmass der Erosion

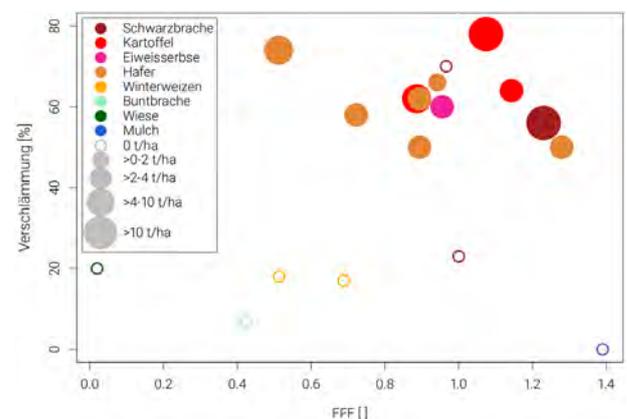


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen FFF, Verschlammung der Bodenoberfläche und Ausmass der Erosion

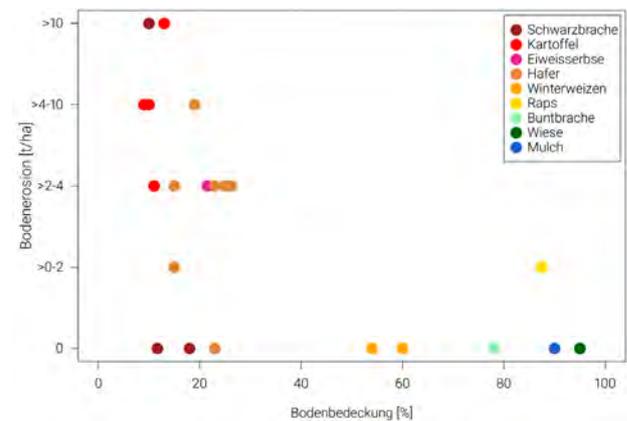
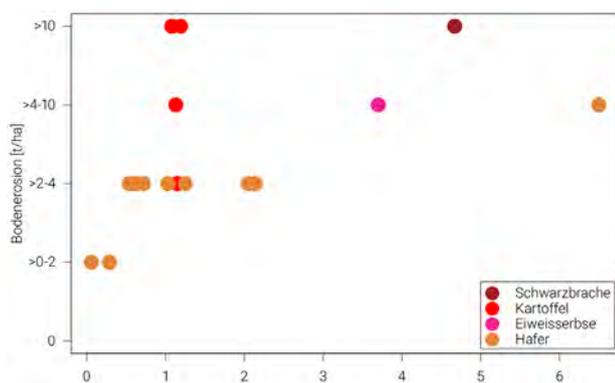


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen Bodenbedeckung und Ausmass der Erosion

Abbildung 3 zeigt den Zusammenhang zwischen Bodenbedeckung und dem Ausmass der Erosion. Dabei wird ersichtlich, dass auf den Schlägen mit einem hohen Bodenbedeckungsgrad, wenig bis keine Bodenerosion sichtbar war. Bei einer Bodenbedeckung über 35 % zeigte nur ein Rapsschlag Spuren von Erosion. Diese kamen aber ausschliesslich in

den Fahrgassen vor. Die Abbildung zeigt weiter, dass das Ausmass der Erosion bei einem geringen Bodenbedeckungsgrad ( $< 35\%$ ) zunimmt, dabei aber zwischen 0 bis über 10 t/ha variiert. Diese Schläge sind alle mit Sommerkulturen bestellt oder Schläge ohne Saatbettbereitung (Schwarzbrachen). Es wurden aber auch zwei Schwarzbracheschläge und ein Haferschlag mit einer Bodenbedeckung von weniger als 35 % beobachtet, welche keine Spuren von Erosion aufwiesen.

In Abbildung 4 wird der Zusammenhang zwischen den zum Oberflächenabfluss beitragenden Flächen und dem Ausmass der Erosion dargestellt. Eine beitragende Fläche umfasst dabei die gesamte Fläche, welche hangaufwärts zum Erosionsereignis beiträgt, inklusive der beitragenden Fläche des betroffenen Schlages selber. Aus der Abbildung geht hervor, dass ein positiver Zusammenhang zwischen der beitragenden Fläche und dem Ausmass der Erosion besteht. Es wird aber auch ersichtlich, dass es bereits bei sehr kleinen beitragenden Flächen zu Erosion kommt.



**Abbildung 4:** Zusammenhang zwischen beitragender Fläche und Ausmass der Erosion

Zu den statistischen Auswertungen wurden die vergleichenden Fallstudien ebenfalls visuell dargestellt und diskutiert. In Abbildung 5 wird eine der vier Studien dargestellt. Die vier oberen Bilder stellen den Ausschnitt der Erosionsstudie dar und die unteren vier Bilder den Ausschnitt der Vergleichsstudie. Von links nach rechts werden das Luftbild, die Erosionsrisikokarte mit dem Untersuchungsgebiet, die Kulturen mit den Erosionsformen und beitragenden Flächen und die Fließstrecken (gemäss ERK2) und -richtungen dargestellt. Von Erosion betroffen waren ein Kartoffel- und ein Sommereiwissersensschlag, sowie eine Schwarzbrache im unteren Teil des Hangeinzugsgebiets.

Der Vergleich von Erosions- und Vergleichsstudie

zeigt Folgendes: Die Schläge der Vergleichsstudie bilden ein Hangeinzugsgebiet, direkt neben der Erosionsstudie. Entsprechend verläuft das Erosionsrisiko bei beiden Studien gleich: im oberen Teil des Hangeinzugsgebiets ist das Erosionsrisiko klein und nimmt hangabwärts zu. Die gemäss ERK2 gefährdeten Stellen befinden sich vor allem in den Mulden und am Hangfuss. Die Hangneigung der beiden Studien ist mit 3–7 % und 4–7 % ebenfalls gleich. In der Vergleichsstudie wurden aber mit 75–90 m die deutlich kürzeren Schlaglängen gewählt. Dies wird im Luftbild deutlich ersichtlich. Die Schläge der beiden Studien werden mit denselben bodenbearbeitenden Maschinen bewirtschaftet, die Wahl der Fruchtfolge ist in der Erosionsstudie aber deutlich besser als diejenige der Vergleichsstudie. Die Studien unterscheiden sich massgeblich in der Bodenbedeckung zum Zeitpunkt des Starkniederschlags. Die Schläge der Vergleichsstudie weisen in den Zonen mit hohem Erosionsrisiko eine hohe Bodenbedeckung auf. In der Erosionsstudie verläuft die Zone mit hohem Erosionsrisiko jedoch durch die zwei Schläge Sommereiwissersens und Schwarzbrache, welche mit 4 resp. 13 % nur eine geringe Bodenbedeckung aufweisen. Dies führte zu einer starken Verschlammung und zu einer grossen zum Oberflächenabfluss beitragenden Fläche. Zusätzlich führten die Kartoffelfurchen in der Erosionsstudie dazu, dass der Oberflächenabfluss in Richtung des Vorgewendes geleitet wurde. In den Pflugrinnen des Vorgewendes wurde der Oberflächenabfluss akkumuliert und weiter hangabwärts geleitet. Dies führte zur vollständigen Auswaschung der Pflugrinnen im Sommereiwissersensschlag. Die zwei Haupterosionslinien folgten dabei sehr genau der Fließakkumulationskarte gemäss ERK2. Ein Teil der erwarteten Fließakkumulation kam nicht zustande, da der Oberflächenabfluss durch die Kartoffelfurchen hangparallel in Richtung Vorgewende geleitet wurde.

Aus dem Vergleich der zwei Studien gehen folgende Ursachen des Erosionsereignisses hervor:

- mangelnde Bodenbedeckung
- grosse Schlaglänge
- grosse beitragende Fläche
- Kanalisierung des Oberflächenabflusses durch Kartoffelfurchen und Pflugrinnen

Diese Ursachen und mögliche Massnahmen wurden mit dem Landwirt diskutiert. Folgend eine Auswahl der wirksamsten Massnahmen: Bodenbedeckung über Wahl der Fruchtfolge oder Bodenbearbeitung (Verzicht auf Pflug) verbessern, kleinere Schlagstruk-

turen, Vorgewende nicht längs zum Hang pflügen (Abschluss mit dem Grubber bearbeiten) oder einen 3 Meter breiten Grasstreifen im Talweg des Hangeinzugsgebiets anbauen.

#### 4. Berechnung der Gefährdung durch Erosion

Aus den in den Fallstudien gefundenen Hauptursachen von Bodenerosion, wurde eine neue Formel zur Berechnung der Gefährdung durch Erosion abgeleitet:

$$\text{Gefährdung} = \text{Erosionsrisiko} * \text{unbedeckter Boden} * \text{FFF} * \text{beitragende Fläche}$$

wobei:

- **Erosionsrisiko:** Prozentualer Anteil des Hangeinzugsgebiets mit hohem Erosionsrisiko. Dieser Anteil wird einer Kategorie von 1–5 zugeteilt, wobei 1 ein kleiner Anteil (0 %) und 5 ein grosser Anteil (100 %) der durch Erosion gefährdeten Fläche ist.
- **unbedeckter Boden:** Prozentualer Anteil des unbedeckten Bodens auf einer Skala von 0–1
- **FFF:** Fruchtfolgefaktor, berechnet anhand des Programms Erosion CH V2.02
- **beitragende Fläche:** Die zum Erosionsereignis beitragende Fläche in Hektare(n). Falls keine beitragende Fläche identifiziert werden kann, wird ein Grundwert von 0.1 angenommen.

Die Gefährdung wurde für jede der Fallstudien berechnet (siehe Tabelle 2). Die Daten zeigen, dass die berechnete Gefährdung Werte in derselben Gröszenordnung ergibt, wie das nach PRASUHN UND FISCHLER (2007) im Feld abgeschätzte Ausmass der Erosion. Aus der Tabelle geht nochmals hervor, dass ein schlechter Fruchtfolgefaktor nur dann einen Einfluss auf das Ausmass der Erosion hat, wenn die Bo-

denbedeckung ebenfalls mangelhaft ist. Bei einer genügenden Bodenbedeckung kann diese die schlechte Bodenstruktur vor dem Verschlämmen und dem daraus folgenden Oberflächenabfluss schützen. Aus der Tabelle geht weiter hervor, dass die Gefährdung massgeblich durch die beitragende Fläche skaliert wird, da diese Werte mit 0.1 bis 6.5 Hektaren die grösste Spannweite aufweisen.

Die Formel ist aber nicht allgemein gültig anzuwenden. Sie bezieht sich auf einen bestimmten Zeitpunkt im Jahr, denn die zwei Faktoren unbedeckter Boden und beitragende Fläche hängen direkt vom Wachstumsstand der jeweiligen Kultur ab. Sofern keine Direktsaat angewandt wird, sind diese beiden Faktoren über den Jahresverlauf variabel.

#### 5. Beitrag zur Prävention von Erosion

Die Resultate zeigen, dass alle Erosionsformen den Fliessstrecken gemäss Erosionsrisikokarte gefolgt sind, sofern sie nicht durch technische Massnahmen umgeleitet wurden. Daraus wird geschlossen, dass diese Fliessstrecken einer besonderen Aufmerksamkeit bedürfen. Im Zuge dessen wurde eine Analyse des Erosionsrisikos aufgrund der Bodenbedeckung (Kultur als Näherungswert für Bodenbedeckungsgrad) und der Fliessakkumulation aufgrund der Karte der Fliessstrecke gemacht (siehe Ebnetter 2017). Diese Abschätzung bestätigt 29 von 40 im Feld erhobenen Erosionsformen. Das heisst, auf 29 gemäss der Berechnung gefährdeten Schlägen wurde Erosion im Feld kartiert. Bei 7 der 11 durch die Berechnung nicht bestätigten, aber im Feld erhobenen Erosionsformen ist die Ursache der Erosion auf lineare Elemente wie Fahrgassen, Talwege, Pflugrinnen und Kartoffelfurchen zurückzuführen. Daraus folgt, dass die zwei Faktoren Fliessstrecke gemäss ERK2 und Bodenbedeckung zur Abschätzung und somit

**Tabelle 2:** Faktoren bestehend aus ERK2, unbedecktem Boden, FFF und beitragender Fläche für die Berechnung der Gefährdung durch Erosion und Vergleich mit im Feld abgeschätzter Erosion

Fallstudie	ERK2 [ ]	unbedeckter Boden [ ]	FFF [ ]	beitragende Fläche [ha]	Gefährdung	Ausmass der Erosion [t/ha]
Erosion	3	0.90	1.2	4.67	15.1	> 10
Erosion	3	0.84	0.75	6.5	12.2	4–10
Erosion	5	0.82	0.98	2.27	9.1	> 10
Erosion	5	0.81	1.21	1.8	8.8	2–4
Vergleich	4	0.63	0.81	0.35	0.7	< 2
Vergleich	5	0.90	1.39	0.1	0.6	0
Vergleich	3	0.47	1.78	0.1	0.3	0
Vergleich	5	0.54	0.51	0.1	0.1	0
Vergleich	4	0.12	1	0.1	0	0

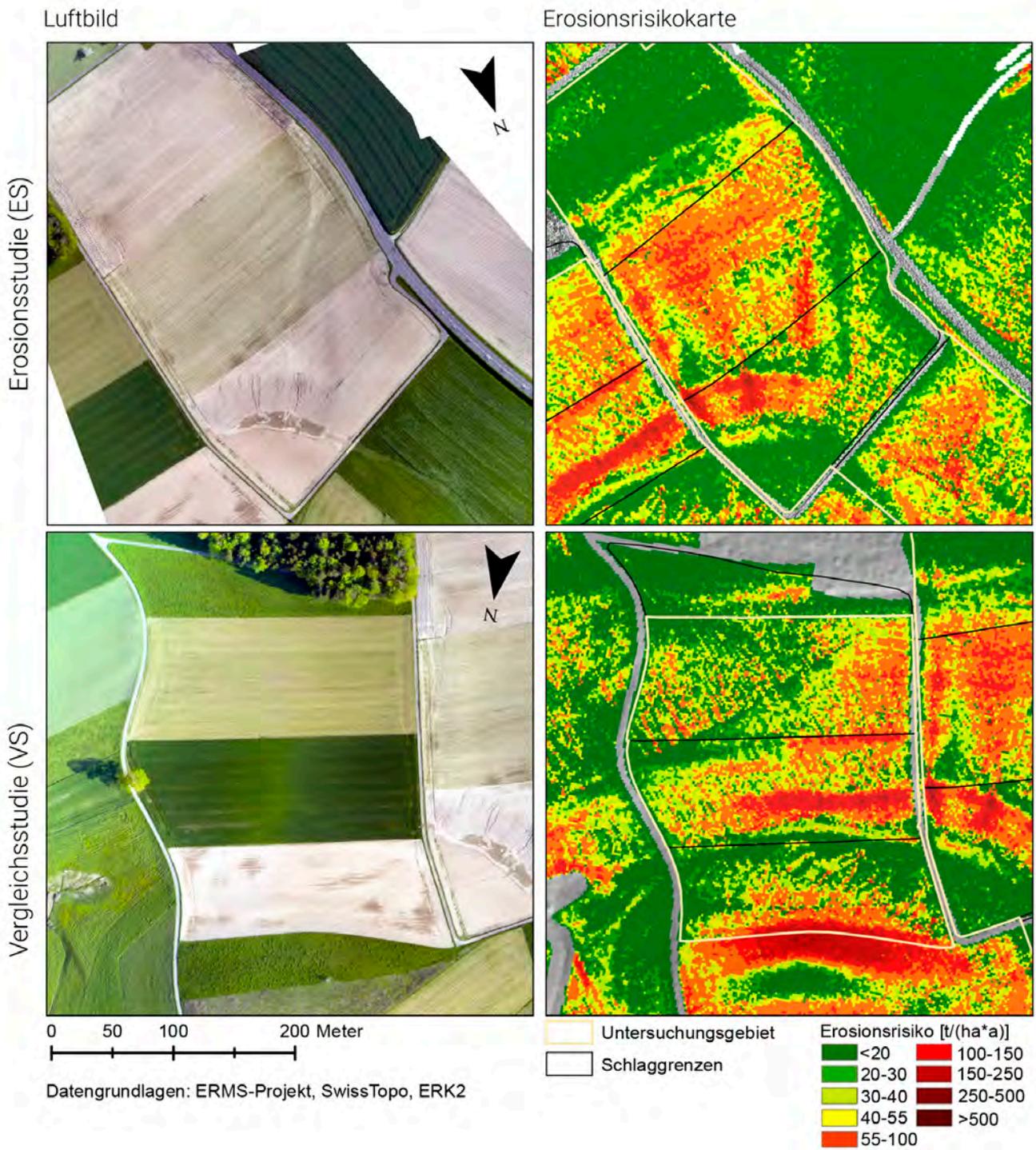


Abbildung 5a: Erosions- und Vergleichsstudie: Vergleich anhand der Luftbilder und Erosionskarten

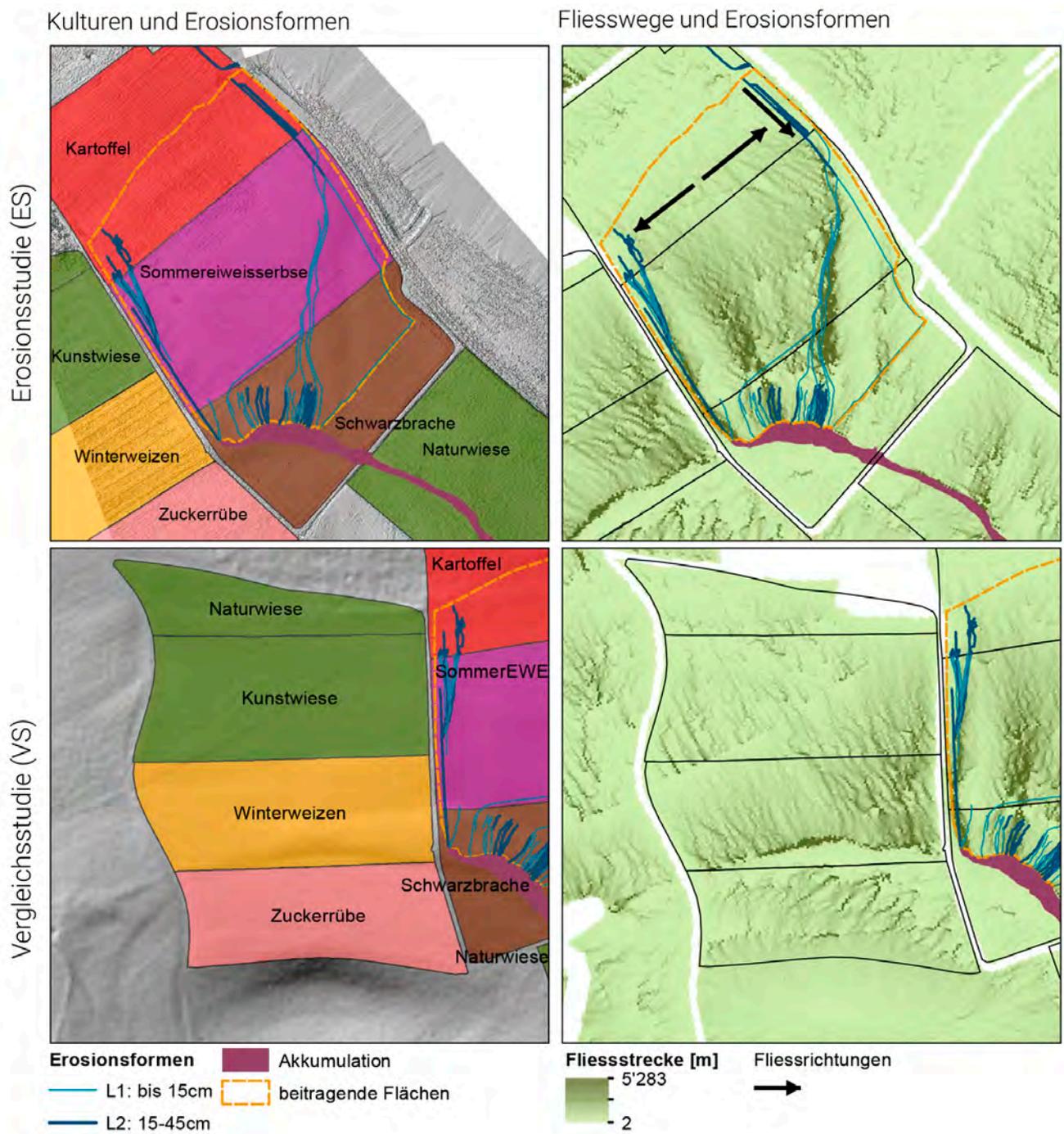


Abbildung 5b: Erosions- und Vergleichsstudie: Vergleich anhand der Kulturen und Fließstrecken

zur Prävention von Erosion beitragen können: Falls ein Hangeinzugsgebiet eine hohe Flie ssakkumulation (lange Flie ssstrecke) aufgrund der Topographie aufweist und gleichzeitig schwarzbrach liegt, muss die Schlagstruktur und die Fruchtfolge so angepasst werden, dass lange Flie ssstrecken aufgrund einer genügenden Bodenbedeckung unterbrochen werden. Dies führt zu einem Wechsel von Sommer- und Winterkulturen innerhalb eines Hangeinzugsgebiets.

## 6. Ausblick

Die Resultate zeigen, dass für die Reduktion oder Prävention von Bodenerosion bei Starkniederschlägen keine grundlegende Veränderung der Landnutzung nötig ist. Bereits eine visuelle Abschätzung der Schläge, welche gleichzeitig bearbeitet und der Boden somit exponiert wird, und eine entsprechend angepasste Landnutzung damit lange Flie ssstrecken vermieden werden, trägt zur Reduktion von Erosion bei. Dies bedeutet aber auch, dass die LandwirtInnen, welche gemeinsam ein Hangeinzugsgebiet bewirtschaften, die geplante Fruchtfolge miteinander absprechen müssen. Dies kann einen Beitrag zum nachhaltigen Schutz der Ressource Boden leisten und Off-Site Schäden an Kanalisationssystemen, Strassen und Häusern, sowie die Beschädigung von benachbarten Schlägen verhindern.

## Acknowledgement

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Erosionsrisiko Monitoring System (ERMS)- Projekts des Centre for Development and Environment (CDE) verfasst. Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt unterstützt und finanziert und in Zusammenarbeit mit folgenden Partnerinstitutionen erarbeitet: Changins (HES-SO), die Berner Fachhochschule für Agrar-, Forst und Lebensmittelwissenschaften (HAFL) sowie die Hochschule für Technik und Architektur Freiburg. Die Publikation dieser Arbeit wurde zudem vom Cluster Sustainability Governance des CDE unterstützt.

## Literatur

BRANDHUBER, R., 2012: Starkregen und Bodenerosion – Welches Risiko sollen Schutzmassnahmen abdecken? KT-BL-Schrift 492, 140-149.

EBNETTER, L., 2017: Bodenerosion bei Starkniederschlägen im Schweizer Mittelland – Eine Analyse von Ursachen und Massnahmen mit und für LandwirtInnen. Masterarbeit. Geographisches Institut der Universität Bern.

GASSMANN, S., 2010: Erosion – Risiken beschränken. Merkblätter-Set. Technischer Bericht. Bern: Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) & Bundesamt für Umwelt (BAFU).

LEDERMANN, T., K. HERWEG, H. LINIGER, F. SCHNEIDER, H. HURNI and V. PRASUHN, 2008: Erosion Damage Mapping: Assessing Current Soil Erosion Damage in Switzerland. *Advances in GeoEcology* (39), 263-283.

MOSIMANN, T., und M. RÜTTIMANN, 2006: Dokumentation. Berechnungsgrundlagen zum Fruchtfolgefaktor zentrales Mittelland 2005 im Modell Erosion CH (Version V2.02).

NESTROY, O., 2015: Den Boden verstehen: Aufbau, Typen, Fruchtbarkeit. Leopold Stocker Verlag, Graz.

PRASUHN, V. and M. FISCHLER, 2007: Wie viel Erde geht verloren? UFA-Revue 11.

World Overview of Conservation Approaches and Technologies (WOCAT), 2016: Technology Core Questionnaire. <https://www.wocat.net/en/methods/slm-technologies-approaches/questionnaires>.

# Der Einfluss von Lochstern und Querdammhäufel auf Erosion und Staunässe im Kartoffelanbau

Volker Prasuhn<sup>1</sup>, Tatenda Lemann<sup>2</sup>, Gudrun Schwilch<sup>2</sup>, Felicitas Bachmann<sup>2</sup>, Marlies Bandi<sup>3</sup>, Vincent Jaunin<sup>3</sup>, Liv Kellermann<sup>3</sup> und Stéphane Burgos<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Agroscope, Gruppe Gewässerschutz und Stoffflüsse, 8046 Zürich-Reckenholz

<sup>2</sup>Interdisziplinäres Zentrum für Nachhaltige Entwicklung und Umwelt (CDE), Universität Bern, 3012 Bern

<sup>3</sup>Berner Fachhochschule, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL), 3052 Zollikofen

## Zusammenfassung

Der Anbau von Kulturen in Dämmen auf geneigten Flächen ist bezüglich Bodenerosion durch Wasser sehr problematisch, da die Dammformung intensive Eingriffe in die Bodenstruktur verursacht und die Furchen zwischen den Dämmen als Leitlinien für den Oberflächenabfluss dienen. Entsprechend werden in der Schweiz Kartoffelfelder am häufigsten von Erosion betroffen und es kommt dort auch zu den grössten Bodenabträgen. Da konservierende Bodenbearbeitungsverfahren wie Mulchlegen oder Direktmulchlegen sich in der Praxis auf schweren Böden nicht bewährt haben, fehlen bislang geeignete Erosionsschutzmassnahmen im Kartoffelanbau. Querdammtechniken wie Lochstern oder Querdammhäufel scheinen eine vielversprechende Lösung zu sein. In mehreren Feldstudien wurden beide Verfahren 2016 erstmals in der Schweiz getestet. In der Region Frienisberg (BE) konnte der Einsatz des Lochsterns (Dyker) den auftretenden Oberflächenabfluss, Erosion und Staunässe in Mulden deutlich vermindern, da eine gleichmässige Infiltration gewährleistet wurde. In einem weiteren Feldversuch im Solothurner Mittelland mit einem Lochstern (Dyker) ergaben die gemessenen Furchentiefen eine signifikant geringere Auffüllung der Furchen am Hangfuss mit abgeschwemmtem Material gegenüber dem herkömmlichen Verfahren, da auch hier weniger Boden erodiert wurde. Auf drei Parzellen im Kt. Waadt (Essertes, Villars-le-Comte, Cossonay) kam der Querdammhäufel (Barbutte) zum Einsatz. Der aufsummierte Bodenabtrag einer zweimonatigen Beobachtungsphase konnte um 97 %, 74 % und 59 % gegenüber dem Verfahren ohne Querdammhäufel vermindert werden. Neue Feldversuche im Jahr 2017 sollen zusätzliche Erkenntnisse liefern.

## Abstract

Cultivation of crops on ridges on sloped surfaces harbours a high risk with regard to soil erosion by water. Dam formation causes intensive disturbance to soil structure and the furrows between the dams serve as tramlines for surface runoff. Correspondingly, in Switzerland, potato fields are most frequently affected by erosion and accounted for the largest soil losses. Since conservation tillage practices such as mulch planting or direct mulch planting have not proven in practice on heavy soils, so far suitable erosion protection measures in potato cultivation are missing. The formation of micro-dams in potato furrows with machines like a “Dyker” or “Barbutte” seem to be a promising technique. In 2016, both methods were tested for the first time in Switzerland in several field studies. In the Frienisberg region (BE), the use of a “Dyker” significantly reduced surface runoff, erosion and water logging in slope depressions by facilitating the uniform infiltration of precipitation. In a further field trial involving a “Dyker” (Solothurner Mittelland), the measured furrow depths at the slope toe resulted in significantly less filled furrows due to reduction of soil loss compared to the conventional potato hilling method. On three fields in the canton of Vaud (Essertes, Villars-le-Comte, Cossonay) the “Barbutte” was used. The measured soil loss after a survey time of two month could be reduced by 97 %, 74 % and 59 % respectively compared to the method without a “Barbutte”. New field trials in 2017 are intended to provide additional insights.

**Keywords:** soil erosion, sustainable land management, potato production, potato hilling, dyker

## 1. Einleitung

Bodenerosion ist in der Schweiz gemäss den mehrjährigen Felduntersuchungen von MOSIMANN et al. (1990) und PRASUHN (2012) ein ernstzunehmendes Problem. Gesetzlich geregelt wurde der Erosionsschutz auf Bundesebene bisher vor allem über die «Verordnung über Belastungen des Bodens» (VBBo). Dort ist das primäre Ziel die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und das Vermeiden von gravierenden Off-Site-Schäden (Talwegerosion). Entsprechend wurden Richtwerte für den langjährigen mittleren Bodenabtrag festgelegt. Die «Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft, Modul Boden» (BAFU und BLW 2013) soll den Vollzug der VBBo erleichtern, da der bisherige Vollzug unzureichend war (PRASUHN 2015). Das im Anhang dieser Vollzugshilfe befindliche Beurteilungsformular, das mit Hilfe von Plus- oder Minuspunkten das Erosionsrisiko einer Parzelle einschätzen soll, war sehr umstritten und wurde von der Praxis und den Branchenverbänden abgelehnt; unter anderem, weil der Kartoffelanbau in diesem Formular mit mehreren Minuspunkten belegt wurde.

Der Erosionsschutz wird zusätzlich auch in den Anforderungen für den «Ökologischen Leistungsnachweis» (ÖLN) geregelt. Auch dessen Umsetzung war bisher unbefriedigend, so dass Anfang 2017 eine neue Regelung zum Erosionsschutz in der Direktzahlungsverordnung (DZV) in Kraft getreten ist. Beim Auftreten relevanter Erosionsschäden muss der Landwirt in Eigenverantwortung oder mit Hilfe der Beratung gezielt Massnahmen ergreifen, um erneutes Auftreten relevanter Erosion zu vermeiden. Allgemeine Massnahmen zum Erosionsschutz wie Fruchtfolgegestaltung, Zwischenfruchtanbau, reduzierte Bodenbearbeitung oder standortangepasste Bewirtschaftung sind weitgehend bekannt. Speziell im Kartoffelanbau, der als besonders erosionsgefährdet gilt, sind aber bisher kaum praxistaugliche Erosionsschutzmassnahmen bekannt bzw. im Einsatz. Das Zentrum für Nachhaltige Entwicklung und Umwelt (CDE) der Universität Bern untersucht im Rahmen des Europäischen RECARE Projektes (Preventing and Remediating degradation of soils in Europe through Land Care, <http://www.recare-hub.eu/case-studies/frienisberg>) den Einfluss des Lochsterns auf Staunässe, Erosion und Ernteertrag auf Kartoffelfeldern in der Region Frienisberg (BE). Zeitgleich liefen an der Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL) zwei studentische Arbeiten im Solothurner Mittelland und im Broye-Vully Distrikt des Kantons Waadt, die den Effekt

des Lochsterns und des Querdammhäufers aufzeigen sollten, indem der Bodenabtrag bzw. die Akkumulation quantifiziert wurden.

## 2. Die Erosionsproblematik im Kartoffelanbau

### 2.1 Bodenbearbeitung und Dammanbau

Kartoffeln werden in der Schweiz nahezu ausschliesslich im Dammanbau kultiviert, überwiegend mit 75 cm Reihenabstand, teilweise auch mit 90 cm. Neben Kartoffeln werden auch Karotten und Spargel in Dämmen kultiviert, sie haben aber flächenanteilmässig keine grosse Bedeutung. Der Anbau von Kulturen mit Dämmen ist bezüglich Bodenerosion durch Wasser sehr problematisch, da die Dammformung intensive Eingriffe in die Bodenstruktur verursacht. Es werden verschiedene Anbauverfahren von Kartoffeln unterschieden, die unterschiedlich stark in die Bodenstruktur eingreifen: a) getrennte Verfahren mit intensiver Bodenbearbeitung und Häufeln mit Dammfräse, b) Bodenseparierung, c) kombinierte Pflanzverfahren (All-in-One), d) Mulchlegen und Direktmulchlegen.

Bei der Bodenseparierung wird der Boden am stärksten beansprucht. Hier werden die groben Bodenbestandteile (Steine und Kluten) abgesiebt und in den Furchen abgelegt, während die feinen Anteile für den Aufbau der Dämme verwendet werden. Die Bodenseparierung dient der Verfeinerung und Homogenisierung der Dämme, damit die Kartoffeln leichter geerntet werden können und eine bessere Qualität mit weniger Schlagschäden aufweisen (RÜTTIMANN und STRICKLER 1998). Auf folgende Risiken der Bodenseparierung weisen ZIHLMANN et al. (1996) hin: Intensive Entmischung von Steinen und Feinerde; stärkere Schädigung der Bodenstruktur, vor allem Verdichtungen in den Ablagebändern; erhöhte Verschlammungs- und Erosionsgefahr durch Entfernen erosionshemmender Steine und Schollen auf kaum aggregierten Böden; zu massive Störung des Bodenlebens. Beim Mulchlegen und Direktmulchlegen werden die Dämme bereits im vorangehenden Sommer nach der Getreideernte geformt und mit einer Zwischenkultur begrünt. Im folgenden Frühjahr pflanzt man die Kartoffeln ohne weitere Bodenbearbeitung in die vorgeformten Dämme. BOHREN et al. (2001) zeigen die Grenzen des Verfahrens hinsichtlich Ertrag und Knollenqualität auf schweren Böden. Sie unterstreichen die Empfehlung von SPIESS et al. (1999), das Direktmulchlegen vor allem auf leichtem und schnell erwärmendem Boden anzuwenden. So befriedigten vor allem die Erträge der mittels Direktmulchlegetechnik angebauten Kartoffeln weder in Bezug auf Quantität noch auf Qualität.

Das getrennte Verfahren mit Vollautomat und Dammfräse ist in der Schweiz am Verbreitetsten. Bodenseparierung und All-in-One-Anbauverfahren haben aber in letzter Zeit stark zugenommen. Mulchlegen und Direktmulchlegen haben sich in der Praxis nicht durchsetzen können und kommen kaum vor.

## 2.2 Geringe Bodenbedeckung bei Kartoffeln

Neben den negativen Auswirkungen der Dammhäufelung auf die Bodenstruktur erhöht die lange Zeit mit unzureichender Bodenbedeckung die Erosionsgefahr bei Kartoffeln. Durch die langsame oberirdische Jugendentwicklung ist die Erosionsgefahr von der Pflanzung bis zum Reihenschluss sehr hoch, aber auch nach der (frühzeitigen) Entkrautung bis zur Ernte ist der Boden weitgehend ungeschützt. Nach BÜCHI et al. (2017) weisen Kartoffeln entsprechend den schlechtesten Bodenbedeckungsgrad aller Kulturen auf. Aber auch direkt nach der Ernte haben die abgeernteten Felder ein sehr hohes Erosionspotential. Durch die Ernte wird der Boden einerseits gelockert, durch das Befahren andererseits wieder stark verdichtet. Da kaum Ernterückstände vorhanden sind, ist das Verschlammungs- und Erosionsrisiko sehr hoch. Daher sollte unmittelbar nach der Ernte eine Saat einer Zwischen- oder Hauptkultur erfolgen. Da Kartoffeln kaum Ernterückstände hinterlassen, ist beim Anbau der Folgekultur z. B. ein Mulch- oder Direktsaatverfahren mit ausreichender Bodenbedeckung nicht möglich. Der Kartoffelanbau hat somit auch für die Folgekultur (häufig Winterweizen) negative Auswirkungen bezüglich des Erosionsrisikos (Carry-over-effekt).

## 2.3 Spezifische Geometrie der Kartoffeldämme fördert die Erosion

Der Oberflächenabfluss sammelt sich in den Furchen, dadurch kommt es zu einer Abflusskonzentration. Diese wiederum führt zu einer Erhöhung der Fliessgeschwindigkeit und damit der Scherkräfte und der Transportkapazität für Bodenmaterial (VON WERNER et al. 2014). Der Abfluss in den Furchen führt zu Erosionsrillen, die zur Instabilität der steilen Dammwände und zu Abbrüchen führt. Regentropfenerosion (splash) und flächenhafte Erosion von den steilen Dammwänden liefern weiteres Bodenmaterial, das in den Furchen leicht abtransportiert werden kann. Die Art der Dammformung (Trapezdämme oder bauchige Dämme) sowie die Steilheit der Dämme haben dabei einen grossen Einfluss.

Bei einer Bearbeitung in Falllinie bilden die Furchen Leitlinien für den Oberflächenabfluss. Daher kann es

schon bei sehr geringer Neigung ( $< 2\%$ ) zu Oberflächenabfluss und Erosion kommen. Ist die Hanglänge gross ( $> 100\text{ m}$ ), können schon bei solch geringen Neigungen erhebliche Erosionsschäden auftreten.

Bei einer Bearbeitung quer zum Hang ohne jegliches seitliches Gefälle, d.h. exakt höhenlinienparallel, sammelt sich das Wasser in den Furchen und es kommt kaum zu Bodenerosion. Ab einer Hangneigung von  $> 15\%$  steigt das Risiko von Überstauung und Dammsbrüchen (AURBACHER et al. 2012). In der Schweiz ist kontinuierlicher hangparalleler Anbau aber fast nicht möglich, da das Relief auf den Parzellen meist stark variiert. Für eine konsequente Konturbearbeitung sind zudem die meisten Parzellen zu klein und der Arbeitsaufwand für den Landwirt zu gross.

Beim Anbau schräg zum Hang bzw. auf Feldern mit Gefälle in mehrere Richtungen erfolgt der Abfluss in den Furchen zur tiefsten Stelle am Rand bzw. an den Rändern der Parzelle, wo es im Vorgewende zu gravierenden Erosionsschäden kommen kann. Am stärksten erosionsgefährdet ist der Kartoffelanbau auf Parzellen mit Geländemulden. Das Wasser fliesst in den Furchen von den Flanken in die Mulde, wo es rasch zur Überstauung kommt und Dammdurchbrüche die Folge sind. Je grösser das Einzugsgebiet einer Mulde, desto mehr Wasser kann in der Mulde zusammenfliessen. Konzentrierter Abfluss mit Talwegen von mehreren Metern Breite, die die gesamten Dämme samt Kartoffeln ausräumen, sind die Folge (Abbildung 1).



**Abbildung 1:** Bodenerosion auf einem Kartoffelfeld mit einer Geländemulde in der Region Frienisberg. In der Tiefenlinie hat sich das Wasser gesammelt und zu Dammdurchbrüchen und mehrere Meter breite Talwegerosion geführt. Foto: V. Prasuhn, Agroscope, 28. April 2006.

## 2.4 Bodenabträge im Kartoffelanbau

Auf das sehr hohe Erosionsrisiko im Kartoffelanbau wird in der Literatur häufig hingewiesen (z. B. AHDB 2013, AUERSWALD et al. 2006, FIENER und AUERSWALD 2007, XING et al. 2011); gemessene oder kartierte Bodenabträge von Kartoffelfeldern findet man aber selten. Aus Kanada liegen verschiedene Untersuchungen vor. CHOW et al. (1990) berichten aus New Brunswick von Bodenverlusten von 17 und 24 t/ha/Jahr beim Anbau von Kartoffeln auf Testplots in Gefällerrichtung. CHOW and REES (1994) zeigten anhand von Berechnungsversuchen, dass der mittlere Bodenabtrag von Flächen mit gehäufelten Kartoffeldämmen vierfach höher war als von ebenen Flächen. Sie kalkulierten entsprechend C-Faktorwerte für Kartoffeln von 2,0. EVANS et al. (2016) berichtet aus Grossbritannien, dass bei Feldkartierungen im Rahmen des «National Soil Monitoring Scheme» zwischen 1982 und 1986 auf 171 Feldern mit Kartoffeln Erosion auftrat. Der mittlere Bodenabtrag lag bei 3,29 t/ha/Jahr. BUG und MOSIMANN (2012) ermittelten in einer 11-jährigen Messreihe in Niedersachsen (Deutschland) die höchsten mittleren Bodenabträge auf Parzellen mit Kartoffeln (4,2 t/ha/Jahr).

In der Schweiz zeigten MOSIMANN et al. (1990), dass Bodenerosion auf Kartoffelfeldern im Mittelland weit verbreitet ist. Der Flächenanteil von Feldern mit Erosionsereignissen lag bei 45 % und der mittlere Bodenabtrag durch lineare Erosion bei Kartoffeln bei 4,4 t/ha/Jahr. In einer Langzeit-Monitoringstudie in der Region Frienisberg (Kt. Bern) konnte PRASUHN (2012) zeigen, dass sowohl die grössten Abträge auf Kartoffelfeldern stattfanden als auch am häufigsten Erosion auf Kartoffelfeldern zu kartieren war. Von den insgesamt 149 Parzellen mit Kartoffeln zwischen 1997 bis 2007 hatten 82 Fel-



**Abbildung 2:** Drohnenfoto eines grossen Erosionsschadens in einem Kartoffelfeld. Mittelland, Kt. Freiburg, Frühjahr 2016, Quelle: HAFL.

der (= 55 %) Erosion. Keine andere Kultur wurde so häufig von Erosion betroffen. Im Verlauf der 10 Jahre wurden insgesamt 521 t Boden von den Kartoffelfeldern erodiert. Dies entspricht 26 % der totalen Erosion im Gebiet, obwohl die Kartoffeln nur 7 % der gesamten Ackerfläche ausmachen. Mit durchschnittlich 2,87 t/ha/Jahr war der Abtrag bei Kartoffeln mit Abstand am grössten von allen Anbaukulturen. Die beiden grössten Abtragsereignisse innerhalb der 10 Jahre fanden mit 89 t und 72 t auf Kartoffelfeldern statt. Von den 16 grössten Abtragsereignissen zwischen 1997 und 2007 mit mehr als 20 t Abtrag pro Parzelle war die Hälfte auf Kartoffelfeldern (PRASUHN 2012).

Im sehr nassen Frühjahr 2016 kam es in weiten Teilen der Schweiz zu massiven Erosionsschäden in Kartoffelfeldern (Abbildung 2 und 3).

## 3. Massnahmen zur Erosionsverminderung im Kartoffelanbau

### 3.1 Querdammtechniken

Das Prinzip der Querdammtechnik ist seit langem bekannt. Deren Ziele sind: i) das Wasser in den Reihen für die Kulturen zurückzuhalten, ii) Stauwasser und Vernässung in den Senken zu verhindern und iii) den Oberflächenabfluss und damit Erosion zu minimieren. Sie wurde um 1930 in den Great Plains, USA, entwickelt und zunächst im Getreideanbau und später bei Baumwolle eingesetzt (JONES and BAUMHARDT 2003). Im Kartoffelanbau wurde die Querdammtechnik ebenfalls schon um 1990 angewendet (z. B. AGASSI and LEVY 1993). Seit etwa Anfang 2000 wurden in Europa verschiedene Verfahren bzw. Geräte mit Querdammtechnik entwickelt und erfolgreich eingesetzt, beispielsweise in Frankreich (MARTIN und REAL 2016; AREAS



**Abbildung 3:** Erosionsrinnen in einem Kartoffelfeld. Berner Mittelland, 16. Mai 2016, BANDI (2016).

2005; AREAS, o.J.), Belgien (BARTHÉLEMY et al. 2010; FIWAP, o.J.), England (HAYES, o.J.; AHDB 2013) und Deutschland (BILLEN und AURBACHER 2007; AUERBACHER et al. 2012). Grundsätzlich wird zwischen dem Querdammhäufel (z. B. Barbutte oder Butteuse AVR) und dem Lochstern (z. B. Dyker) unterschieden. Wie es der Name sagt, häufelt der Querdammhäufel (Abbildung 4 und 5) in einem bestimmten Abstand kleine Querdämme an, während der Lochstern (Abbildung 6) mit seinen Schaufelrädern Löcher in die Sohle der Furchen



Abbildung 4: Querdammhäufel "Le Barbutte" (Foto: LaFranceAgricole).



Abbildung 5: Querdammhäufel (Foto: Joachim Aurbacher, 26. Mai 2004).



Abbildung 6: Lochstern (Dyker) an einer Kartoffellegemaschine Grimme GL 420 (All-in-One) (Foto: T. Lemann, CDE).

gräbt. Technisch unterschieden werden abrollende Häufel und aktiv hydraulisch absenkbar Häufel (KLINDWORTH 2015).

Frühere Studien zeigen, dass bei Beregnungsversuchen mit einem simulierten Niederschlag von 50–100 l/m<sup>2</sup> pro Stunde bei der Querdammhäufelung verbunden mit einem Anbau quer zur Hangrichtung nahezu kein Beregnungswasser abfloss, während in Furchen ohne Querdämme der Anteil des Oberflächenabflusses zwischen 14 % und 52 % des Beregnungswassers liegt (BILLEN und AURBACHER 2007; AURBACHER et al. 2012). OLIVIER et al. (2012) konnten 2011 einen ähnlichen Effekt mit dem Lochstern aufzeigen.

### 3.2 Lochstern-Versuche am Frienisberg (CDE-RECARÉ Projekt)

Im RECARÉ Projekt haben sich 27 Institutionen in 16 verschiedenen Ländern Europas zu einem multidisziplinären Team zusammengeschlossen, um gemeinsam die aktuelle Gefährdung von Böden einzuschätzen und innovative Lösungen zur Prävention weiterer Bodendegradation in Europa zu finden. In diesem Zusammenhang wird vom CDE während



Abbildung 7: Vergleich: mit und ohne Lochstern. Links die Furchen kurz nachdem die Kartoffeln mit einer Kartoffellegemaschine Grimme GL 420 gesetzt wurden. Rechts die Akkumulation am Feldende nach 40 Tagen und 252 mm Niederschlag (Fotos: T. Lemann, CDE).

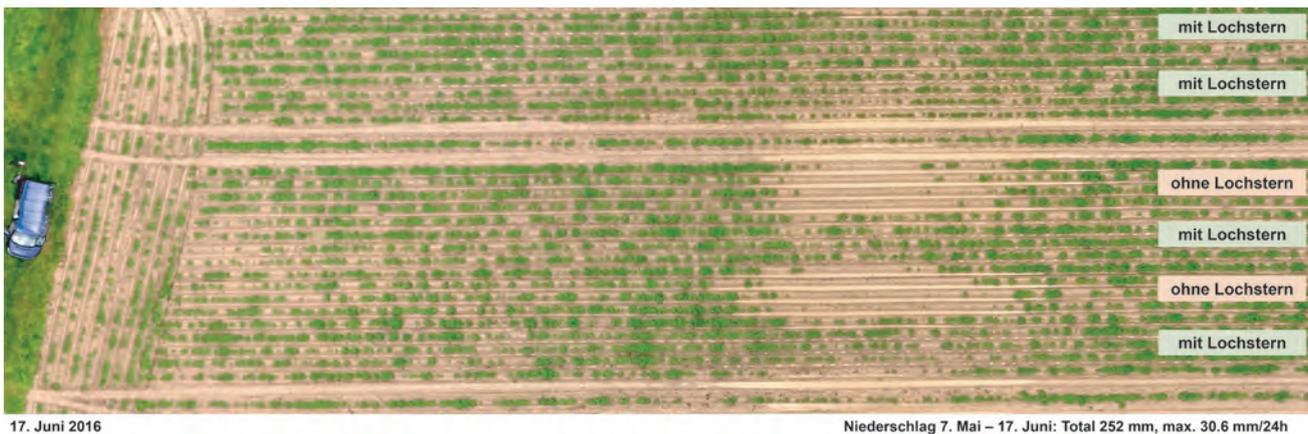
zweier Jahre (2016–2017) der Einfluss des Lochsterns auf Oberflächenabfluss, Infiltration, Staunässe, Erosion, Entwicklung der Kulturen und Ernteertrag auf verschiedenen Kartoffelfeldern in der Region Friesenberg (BE) untersucht.

Um die Wirksamkeit des Lochsterns im konventionellen Kartoffelanbau erheben und messen zu können, wurden im ersten Versuchsjahr die Kartoffeln auf mehreren Feldern reihenweise abwechselnd mit und ohne Lochstern gesetzt. Drohnenbilder, Fotos und Vermessungen der Furche zeigten, dass auf Feldern mit einer gewissen Hangneigung ( $> 5\%$ ) die mit dem Lochstern bearbeiteten Furchen im Verlauf der Wachstumsperiode der Kartoffeln deutlich weniger Erosionsspuren aufwiesen. Folglich hatte sich in der Akkumulationszone dieser Furchen auch weniger erodierter Boden abgelagert als bei unbearbeiteten Furchen (Abbildung 7). In den Furchen, in welchen der Lochstern zum Einsatz kam, wurde das Regenwasser gleichmässig in den Löchern zurück-

gehalten und konnte an Ort infiltrieren. Anders in unbearbeiteten Furchen, wo sich das Regenwasser akkumulierte und als erosiver Oberflächenabfluss vom Feld floss oder sich in Senken sammelte.

Wurde in den Senken durch das gesammelte Wasservolumen die Infiltrationskapazität des Bodens überschritten, stand das Wasser über mehrere Tage in den Furchen (Abbildung 8). Dadurch entstanden in den Erddämmen zwischen den unbearbeiteten Furchen anaerobe Bedingungen, in welchen die Kartoffelpflanzen nicht mehr wachsen konnten, was zu einem Ernteausfall auf den betroffenen Flächen führte.

Die Versuche werden 2017 wiederholt und weitere Beobachtungen und Messungen erlauben dann genauere Schlussfolgerungen zur Wirksamkeit des Lochsterns hinsichtlich Bodenerosion und Staunässe. Im Rahmen des Gesamtprojektes sollen dann auch bezüglich Bodenfunktionen und Ökosystemleistungen sowie Kosten und Nutzen Aussagen gemacht werden können.



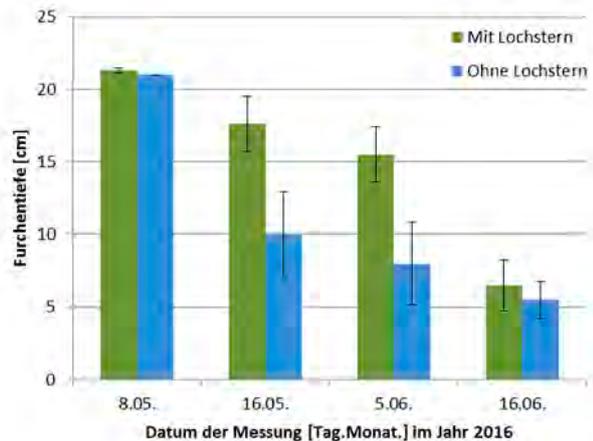
**Abbildung 8:** Drohnenfoto vom 17. Juni 2016. In Furchen, in welchen die Kartoffeln ohne Lochstern gesetzt wurden, konnten in der Senke (rechte Bildhälfte) keine Kartoffelpflanzen wachsen (Foto: T. Lemann, CDE).



**Abbildung 9:** Luftbild (links) und Sicht des Hangfusses (rechts) der Versuchspartzele im Solothurner Mittelland am 16. Mai 2016. Es sind deutliche Unterschiede erkennbar zwischen den Bereichen, die mit (obere eingerahmte Reihen im linken Bild, rechte Reihe im rechten Bild) beziehungsweise ohne Lochstern (untere resp. linke Reihe) bearbeitet wurden (BANDI 2016).

### 3.3 Querdammhäufler- und Lochsternstudien der HAFL

Auch im Rahmen von studentischen Arbeiten an der HAFL (BANDI 2016, JAUNIN 2016) wurde die Wirkung des Lochsterns und Querdammhäuflers getestet. Ziel war es, die Menge an Boden, die auf einem Kartoffelfeld abgetragen wird, zu quantifizieren und den Effekt der Vertiefungen, die der Lochstern hinterlässt, respektive der Reliefbildung durch den Querdammhäufler, sichtbar zu machen.



**Abbildung 10:** Mittelwerte der Furchentiefe aus jeweils 5 Messungen in je 5 Furchen zu vier Erhebungszeitpunkten, unterschieden nach Reihen mit und ohne Lochsterneinsatz (BANDI 2016). Die zweite und dritte Messung (16. Mai und 5. Juni) erfolgte jeweils nach einem grossen Niederschlagsereignis, die gemessenen Tiefen unterscheiden sich signifikant ( $p=0,0044$  resp.  $p=0,0046$ ). Die Unterschiede bei der letzten Messung sind nicht signifikant ( $p=0,39$ ), die erste Messung wurde nicht ausgewertet.

Auf der ersten Versuchsparzelle im Solothurner Mittelland wurde am 12. April 2016 ein Lochstern eingesetzt. Er war hinter der All-in-One-Setzmaschine angebracht und hinterliess zwischen den Dämmen im Abstand von ungefähr 50 cm jeweils ein Loch. Der Einsatz erfolgte jeweils nach jedem dritten Damm.

Für die Quantifizierung des Bodenabtrages wurden 10 Furchen zufällig ausgewählt (5 mit, 5 ohne Lochsterneinsatz). Am unteren Feldrand der Parzelle, wo sich der erodierte Boden angesammelt und die Furchen aufgefüllt hatten, wurde an je 5 Stellen die Tiefe der Furchen zwischen den Dämmen gemessen (Abbildung 9, BANDI 2016). Je mehr Material erodiert wurde und sich am Hangfuss angesammelt hatte, desto geringer war diese Tiefe. Es gab insgesamt vier Erhebungszeitpunkte. Die zweite und dritte Erhebung am 16. Mai und 5. Juni erfolgten jeweils nach grossen Niederschlagsereignissen mit Niederschlagsmengen von 106 mm in drei Tagen (12.–14. Mai) und 65,5 mm in zwei Tagen (28./29. Mai). Der Warnschwellenwert Stufe 4 von MeteoSchweiz für Gewitter und Dauerregen (110–150 mm/48h) wurde damit dennoch nicht erreicht.

Das Anbauverfahren unter Einsatz des Lochsterns zeigt eine Verminderung des Bodenabtrages im Vergleich zum herkömmlichen Verfahren (Abbildung 10). Es wurden zu zwei der vier Messzeitpunkte signifikant geringere Furchentiefen in den Reihen ohne Lochsterneinsatz gemessen (BANDI 2016). Die geringen Unterschiede in der ersten und letzten Messung lassen sich dadurch erklären, dass es vor der



**Abbildung 11:** Versuchsanlage am 03. Juni 2016 nach 49 mm Niederschlag. Links eine Furche mit Querdammhäuflereinsatz, rechts ohne. Links sammelte sich grösstenteils Wasser, rechts war der Behälter voller Schlamm (JAUNIN 2016).

ersten Messung nur wenig und in kleinen Mengen geregnet hatte und dass der erosionsmindernde Effekt des Dykers mit der Zeit abzunehmen schien.

Die zweite Versuchsanlage umfasste 3 Parzellen im Kanton Waadt (Essertes, Villars-le-Comte und Cossonay). An jedem Standort wurde je ein Bereich der Parzelle mit einem Querdammhäufler (C, cloisonné) behandelt und der andere nicht (NC, non cloisonné). Die kleinen, angehäuften Erdwälle in den Furchen lagen ca. 1,6 m auseinander. Ein System aus Rinnen und grossen Kanistern zwischen den Dämmen (Abbildung 11) erlaubte es, das abfliessende Wasser sowie den Bodenabtrag zu sammeln (JAUNIN 2016). Die Hanglänge wurde mit Barrikaden auf jeweils 33 m beschränkt, sodass die betrachtete Fläche 50 m<sup>2</sup> betrug. Auf jeder Parzelle wurde in zwei Furchen mit und in zwei ohne Querdämmen das Volumen des aufgefangenen Materials (Wasser plus Boden) nach jedem Niederschlagsereignis gemessen. In einem gut gemischten Standardvolumen wurde der enthaltene Anteil Boden bestimmt. Da es sich um eine deskriptive Pilotstudie ohne Wiederholungen handelte, wurde dieser Versuchsteil nicht statistisch ausgewertet. Zusätzlich wurde am 19. Juni 2016 am Erosionshang aller Parzellen an je 50 Punkten die Tiefe der Furchen zwischen den Dämmen gemessen.

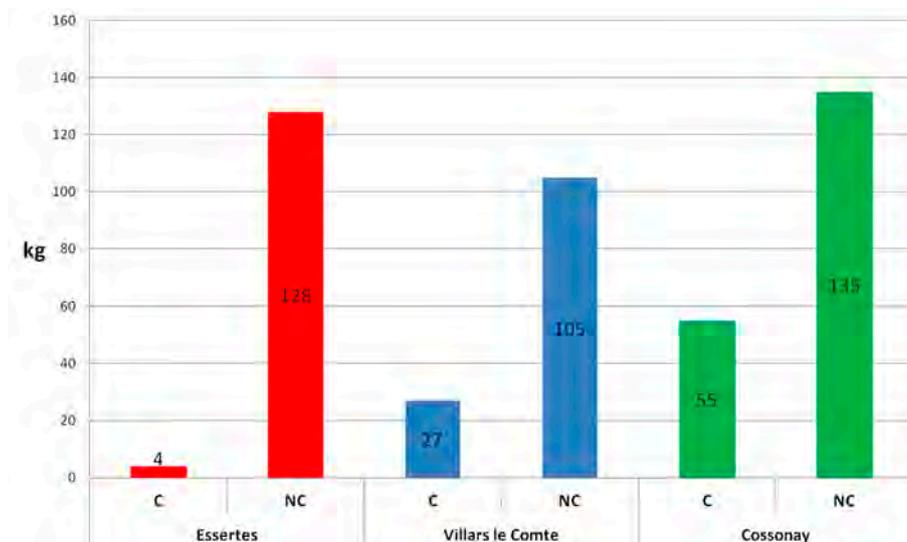
An allen Versuchsstandorten wurde in den Furchen ohne Querdammhäufler bei Niederschlagsereignissen mehr Boden abgetragen. Abbildung 12 zeigt die Summe des abgetragenen Bodens während der gesamten Versuchsdauer vom 15. Mai bis 31. Juli 2016. In Essertes wurden in Furchen ohne Querdämme

97 % mehr Boden abgetragen, in Villars-le-Comte 74 % und in Cossonay 59 %. Allerdings kann über die Parzellen in Cossonay keine abschliessende Aussage gemacht werden, da technische Probleme mit der Versuchsanlage auftraten und hier somit die Menge an aufgefangenem Material auf der Fläche ohne Querdämmen vermutlich unterschätzt wurde. Die Tiefe der Furchen zwischen den Dämmen war im Durchschnitt auf zwei der drei Flächen signifikant tiefer in Parzellen, auf denen der Querdammhäufler nicht angewendet wurde (Kruskal-Wallis,  $p > 0,005$  für Essertes und Villars-le-Comte). In Cossonay war der Unterschied nicht signifikant ( $p = 0,058$ ).

Auch für den Querdammhäufler zeigt sich also ein deutlicher erosionsmindernder Effekt, der vor allem an den grösseren Mengen an abtransportiertem und aufgefangenen Boden, zum Teil aber auch an den tieferen Furchen an den Parzellenhängen ohne Querdämme sichtbar wird.

#### 4. Schlussfolgerungen

Die Feldversuche des CDE in der Region Frienisberg sowie der HAFL in den Regionen Solothurner Mittelland und Waadt, ebenso wie frühere Studien (MAUGNARD et al. 2008) konnten zeigen, dass der Oberflächenabfluss mit verschiedenen Querdamm- und Lochsterntechniken reduziert und die Infiltration erhöht werden kann. Unklar ist noch, bis zu welcher Hangneigung und welchen Niederschlagsmengen bzw. -intensitäten eine ausreichende Wirkung erzielt werden kann. Hier gilt es Schwellenwerte herauszufinden, denn es ist davon auszu-



**Abbildung 12:** Masse an abgeschwemmtem und in Kanistern aufgefangenem Boden während der gesamten Versuchsdauer (15. Mai–31. Juli 2016) an drei Versuchsstandorten. Die linken Balken (C) beziehen sich auf den Anbau mit Querdammhäufler, die rechten (NC) auf den Anbau ohne.

gehen, dass bei hohen Niederschlagsmengen bzw. -intensitäten und grossen Hangneigungen die Querdämme überflutet bzw. brechen werden und es dann zu Erosionsschäden kommen wird. Insofern ist die Querdammtechnik eine vielversprechende Massnahme auf schwach bis mittel geneigten Hängen und bei kleinen bis mittleren Niederschlagsereignissen. Standortangepasster Kartoffelanbau auf nicht zu steilen Hängen bleibt aber weiterhin eine Notwendigkeit.

Das Abfluss- und Infiltrationsverhalten der beiden Methoden wurde bisher noch in keiner Studie direkt verglichen, ist aber in Zusammenarbeit mit der HAFL Gegenstand des zweiten Forschungsjahres des RECARE-Projektes. Durch diese Zusammenarbeit wird Expertenwissen gebündelt und redundante Forschung vermieden.

## Literatur

- AGASSI, M., LEVY, G.J. (1993): Effect of the dyked furrow technique on potato yield. *Potato Research* 36, 247-251.
- AHDB (2013): Soil management for potatoes. Updated 2013. Agriculture and Horticulture Development Board (AHDB), Potato Council, Stoneleigh Park, Kenilworth, Warwickshire, CV8 2TL, 22 S.
- AREAS (o. J.): Pourquoi des micro-barrages entre les buttes de pomme de terre? Association Régionale pour l'Etude et l'Amélioration des Sols, Haute-Normandie, 5 S.
- AREAS (2005): Objectif de l'essai: lutte contre le ruissellement sur pomme de terre. Modalités comparées: pomme de terre tamisée avec ou sans micro-barrages. Association Régionale pour l'Etude et l'Amélioration des Sols, Haute-Normandie, 16 S.
- AURBACHER, J., BILLEN, N., BOTSCHEK, J., BRANDHUBER, R., BUTZ, J., CHRISTOFFELS, E., DORP, M., ERNSTBERGER, H., FELDWISCH, N., FIENER, P., HAIDER, J., KAUFMANN-BOLL, C., MARAHRENS, S., MÖLLER, M., MOLLENHAUER, K., MÜLLER, E., PRASUHN, V., RIPPEL, R., RODE, M., SCHMIDT, W., SCHMITTNER, A., SCHRÖDER, A., SENGER, M., SEVERIN, K., TETZLAFF, B., UNTERSEHER, E. (2012): Berücksichtigung der Bodenerosion bei der Massnahmenplanung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Merkblatt DWA-M910, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Hennef, 119 S.
- AUERSWALD, K., GERL, G., KAINZ, M. (2006): Influence of cropping system on harvest erosion under potato. *Soil Till. Res.* 89, 22-34.
- BANDI, M. (2016): Einflussgrössen Erosion im Kartoffelbau. Wie sich Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf Bodenerosion durch Wasser auswirken. Bachelor Thesis, Berner Fachhochschule, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL, Zollikofen.
- BARTHÉLEMY, J-P., FONDER, N., OLIVIER, C., VERECKE, P. (2010): Contrôle du ruissellement et de ses impacts en culture de pomme de terre en Wallonie. Présentation des résultats 2009-2010.
- BILLEN, N., AURBACHER, J. (2007): Querdammhäufelung. In: Krimly, T., Dabbert, S. (Hrsg.), *Landwirtschaftlicher Hochwasserschutz - 10 Steckbriefe für 12 Maßnahmen*. – Verlag St. Dabbert, Universität Hohenheim, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, 12-13.
- BAFU und BLW (2013): Bodenschutz in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft. *Umwelt-Vollzug Nr. 1313*, Bern, 59 S.
- BOHREN, C., SCHERRER, C., BALLMER, T., DUBOIS, D., SPIESS, E. (2001): Unkrautbekämpfung und Kartoffelqualität nach Direktmulchlegen. *Agrarforschung* 8 (5), 208-213.
- BÜCHI, L., VALSANGIACOMO, A., BUREL, E., CHARLES, R. (2017): Agrarumweltindikator für die Bodenbedeckung auf Landwirtschaftsbetrieben. *Agrarforschung Schweiz* 8 (2): 48-55.
- BUG, J., MOSIMANN, T. (2012): Lineare Erosion in Niedersachsen - Ergebnisse einer elfjährigen Messreihe zu Ausmaß, kleinräumiger Verbreitung und Ursachen des Bodenabtrags. *Die Bodenkultur* 63, 63-75.
- CHOW, T. L., REES, H. W. (1994): Effects of potato hilling on water runoff and soil erosion under simulated rainfall. *Can. J. Soil Sci.* 74, 453-460.
- CHOW, T. L., DAIGLE, J. L., GHANEM, I., CORMIER, H. (1990): Effects of potato cropping practices on water runoff and soil erosion. *Can. J. Soil Sci.* 70, 137-148.
- EVANS, R., COLLINS, A. L., FOSTER, I. D. L., RICKSON, R. J., ANTHONY, S. G., BREWER, T., DEEKS, L., NEWELL-PRICE, J. P., TRUCKELL, I. G., ZHANG, Y. (2016): Extent, frequency and rate of water erosion of arable land in Britain – benefits and challenges for modelling. *Soil Use Management* 32, 149-161.
- FIENER, P., AUERSWALD, K. (2007): Rotation Effects of Potato, Maize, and Winter Wheat on Soil Erosion by Water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1919-1925.
- FIWAP (o. J.): Stop au ruissellement! Le cloisonnement des interbuttes en culture de pomme de terre: une technique de lutte efficace contre le ruissellement et l'érosion! Filière Wallone de la pomme de terre (FIWAP).
- HAYES, R. (o. J.): Potato farmer's solve soil erosion. *Catchment Sensitive Farming*. Natural England, Taunton, 2 S.
- JAUNIN, V. (2016): Evaluation des risques d'érosion sur des exploitations agricoles et lutte anti-érosive dans les pommes de terre. Bachelor Thesis, School of Applied Science, Zollikofen.
- JONES, O.R., BAUMHARDT, R.L. (2003): Furrow dikes. *Encyclopedia of Water Science*, Marcel Dekker Inc., New York, 317-320.
- KLINDTWORTH, M. (2015): Kartoffeltechnik. In: Frerichs, Ludger (Hrsg.): *Jahrbuch Agrartechnik 2015*. Braunschweig: Institut für mobile Maschinen und Nutzfahrzeuge, 1-12.

MARTIN, M., REAL, B. (2016): Pommes de terre: prévenir l'érosion et le ruissellement. Perspectives Agricoles 436, 27-30.

MAUGNARD, A., BODSON, B., GOFFARD, J.-P., XANTHOULIS, D., BARTHÉLÉMY, J.-P. (2008): Herbe, diguettes, pesticides et pomme de terre. Phytoma 611, 20-24.

MOSIMANN, T., CROLE-REES, A., MAILLARD, A., NEY-ROUD, J.A., THÖNI, M., MUSY, A., ROHR, W. (1990): Bodenerosion im Schweizerischen Mittelland: Ausmass und Gegenmassnahmen. NFP-Bericht Nr. 51, Liebefeld-Bern, 262.

OLIVIER, C., GOFFART, J. P., BAETS, D., FONDER, N., BARTHELEMY, J.-P., LOGNAY, G., XANTHOULIS, D. (2012): Le cloisonnement des interbuttes en culture de pommes de terre : essai réalisé en collaboration avec Bayer Crop-Science (Huldenberg 2011). FIWAP : Brochure Du CCP 2012, Partie 9.5, 7 p.

PRASUHN, V. (2012): On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. Soil & Tillage Research 120, 137-146.

PRASUHN, V. (2015): Erfahrungen, Erfolge und Probleme mit Bodenerosionsrichtwerten auf Ackerflächen. Bull. Bodenkundl. Ges. Schweiz 36, 11-18.

RÜTTIMANN, M., STRICKER, L. (1998): Erfahrungen mit der Bodensepariertechnik im Kartoffelbau. Agrarforschung 5/10, 448-451.

SPIESS, E., AMMANN, H., HEUSSER, J., BOHREN, C., DUBOIS, D., ZIHLMANN, U. (1999): Umweltrelevante Anbausysteme für Kartoffeln, FAT Berichte Nr. 540, 11 S.

VON WERNER, M., SCHMIDT, J., SCHINDEWOLF, M. (2014): Entwicklung von Konzepten zur Wassererosionsminderung auf Kartoffelflächen mit Hilfe des Modells EROSION-3D. Schriftenreihe des LfULG, Heft 4, Dresden, 81 S.

XING, Z., CHOW, L., REES, H. W., MENG, F., MONTEITH, J., STEVENS, L. (2011): A comparison of effects of one-pass and conventional potato hilling on water runoff and soil erosion under simulated rainfall. Can. J. Soil Sci. 91, 279-290.

ZIHLMANN, U., WEISSKOPF, P., ANKEN, T., RÜTTIMANN, M. (1996): Bodenseparieren beim Kartoffelanbau. Bull. Bodenkundl. Ges. Schweiz 20, 25-28.

# Saisonale und räumliche Variabilität der Niederschlags-erosivität in der Schweiz

Simon Schmidt<sup>1</sup>, Christine Alewell<sup>1</sup>, Panos Panagos<sup>2</sup> und Katrin Meusburger<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Umweltgeowissenschaften, Universität Basel, Bernoullistrasse 30, CH-4056 Basel, Schweiz

<sup>2</sup>European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Via E. Fermi 2749, I-21027 Ispra, Italien

## Zusammenfassung

Eine der treibenden Kräfte der Wassererosion ist die Niederschlagserosivität, die als Produkt der Energie eines erosiven Niederschlagsereignisses und der maximalen Niederschlagsintensität innerhalb 30 Minuten quantifiziert wird. In Erosionsmodellen wie der Universal Soil Loss Equation (USLE) und der revidierten Version (RUSLE) geht die Erosivität als R-Faktor ein. Um zeitgleich die stark ausgeprägte räumliche aber auch saisonale Variabilität zu erfassen, wurde der R-Faktor auf monatlicher Skala modelliert. Langjährige monatliche R-Faktoren basieren auf Messdaten von 87 Schweizer Niederschlagsmessstationen mit einer Auflösung von 10 Minuten über einen mittleren Messzeitraum von 19.5 Jahren. Ein stufenweises lineares Regressionsmodell (stepwise GLM) und eine leave-one-out cross-validation (LOOCV) selektieren hochaufgelöste Kovariaten, die die raum-zeitlichen Muster der R-Faktoren erklären. Die über die entsprechenden Regressionsgleichungen vorhergesagten monatlichen R-Faktoren sind mit den dazugehörigen Residuen zu 12 R-Faktor-Karten kombiniert. Die Residuen selbst sind über ordinary kriging interpoliert (Regression-Kriging). Als räumliche Kovariaten gehen verschiedene Niederschlagsgrößen wie Schneehöhen, Radar- und Bodenbeobachtungen des Niederschlags (CombiPrecip), tägliche alpine Niederschläge (EURO4M-APGD) und monatliche Niederschlagssummen (RhiresM) ein. Aus einem digitalen Höhenmodell (SwissAlti3D) sind Geländehöhe und Hangneigung als erklärende Variablen abgeleitet. Die Gegenüberstellung der 12 monatlichen R-Faktor-Karten zeigt, dass die Sommermonate (Juni, Juli, und August) von höchster Erosivität geprägt sind. Insbesondere die Südalpen (Kanton Tessin), die Bergzonen der Nordalpen und Teile der Talzone weisen in diesem Zeitraum hohe R-Faktoren auf. Zwischen Juni und September wird ein Anteil von 62 % an der Jahresniederschlagserosivität der Schweiz registriert. Die Identifikation von Regionen und Zeiträumen erhöhter Erosivität ermöglicht einen zielgerichteten Erosionsschutz und ein besseres Verständnis der Dynamiken von Erosionsprozessen innerhalb eines Jahres.

## Abstract

One major controlling factor of water erosion is rainfall erosivity, which is quantified as the product of total storm energy of an erosive rainfall event and a maximum 30 min intensity. Rainfall erosivity is expressed as the R-factor in erosion models like the Universal Soil Loss Equation (USLE) and its revised version (RUSLE). R-factors were modelled on a monthly scale to catch simultaneously the highly spatial as well as temporal variability. The observations of a network with 87 precipitation gauging stations with a 10 min temporal resolution and a mean observation length of 19.5 years were used to calculate long-term monthly mean R-factors. Stepwise generalized linear regression (GLM) and leave-one-out cross-validation (LOOCV) select high resolution covariates which explain the spatial and the temporal patterns of R-factors within a month. The predicted R-factors of the regression equation and the corresponding residues are combined to 12 R-factor maps. The residues itself are interpolated by ordinary-kriging (regression-kriging). As spatial covariates, a variety of precipitation indicator data has been used such as snow depths, radar and ground observations of precipitation (CombiPrecip), daily alpine precipitation (EURO4M-APGD), and monthly precipitation sums (RhiresM). Elevation and slope are derived from a digital elevation model (SwissAlti3D) as explanatory variables. The comparison of the 12 monthly rainfall erosivity maps showed highest rainfall erosivity in summer (June, July, and August). In particular, the southern Alps (Canton Ticino), the alpine area of the northern Alps and parts of the valley region are affected by high R-factors during that period. The 4 months from June to September have a share of 62 % of the total annual R-Factor of Switzerland. The identification of regions and time slots with increased erosivity enables the introduction of selective erosion control and a better knowledge about dynamics of erosion processes within a year.

**Keywords:** rainfall erosivity, R-factor, Erosivität, dynamic erosion modelling, C-factor

## 1. Einleitung

In der Schweiz wird seit vielen Jahren Bodenerosionsforschung betrieben. Zahlreiche Forschungsarbeiten haben den Bodenabtrag durch Wasser auf Schweizer Böden gemessen (KONZ et al. 2012; ALEWELL et al. 2014), kartiert (MOSIMANN et al. 1990; PRASUHN 2011, 2012) und modelliert (GISLER et al. 2011; PRASUHN et al. 2013). Seit den 50er Jahren kann eine Zunahme der Erosionsgefährdung sowohl für die landwirtschaftliche Nutzfläche (WEISSHAIDINGER und LESER 2006) als auch für die alpinen Grünlandflächen (MEUSBURGER und ALEWELL 2008) nachgewiesen werden. Nach MOSIMANN et al. (1991) sind circa 20 % des Schweizer Kulturlands durch Wassererosion gefährdet. Die damit verbundenen jährlichen finanziellen Aufwendungen belaufen sich auf schätzungsweise 53 Millionen Schweizer Franken (LEDERMANN 2012). Unter dem Aspekt zukünftiger Klimaszenarien mit einer zu erwartenden Zunahme der Niederschlagshäufigkeit und -intensität werden die Gefährdung der Böden durch Wassererosion und die damit verbundenen Kosten weiter ansteigen (FUHRER et al. 2006). Ein Trend erhöhter Niederschlagserosivität ist bereits heute in den Monaten zwischen Mai und Oktober ersichtlich (MEUSBURGER et al. 2012). Niederschlag kann generell als die treibende Kraft im Erosionsprozess gesehen werden da er über die Prozesse der raschen Befeuchtung sowie der Planschwirkung der Tropfen direkten Einfluss auf die Mobilisierung von Bodenmaterial hat, aber gleichzeitig auch Transportmedium des Materials ist. In den empirischen Erosionsmodellen Universal Soil Loss Equation (USLE) und Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (RENARD et al. 1997; FOSTER et al. 2013) fließt die Wirkung des Niederschlags auf Böden in Form der Niederschlagserosivität als R-Faktor ein. Die weiteren Erosionsfaktoren der USLE und RUSLE sind Bodenbedeckung C, Bodenerodierbarkeit K, Hanglänge und Hangneigung LS, und Schutzmassnahmen P. Der langjährige Bodenabtrag durch Wasser kann über die Multiplikation dieser 5 Faktoren errechnet werden (SCHWERTMANN et al. 1987). Neben der unmittelbaren Quantifizierung des Bodenabtrags können aus den individuellen Faktoren wichtige Aussagen abgeleitet werden.

Aufgrund der hohen klimatischen Kontraste in der Schweiz, die im Wesentlichen durch die Topographie bedingt sind, resultiert eine räumliche und zeitliche Variabilität des Wetters. Diese Variabilität hat zur Folge, dass bestimmte räumliche aber auch zeitliche Muster in der Verteilung der Niederschlagserosivi-

tät entstehen. MEUSBURGER et al. (2012) wies auf die starke Saisonalität und räumliche Variation hin, allerdings wurden diese Muster der R-Faktoren für die Schweiz nicht kartographisch erfasst. Der R-Faktor für die Schweiz wurde bisher entweder als langjähriger Faktor (FRIEDLI 2006; GISLER et al. 2011; MEUSBURGER et al. 2012; PRASUHN et al. 2013) oder als saisonale Mittelwerte auf Landesebene (PANAGOS et al. 2015) berechnet. Hochaufgelöste Datensätze von MeteoSchweiz (z. B. CombiPrecip) und Swisstopo (z. B. SwissAlti3D) ermöglichen inzwischen die Berechnung der Niederschlagserosivität auf monatlicher Ebene. Durch die Kartierung monatlicher R-Faktoren kann eine Identifikation von zeitlichen Fenstern und Regionen hoher R-Faktoren zusammen mit raum-zeitlicher Vegetationsdynamiken (niedrige oder instabile Vegetationsbedeckungen) als Entscheidungshilfe im Boden- und Naturschutz dienen, um Bodenerosion, Hochwasser und Naturkatastrophen zielgerichtet vermeiden und bekämpfen zu können.

Um ein verbreitertes Verständnis über die Dynamiken des R-Faktors zu erlangen, werden in dieser Arbeit die raum-zeitlichen Muster der Niederschlagserosivität in der Schweiz untersucht, indem (i) monatliche R-Faktor-Karten auf Basis eines Regression-Kriging-Ansatzes mit hochaufgelösten Kovariaten erstellt und (ii) die raum-zeitlichen Variationen der Niederschlagserosivität in der Schweiz analysiert werden.

Die vorliegende Studie ist als Erweiterung der Berechnung langjähriger R-Faktoren der Schweiz durch MEUSBURGER et al. (2012) zu sehen. Eine ausführlichere Beschreibung der vorliegenden Forschung ist in SCHMIDT et al. (2016) veröffentlicht.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Berechnung der Niederschlagserosivität (R-Faktor)

Die Niederschlagserosivität wird im Erosionsmodell RUSLE als R-Faktor ausgedrückt und durch das Produkt der gesamten Energie eines erosiven Niederschlagsereignisses und seiner maximalen Intensität innerhalb 30 Minuten quantifiziert (BROWN und FOSTER 1987, WISCHMEIER und SMITH 1978) Die Festlegung des Grenzwertes eines erosiven Niederschlagsereignisses folgt der Definition von RENARD et al. (1997) unter Modifikation durch MEUSBURGER et al. (2012).

Die Niederschlagsenergie ( $e_r$ , MJ ha<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>) eines jeden Zeitintervalls wird durch die Niederschlagsintensität ( $i_r$ , mm h<sup>-1</sup>) während dieser Zeitspanne aus-

gedrückt und wie folgt berechnet:

$$e_r = 0.29 [1 - 0.72 \exp(-0.05i_r)] \quad (1)$$

Die Ereignisniederschlagserosivität ( $EI_{30}$ ) ergibt sich aus dem Produkt der Niederschlagsenergie ( $e_r$ ) eines erosiven Ereignisses und seiner maximalen Niederschlagsmenge ( $v_r$ , mm) während einer Zeiteinheit  $r$  unter Berücksichtigung der maximalen Niederschlagsintensität innerhalb 30 Minuten ( $I_{30}$ , mm h<sup>-1</sup>).

$$EI_{30} = \left( \sum_{r=1}^k e_r v_r \right) I_{30} \quad (2)$$

Die monatliche Niederschlagserosivität ( $R_{mo}$ , MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup>) ist der Mittelwert der aufsummierten Ereignisniederschlagserosivität ( $EI_{30}$ ) über den Zeitraum eines Monats:

$$R_{mo} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^{m_j} (EI_{30})_k \quad (3)$$

Wobei  $n$  der Anzahl an Jahren mit der Anzahl der erosiven Ereignisse ( $m_j$ ) innerhalb eines bestimmten

Monats  $j$  entspricht.  $k$  ist der Index eines Einzelerignisses mit seiner entsprechenden Ereignisniederschlagserosivität.

Schnee, Schneeschmelze und Niederschlag auf gefrorenem Boden (Temperaturgrenzwert von 0 °C) werden nicht im R-Faktor berücksichtigt (RENARD et al. 1997).

## 2.2. Niederschlagsmessnetz

Die monatlichen R-Faktoren wurden aus Niederschlagsmessungen von 87 automatischen Messstationen mit Messintervallen von 10 Minuten abgeleitet. Mit einer mittleren Messperiode von 19.5 Jahren pro Station wird das vorgeschlagene Minimum der Beobachtungszeit (15 Jahre) zur Berechnung des R-Faktors erfüllt (FOSTER et al. 2013). Die Stationen decken alle landwirtschaftlichen Zonen der Schweiz ab (Abbildung 1). Um den Einfluss des Schnees auszuschliessen sind ausserdem Temperaturen in stündlicher Auflösung für 71 Stationen erfasst oder von der nächstgelegenen Stationen abgeleitet (16 Stationen, Distanz < 20 km).

## 2.3. Datensätze und Kovariaten

In einem Land mit abgelegenen Hochgebirgsregionen wie der Schweiz ist für die Regionalisierung der punktuell an den Messstationen erfassten R-Faktoren

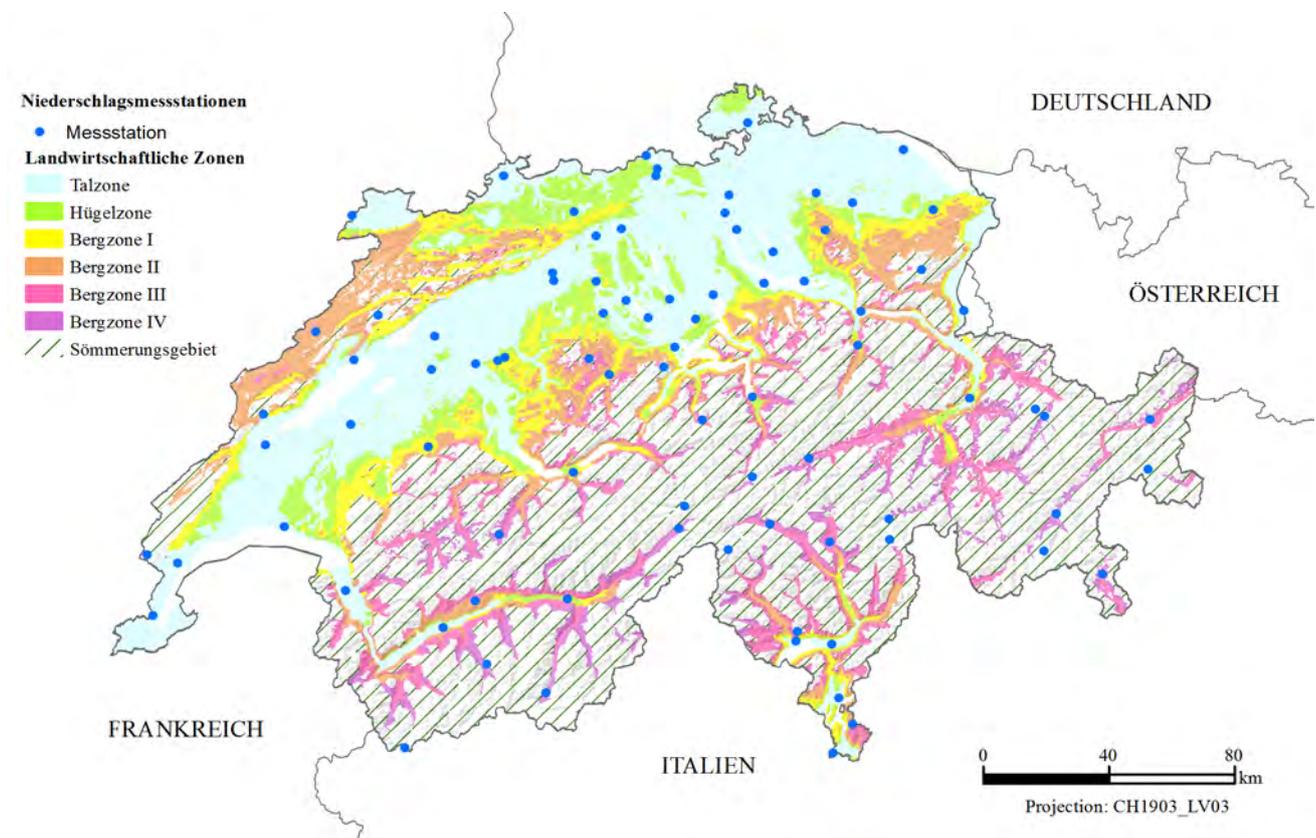


Abbildung 1: Landwirtschaftliche Zonen (Bundesamt für Landwirtschaft BLW) und Standorte der 87 Messstationen.

eine Vielzahl an erosionsbeeinflussenden Kovariaten notwendig. Hauptsächlich wird die Niederschlags-erosivität durch Niederschlagsparameter und Relief gesteuert (MEUSBURGER et al. 2012; PANAGOS et al. 2015, 2016b).

Daher gehen in die Berechnung als Annäherung an den Schnee als steuernde Grösse stündliche Schneehöhen (an 58 Stationen, stündliche zeitl. Auflösung, Zeitraum 1988–2010, MeteoSwiss) ein. Diese wurden als langjährige mittlere monatliche Schneehöhen zusammengefasst und interpoliert (IDW). Niederschlagsparameter werden durch stündliche CombiPrecip-Daten (geostatistische Kombination von Punktmessungen an 150 Stationen und drei C-Band Radar-Beobachtungen, 1 km räuml. Auflösung, Zeitraum 2005–2015, SIDERIS et al. 2014) ausgedrückt, die zu vieljährigen monatlichen Mittelwerten aggregiert sind. Darüber hinaus stammen langjährige mittlere Tagesniederschlagssummen auf Monatsebene vom Datensatz EURO4M-APGD (5 km räuml. Auflösung, Zeitraum 1971–2008, ISOT-

TA et al. 2014). Langjährige mittlere monatliche Niederschlagssummen sind aus RhiresM (1 km räuml. Auflösung, Zeitraum 1961–2015, METEOSWISS 2013) gemittelt. Reliefgrößen wie Geländehöhe und Hangneigung sind aus dem digitalen Höhenmodell SwissAlti3D (Swisstopo) mit einer Auflösung von 2 m extrahiert. Mit den hochaufgelösten Datensätzen liegt eine Informationsgrundlage vor, die in dieser Detaildichte bisher nicht in Europäische (PANAGOS et al. 2015, 2016a) oder Schweizer (MEUSBURGER et al. 2012) R-Faktor-Modellierungen Eingang gefunden hat.

## 2.4. Regionalisierung der monatlichen R-Faktoren für die Schweiz

Modellierungen zeigen, dass eine Kombination aus einem Regressionsmodell und einer Kriging-Interpolation der Residuen (Regression-Kriging) gut geeignet ist, um Niederschlagserosivität zu modellieren (HANEL et al. 2016, MEUSBURGER et al. 2012, ANGULA-MARTÍNEZ und BEGUERÍA 2009).

**Tabelle 1:** Regressionsgleichungen der 12 Monate und entsprechende Bestimmtheitsmasse  $R^2$ , mittlere quadratische Fehler RMSE und ausgeschlossene Ausreisserstationen

Monat	Regressionsgleichung	$R^2$	RMSE (MJ mm ha <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> month <sup>-1</sup> )	ausgeschlossene Ausreisser
Januar	$R_{Jan} = 2.101 - 4.150 \cdot \text{CombiPrecip}_{Jan} - 0.006 \cdot \text{Schneehöhe}_{Jan} + 0.017 \cdot \text{Rhires}_{Jan} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.52	6.98	Method
Februar	$R_{Feb} = 2.702 - 13.812 \cdot \text{CombiPrecip}_{Feb} - 0.007 \cdot \text{Schneehöhe}_{Feb} + 0.019 \cdot \text{Rhires}_{Feb} + 0.211 \cdot \text{EURO4M-APGD}_{Feb} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.53	12.96	Monte Generoso, Napf, Säntis
März	$R_{Mär} = 2.534 - 7.735 \cdot \text{CombiPrecip}_{Mär} - 0.006 \cdot \text{Schneehöhe}_{Mär} + 0.018 \cdot \text{Rhires}_{Mär} + 0.170 \cdot \text{EURO4M-APGD}_{Mär} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.49	13.10	C. du G. St-Bernard, Säntis
April	$R_{Apr} = 2.330 - 3.319 \cdot \text{CombiPrecip}_{Apr} - 0.008 \cdot \text{Schneehöhe}_{Apr} + 0.023 \cdot \text{Rhires}_{Apr} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe} - 0.019 \cdot \text{Hangneigung}$	0.65	21.01	C. du G. St-Bernard, Säntis, Weissfluhjoch
Mai	$R_{Mai} = 2.965 + 2.072 \cdot \text{CombiPrecip}_{Mai} - 0.002 \cdot \text{Schneehöhe}_{Mai} + 0.015 \cdot \text{Rhires}_{Mai} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.60	73.39	Davos, C. du G. St-Bernard,
Juni	$R_{Jun} = 3.890 + 0.014 \cdot \text{Rhires}_{Jun} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.58	126.03	C. du G. St-Bernard
Juli	$R_{Jul} = 3.926 + 5.710 \cdot \text{CombiPrecip}_{Jul} + 0.251 \cdot \text{EURO4M-APGD}_{Jul} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.66	138.77	Monte Generoso, C. du G. St-Bernard, Stabio
August	$R_{Aug} = 3.627 + 0.010 \cdot \text{Rhires}_{Aug} + 0.194 \cdot \text{EURO4M-APGD}_{Aug} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.47	330.16	C. du G. St-Bernard, Stabio
September	$R_{Sep} = 2.760 + 2.243 \cdot \text{CombiPrecip}_{Sep} + 0.539 \cdot \text{EURO4M-APGD}_{Sep} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.64	81.91	C. du G. St-Bernard, Stabio
Oktober	$R_{Okt} = 2.753 + 0.0161 \cdot \text{Rhires}_{Okt} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.62	81.60	Piz Corvatsch, C. du G. St-Bernard, Stabio
November	$R_{Nov} = 2.665 + 3.787 \cdot \text{CombiPrecip}_{Nov} - 0.034 \cdot \text{Schneehöhe}_{Nov} + 0.166 \cdot \text{EURO4M-APGD}_{Nov}$	0.10	55.72	Piz Corvatsch, C. du G. St-Bernard, Säntis
Dezember	$R_{Dez} = 2.437 + 0.013 \cdot \text{Rhires}_{Dez} - 0.001 \cdot \text{Geländehöhe}$	0.26	177.65	C. du G. St-Bernard

CombiPrecip = Kombination von Bodenstations- und Radarmessungen des Niederschlags

Rhires = monatliche Niederschlagssummen

EURO4M-APGD = alpine Tagesniederschlagssummen

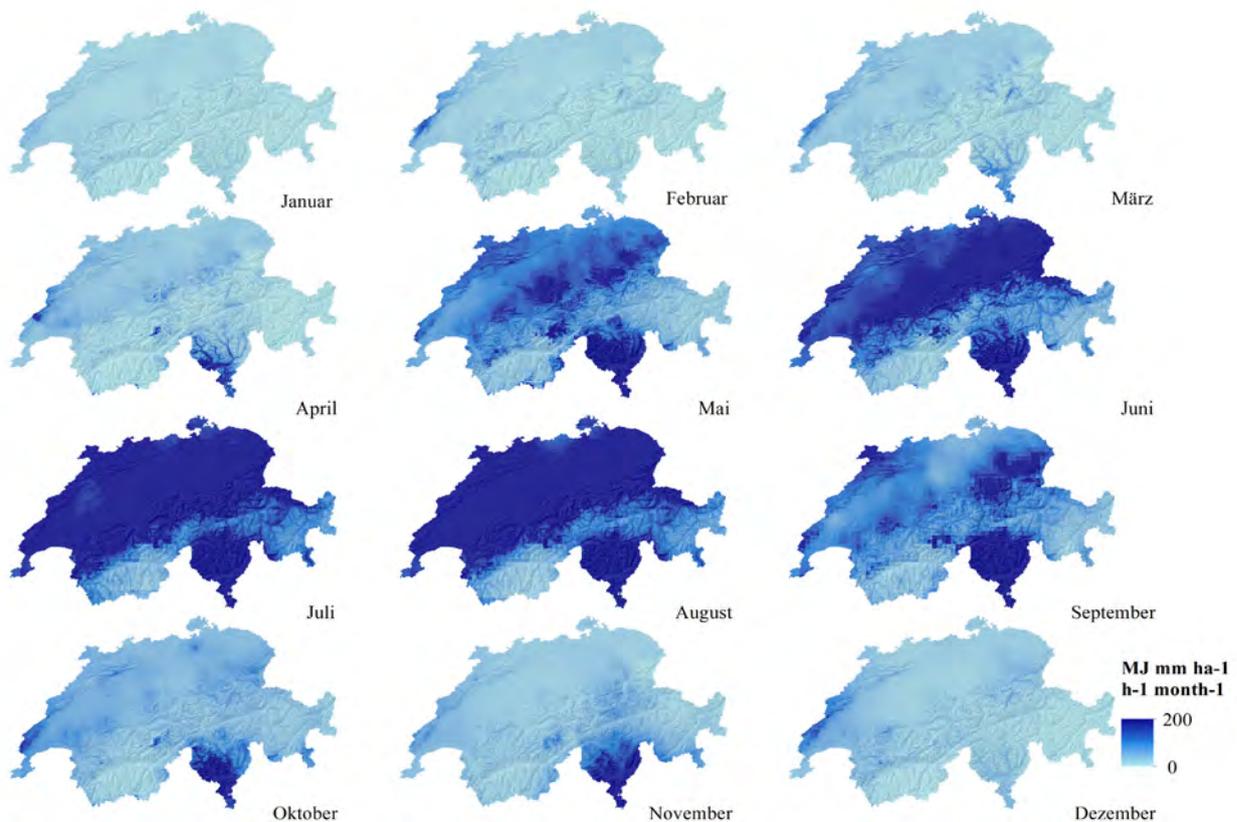
Für die Regionalisierung der monatlichen R-Faktoren an den 87 Stationen der Schweiz wird daher ein Regression-Kriging-Ansatz verfolgt (HENGL et al. 2004, 2007). Über ein allgemeines lineares Modell (generalized linear model, GLM; GOTWAY und STROUP 1997) wird eine Regression zwischen den an den 87 Standorten berechneten monatlichen R-Faktoren ( $R_{mo}$ ) und den hochaufgelösten Kovariaten durchgeführt. Das GLM stellt eine Beziehung zwischen R-Faktoren (Zielvariable) und Kovariaten her um die Niederschlagserosivität mit der bestmöglichen Auflösung der Kovariaten abzuschätzen (ODEH et al. 1995, MCBRATNEY et al. 2000). Im zweiten Schritt des Regression-Kriging werden die Residuen des GLM über ordinary kriging interpoliert (MCBRATNEY et al. 2000, HENGL et al. 2004) und die vorausberechneten R-Faktoren des GLM mit den entsprechenden Residuenkarten aufsummiert. Durch diese Kombination kann der Standardfehler der R-Faktor-Karte berücksichtigt werden. Für jeden Monat wird das Regression-Kriging wiederholt um 12 individuell errechnete R-Faktor-Karten zu erhalten.

Zusätzlich wird eine leave-one-out cross-validation (LOOCV) zur weiteren Qualitätskontrolle hin-

zugefügt (EFRON und TIBISHIRANI 1997). Für jedes der 12 GLM werden über eine automatisierte stufenweise Auswahl (stepwise feature selection) signifikante Kovariaten ( $\alpha$ -to-enter 0.1; KUTNER et al. 2005) gewählt. In der Berechnung bleiben Ausreisser (Bonferroni-adjusted outlier test) und Beobachtungen mit hohem Einfluss (Cook's distance) unberücksichtigt. Die Anpassungsgüte des Modells (goodness-of-fit) wird über das Bestimmtheitsmass ( $R^2$ ), den mittleren quadratischen Fehler (RMSE), und die Devianz beschrieben. In der Fehlerdiagnose des Regressionsmodells wird die Normalverteilung, die Homoskedastizität, der variance inflation factor (vif), und die Autokorrelation bewertet. Die Regionalisierung der  $R_{mo}$  sind mit dem R-package «caret» (v6.0-68) und in ESRI ArcGIS (v10.2.2.) umgesetzt.

### 2.5. Summenkurven der täglichen R-Faktoren

Die R-Faktoren eines jeden Tages im Jahr sind über den Messzeitraum (durchschnittlich 19.5 Jahre) je Station gemittelt und zu jährlichen R-Faktor-Summenkurven kumuliert. Tagessummen von Stationen innerhalb einer landwirtschaftlichen Zone werden zu mittleren Werten zusammengefasst. Die landwirtschaftlichen Zonen repräsentieren vor allem Einheiten ähnlicher Landnutzung, Relief, und Hang-



**Abbildung 2:** Monatliche R-Faktor-Karten der Schweiz (einheitliche Farbstreckung von 0 bis 200 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup>) berechnet über Regression-Kriging

neigungsklasse. Als Ergänzung können SCHMIDT et al. (2016) Summenkurven für die biogeographischen Regionen der Schweiz entnommen werden.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Monatliche R-Faktor-Karten der Schweiz

Alle Kovariaten sind mindestens für einen Monat im stepwise GLM signifikant ( $p < 0.1$ ) und können die  $R_{mo}$  erklären. Die Berechnungen eines jeden Monats basieren auf einer automatisierten Auswahl an Kovariaten entsprechend des Akaike information criterion (AIC). Tabelle 1 zeigt die Auswahl der Kovariaten in den entsprechenden Regressionsgleichungen sowie  $R^2$  und RMSE nach Monat. Pro Monat wurden ein bis drei Ausreiser ausgeschlossen.

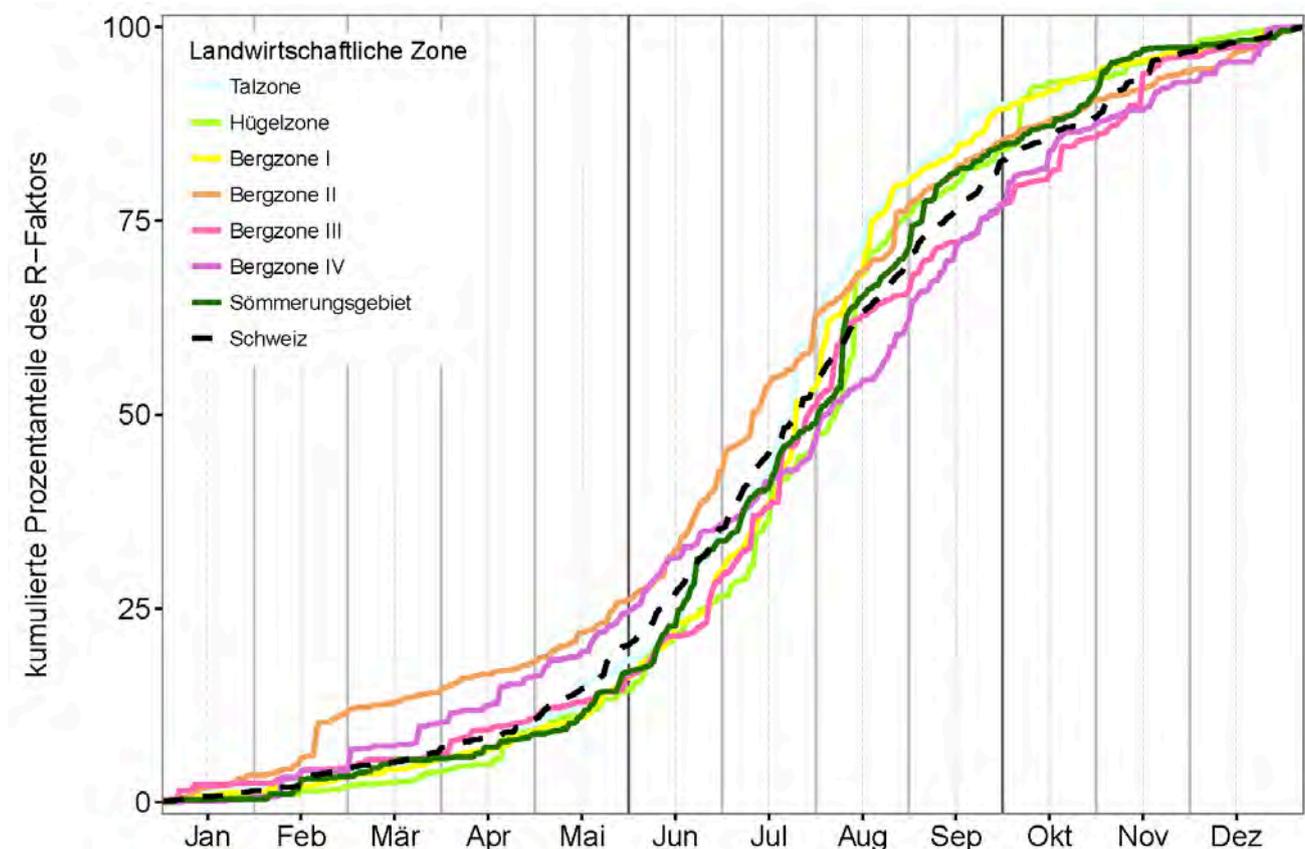
Zur Vergleichbarkeit der raum-zeitlichen Muster sind die Farbskalen der monatlichen R-Faktor-Karten (Abbildung 2) einheitlich zwischen 0 und 200 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup> gestreckt, obgleich die absoluten Werte im Sommer weitaus höher liegen (Tabelle 2).

Die zeitlichen Muster der Regionalisierung der modellierten  $R_{mo}$  zeigen eine hohe jahreszeitliche Dynamik mit niedrigsten nationalen Mittelwerten im Januar (10.5 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup>) und höchsten

**Tabelle 2:** Monatliche nationale R-Faktoren ( $R_{mo}$ ) in MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup>

Monat	Minimum	Maximum	Mittelwert
Januar	0.2	71.3	10.5
Februar	0.0	247.3	13.5
März	0.0	179.0	20.1
April	0.2	1014.4	28.8
Mai	8.3	1717.8	120.2
Juni	3.6	1262.1	174.8
Juli	12.6	1481.1	255.4
August	8.3	1994.9	263.5
September	6.8	6107.9	147.7
Oktober	5.7	977.0	57.0
November	4.9	357.1	41.6
Dezember	1.3	234.4	24.9

Werten im August (263.5 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup>). Wie die Übereinstimmung der R-Faktor-Karten im Sommer mit der Karte der extremen 100jährigen Punktniederschläge (SPREAFICO und WEINGARTNER 2005) zeigt, sind hohe sommerliche  $R_{mo}$  mit Extremniederschlägen der Schweiz kongruent. Diese R-Faktoren resultieren auch aus den Gewitterzyklen in der Schweiz, die am Ende des Frühlings (Mai) einsetzen und bis zum Herbstbeginn (Septem-



**Abbildung 3:** Summenkurve der täglichen R-Faktoren für die landwirtschaftlichen Zonen der Schweiz

ber) anhalten (VAN DELDEN 2001, PERROUD und BARDER 2013, NISI et al. 2016, PUNGE und KUNZ 2016). Ab September zeigt sich national eine Abnahme der Erosivität.

Räumliche Muster erhöhter Erosivität im Frühling sind in den Bergzonen I und II sowie der Sömmerungsgebiete im Bereich des Jura, in den Bergzonen der westlichen und östlichen Teilen der Nordalpen sowie in den südlichen landwirtschaftlichen Zonen des Kantons Tessins zu beobachten. Hohe winterliche  $R_{mo}$  kommen durch orographische Niederschläge zustande, die aus Tiefdruckgebieten Nordeuropas und nordwestlicher Fronten entstehen. In den Frühlingsmonaten ist eine Zunahme der Erosivität im Tessin beobachtbar. Das leicht verfrühte Einsetzen der Gewitterperiode an der Südflanke der Alpen bewirkt hier intensivere Regenfälle und damit höhere  $R_{mo}$ . Im Sommer sind insbesondere die Südalpen, Bergzonen der Nordalpen und Teile der Talzone von hoher Erosivität geprägt. Sommergewitter haben vor allem im alpinen Bereich hohen Einfluss auf erosive Ereignisse. An der Südflanke der Alpen kommt hinzu, dass orographische Regenfälle, verursacht durch das Aufsteigen warmer feuchter Luftmassen aus dem Mittelmeerraum zu intensivem Abregnen führen (SCHWARB et al. 2001, PERROUD und BARDER

2013). Im Herbst deutet sich besonders in der Nordschweiz ein schneller Rückgang der Erosivität an. Ganzjährig weisen die Tal-, Bergzonen, und Sömmerungsgebiete der Kantone Wallis und Graubünden die niedrigsten R-Faktoren auf, was durch die geringere Konvektion und damit schwächere Niederschlagserosivität begründet ist.

### 3.2. Summenkurven der täglichen Erosivität

Abbildung 3 präsentiert die kumulierten Summenkurven der täglichen R-Faktoren gemittelt nach landwirtschaftlichen Zonen und auf Landesebene. Die grösste Steigung der Kurve für die Schweiz liegt innerhalb des Zeitfensters von Anfang Juni bis Ende September mit einem Anteil von 62 % an der Jahressumme der Niederschlagserosivität.

Generell beschreiben die Kurven aller Zonen einen ähnlichen Trend mit höchsten Anteilen (Steigungen) im Jahresabschnitt Juni–September. Die Zonen Bergzone I (72.8 %) und Talzone (71.7 %) haben in dieser Periode jeweils über zwei Drittel Anteil an der Jahressumme der Erosivität. Dieser hohe Anteil der Niederschlagserosivität innerhalb relativ kurzer Zeit (4 Monate) kann grossen Einfluss auf die Gefährdung des Bodens durch Wassererosion haben, da er vor allem in diesen landwirtschaftlich gepräg-

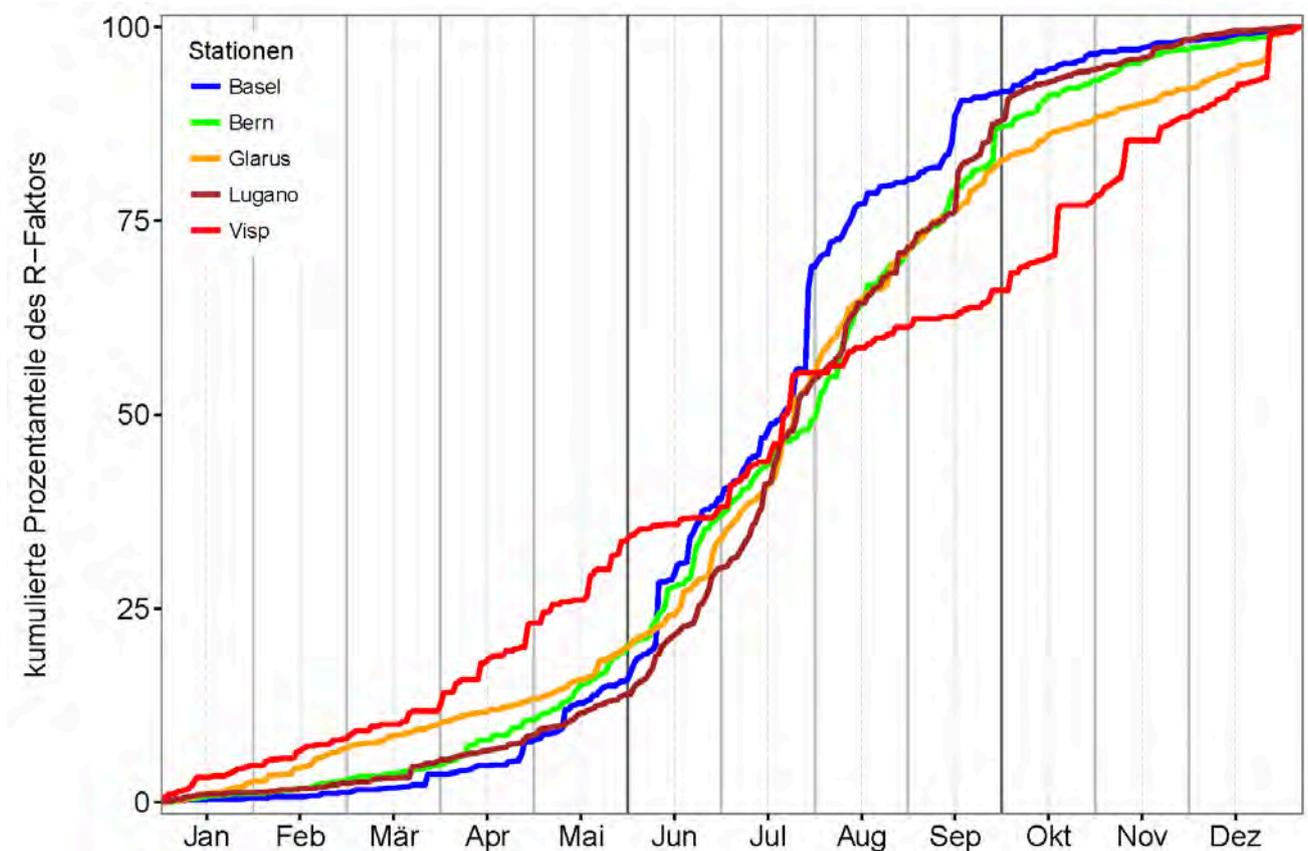


Abbildung 4: Summenkurve der täglichen R-Faktoren für ausgewählte Stationen der Schweiz

ten Zonen auf niedrige (nach Ernte von Getreide, Karotten, etc.) und instabile Vegetationsbedeckung (nach Spätsaat) trifft (HARTWIG und AMMON 2011, WELLINGER et al. 2006, TORRIANI et al. 2007, PRASUHN 2011). Zudem können die hohen Erosivitätsraten auch bei Vorerntefeldfrüchten (z. B. Getreide, Mais) zu einer Beschädigung durch Umknicken der Halme führen. Böden sind an den Rändern des Zeitfensters (Mai und September) oftmals bereits wassergesättigt und damit stärker erodierbar.

Die Summenkurven einzelner Stationen (Basel, Bern, Glarus, Lugano, Visp) verschiedener Schweizer Landesteile sind in Abbildung 4 gegenübergestellt.

Die Stationen Basel und Lugano haben zwischen Juni und September die höchste Steigung mit 74.0 resp. 76.1 Prozentanteilen. In Visp im Wallis zeigt sich entsprechend der ganzjährig gleichmässigen Erosivität (vgl. Abbildung 2), dass die Niederschlagserosivität relativ gleichförmig über das Jahr verteilt ist. MOSIMANN et al. (1990) berechnet für die Messstation Bern einen Anteil von 80 % für die 6-Monats-Periode von April bis September. Dieser Anteil an der Jahressumme kann mit der aktuellen Messreihe (1988–2010) von Bern bestätigt werden (82.9 %, Abbildung 4).

Zur Berechnung des relativen Bodenabtrags als Komponente des RUSLE C-Faktors (WISCHMEIER und SMITH 1978, RENARD et al. 1997) sind kumulierte R-Faktoren für bestimmte Jahresabschnitte der Entwicklungszustände von Kulturen erforderlich. Die Summenkurven ermöglichen, Anteile des R-Faktors am Jahres-R-Faktor mit täglicher Auflösung zu bestimmen. Über die Berechnung des C-Faktors hinaus können mittels der anteiligen R-Faktoren jahreszeitliche Zeitfenster identifiziert werden, in welchen die Kurve eine verhältnismässig hohe Steigung und damit der R-Faktor in dieser Periode einen hohen Einfluss besitzt. Die Kombination der Erosivitätsanteile und monatlichen R-Faktor-Karten mit zeitlich variablen C-Faktoren ermöglicht eine hochaufgelöste Abschätzung zeitlicher aber auch räumlicher Erosionsmuster für die Schweiz, in denen eine hohe Erosivität auf geringe oder instabile Vegetationsbedeckung trifft.

#### 4. Schlussfolgerungen

Die präsentierte Modellierung visualisiert zeitgleich die räumliche und zeitliche Variation der Niederschlagserosivität in der Schweiz. Die raum-zeitliche Kartierung der monatlichen R-Faktoren ermöglicht die Identifikation von Regionen, in denen ganzjährig eine nur geringe Erosivität zu erwarten ist (Wallis,

Graubünden), aber auch jener Regionen wie etwa der Talzone, die nur in bestimmten Monaten durch erhöhte R-Faktoren gefährdet ist.

Intensive Regenfälle sind im August für die höchste Erosivität (mittlerer monatlicher R-Faktor für die Schweiz  $263.5 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ month}^{-1}$ ) verantwortlich. Räumliche Muster der Erosivität im Sommer weiten sich vornehmlich auf die Südalpen (Kanton Tessin), die Bergzonen der Nordalpen und Teile der Talzone aus. Ein Grossteil der jährlichen R-Faktor-Summe (62 %) beschränkt sich in der Schweiz auf die Zeitspanne zwischen Juni und September.

Das Verständnis der Dynamiken des R-Faktors in der Schweiz ermöglicht das zielgerichtete und zeitlich dynamische Management von Landwirtschaft, Trockenperioden und die Kontrolle von Naturkatastrophen (z. B. Hochwasserschutz, Hangrutschgefährdung). Massgeblich sind die Ergebnisse jedoch für den Bodenschutz von grosser Relevanz. Landwirte können zielgerichtet Erosionsschutzmassnahmen einführen oder Fruchtfolgen verändern. Durch dieses Eingreifen wird der Einfluss des Regens auf die Böden und Vegetation minimiert und gleichzeitig die Bodenstabilität und bedeckung in gefährdeten Zeiträumen erhöht. Selektiver Erosionsschutz kann damit nicht nur Bodenschutz optimieren, sondern auch die direkten Kosten der Erosion vermindern, da die finanziellen Aufwendungen der Einführung von Schutzmassnahmen auf ein notwendiges Minimum reduziert werden.

#### Danksagung

Die Forschungsarbeit wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Projektnummer N222-0350) finanziert. Ausserdem bedanken sich die Autoren bei MeteoSchweiz, Swisstopo und den Kantonen Luzern, Bern und St. Gallen für die zur Verfügung gestellten Daten.

#### Literatur

- ALEWELL, C., MEUSBURGER, K., JURETZKO, G., MABIT, L., and M.E. KETTERER, 2014: Suitability of 239+240Pu and 137Cs as tracers for soil erosion assessment in mountain grasslands. *Chemosphere* 103, 274–280.
- ANGULO-MARTÍNEZ, M., and S. BEGUERÍA, 2009: Estimating rainfall erosivity from daily precipitation records. *Journal of Hydrology* 379, 1-2, 111–121.
- BROWN, L., and G. FOSTER, 1987: Storm Erosivity Using Idealized Intensity Distributions. *Transactions of the ASAE* 30, 2, 379–386.
- EFRON, B., and R. TIBSHIRANI, 1997: Improvements on Cross-Validation. *Journal of the American Statistical Association* 92, 438, 548–560.

- FOSTER, G.R., YODER, D.C., WEESIES, G.A., MCCOOL, D.K., MCGREGOR, K.C., und R. BINGNER (2013): Draft User's Guide, Revised Universal Soil Loss Equation Version 2 (RUSLE-2). Washington, 355 S.
- FRIEDLI, S. (2006): Digitale Bodenerosionsgefährdungskarte der Schweiz im Hektarraster – Unter besonderer Berücksichtigung des Ackerlandes. Bern, 112 S.
- FUHRER, J., BENISTON, M., FISCHLIN, A., FREI, C., GOYETTE, S., JASPER, K., und C. PFISTER, 2006: Climate Risks and Their Impact on Agriculture and Forests in Switzerland. *Climatic Change* 79, 1-2, 79–102.
- GISLER, S., LININGER, H.P., und V. PRASUHN, 2011: Erosionsrisikokarte im 2x2-Meter-Raster (ERK2). *Agrarforschung Schweiz* 2, 4, 148–155.
- GOTWAY, C.A., und W.W. STROUP, 1997: A Generalized Linear Model Approach to Spatial Data Analysis and Prediction. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 2, 2, 157–178.
- HANEL, M., MÁČA, P., BAŠTA, P., VLNAS, R., und P. PECH, 2016: Rainfall erosivity factor in the Czech Republic and its Uncertainty. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 1–24.
- HARTWIG, N.L., und H.U. AMMON, 2002: Cover crops and living mulches. *Weed Science* 50, 6, 688–699.
- HENGL, T., HEUVELINK, G., und D. ROSSITER, 2007: About regression-kriging. *Computers & Geosciences* 33, 10, 1301–1315.
- HENGL, T., HEUVELINK, G., und A. STEIN, 2004: A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. *Geoderma* 120, 1-2, 75–93.
- ISOTTA, F., FREI, C., WEILGUNI, V., PERČEC T., M., LASÈGUES, P., RUDOLF, B., PAVAN, V., CACCIAMANI, C., ANTOLINI, G., RATTO, S., MUNARI, M., MICHELETTI, S., BONATI, V., LUSSANA, C., RONCHI, C., PANETTIERI, E., MARIGO, G., und G. VERTAČNIK, 2014: The climate of daily precipitation in the Alps. *International Journal of Climatology* 34, 5, 1657–1675.
- KONZ, N., PRASUHN, V., und C. ALEWELL, 2012: On the measurement of alpine soil erosion. *CATENA* 91, 63–71.
- KUTNER, M.H., NACHTSHEIM, C., NETER, J., und W. LI (2005): Applied linear statistical models. 5. Auflage, McGraw-Hill, Boston, 1396 S.
- LEDERMANN, T. (2012): Multiple Implications of Soil Erosion and Conservation on Arable Farm Land in the Swiss Midlands. Bern, 208 S.
- MCBRATNEY, A.B., ODEH, I.O.A., BISHOP, T.F.A., DUNBAR, M.S., und T.M. SHATAR, 2000: An overview of pedometric techniques for use in soil survey. *Geoderma* 97, 3-4, 293–327.
- METEOSWISS (2013): Documentation of MeteoSwiss Grid-Data Products – Monthly and Yearly Precipitation: RhiresM and RhiresY. Federal Office of Meteorology and Climatology MeteoSwiss, Zürich, 4 S.
- MEUSBURGER, K., und C. ALEWELL, 2008: Impacts of anthropogenic and environmental factors on the occurrence of shallow landslides in an alpine catchment (Urseren Valley, Switzerland). *Natural Hazards and Earth System Science* 8, 3, 509–520.
- MEUSBURGER, K., STEEL, A., PANAGOS, P., MONTANARELLA, L., und C. ALEWELL, 2012: Spatial and temporal variability of rainfall erosivity factor for Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences* 16, 1, 167–177.
- MOSIMANN, T., CROLE-REES, A., MAILLARD, A., NEYROUD, J.-A., THÖNI, M., MUSY, A., und W. ROHR (1990): Bodenerosion im Schweizerischen Mittelland. Nationales Forschungsprogramm Nutzung des Bodens in der Schweiz, Liebefeld-Bern, 262 S.
- MOSIMANN, T., MAILLARD, A., MUSY, A., NEYROUD, J.-A., RÜTTIMANN, M., und P. WEISSKOPF (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Nationales Forschungsprogramm Nutzung des Bodens in der Schweiz, Liebefeld-Bern, 187 S.
- NISI, L., MARTIUS, O., HERING, A., KUNZ, M., und U. GERMANN, 2016: Spatial and temporal distribution of hailstorms in the Alpine region. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 142, 697, 1590–1604
- ODEH, I., MCBRATNEY, A.B., und D.J. CHITTLEBOROUGH, 1995: Further results on prediction of soil properties from terrain attributes. *Geoderma* 67, 3-4, 215–226.
- PANAGOS, P., BALLABIO, C., BORRELLI, P., und K. MEUSBURGER, 2016b: Spatio-temporal analysis of rainfall erosivity and erosivity density in Greece. *CATENA* 137, 161–172.
- PANAGOS, P., BALLABIO, C., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., KLIK, A., ROUSSEVA, S., TADIĆ, M., MICHAELIDES, S., HRABALÍKOVÁ, M., OLSEN, P., AALTO, J., LAKATOS, M., RYMSZEWICZ, A., DUMITRESCU, A., BEGUERÍA, S., und C. ALEWELL, 2015: Rainfall erosivity in Europe. *The Science of The Total Environment* 511, 801–814.
- PANAGOS, P., BORRELLI, P., SPINONI, J., BALLABIO, C., MEUSBURGER, K., BEGUERÍA, S., KLIK, A., MICHAELIDES, S., PETAN, S., HRABALÍKOVÁ, M., OLSEN, P., AALTO, J., LAKATOS, M., RYMSZEWICZ, A., DUMITRESCU, A., PERČEC TADIĆ, M., DIODATO, N., KOSTALOVA, J., ROUSSEVA, S., BANASIK, K., und C. ALEWELL, 2016a: Rainfall Erosivity: Conversion Factors for Different Time Resolutions and Regional Assessments. *Water* 8, 4, 119.
- PERROUD, M., und S. BADER (2013): Klimaänderung in der Schweiz. Indikatoren zu Ursachen, Auswirkungen, Massnahmen. Umwelt-Zustand, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, 86 S.
- PRASUHN, V., 2011: Soil erosion in the Swiss midlands. *Geomorphology* 126, 1-2, 32–41.
- PRASUHN, V., 2012: On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil and Tillage Research* 120, 137–146.
- PRASUHN, V., LINIGER, H., GISLER, S., HERWEG, K., CANDINAS, A., und J.P. Clément, 2013: A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy* 32, 281–291.

PUNGE, H.J., and M. KUNZ, 2016: Hail observations and hailstorm characteristics in Europe. *Atmospheric Research* 176-177, 159–184.

RENARD, K.G., FOSTER, G., WEESIES, G., MCCOOL, D.K., und D.C. YODER (1997): *Prediction Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Agriculture Handbook 703, United States Department of Agriculture, Washington, 407 S.

SCHMIDT, S., ALEWELL, C., PANAGOS, P., and K. MEUSBURGER, 2016: Regionalization of monthly rainfall erosivity patterns in Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences* 20, 4359–4373.

SCHWARB, M., DALY, C., FREI, C., und C. SCHÄR (2001): Mean Seasonal Precipitation throughout the European Alps 1971-1990. In: WINGARTNER, R. (Hrsg.): *Hydrological Atlas of Switzerland*. Universität Bern, Bern.

SCHWERTMANN, U., VOGL, W., und M. KAINZ (1987): *Bodenerosion durch Wasser*. Ulmer, Stuttgart, 64 S.

SIDERIS, I., GABELLA, M., and U. GERMANN (2014): The CombiPrecip experience: development and operation of a real-time radar-raingauge combination scheme in Switzerland. *International Weather Radar and Hydrology Symposium*, 2014, Washington.

SPREAFICO, M., und R. WEINGARTNER (2005): *Hydrologie der Schweiz*. Bundesamt für Wasser und Geologie BWG, Bern, 138 S.

TORRIANI, D.S., CALANCA, P., SCHMID, S., BENISTON, M., and J. FUHRER, 2007: Potential effects of changes in mean climate and climate variability on the yield of winter and spring crops in Switzerland. *Climate Research* 34, 59–69.

VAN DELDEN, A., 2001: The synoptic setting of thunderstorms in western Europe. *Atmospheric Research* 56, 1-4, 89–110.

WEISSHAIDINGER, R., und H. LESER (2006): Switzerland. In: BOARDMAN, J. und POESEN, J. (Hrsg.): *Soil erosion in Europe*. Wiley-Interscience, S. 231–244.

WELLINGER, R., BUSER, H.-P., KRAUSS, J., and R. THEILER, 2006: Karotten: Anbau, Erntezeitpunkt und Lagerung. *Agrarforschung Schweiz* 13, 10, 412–417.

WISCHMEIER, W.H., und D.D. SMITH (1978): *Predicting rainfall erosion losses – A Guide to Conservation Planning*. Agriculture Handbook 537, U.S. Gov. Print. Off, Washington, 58 S.

# Verhalten von geogenem Thallium in Böden auf der Erzmatt bei Buus

Andreas Voegelin<sup>1\*</sup>, Juraj Majzlan<sup>2</sup>, Julia Hermann<sup>2</sup>, Silvan Wick<sup>1</sup>, Bart Baeyens<sup>3</sup>, Numa Pfenninger<sup>1</sup> und Jörg Göttlicher<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Eawag, Dübendorf

<sup>2</sup>Universität Jena

<sup>3</sup>Paul Scherrer Institut, Villigen PSI

<sup>4</sup>Karlsruher Institut für Technologie

\*andreas.voegelin@eawag.ch

## Zusammenfassung

Die Böden auf der Erzmatt bei Buus im Baselbieter Jura weisen massiv erhöhte geogene Gehalte an Thallium (Tl) und Arsen (As) auf. Ziel dieser Arbeit war, die Speziation und Extrahierbarkeit von Tl in Böden der Erzmatt zu bestimmen und damit zu einem besseren Verständnis des geochemischen Verhaltens von Tl in Böden beizutragen. Synchrotron-basierte spektroskopische Untersuchungen zeigen, dass Tl in den Böden in vier Formen vorkommt: (i) Tl-haltiger Jarosit ( $(\text{K,Tl})\text{Fe}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$ ) und (ii) Avicennit ( $\text{Tl}_2\text{O}_3$ ) als sekundäre Verwitterungsminerale einer Tl-haltigen Eisensulfid-Vererzung. (iii) An Mn-Oxiden in Mn-Konkretionen gebundenes Tl(III) und (iv) am Tonmineral Illit gebundenes Tl(I) als pedogene Tl Spezies. In Oberböden ohne sekundäre Verwitterungsminerale stellt Tl(I)-Illit die dominante Tl Spezies dar. Dass nur wenige Prozent des totalen Tl mit 1 M  $\text{NH}_4$ -Acetat ausgetauscht werden können deutet darauf hin, dass ein grosser Teil des Tl in den Zwischenschichten von Illit fixiert ist. Das austauschbare Tl dürfte die Löslichkeit von Tl und damit seine Mobilität und Bioverfügbarkeit bestimmen.

## Abstract

### Behavior of geogenic thallium in soils from the Erzmatt («ore meadow») near Buus

The soils on the Erzmatt («ore meadow») near Buus (Canton Basel-Landschaft) in the Jura mountain range are characterized by highly elevated contents of thallium (Tl) and arsenic (As) of geogenic origin. The aim of this study was to determine the speciation and extractability of Tl in soils from the Erzmatt and to contribute to a better understanding of the geochemical behavior of Tl in soils. Synchrotron-based spectroscopic analyses showed that soil Tl occurs in four forms: (i) Tl-containing jarosite ( $(\text{K,Tl})\text{Fe}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$ ) and (ii) avicennite ( $\text{Tl}_2\text{O}_3$ ) as secondary weathering products of a Tl-bearing iron sulfide mineralization. (iii) Tl(III) bound to Mn-oxides in Mn-concretions and Mn(I) bound to the clay mineral illite as pedogenic Tl species. In topsoils without secondary weathering products, Tl(I)-illite represents the dominant Tl species. Only few percent of the total Tl are exchangeable with 1 M  $\text{NH}_4$ -acetate, suggesting that a large fraction of the Tl is fixed in the interlayers of illite. The exchangeable Tl most probably controls the solubility and thereby the mobility and bioavailability of Tl.

**Keywords:** thallium, geogenic, soil

---

## 1. Entdeckung geogen Tl-belasteter Böden auf der Erzmatt bei Buus

Die Erzmatt ist eine Weide auf dem Gebiet der Gemeinde Buus im Baselbieter Jura (Abbildung 1). Der hohe Eisengehalt und die geringe Fruchtbarkeit des Bodens auf der Erzmatt waren schon seit langer Zeit bekannt. Vor bald 100 Jahren zeigte eine erste wis-

senschaftliche Arbeit (TRUNINGER, 1922), dass sich der Boden auf der Erzmatt aus einer hydrothermalen Vererzung im Trigonodusdolomit gebildet hat und stark mit Arsen (As) belastet ist. Von 2013 bis 2016 wurde das Gebiet der Erzmatt durch das Amt für Umwelt und Energie des Kantons Basel-Landschaft untersucht (AUE BL, 2016). Die Ergebnis-

se zeigen, dass die Böden auf der Erzmatt (1.5 ha) auch sehr hohe Gehalte an geogenem Thallium (Tl) aufweisen. Auch über die Erzmatt hinaus weisen die Böden auf einer grösseren Fläche deutlich erhöhte Tl- und As-Gehalte auf (Abbildung 2). Basierend auf der Analyse von Trinkwasser-, Getreide- und Milchproben wurde in Absprache mit dem Bewirtschafter beschlossen, dass die Erzmatt in Zukunft nicht mehr als Weide genutzt wird. Die Fläche wurde stattdessen in eine Dauerbuntbrache umgewandelt. Für die Bewirtschaftung der umliegenden Landwirtschaftsflächen wurden Nutzungsempfehlungen formuliert, um den Transfer von Tl in Futter- und Nahrungsmittel zu minimieren (AUE BL, 2016).

## 2. Speziierung und Extrahierbarkeit von Thallium

Das Verhalten von Tl in Böden ist bis anhin im Vergleich zu anderen toxischen Spurenmetallen wenig untersucht worden. Aufgrund der hohen Tl-Gehalte bietet sich die Erzmatt für Studien zum Langzeitverhalten von Tl in belasteten Böden an. Zudem bietet der Standort interessante mineralogische Einblicke (MAJZLAN et al., 2016). Grundsätzlich kommt Tl in der Umwelt in den Oxidationsstufen Tl(I) und Tl(III) vor, wobei Tl(III) nur unter stark sauren und oxidierenden Bedingungen dominiert. Tl(I) zeigt einerseits chalkophile Eigenschaften und kommt entsprechend oft in Metallsulfiden vor, selten in reinen Tl-Sulfiden. Andererseits hat Tl(I) aufgrund des ähnlichen Ionenradius von  $Tl^+$  und  $K^+$  auch lithophile Eigenschaften. Es kommt deshalb in Spuren auch in vielen Kalium-haltigen Mineralien vor, wie zum Beispiel K-Feldspat oder Glimmer (NRIAGU, 1998). Tl(III) bildet das schwerlöslich Tl-Oxid Avicennit, kann aber auch in Manganoxiden vorkommen, in denen es durch strukturellen Einbau stabilisiert wird (PEACOCK et al., 2012).

In einer ersten Arbeit haben wir die Formen und die Löslichkeit von Tl im Boden der Erzmatt untersucht (VOEGELIN et al., 2015). Diese Ergebnisse werden im Folgenden kurz vorgestellt. An der Synchrotron-Lichtquelle ANKA am Karlsruher Institut für Technologie wurden zahlreiche Boden-Dünnschliffe und homogenisierte Gesamtbodenproben mittels Röntgenfluoreszenz- und Röntgenabsorptionsspektroskopie untersucht (Abbildung 3). Diese Analysen zeigten, dass Tl in der verwitterten Erzschiefer primär in zwei Mineralen vorkommt: als einwertiges Tl(I) in Jarosit ( $(K,Tl)Fe_3(SO_4)_2(OH)_6$ ) und als dreiwertiges Tl(III) in Avicennit ( $Tl_2O_3$ ). Diese Minerale sind als Verwitterungsprodukte von Tl-haltigen Sul-

fiden bekannt. Als pedogene Tl-Spezies konnten wir an Mn-Oxiden gebundenes Tl(III) und an Illit (oder strukturell ähnlichen Tonmineralen) gebundenes Tl(I) identifizieren.

Auch wenn die lokale Konzentration von Tl in Illit geringer ist als in Mn-Oxiden, zeigen unsere spektroskopischen Analysen von Oberbodenproben, dass die Aufnahme von Tl durch Illit (oder durch andere Tonminerale mit einem Schichtabstand von 10 Å) den dominanten Retentionsmechanismus in den Böden der Erzmatt darstellt. Andererseits zeigen Extraktionen mittels 1 M  $NH_4$ -Acetat, dass nur wenige Prozent des totalen Tl austauschbar gebunden sind.

Aus der Kombination der spektroskopischen und chemischen Daten lässt sich folgern, dass ein grosser Teil des Tl im Oberboden der Erzmatt in den Zwischenschichten von Illit (oder anderen Tonmineralen mit einem Schichtabstand von 10 Å) eingebaut ist. Dies kann auf das hohe Alter der Kontamination zurückgeführt werden und erklärt die relativ geringe Bioverfügbarkeit von Tl in den Böden von Buus. Nur ein kleiner Anteil des totalen Tl liegt austauschbar an Illit gebunden vor. Dieser dürfte die Löslichkeit und damit die Bioverfügbarkeit und Mobilität des Tl im Boden bestimmen. Wir nehmen an, dass diese Befunde auch für allfällige weitere Standorte mit vergleichbarer geogener Bodenbelastung gelten.

## 3. Weitere Vorkommen von geogenem Thallium?

Hohe geogene Gehalte von Tl in Böden und Wasserressourcen infolge Verwitterung Tl-haltiger Sulfidmineralien sind weltweit aus verschiedenen Gebieten dokumentiert; z. B. an verschiedenen Orten in China (XIAO et al., 2012) oder in Allchar in Maze-



**Abbildung 1:** Blick von der Erzmatt Richtung Westen. Bild aus MAJZLAN et al. (2016).

donien (BACEVA et al., 2014). Erst kürzlich wurde ein Fall in der Toskana bekannt, wo die Trinkwasserversorgung einer Gemeinde über Jahrzehnte mit Tl kontaminiert war, welches aus Tl-reichem Pyrit ausgewaschen wurde (D'ORAZIO et al., 2016). In der Schweiz ist die Grube Lengnabach im Binntal für ihre reichen Vorkommen an Tl-haltigen Sulfosalz-

mineralien bekannt. Es gibt aus dieser Gegend aber keine Hinweise auf geogen erhöhte Tl-Gehalte in Böden oder Wasser. In seiner Studie zu den Schwermetallgehalten bodenbildender Gesteine der Schweiz erwähnt TUCHSCHMID (1995) eine Trigonodolomit-Probe aus dem Kanton Schaffhausen wegen ihres im Vergleich zu anderen Karbonatgesteinspro-

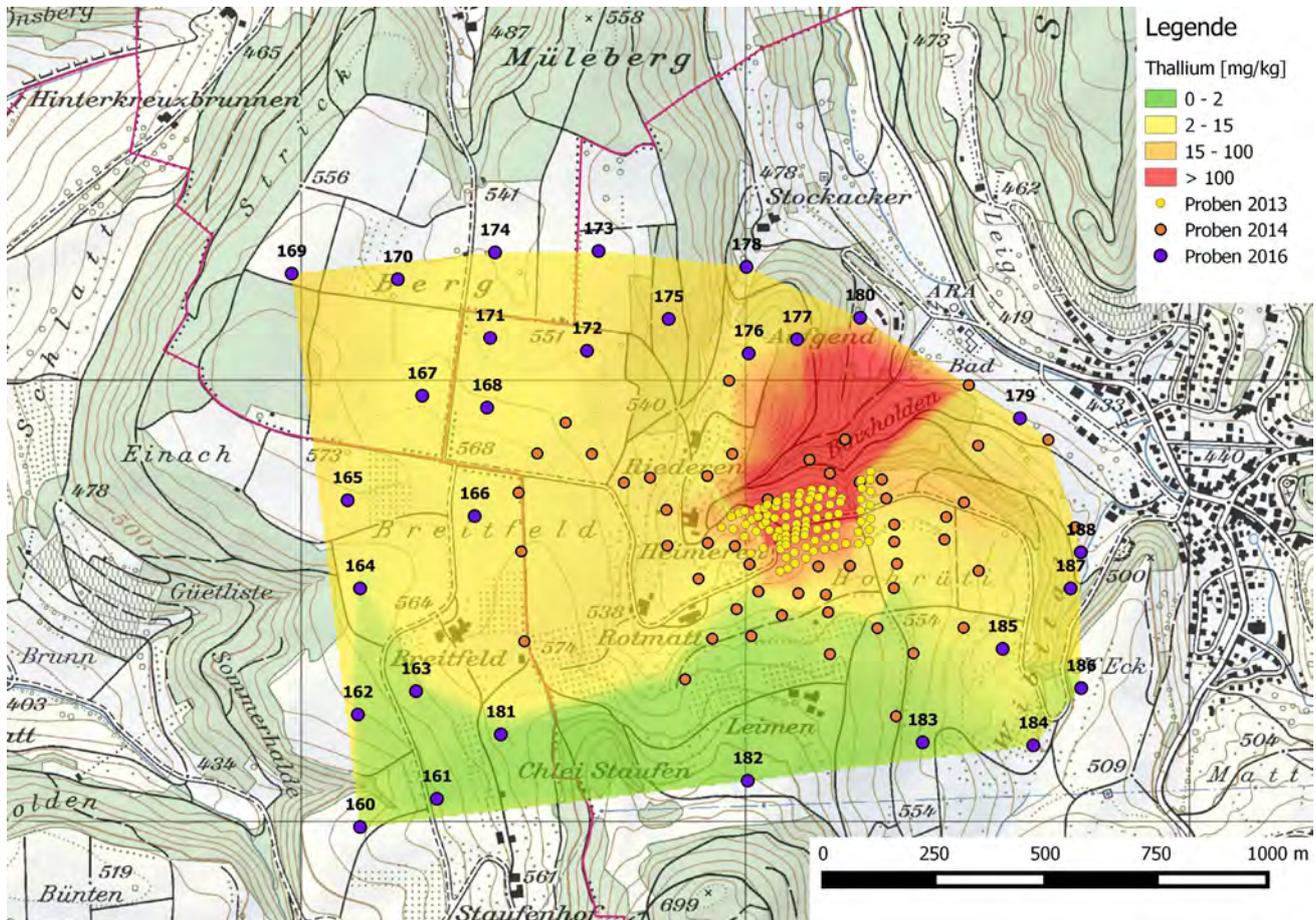


Abbildung 2: Thallium-Totalgehalte in Oberbodenproben (0–30 cm) rund um die Erzmatte (Abbildung aus AUE BL (2016)). Die Erzmatte entspricht dem eng beprobten Bereich mit Tl-Gehalten über 100 mg/kg.

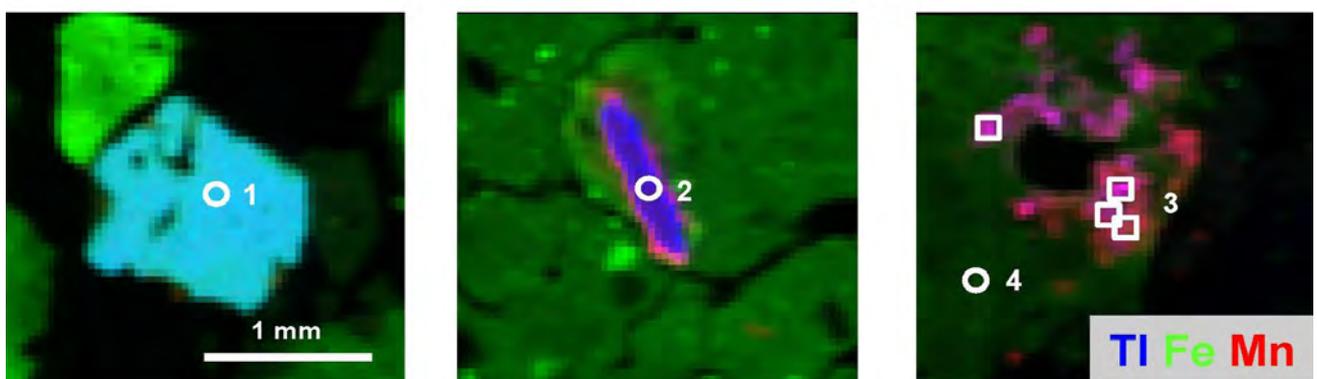


Abbildung 3: Verteilung von Tl, Fe und Mn in Bodendünnschliffen, bestimmt mittels synchrotron-basierter Röntgenfluoreszenzspektroskopie. Die chemische Form von Tl wurde an ausgewählten Punkten mittels Röntgenabsorptionsspektroskopie (XAS) näher bestimmt: (i) Tl-haltiger Jarosit ( $(K,Tl)Fe_3(SO_4)_2(OH)_6$ ). (ii) Avicennit ( $Tl_2O_3$ ). (iii) In Mn-Konkretionen gebundenes Tl(III). (iv) An IIII gebundenes Tl(I).

ben hohen Tl-Gehalts. Auch wenn Karbonate nicht zu den Tl-reichsten Gesteinen der Schweiz gehören, ist dieser Befund doch interessant, wenn man bedenkt, dass sich der Boden der Erzmatt auf vererztem Trigonodusdolomit gebildet hat. Neben Buus sind aber keine weiteren Orte in der Schweiz mit geogen erhöhten Bodengehalten von Tl dokumentiert. Bis anhin gibt es auch keine Hinweise auf lokal erhöhte Gehalte von Tl in Schweizer Grundwasser. Andererseits musste 2011 in der Stadt Kandern (Baden-Württemberg) ein Tiefwasserbrunnen stillgelegt werden, nachdem darin 14 µg/L Tl geogenen Ursprungs gemessen wurde. Analysen des Chemischen und Veterinäruntersuchungsamts Stuttgart an 400 weiteren Trinkwasserproben zeigten aber, dass es sich bei dem Tl-kontaminierten Brunnen in Kandern um einen Einzelfall handelt (CVUAS, 2011). Aufgrund der verfügbaren Informationen kann angenommen werden, dass geogene Tl-Quellen in der Schweiz nur sehr vereinzelt und mit begrenzter Ausdehnung vorkommen.

#### 4. Ausblick

In einer laufenden Doktorarbeit (Kollaborationsprojekt zwischen Eawag und PSI, finanziert durch den Schweizerischen Nationalfonds) untersuchen wir die Bindung von Tl an reinem Illit und anderen Bodenmineralien in Laborexperimenten und machen weitere Experimente zur Speziierung und Löslichkeit von Tl in Bodenproben aus Buus. Ziel ist, ein quantitatives Modell zur Beschreibung der Sorption und Löslichkeit von Tl in belasteten Böden herzuleiten. Erste Ergebnisse stützen die Hypothese, dass die Löslichkeit von Tl in den Böden der Erzmatt durch Sorption an Illit erklärt werden kann.

#### Verdankungen

Wir bedanken uns bei Daniel Schmutz und Iwan Fankhauser (AUE BL) für die zur Verfügung gestellten Messdaten und Bodenproben. Messzeit für Synchrotronanalysen wurde durch die ANKA am Karlsruher Institut für Technologie zur Verfügung gestellt. Das Doktoratsprojekt von Silvan Wick wird durch den Schweizerischen Nationalfonds finanziert (Projekt Nr. 200020-152993).

#### Literaturverzeichnis

AUE BL, 2016: Faktenblatt: Arsen und Thallium in Landwirtschafts- und Waldböden im Gebiet Erzmatt bei Buus und Umgebung. (<https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/bau-und-umweltschutzdirektion/umweltschutz-energie/boden/publikationen/downloads/Faktenblatt%20Arsen-%20und%20Thalliumbelasteten%20>

Boeden%20im%20Gebiet%20Erzmatt%20Buus%202016.pdf, Zugriff 27. Juni 2017).

BACEVA, K., T. STAFILOV, R. SAIN, C. TANASELIA and P. MAKRESKI, 2014: Distribution of chemical elements in soils and stream sediments in the area of abandoned Sb-As-Tl Allchar mine, Republic of Macedonia. *Environmental Research* 133, 77-89.

CVUAS, 2011: Schwermetall Thallium in einem Trinkwasserbrunnen festgestellt - geologisch bedingter Einzelfall wird weiter untersucht. ([http://www.cvuas.de/pub/beitrag.asp?subid=0&Thema\\_ID=2&ID=1509&Pdf=No](http://www.cvuas.de/pub/beitrag.asp?subid=0&Thema_ID=2&ID=1509&Pdf=No); Zugriff 27. Juni 2017).

D'ORAZIO, M., C. BIAGIONI, A. DINI, S. VEZZONI, 2016: Thallium-rich pyrite ores from the Apuan Alps, Tuscany, Italy: constraints for their origin and environmental concerns. *Mineralium Deposita*, DOI 10.1007/s00126-016-0697-1.

MAJZLAN, J., J. PETRIKIS und A. VOEGELIN, 2016: Arsen- und Thallium-Minerales bei Buus, Baselland. *Schweizer Strahler* 1/2016, 20-23.

NRIAGU, J. O. (Hrsg.) 1998: Thallium in the Environment. *Advances in Environmental Science and Technology* 29. John Wiley & Sons, New York.

PEACOCK, C. L. and E. M. Moon, 2012: Oxidative scavenging of thallium by birnessite: Explanation for thallium enrichment and stable isotope fractionation in marine ferromanganese precipitates. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 84, 297-313.

TRUNINGER, E., 1922: Arsen als natürliches Bodengift in einem schweizerischen Kulturboden – Der Boden der Erzmatt bei Buus (Baselland). *Landwirtschaftliches Jahrbuch der Schweiz*, 36, 1015-1030.

TUCHSCHMID, M.P., 1995: Quantifizierung und Regionalisierung von Schwermetall- und Fluorgehalten bodenbildender Gesteine der Schweiz. *Schriftenreihe Umwelt-Materialien* Nr. 32. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), 3003 Bern. 130 S.

VOEGELIN, A., N. PFENNINGER N., J. PETRIKIS, J. MAJZLAN, M. PLÖTZE, A.-C. SENN, R. STEININGER and J. GÖTTLICHER, 2015: Thallium speciation and extractability in a thallium- and arsenic-rich soil developed from mineralized carbonate rock. *Environ. Sci. Technol.* 49, 5390-5398.

XIAO, T., F. YANG, S. LI, B. ZHENG and Z. NING, 2012: Thallium pollution in China: A geo-environmental perspective. *Science of the Total Environment* 421-422, 51-58.

# Local Effects of Deadwood on Soil Organic Matter Composition in an Alpine Setting

Marta Petrillo<sup>1</sup>, Salome Guldener<sup>2</sup>, Rahel Wanner<sup>3</sup>, Rolf Krebs<sup>3</sup> and Markus Egli<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Geography, University of Zurich, CH-8057 Zurich, Switzerland

<sup>2</sup>Gymnasium Unterstrass, Zurich, CH-8057 Zurich, Switzerland

<sup>3</sup>Institute of Natural Resource Sciences, Zurich University of Applied Sciences, 8820 Wädenswil, Switzerland

## Abstract

Coarse woody debris (CWD) is referred to wood residues of larger dimensions: logs, snags, stumps and coarse roots. Due to its slow decay, CWD can remain on the forest floor for decades to centuries before being completely incorporated into the soil and/or mineralised. Scarce information is available of how CWD and its decay influence soil properties in Alpine areas and vice versa. We compared soil properties under lying CWD of Norway spruce in an advanced decay stage with forest soils that were not covered by CWD. The investigation area is a coniferous forest in Val di Rabbi (Trentino) in the southern Alpine belt having a subalpine climate. Two sites at 1200 m and 1400 m a.s.l. were investigated, both of them at north-exposure. Bulk density, pH, org. C and N and related stocks, the aromaticity and hydrophobicity of organic matter were measured. The differences found were mostly restricted to the top 5 to 10 cm of soil. In general, the soil under CWD had a higher bulk density and was slightly more acidic than the soil without CWD. Although the carbon and nitrogen contents were lower under CWD, the stocks were not differing from those of soil without CWD. The hydrophobicity of soil organic matter was clearly elevated under CWD and aromaticity slightly lower. The elevation, and thus climatic conditions, only exerted some minor effects on the carbon stocks (higher stocks at the higher elevation) and pH (that decreased with increasing altitude). It therefore seems that CWD distinctly accounts for the variability of soil organic matter chemistry in subalpine forests and related micro- and macrobiological processes.

## Zusammenfassung

Totholz wird als Sammelbegriff für abgestorbene Bäume oder deren Teile verwendet. Dazu gehören der Baumstamm, Aststümpfe, Baumstrünke und grosse Wurzeln. Aufgrund des langsamen Zerfalls kann Totholz Jahrzehnte bis Jahrhunderte liegen bleiben, bevor es in den Boden eingearbeitet oder mineralisiert wird. Es gibt nur wenige Grundlagen, wie Totholz und sein Zerfall die Bodeneigenschaften in alpinen Gebieten beeinflussen. In unserer Untersuchung haben wir deshalb Bodeneigenschaften direkt unterhalb von grossen und stark zerfallenen Totholzresten (*Picea abies*) bestimmt und diese mit Böden ohne Totholz verglichen. Das Untersuchungsgebiet lag im Trentino (Italien) im subalpinen Bereich. Zwei Standorte, einer auf 1200 und der andere auf 1400 m ü. M, und beide an einem Nordhang, wurden genauer untersucht. Die Bodendichte, pH-Wert, org. C- und N-Gehalt und deren gespeicherte Menge im Boden sowie die Aromatizität und Hydrophobizität der bodenorganischen Substanz wurden gemessen. Unterschiede zwischen Standorten mit oder ohne Totholz manifestierten sich in den obersten 10 cm. Die Bodendichte war unterhalb von Totholz (Baumstämme) meist höher wie auch die Bodenazidität. Obwohl der Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalt in Böden unter dem Totholz erstaunlicherweise eher tiefer war, war die gespeicherte Menge an beiden Standorttypen in etwa ähnlich. Die Hydrophobizität der bodenorganischen Substanz war bei den Totholz-Standorten jedoch deutlich erhöht. Die Unterschiede in der Aromatizität waren klein, mit leicht tieferen Werten an den Totholz-Standorten. Das Klima selber scheint mit etwas erhöhten Kohlenstoff-Mengen und tieferem pH am höheren Standort nur einen geringen Einfluss zu zeigen. Folglich scheint Totholz einen beachtlichen Teil der Variabilität der chemischen Beschaffenheit der bodenorganischen Substanz auszumachen und mikro- und makrobiologische Prozesse im Boden zu beeinflussen.

**Keywords:** Coarse woody debris, soil, organic carbon, hydrophobicity.

## 1. Introduction

Coarse woody debris (CWD) occurs both in managed and in natural forests. CWD is important for soil fertility and biodiversity, soil carbon and water storage (RUSSEL et al. 2015). The decomposition process of a tree log, from the moment it falls to the ground to the stage of advanced decay, can last from 70 to more than 200 years, depending on wood type and site conditions (PETRILLO et al. 2016). If the site conditions allows CWD to be stable in its position over time, coarse woody debris may influence the local soil properties. Decomposing wood gives rise to nutrients leaching, influences the biota, may change N-fixation and acidification below a log. CWD, therefore, contributes to the formation of carbon islands having seemingly different soil properties, when compared to the forest floor (SPEARS and LAJTHA 2004). Different biochemical soil properties under CWD were observed in several ecosystems, i. e. in beech temperate forests (GONZALEZ-POLO et al. 2013), in jack pine and trembling aspen boreal forests (BRAIS and DROUIN 2012). The physical soil characteristics can also be influenced by the presence of CWD. For instance, the weight of the

log itself may compact the soil. This may create discrete physical conditions in comparison to the forest floor that is only influenced by litterfall. This may affect soil temperature and moisture, because the log shades the soil surface. It also may alter water runoff. Furthermore CWD in contact with the soil prevents litter to reach the soil, creating an abrupt limit between wood and soil. This can create humus forms with deadwood, i. e. lignoforms (TATTI 2016). Due to the scarcely available information about alpine forest soils in this respect, our research question was the following: what is the effect of CWD on soil quality directly below the log? Is this quality also determined by climate? In a case study we compared soils that were sampled under highly-decayed Norway spruce and sites receiving only litterfall input. This was done at two different elevations to decipher the potential influence of climate.

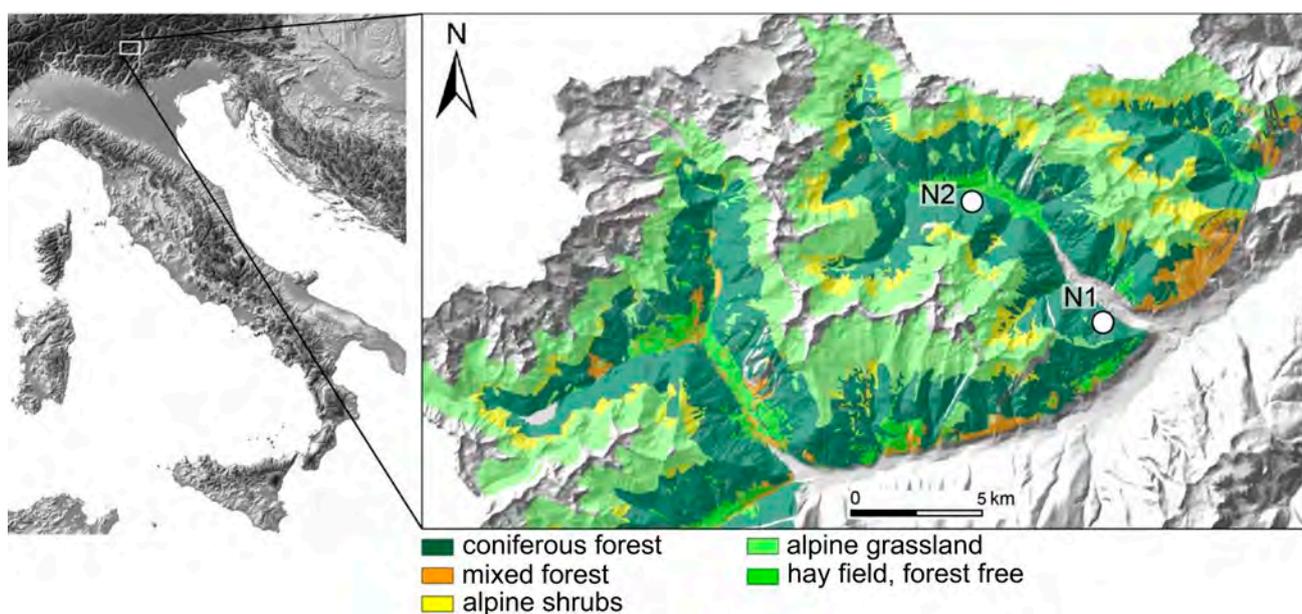
## 2. Materials and methods

### 2.1 Study area

The study area is located in the north-eastern Italian Alps, in Val di Sole and Val di Rabbi (Figure 1). The climate of the valleys ranges from temper-

**Table 1:** Sampling plots description

Sampling plot	Elevation m a.s.l.	Parent material	Dominant tree species	Soil unit (WRB – EGLI et al. 2006)
N1	1180	Paragneiss debris	<i>Picea abies</i>	Chromi-Episkeletic Cambisol (Dystric)
N2	1390	Paragneiss debris	<i>Picea abies</i>	Chromi-Episkeletic Cambisol (Dystric)



**Figure 1:** Sampling sites in Val di Rabbi (Trentino, Italy).

ate to alpine (above the timber line). Mean annual temperature varies from 8.2 °C at the valley bottom to about 0 °C at 2400 m a.s.l., and the mean annual precipitation from approximately 800 to 1300 mm (SBOARINA and CESCATTI 2004). The geological substrate is paragneiss debris at all sites. Soil units in these forests are predominantly Cambisols, Umbrisols and Podzols. The main soil properties at each site were available from a previous study (EGLI et al., 2006). The timberline is close to 2000–2200 m a.s.l. with forests dominated by Norway spruce and, at the highest altitudes, European larch. We selected two sites, both at North exposition, but at different elevation, one at 1200 m a.s.l., the other one at 1400 m a.s.l.. The forest stand is dominated by Norway spruce (Figure 1, Table 1).

## 2.2 Soil sampling

At both sites we selected three decomposed logs, which were in an already advanced decay stage. According to the Hunter classification system (HUNTER 1990), the logs were in decay class 5. In a previous study we already characterised the physico-chemical characteristics of the wood in these plots, and we dated it (PETRILLO et al 2016). Soil cores were sampled below the logs, which were delicately removed. To sample the soil, a special tool was used, composed of a borer that allowed extracting a soil core of 15 cm. To have a comparison with soil under forest floor without the presence of the logs, soil cores were sampled at three control-sites, both at N1 and N2 plot. At control-site litter was removed prior to soil sampling. The samples were placed in plastic bags and transported to the laboratory.

## 2.3 Soil physico-chemical properties

The bulk density was determined using soil cores

having a given volume (BLAKE and HARTGE, 1986). Oven-dried samples (70 °C) were sieved to < 2 mm (fine earth). Soil-pH (0.01 M CaCl<sub>2</sub>) was determined using a soil:solution ratio of 1:2.5. Organic C and N contents (determined in duplicate) of the soil were measured at 550 °C using a C/H/N analyser (Leco).

## 2.4 Organic matter quality

The samples were homogenised using a fine ball-mill (Zr) for 45 s (frequency 25.0). Prior to measurement, the samples were dried in the oven at 80 °C. Infrared spectra were recorded from 4000 to 250 cm<sup>-1</sup> using DRIFT (Diffuse Reflexion Infrared Fourier Transform; Bruker, Tensor 27). To quantify the relative changes in the FT-IR spectra, we divided the values of the relative intensity (area) of each peak by the sum of the relative intensities of all the peaks taken into account and multiplied it by 100 using the software OPUS 6. For the following peak range an individual peak search and calculation of relative intensities (area) was done: (base1/base2) (cm<sup>-1</sup>): 3000/2820, 1725/1710, 1660/1630, 1620/1600, 1535/1500, 1495/1470, 1470/1430, 1413/1333, 1190/1127, 1116/1050 and 1080/1030. The integration method using a linear background between the found bases (individual samples) and absorbance values was used to calculate the relative concentration (OPUS 6). Major IR absorption bands and functional groups assignments are given in Table 2. Aliphatic compounds were calculated using the IR range 1480–1430 cm<sup>-1</sup>. ELLERBROCK et al. (2009) propose to measure the A/B ratio (hydrophobicity) which indicates a relation between hydrophobic and hydrophilic groups of OM. This was done by analysing absorption bands that indicated hydrophobic (3000–2800 cm<sup>-1</sup>) and hydrophilic (1740–1698 and 1640–1600 cm<sup>-1</sup>) OM functional groups.

**Table 2:** Major IR absorption bands and assignments (PICCOLO and MIRABELLA 1985)

Band	Wave number (cm <sup>-1</sup> )	Assignment
1	2980–2880	Aliphatic C-H stretching (aliphatic methyl and methylene groups)
2	1725–1710	C=O stretching og COOH, aldehydes and ketones
3	1660–1630	C=O stretching of amide groups, quinone C=O and/or C=O of H-bonded conjugated ketones
4	1620–1600	Aromatic C=C, strongly H-bonded C=O of conjugated ketones
5	1535–1500	Aromatic rings, amide II vibrations
6	1495–1470	N-H stretching of proteic amides
7	1470–1440	Aliphatic C-H stretching
8	1413–1333	OH deformation and C-O stretching of phenolic groups
9	1280–1200	C-O stretching and OH deformation of COOH, C-O stretching of aryl ethers and phenols
10	1190–1127	C-OH stretching of aliphatic, alcoholic O-H
11	1116–1050	Secondary alcohols
12	1080–1030	C-O stretching of polysaccharide

## 2.5 Statistical analysis

The data were tested for normality, but normal distribution was not achieved, even after data transformation. Therefore the statistical significance was tested with the U-test (Mann-Whitney). All statistical tests were performed using the software SigmaPlot ver.11.0, Systat Software Inc.

## 3. Results

### 3.1 Soil physico-chemical properties

The soils at both sites can be characterised as Chromi-Episkeletic Cambisol (Dystric) according to the WRB. The dominant humus form at site N1 was a Hemimoder and at site N2 a Dysmoder (according to ZANELLA et al. 2011). Strongly acidic conditions prevail at both sites (Tables 3 and 4). Due to the high organic C content, soil density was rather low. In the top 10 cm, soil bulk density values were found, however, to be slightly higher under the logs. The pH values were in a typical range for alpine coniferous forests and varied between 3.3 and 4.0. It seems that the pH-values were lower at sites with CWD compared to the control site. Furthermore, the higher-elevated sites had a lower pH. The C and N concentrations were lower with CWD. These differences were, however, only significant for the top 10 cm. Furthermore, the soils at higher elevation have a higher carbon and nitrogen content, both under CWD and at the control soil. At the lower site, the C stocks were higher with CWD but at the higher sites the opposite was measured. Furthermore, elevation did not show a

significant impact on the C stocks. At both sites, the C:N ratio was high and in most cases > 20. No distinct differences between the CWD and control sites were found.

### 3.2 Organic matter quality

The aromaticity and hydrophobicity of soil organic carbon under the logs (CWD) and at the control soil are presented in Table 5. The aromaticity showed slightly lower values at the sites having CWD. These differences were however only given for the top 10 cm.

Hydrophobicity was, however, higher at all depths having CWD. No particular trend with elevation (and thus climate) was found. The statistical significance with U-test (Mann-Whitney) is not satisfied, and a larger amount of samples would be needed in order to obtain stronger evidence.

Aromaticity and hydrophobicity in general nicely correlate with the total amount of organic carbon. An increasing carbon content causes in the investigated soils an increasing hydrophobicity and a decreasing aromaticity (Figure 2).

## 4 Discussion

According to CAPRIEL (1997), the hydrophobicity index is a sensitive quantity to characterise the quality of soil organic matter. Hydrophobicity of soil organic matter is caused by methyl, methylene and methine groups present in aliphatic and aromatic (olefinic) compounds. Humification processes can

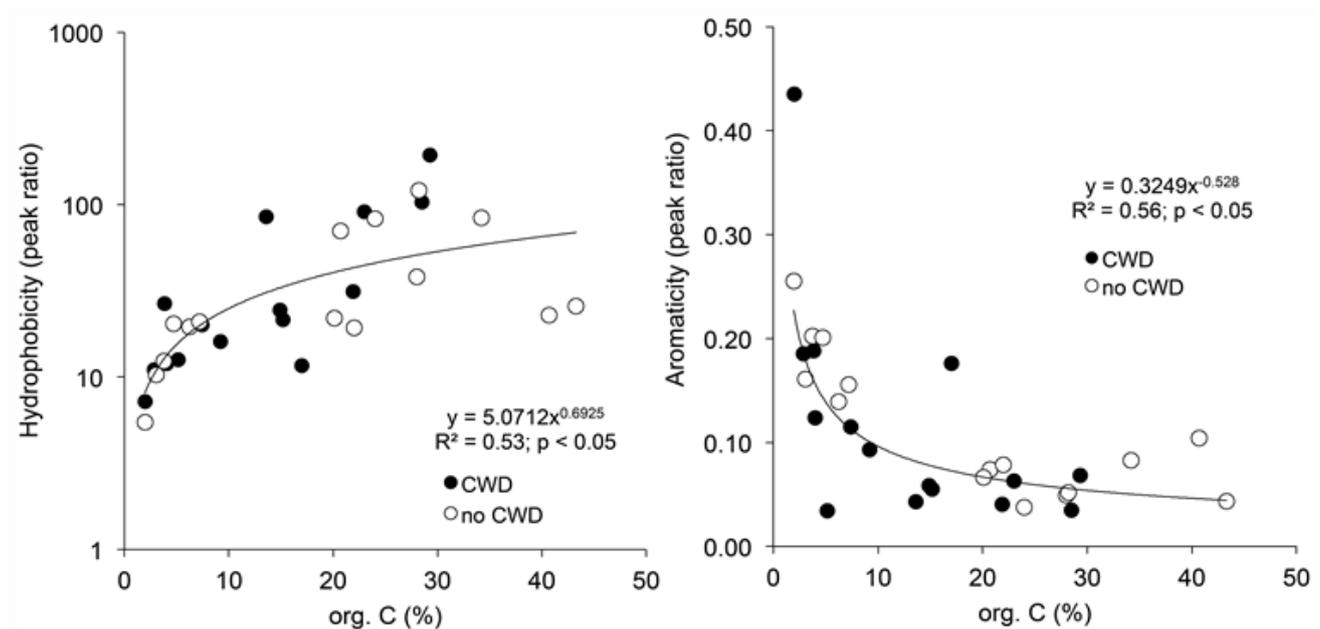


Figure 2: Hydrophobicity and aromaticity as a function of the org. C content and cover of the sites.

**Table 3:** Physico-chemical characteristics (average  $\pm$  standard deviation) of soil under CWD and under litterfall (= control site)

Plot	Depth (cm)	Bulk density (g/cm <sup>3</sup> )		pH (CaCl <sub>2</sub> )	
		CWD	Control	CWD	Control
N1	0–5	0.48 $\pm$ 0.2	0.31 $\pm$ 0.1	3.70 $\pm$ 0.2	4.00 $\pm$ 0.3
	5–10	0.66 $\pm$ 0.2	0.53 $\pm$ 0.2	3.72 $\pm$ 0.1	3.58 $\pm$ 0.4
	10–15	0.68 $\pm$ 0.0	0.82 $\pm$ 0.0	3.80 $\pm$ 0.0	4.05 $\pm$ 0.0
N2	0–5	0.35 $\pm$ 0.1	0.25 $\pm$ 0.1	3.38 $\pm$ 0.2	3.67 $\pm$ 0.3
	5–10	0.54 $\pm$ 0.3	0.36 $\pm$ 0.1	3.38 $\pm$ 0.3	3.32 $\pm$ 0.3
	10–15	0.73 $\pm$ 0.1	0.91 $\pm$ 0.2	3.58 $\pm$ 0.3	3.50 $\pm$ 0.4

**Table 4:** Average ( $\pm$  SD) carbon and nitrogen concentrations, stocks and C/N ratio under CWD and under litterfall (= control site)

Plot	Depth (cm)	C(%)		N(%)		C/N-ratio		C stock (kg/m <sup>2</sup> )		N stock (kg/m <sup>2</sup> )	
		CWD	Control	CWD	Control	CWD	Control	CWD	Control	CWD	Control
N1	0–5	20.50 $\pm$ 7.7	28.03 $\pm$ 13.2	0.62 $\pm$ 0.2	0.95 $\pm$ 0.4	33.36 $\pm$ 2.40	29.06 $\pm$ 2.6	3.51	2.98	0.11	0.10
	5–10	7.58 $\pm$ 5.2	10.16 $\pm$ 10.3	0.28 $\pm$ 0.1	0.30 $\pm$ 0.3	26.84 $\pm$ 8.70	30.50 $\pm$ 5.2	1.68	1.52	0.07	0.05
	10–15	2.00 $\pm$ 0.0	1.97 $\pm$ 0.00	0.14 $\pm$ 0.0	0.05 $\pm$ 0.0	14.35 $\pm$ 0.00	40.70 $\pm$ 0.0	0.47	0.63	0.03	0.02
N2	0–5	22.13 $\pm$ 6.8	34.30 $\pm$ 6.40	0.78 $\pm$ 0.2	1.12 $\pm$ 0.1	29.30 $\pm$ 6.60	30.54 $\pm$ 3.7	2.74	2.95	0.10	0.10
	5–10	11.64 $\pm$ 9.3	19.47 $\pm$ 11.7	0.35 $\pm$ 0.4	0.66 $\pm$ 0.4	51.75 $\pm$ 42.1	29.95 $\pm$ 4.4	1.68	1.76	0.05	0.06
	10–15	5.14 $\pm$ 3.2	5.13 $\pm$ 2.90	0.13 $\pm$ 0.0	0.15 $\pm$ 0.1	40.43 $\pm$ 23.5	34.67 $\pm$ 0.0	1.35	1.46	0.03	0.04

**Table 5:** Organic carbon characterization with DRIFT analysis under CWD and under litterfall. Aromaticity (A) and hydrophobicity (H) are given by the ratio of the peaks given in Table 2 with  $A = (4+5)/1$  and  $H = 1/(2+3+4)$ .

Plot	Depth (cm)	Aromaticity		Hydrophobicity	
		CWD	Control	CWD	Control
N1	0–5	0.10 $\pm$ 0.1	0.06 $\pm$ 0.0	75.46 $\pm$ 102.1	39.33 $\pm$ 26.9
	5–10	0.07 $\pm$ 0.0	0.16 $\pm$ 0.1	36.54 $\pm$ 42.1	17.35 $\pm$ 4.4
	10–15	0.43 $\pm$ 0.0	0.26 $\pm$ 0.0	7.19 $\pm$ 0.0	5.45 $\pm$ 0.0
N2	0–5	0.05 $\pm$ 0.0	0.08 $\pm$ 0.0	73.08 $\pm$ 42.7	48.15 $\pm$ 31.7
	5–10	0.11 $\pm$ 0.1	0.08 $\pm$ 0.1	24.70 $\pm$ 7.9	74.38 $\pm$ 51.2
	10–15	0.15 $\pm$ 0.0	0.16 $\pm$ 0.0	15.60 $\pm$ 6.4	15.59 $\pm$ 7.5

be detected by comparing the relative proportion of functional groups of the individual density fractions. Humification is defined as the transformation of macromorphological and less stable organic compounds into more stable and less biodegradable organic complexes that contribute to the formation of humus. Humification is related, for instance, to the preferential oxidation of plant polysaccharides, the formation of phenolic groups during organic matter decomposition, the selective preservation of more recalcitrant organic compounds such as lignin and others (ROSA et al. 2005). EGLI et al. (2010) showed that the quality of soil organic matter changes with the evolutionary state of a soil: with time a decrease of hydrophobicity and an increase in aromatic compounds is detected. The higher hydrophobicity of soil organic matter under CWD now means that this humification process is at a less advanced stage

than at sites without deadwood. Due to the positive correlation of hydrophobicity and org. C content, the higher hydrophobicity at the sites having CWD also means organic matter content is higher there. This however does not necessarily mean that decomposition processes are slower. Under deadwood, the phenolic (OH deformation and C–O stretching of phenolic groups) compounds were detectable at a higher proportion compared to the sites without CWD (data not shown) which points to even more enhanced decomposition processes.

The effect of CWD on soil properties is certainly also related, on the one hand, to the environmental conditions and, on the other hand, to the CWD age and decay stage. In alpine soils Norway spruce CWD can reach an advanced decay stage after about 80 years (PETRILLO et al. 2016). This time frame is rather short when considering soil processes. Nonetheless

changes in some physico-chemical properties of soil underlying logs could be detected. Similarly, SPEARS and LAJTHA (2004) also measured a lower soil-pH under CWD in temperate old-growth forests. Deadwood therefore not only affects the chemical characteristics and humification degree of soil organic matter but also other properties (e. g., soil-pH).

## 5. Conclusions

CWD may distinctly alter organic matter and in general soil characteristics. The local effects of CWD in an advanced decay stage are traceable mostly in the top 10 cm of a soil. The CWD that may lie for several decades on the forest floor seems to create particular conditions for organic matter decay and the formation of soil organic matter. The stronger hydrophobicity of soil organic matter under CWD, for instance, and the higher C/N ratio indicate qualitative differences that are due to the organic matter input (tannins and lignin by-products derived from the decomposing logs) and different microbial activities. In general, organic matter at CWD sites is – due to the large input – comparatively less strongly degraded than at sites receiving only litterfall input. CWD thus may account distinctly for the variability of soil organic matter quality and microbial activity.

## Acknowledgements

This case study is part of the DecAlp DACH project and funded by the snf project no. 205321L\_141186. We are indebted to Dr. Stephan Zimmermann for his comments on an earlier version of the manuscript.

## References

- BLAKE G.R. and K.H. HARTGE (1986) : Bulk density. In: KLUTE A. (ed) *Methods of Soil Analysis*. Part 1, 2nd edn. Agron Monogr 9: 363–375.
- BRAIS, S. and P. DROUIN, 2012 : Interactions between deadwood and soil characteristics in a natural boreal trembling aspen-jack pine stand. *Canadian Journal of Forest Science* 42, 1456-1466.
- CAPRIEL, P., 1997: Hydrophobicity of organic matter in arable soils: influence of management. *European Journal of Soil Science* 48, 457-462.
- EGLI, M., A. MIRABELLA, G. SARTORI, R. ZANELLI, and S. BISCHOF, 2006 : Effect of north and south exposure on weathering rates and clay mineral formation in Alpine soils. *Catena* 67, 155-174.
- EGLI, M., C. MAVRIS, A. MIRABELLA, D. GIACCAI, B. KÄGI, and W. HAEBERLI, 2010: Soil organic matter formation along a chronosequence in the Morteratsch proglacial area (Upper Engadine, Switzerland). *Catena* 82, 61-69.
- ELLERBROCK, R.H., GERKE, H.H. and BÖHM, C., 2009: In situ DRIFT characterization of organic matter composition on soil structural surfaces. *Soil Science of America Journal* 73, 531-540.
- GONZALEZ-POLO, M., A. FERNANDEZ-SOUTO, and A.T. AUSTIN, 2013 : Coarse woody debris stimulates soil enzymatic activity and litter decomposition in an old growth temperate forest of Patagonia, Argentina. *Ecosystems* 16, 1025-1038.
- HUNTER, M.L., 1990: *Wildlife, forests and forestry: principles of managing forests for biological diversity*. Englewood Cliffs, USA.
- PETRILLO, M., P. CHERUBINI, G. FRAVOLINI, M. MARCHETTI, J. ASCHER-JENULL, M. SCHÄRER, H.A. SYNAL, D. BERTOLDI, F. CAMIN, R. LARCHER, and M. EGLI, 2016 : Time since death and decay rate constants of Norway spruce and European larch deadwood in subalpine forests determined using dendrochronology and radiocarbon dating. *Biogeosciences* 13, 1537-1552.
- PICCOLO, A. and A. MIRABELLA (1985) : Effetto di differenti estraenti inorganici e organici su alcune proprietà chimiche e chimico-fisiche di un acido umico. *Annali dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo XVI*, 159-168.
- ROSA, A.H., M.L. SIMÕES, L.C. DE OLIVIERA, J.C. ROCHA, L.M. NETO, and D.M.B.P. MILORI, 2005: Multi-method study of the degree of humification of humic substances extracted from different tropical soil profiles in Brazil's Amazonian region. *Geoderma* 127, 1-10.
- RUSSEL, M.B., S.F. FRAVER, T. AAKALA, J.H. GOVE, C.W. WOODALL, A.W. D'AMATO, and M.J. DUCEY, 2015: Quantifying carbon stores and decomposition in deadwood : a review. *Forest Ecology and Management* 350, 107-128.
- SBOARINA, C. and CESCATTI, A. (2004): *Il clima del Trentino – Distribuzione spaziale delle principali variabili climatiche*. Report 33, Centro di Ecologia Alpina Monte Bondone, Trento, Italy.
- SPEARS, J.D.H. and K. LAJTHA, 2004 : The imprint of coarse woody debris on soil chemistry in the western Oregon Cascades. *Biogeochemistry* 71, 163-175.
- TATTI, D. (2016) : *Des formes d'humus au bois mort et du bois mort aux formes d'humus*. Thèse, Université de Neuchâtel.
- ZANELLA, A., B. JABIOL, J.F. PONGE, G. SARTORI, R. DE WAAL, B. VAN DELFT, U. GRAEFE, N. COOLS, K. KATZENSTEINER, H. HAGER, and M. ENGLISCH, 2011: A European morpho-functional classification of humus forms. *Geoderma* 164, 138-145.

# Bodenkohlenstoffvorräte nach Kompostanwendung in der biologischen Landwirtschaft

Benjamin Seitz und Marcel van der Heijden

Agroscope, Forschungsbereich Agrarökologie und Umwelt, Forschungsgruppe Pflanzen-Boden-Interaktionen, CH-8046 Zürich

E-Mail: seitz.benjamin@bluewin.ch, marcel.vanderheijden@agroscope.admin.ch

## Zusammenfassung

Der Humusverlust von ackerbaulich genutzten Böden wurde sowohl als Gefahr für die nachhaltige Nutzung der Ressource Boden als auch als Beitrag zum Klimawandel erkannt. Verschiedene Strategien zur Umkehrung dieses Trends wurden in den letzten zwei Dekaden genannt, die Anwendung von Kompost ist eine davon. In dieser Studie wurde auf 28 Schweizer Landwirtschaftsbetrieben untersucht, ob die Kompostanwendung eine Erhöhung der Bodenkohlenstoffvorräte bewirkt. Dazu wurden Bodenproben auf 11 biologisch bewirtschafteten Betrieben mit Kompostdüngung und auf 10 biologisch und 7 konventionell bewirtschafteten (ÖLN) Betrieben ohne Kompostanwendung entnommen und auf ihre Kohlenstoffvorräte bis etwa 40 cm Bodentiefe untersucht. Die Kohlenstoffvorräte in biologisch bewirtschafteten Parzellen waren pro Hektare durchschnittlich 42 % (21.9 Tonnen C) höher als die in den konventionell bewirtschafteten Parzellen. Die biologisch bewirtschafteten Parzellen mit Kompostanwendung weisen im Vergleich zu den biologisch bewirtschafteten Parzellen ohne Kompostanwendung gleich hohe Kohlenstoffvorräte auf. Die Variabilität der Kohlenstoffvorräte zwischen den verschiedenen Parzellen konnte anhand der erhobenen Parametern nur bedingt erklärt werden, mit einer signifikanten, aber schwachen Korrelation mit dem C/N-Verhältnis des langjährigen Düngereintrags. Weitere Forschungsarbeiten sollen sich daher auf die Kohlenstoffbilanz von Praxisbetrieben fokussieren und die biogeochemischen Folgen von unterschiedlichen Humuswirtschaftsstrategien untersuchen.

## Abstract

### Effects of compost application and humus management on soil quality in Swiss agriculture

The loss of soil organic matter in arable soils has been identified both as a threat to soil functioning and as a contribution to climate change. Different strategies to reverse this trend have been suggested during the last two decades, the use of compost is one of them. In this study, we investigated on-farm in Switzerland, if compost application increases soil organic carbon stocks. Soil samples have been taken on 11 organic farms with compost application and 10 organic and 7 conventional farms without compost application and their soil organic carbon stocks have been quantified to a soil depth of approx. 40 cm. There was a trend to higher soil organic carbon stocks (+42 % or +21.9 tonnes C per ha, respectively) in organically managed soils compared to conventionally managed soils. The organically managed plots with compost amendments had similar soil organic carbon stocks compared to the organically managed plots without compost amendments. The variability of carbon stocks between the different fields couldn't be satisfactorily explained with the collected data, with a significant, but weak correlation with the C/N ratio of the long-term fertilization input. Further research should therefore focus more precisely on the on-farm carbon balance and should investigate the biogeochemical consequences of different soil organic matter management strategies.

**Keywords:** compost, organic farming, soil organic matter, soil quality, soil carbon

## 1. Einleitung

Nachhaltige Landwirtschaftssysteme sind eine komplexe, interdisziplinäre Angelegenheit und umfassen ökologische, ökonomische und soziale Aspekte der Ressourcennutzung, Produktion und Verwertung der produzierten Nahrungsmittel (GIZ 2015). Für die Entwicklung solcher Systeme sind daher Beiträge von verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen gefragt. Der Boden – eine auf menschlicher Zeitskala nicht erneuerbare Ressource – spielt eine wichtige Rolle sowohl als Produktionsfaktor (McBRATNEY et al. 2014) als auch als Speicher diverser Ressourcen (Kohlenstoff, Nährstoffe, Wasser; KEESSTRA et al. 2016). Neben standortspezifischen Eigenschaften (z. B. Bodenart) stellt die organische Bodensubstanz (Humus) einen der wichtigsten, vom Landwirten direkt beeinflussbaren Parameter dar (POWLSON et al. 2011). Humus bzw. der organische Bodenkohlenstoff wird häufig sowohl mit einer Steigerung der agronomischen Bodenfruchtbarkeit (JOHNSTON et al. 2009) als auch als potentielle C-Senke zur Abschwächung des anthropogenen Klimawandels in Verbindung gesetzt (JOHNSTON et al. 2009, LAL 2004, PAUSTIAN et al. 1997, 2016, aber siehe JANZEN 2006). Die Anwendung von Kompost wird dabei als eine mögliche Strategie zur Erhöhung der Boden-C-Vorräte gesehen. Diese Ansicht basiert auf der Annahme, dass der Kohlenstoff durch die Humifizierung während der Kompostierung stabilisiert wird und somit mehr Kohlenstoff im Boden zurückbleibt (DUNST 2011). Aufgrund von neuen, wissenschaftlichen Erkenntnissen ist das Konzept der Humifizierung stark in Verruf geraten (KLEBER und JOHNSON 2010, LEHMANN und KLEBER 2015) und neuere Theorien postulieren, dass primär die räumliche Zugänglichkeit und nicht die chemische Struktur der organischen Substanz die Stabilisierungsmechanismen im Boden dominiert (DUNGAIT et al. 2012) oder dass sogar eine Art C-Recycling im Anabolismus der Mikroorganismen zur Langlebigkeit des Bodenkohlenstoffs beiträgt (GLEIXNER 2013, MILTNER et al. 2012), ist die Rolle der Kompostanwendung zu überprüfen. In dieser Studie untersuchten wir die Effekte von Kompostanwendung im Schweizer Bio-Landbau auf die Bodenkohlenstoffvorräte und verschiedene Bodenqualitätsparameter im Vergleich zu biologischen und konventionellen Landwirtschaftsbetrieben ohne Kompostanwendung.

## 2. Material und Methoden

Für die Studie konnten insgesamt 28 zufällig ausgewählte Praxisbetriebe in den Kantonen Zürich,

Aargau und Zug gewonnen werden (Abbildung 1). 11 Bio-Betriebe setzen dabei in regelmäßigen Abständen Kompost ein (K-Betriebe), die Mengen und Frequenz der Anwendung als auch die Zusammensetzung der Komposte war dabei auf jedem Betrieb verschieden. 10 weitere Bio-Betriebe und 7 ÖLN-Betriebe, welche nie Kompost einsetzen, wurden als Vergleichsgruppen gewählt (B- bzw. Ö-Betriebe). Mithilfe eines Fragebogens wurden die Betriebe charakterisiert und Daten zu Bewirtschaftungsmassnahmen (Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Düngung, Betriebsstruktur etc.) erfasst. Die C-, N-, P- und K-Einträge über die Düngung wurden anhand der Angaben der Bauern und den GRUDAF-Durchschnittswerten (FLISCH et al. 2009) geschätzt.

Von jedem Betrieb wurde eine Parzelle ausgewählt, auf welcher von Herbst 2014 bis Sommer 2015 Winterweizen angebaut wurde. Ein Punkt auf der Parzelle wurde GPS referenziert und alle Bodenproben in einem Umkreis von etwa 10 Metern entnommen. 60 cm tiefe Bodenproben zur mineralischen Stickstoffanalyse ( $N_{\min}$ ) wurden im Oktober und November 2014 nach der jeweiligen Winterweizensaat entnommen. Anfang März 2015 vor der ersten Düngung wurden erneut Bodenproben zur  $N_{\min}$ -Bestimmung für die Bodentiefen 0 - 30 - 60 cm entnommen. Zusätzlich wurden die Bodentiefen 0 - 10 - 20 - 40 cm für die Analyse der mikrobiellen Biomasse, des organischen Bodenkohlenstoffs ( $C_{\text{org}}$ ), der Bodentextur, des pH-Wertes und der Kationenaustauschkapazität



Abbildung 1: Lage der ausgewählten Betriebe (bearbeitet in Google Earth)

(KAK) beprobt. Ende März wurden Stechzylinderproben zur Bestimmung der Lagerungsdichte in den Tiefen 2.5–7.5 cm, 12.5–17.5 cm und 27.5–32.5 cm entnommen. Intakte Aggregatproben des Oberbodens (0–10 cm) zur Bestimmung der Aggregatstabilität wurden Ende Mai 2015 entnommen. Mitte Juni wurde auf jeder Parzelle eine Bonitur zur Erhebung der Ackerbegleitflora und der Bodenbedeckung durch das Beikraut durchgeführt. Im Juli 2015 jeweils kurz vor der maschinellen Ernte wurden Ähren zur quantitativen und qualitativen Ertragsbestimmung gesammelt.

Die Aufbereitung und Analyse der Proben erfolgte für die Parameter  $N_{\min}$  ( $\text{CaCl}_2$ -Extraktion), pflanzenverfügbare und totale Schwermetallgehalte ( $\text{NaNO}_3^-$  bzw.  $\text{HNO}_3$ -Extraktion), mikrobielle Biomasse (Basalatmung und Chloroform-Fumigation-Extraktion),  $C_{\text{org}}$  (Nasschemische Oxidation mit Kalium-Dichromat), Bodentextur (Referenzmethode KOM), pH (gemessen in Wasser) und KAK ( $\text{BaCl}_2$ -Extraktion) gemäss den Schweizerischen Referenzmethoden. Die Lagerungsdichte wurde für die Feinerde bestimmt, indem das Gewicht und Volumen des Skelettanteils  $> 2\text{mm}$  abgezogen wurde. Die Aggregatstabilität wurde nach dem Prinzip der Nasssiebung für die Aggregatgrößen  $< 5\text{mm}$  mithilfe eines dreiteiligen Siebsystems mit den Maschenweiten 2 mm, 1 mm, 0.5 mm bestimmt. 50 g der getrockneten Probe wurden für 60 min bei 44 Hüben (4 cm) pro Minute gesiebt. Die Aggregatstabilität wurde dabei sowohl als prozentualer Anteil an wasserstabilen Makroaggregaten (WSMA) als auch als Mean Weight Diameter (MWD) ausgedrückt.

Die statistische Auswertung erfolgte als einfaktorielle ANOVAs und lineare Regressionsmodelle im Programm R 2.15.1 (R CORE TEAM 2012). Die Werte der Betriebsgruppen werden als Mittelwert  $\pm$  Standardfehler angegeben.

Da die Kompostapplizierung oder die biologische Bewirtschaftung schon vor Jahren angefangen hat ( $> 10$  Jahre), war es nicht möglich den Ausgangszustand vor der aktuellen Bewirtschaftung zu bestimmen. Ebenfalls unklar ist, ob die untersuchten Böden sich bezüglich der aktuellen Bewirtschaftung tatsächlich in einem Gleichgewicht befinden (siehe Kaptitel 7).

### 3. Betriebseigenschaften

Die untersuchten Betriebe waren durchschnittlich 33.3 ha gross und besaßen eine Düngergrossvieheinheit von 0.8 (K(ompost)-Biobetriebe und B(i-o)-Betriebe ohne Kompostanwendung) bzw. 1.4

(Ö(LN)-Betriebe). Der Tongehalt im Oberboden (0–20 cm) der untersuchten Parzellen variiert zwischen 16.1 % und 41.8 %, für die Tongehalte der drei Betriebskategorien wurden jedoch keine Unterschiede gefunden ( $24.4 \pm 2.2$  % (K-Betriebe),  $25.9 \pm 1.3$  % (B-Betriebe),  $24.5 \pm 3.3$  % (Ö-Betriebe)). Die pH-Werte der untersuchten Böden liegen zwischen 5.8 und 7.6 ohne Unterschiede zwischen den drei Betriebskategorien ( $6.8 \pm 0.14$  (K-Betriebe),  $6.9 \pm 0.17$  (B-Betriebe),  $7.0 \pm 0.17$  (Ö-Betriebe)).

Obwohl alle Betriebe eine regelmässige, nach DZV Art. 16 geregelte Fruchtfolge aufweisen, spielt die Erhaltung der organischen Bodensubstanz bei der Wahl von Kulturmassnahmen gemäss der Selbsteinschätzung der Betriebsleiter bei K- und B-Betrieben eine viel stärker Rolle als bei den Betriebsleitern der Ö-Betriebe.

Die Anwendung von Kompost auf den K-Betrieben wird von den Betriebsleitern mit dem Aufbau von Humusvorräten, der Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und der Förderung des Bodenlebens begründet. Dabei wird der Kompost von sechs Betrieben selbst hergestellt, fünf Betriebe verwenden Komposte von gewerblichen Anlagen. Bei sieben Komposten ist Grüngut das dominierende Ausgangssubstrat, bei je einem Kompost sind die Grüngut- und Mistanteile etwa gleich bzw. dominiert der Mistanteil ( $> 90$  %), für zwei Komposte fehlen diese Angaben.

Die Argumente gegen die Kompostanwendung der Landwirte der B- und Ö-Betriebe sind deutlich vielfältiger als die Pro-Argumente der K-Betriebsleiter. Die Contra-Argumente umfassen mangelnde Verfügbarkeit (3 Nennungen), Gefahr von Bodenversauerung, Erhöhung des Unkrautdrucks und Probleme mit der Nährstoffbilanz wegen hohen P-Werten im Kompost (je 2 Nennungen). Je einmal genannte Gründe sind die Gefahr von Schwermetalleinträgen, finanzielle Gründe, mangelhafte Kompostqualität und die Betriebsphilosophie ohne Fremdstoffe auszukommen.

### 4. Agronomische Resultate

Der absolute Winterweizenertrag der Ö-Betriebe war mit  $70.3 \pm 7.2$  dt/ha tendenziell höher als bei den K-Betrieben ( $+23$  %;  $p = 0.09$ ) und signifikant höher als bei den B-Betrieben ( $+31$  %;  $p < 0.05$ ; Abbildung 2, Tabelle 1). Die durchschnittlichen Weizenprotein-gehalte der drei Betriebstypen unterscheiden sich nicht und betragen  $14.4 \pm 0.3$  % (K-Betriebe),  $13.9 \pm 0.8$  % (B-Betriebe) und  $14.7 \pm 0.6$  % (Ö-Betriebe; Tabelle 1).

Die Bonitur der Ackerbegleitflora zeigt, dass die Un-

**Tabelle 1:** Kohlenstoff- und Nährstoffeinträge der langjährigen und Winterweizendüngung, Ertragsparameter, Unkrautbonitur und biologische, chemische und physikalische Bodenparameter der drei Betriebsgruppen (Mittelwert  $\pm$  Standardfehler, unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede)

Parameter	Einheit	K-Betriebe	B-Betriebe	Ö-Betriebe
Langjähriger C-Input	[kg/(ha*y)]	2176 $\pm$ 356	1994 $\pm$ 414	1923 $\pm$ 469
Langjähriger N <sub>tot</sub> -Input	[kg/(ha*y)]	169 $\pm$ 26	178 $\pm$ 32	235 $\pm$ 30
C-Input Winterweizen 2015	[kg/ha]	2701 $\pm$ 510 a	839 $\pm$ 262 b	704 $\pm$ 249 b
Nverf-Input Winterweizen 2015	[kg/ha]	73 $\pm$ 19 a	51 $\pm$ 14 a	172 $\pm$ 15 b
Absoluter Ertrag	[dt/ha bei 15 % KF]	53.8 $\pm$ 4.1 ab	48.4 $\pm$ 4.6 b	70.3 $\pm$ 7.2 a
Proteingehalt	[%]	14.4 $\pm$ 0.3	13.9 $\pm$ 0.8	14.7 $\pm$ 0.6
Bedeckung Unkraut	[%]	33.4 $\pm$ 11.0 b	37.3 $\pm$ 8.3 b	0.8 $\pm$ 0.5 a
Anzahl Unkrautarten		8.2 $\pm$ 1.5 b	8.1 $\pm$ 1.4 b	2.1 $\pm$ 1.0 a
Mikrobieller C (C <sub>mic</sub> )	[mg/kg]	897 $\pm$ 131	941 $\pm$ 123	662 $\pm$ 92
C-Vorrat 0–10 cm	[t/ha]	25.8 $\pm$ 2.2	26.0 $\pm$ 2.6	18.0 $\pm$ 1.8
C-Vorrat 10–20 cm	[t/ha]	23.9 $\pm$ 2.1	26.0 $\pm$ 3.0	19.6 $\pm$ 1.6
C-Vorrat 20–40 cm	[t/ha]	46.0 $\pm$ 5.2	43.6 $\pm$ 4.8	36.2 $\pm$ 3.9
N-Vorrat 0–20 cm	[t/ha]	6.0 $\pm$ 0.5	6.6 $\pm$ 0.7	4.8 $\pm$ 0.5
(C/N)Vorrat 0–20 cm		8.39 $\pm$ 0.14 a	7.92 $\pm$ 0.08 ab	7.87 $\pm$ 0.21 b
Potentielle KAK	[cmol <sup>+</sup> /kg]	21.4 $\pm$ 2.1	23.5 $\pm$ 2.0	18.7 $\pm$ 2.2
Basensättigung		0.75 $\pm$ 0.04	0.78 $\pm$ 0.06	0.78 $\pm$ 0.06
Lagerungsdichte 0–10 cm	[g/cm <sup>3</sup> ]	1.09 $\pm$ 0.06	1.05 $\pm$ 0.06	1.13 $\pm$ 0.05
Lagerungsdichte 10–20 cm	[g/cm <sup>3</sup> ]	1.10 $\pm$ 0.06	1.10 $\pm$ 0.05	1.21 $\pm$ 0.03
Lagerungsdichte 20–40 cm	[g/cm <sup>3</sup> ]	1.31 $\pm$ 0.06	1.32 $\pm$ 0.05	1.39 $\pm$ 0.03
Wasserstabile Makroaggregate	[%]	63.5 $\pm$ 6.7	64.7 $\pm$ 8.2	52.6 $\pm$ 6.2
Mean Weight Diameter		1.46 $\pm$ 0.17	1.54 $\pm$ 0.16	1.14 $\pm$ 0.13

krautbedeckung bei den Ö-Betrieben (0.8  $\pm$  0.5 %) signifikant tiefer ist als bei den K-Betrieben (33.4  $\pm$  11.0 %) und B-Betrieben (37.3  $\pm$  8.3 %; Tabelle 1). Auf K- und B-Betrieben wurden mit 8.2  $\pm$  1.5 bzw. 8.1  $\pm$  1.4 Arten signifikant mehr Unkrautarten als auf Ö-Betrieben (2.1  $\pm$  1.0 Arten) gefunden (Tabelle 1). Des Weiteren kann der erwartete, negative Zusammenhang zwischen der Unkrautbedeckung und dem absoluten Ertrag signifikant nachgewiesen werden ( $r = -0.63$ ,  $p < 0.001$ ). Dieser Zusammenhang wurde bereits in einem auf Unkraut ausgerichteten Betriebsnetz in der Schweiz gefunden (HONEGGER et al. 2014) und zeigt, dass der Unkrautdruck einer der wichtigsten, ertragslimitierenden Faktoren im biologischen Landbau ist (DIEPENBROCK et al. 2012). Die Anwendung von Kompost im biologischen Landbau führte dagegen nicht zu einer Erhöhung des Unkrautdrucks. Von daher kann diese von einigen Landwirten genannte Befürchtung widerlegt werden.

## 5. Biologische, chemische und physikalische Bodenqualität

### 5.1 Mikrobiologische Parameter

Der mikrobiologische Zustand der untersuchten Parzellen ist durchschnittlich als gut zu bewerten.

Die mikrobiellen Kohlenstoffwerte liegen bei den K-Betrieben (897  $\pm$  131 mg/kg) 36 % und bei den B-Betrieben (941  $\pm$  123 mg/kg) 42 % höher als bei den Ö-Betrieben (662  $\pm$  92 mg/kg; Tabelle 1). Im Vergleich zum Referenzmessnetz der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) entspricht der durchschnittliche C<sub>mic</sub>-Wert der Ö-Betriebe dem schweizerischen Durchschnitt der Ackerbaustandorte, die K- und B-Betriebe liegen 32 % bzw. 38 % darüber (HUG et al. 2013). Innerhalb der Betriebsgruppen sind allerdings grosse Schwankungen zu erkennen. Aufgrund der Abhängigkeit der mikrobiellen Biomasse vom C-Vorrat im Boden sind die Massnahmen zur Erhöhung der mikrobiellen Biomasse im Boden im Allgemeinen identisch mit denjenigen zur Erhöhung der organischen Bodensubstanz.

### 5.2 Organische Bodensubstanz (Humus)

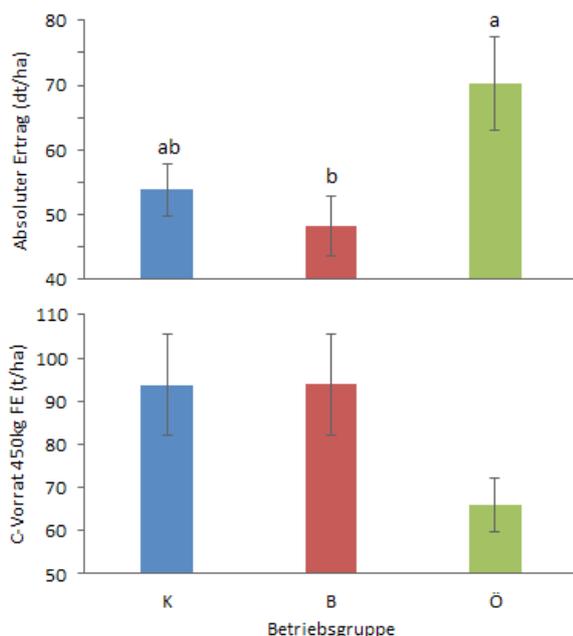
Der Bodenkohlenstoffvorrat wurde auf eine Masse von 450 kg Feinerde pro Quadratmeter berechnet (ELLERT und BETTANY 1995) und liegt bei den K- und B-Betrieben (93.7  $\pm$  11.6 t/ha bzw. 93.8  $\pm$  11.7 t/ha) 42 % höher als bei den Ö-Betrieben (66.0  $\pm$  6.2 t/ha; Abbildung 2). Die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen sind aber nicht signifikant. In der Bodentiefe 0–10 cm sind die C-Vorräte bei den K-

und B-Betrieben ( $25.8 \pm 2.2$  t/ha bzw.  $26.0 \pm 2.6$  t/ha) mit 44 % tendenziell ( $p < 0.1$ ) höher als bei den Ö-Betrieben ( $18.0 \pm 1.8$  t/ha). Die relativen Unterschiede zwischen den K- und B-Betrieben und den Ö-Betrieben nehmen mit zunehmender Bodentiefe ab und betragen für die Bodentiefe 10–20 cm 22 % (K-Betriebe) und 33 % (B-Betriebe) bzw. 27 % (K-Betriebe) und 20 % (B-Betriebe) für die Bodentiefe 20–40 cm (Tabelle 1).

Die durchschnittlichen N-Vorräte in der Bodentiefe 0–20 cm sind bei den K-Betrieben ( $6.0 \pm 0.5$  t/ha) 25 % und bei den B-Betrieben ( $6.6 \pm 0.7$  t/ha) 38 % höher als bei den Ö-Betrieben ( $4.8 \pm 0.5$  t/ha; Tabelle 1).

Die K-Betriebe haben ein durchschnittliches C/N-Verhältnis von  $8.39 \pm 0.14$ , bei den B-Betrieben beträgt das C/N-Verhältnis  $7.92 \pm 0.08$  und bei den Ö-Betrieben  $7.87 \pm 0.21$  (Tabelle 1).

Die gemessenen C- und N-Vorräte zeigen, dass die K- und B-Betriebe tendenziell höhere Vorräte an Humus als die Ö-Betriebe aufweisen. Die grosse Schwankung innerhalb der Betriebsgruppen machen aber deutlich, dass die Kompostanwendung bzw. die biologische Landwirtschaft alleine keine Garantie für hohe Humusvorräte darstellen. Vor allem bei den viehlosen Bio-Betrieben wurden C-Vorräte gefunden, welche teilweise sogar tiefer sind als C-Vorräte von einigen ÖLN-Betrieben.



**Abbildung 2:** Absolute Erträge (standardisiert auf 15 % Kornfeuchte) und Kohlenstoffvorräte (standardisiert auf 450 kg Feinerde pro Quadratmeter) der drei Betriebsgruppen (Mittelwerte  $\pm$  Standardfehler; unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede)

### 5.3 Mineralischer Stickstoff ( $N_{\min}$ )

Die  $N_{\min}$ -Gehalte wurden für die Tiefen 0–30 cm und 30–60 cm sowohl bei der Aussaat im Jahr 2014 als auch bei Vegetationsbeginn im Jahr 2015 gemessen. Für beide Zeitpunkte und Bodentiefen existieren keine signifikanten Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen (Tabelle 2). Stattdessen existiert zu beiden Zeitpunkten ein signifikanter positiver Zusammenhang zwischen den jeweiligen  $N_{\min}$ -Gehalten im Ober- (0–30 cm) und im Unterboden (30–60 cm; Herbst 2014:  $r = 0.69$ ,  $p < 0.001$ ; Frühjahr 2015:  $r = 0.75$ ;  $p < 0.001$ ). Zudem sind die  $N_{\min}$ -Gehalte in beiden Bodentiefen zu beiden Zeitpunkten (teilweise marginal) signifikant mit dem N-Vorrat in der Bodentiefe 0–20 cm korreliert (Herbst 2014:  $r = 0.70$ ,  $p < 0.001$  für die Bodentiefe 0–30cm und  $r = 0.48$ ,  $p = 0.01$  für die Bodentiefe 30–60 cm; Frühjahr 2015:  $r = 0.37$ ,  $p = 0.054$  für die Bodentiefe 0–30 cm und  $r = 0.46$ ,  $p = 0.014$  für die Bodentiefe 30–60 cm). Die Korrelationen zwischen dem  $N_{\min}$ -Gehalt und dem  $N_{\text{tot}}$ -Vorrat im Boden zeigen, dass Landnutzungssysteme, welche eine Erhöhung der Humusgehalte anstreben, mit Massnahmen wie z. B. Zwischenfrüchten arbeiten müssen, um das Risiko von N-Auswaschung in der vegetationsfreien Periode nach der Ernte zu reduzieren. Zudem muss untersucht werden, inwiefern intensive Bodenbearbeitung im Herbst in solchen Systemen ökologisch zulässig ist (ASKEGAARD et al. 2011).

### 5.4 Lagerungsdichte

Die Lagerungsdichte ist bei den K- und B-Betrieben in allen Bodentiefen ca. 5–10 % tiefer als bei den Ö-Betrieben, die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen sind aber nicht signifikant (Tabelle 1).

Die Lagerungsdichte nimmt in allen untersuchten Bodentiefen mit zunehmendem Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff ab (0–10 cm:  $r = -0.78$ ,  $p < 0.001$ ; 10–20 cm:  $r = -0.79$ ,  $p < 0.001$ ; 20–40 cm:  $r = -0.66$ ,  $p < 0.001$ ). Zusätzlich wird die Lagerungsdichte in geringerem Ausmass auch vom Tongehalt des Bodens bestimmt, wobei dessen Einfluss mit zunehmender Bodentiefe zunimmt (0–10 cm:  $r = -0.38$ ,  $p =$

**Tabelle 2:**  $N_{\min}$ -Gehalte in den Bodentiefen 0–30 cm und 30–60 cm kurz nach der Saat 2014 und zu Beginn der Vegetationsperiode 2015 (Mittelwert  $\pm$  Standardfehler).

	$N_{\min}$ [mg/kg]	Bodentiefe	K-Betriebe	B-Betriebe	Ö-Betriebe
2014		0–30 cm	$21.3 \pm 2.0$	$22.9 \pm 4.5$	$21.7 \pm 3.8$
		30–60 cm	$11.2 \pm 1.7$	$12.5 \pm 1.6$	$12.1 \pm 2.0$
2015		0–30 cm	$8.2 \pm 1.3$	$7.3 \pm 1.0$	$8.3 \pm 1.0$
		30–60 cm	$6.9 \pm 1.1$	$6.7 \pm 0.7$	$7.1 \pm 1.2$

0.046; 10–20 cm:  $r = -0.39$ ,  $p = 0.038$ ; 20–40 cm:  $r = -0.45$ ,  $p = 0.017$ ). Die gemessenen Lagerungsdichten befinden sich ungefähr auf gleicher Höhe wie die Lagerungsdichte der Ackerstandorte im Referenzmessnetz der Nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz (HUG et al. 2013) und sind daher durchschnittlich als zufriedenstellend zu bewerten. Trotzdem konnten auf einzelnen Betrieben verdichtete Böden mit einhergehender Staunässe im Oberboden verzeichnet werden.

### 5.5 Aggregatstabilität

Die Stabilität der Bodenaggregate ist eine wichtige Kenngrösse zur Beurteilung des Erosions- und Verschlammungsrisikos eines Bodens. Die prozentualen Gehalte an wasserstabilen Makroaggregaten ( $> 500 \mu\text{m}$ ) liegen durchschnittlich bei  $63.5 \pm 6.7 \%$  (K-Betriebe),  $64.7 \pm 8.2 \%$  (B-Betriebe) und  $52.6 \pm 6.2 \%$  (Ö-Betriebe; Tabelle 1). Der berechnete «Mean Weight Diameter» (MWD) ist bei den K- und B-Betrieben ( $1.46 \pm 0.17$  bzw.  $1.54 \pm 0.16$ ) 28 % bzw. 35 % höher als bei den Ö-Betrieben ( $1.14 \pm 0.13$ ; Tabelle 1). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Betriebsgruppen sind nicht signifikant. Die Bodenaggregatstabilität wird hauptsächlich vom C-Vorrat ( $r = 0.81$ ,  $p < 0.001$ ) und der absoluten Menge an austauschbaren  $\text{Ca}_2^+$ -Ionen ( $r = 0.52$ ,  $p < 0.001$ ) bestimmt.

## 6. Bedeutung und Beeinflussung des organischen Bodenkohlenstoffs

Der negative Zusammenhang zwischen der Lagerungsdichte und dem C-Gehalt des Bodens ist zwar keine neue Erkenntnis (BLUME et al. 2010), er zeigt aber, dass man Bodenverdichtungen nicht nur durch agrartechnische Massnahmen (DIEPENBROCK et al. 2012, MARTÍNEZ et al. 2016), sondern auch durch ein ausgewogenes Management der organischen Bodensubstanz vorbeugen kann.

Eine weitere, signifikante Korrelation besteht zwischen dem C-Vorrat und dem mikrobiellen Kohlenstoff ( $r = 0.81$ ,  $p < 0.001$ ) für die Bodentiefe 0–20 cm. Dies ist nicht überraschend, da die organische Bodensubstanz als Energielieferant für die Bodenmikroorganismen dient (OTTOW 2011) und die mikrobielle Biomasse als direkte Hauptquelle für die organische Bodensubstanz gilt (MILTNER et al. 2012). So ist eine gegenseitige Beeinflussung, dass mikrobiell aktive Böden für hohe Gehalte an organischer Bodensubstanz notwendig sind, aber auch nur hohe Gehalte an organischer Bodensubstanz diese mikrobielle Aktivität erhalten können, sehr wahrscheinlich.

Des Weiteren werden Bodenaggregate durch die organische Bodensubstanz stabilisiert, wodurch eine positive Korrelation zwischen dem Mean Weight Diameter und dem C-Vorrat in der Bodentiefe 0–10 cm zu finden ist ( $r = 0.81$ ,  $p < 0.001$ ). Der C-Vorrat im Boden ist somit auch bezüglich der Aggregatstabilität und Bodenstruktur ein entscheidender Faktor (BRONICK und LAL 2005) und kann Verschlammung und Bodenerosion vorbeugen oder gar verhindern (FiBL 2012).

Die gezeigten Resultate zur Bedeutung des organischen Bodenkohlenstoffs implizieren, dass das heute in der Wissenschaft akzeptierte Bodenqualitätskonzept mit der organischen Bodensubstanz als zentralen Parameter der richtige Weg ist, um nachhaltige Landnutzungssysteme zu entwickeln (FELLER et al. 2012). Folglich muss man die Frage stellen mit welchen Massnahmen ein Landwirt die organische Bodensubstanz positiv beeinflussen kann.

Die Tatsache, dass sich die Kohlenstoffvorräte der K- und B-Betriebe nicht unterscheiden, zeigt, dass die Auswahl des organischen Düngertyps nicht der wichtigste Faktor für hohe C-Vorräte im Boden ist. Es konnte eine Tendenz erkannt werden, dass bei biologischer Bewirtschaftung sowohl mit als auch ohne Kompost höhere C-Vorräte als bei konventioneller Bewirtschaftung vorhanden sind. Die grosse Variabilität wurde jedoch vor allem durch viehlose Betriebe verursacht. Allerdings zeigt ein Betrieb, dass auch bei viehloser Bewirtschaftung hohe C-Vorräte möglich sind. Die Frage, welche Faktoren den C-Vorrat bei viehlosen Betrieben bestimmen, sollte aufgrund der zunehmenden Anzahl viehloser Bio-Betriebe in der Schweiz (TARAMARCAZ und CLERC 2013) dringend geklärt werden.

Der Kohlenstoffinput der langjährigen Düngung ist erstaunlicherweise weder mit dem C-Vorrat ( $r = 0.16$ ,  $p = 0.21$ , n.s.) noch mit dem Ton/Corg-Verhältnis korreliert ( $r = -0.25$ ,  $p = 0.11$ , n.s.). Hingegen ist das C/N-Verhältnis des langjährigen Düngerinputs sowohl mit dem C-Vorrat ( $r = 0.42$ ,  $p = 0.019$ ) als auch mit dem Ton/Corg-Verhältnis ( $r = -0.39$ ,  $p = 0.029$ ) korreliert. Es ist zu berücksichtigen, dass die C- und N-Einträge der organischen Dünger für diese Arbeit anhand der Angaben der Landwirte und der GRUDAF-Durchschnittswerte geschätzt wurden und nicht unbedingt den tatsächlichen Werten entsprechen. Es kann aber trotzdem gesagt werden, dass die Menge des C-Inputs einen grossen Einfluss auf den C-Vorrat im Boden hat, dieser aber nur dann effizient verwertet werden kann, wenn die anderen für den Humusaufbau notwendigen «Zutaten» –

verschiedene Nährstoffe und eine effiziente Bodenbiologie – in ausreichendem Masse vorhanden sind (KIRKBY et al. 2011, MANZONI et al. 2012).

## 7. Schwächen der Studie

Beim Design der hier präsentierten Studie handelt es sich um einen Vergleich von Praxisbetrieben, welcher im Vergleich zu dem klassischen Feldversuch einige Vor- und Nachteile aufweist. Daten, welche in Praxisstudien gesammelt werden, zeigen den aktuellen, heterogenen Zustand der Praxis und sind aufgrund von fehlenden Daten (z.B. frühere Bodendaten oder präzise Angaben zur Düngung) schwieriger zu interpretieren als Feldversuche auf einem Standort. In unserem Beispiel kann trotz sorgfältiger Auswahl der Standorte (die Betriebe wurden nach Zufallsprinzip angefragt, um eine statistisch unabhängige Gruppe zu erhalten) nicht ausgeschlossen werden, dass die Humusgehalte durch weitere, nicht erfasste Faktoren beeinflusst wurden und sich die Standorte aufgrund von naturgegebenen, bodenbildenden Faktoren unterscheiden. Im Falle der Humusgehalte spielen vor allem die durch die Geologie gegebene Bodenart und der durch die klimatischen Bedingungen beeinflusste Temperatur- und Wasserhaushalt des Bodens eine Rolle. Während der Tongehalt der drei verglichenen Betriebstypen erfasst wurde und keine signifikanten Unterschiede aufweist, konnten die klimatischen Bedingungen der Standorte im Rahmen unserer Studie nicht erfasst werden und stellen eine Unsicherheit von unseren Resultaten dar. Durch die zufällige Betriebsauswahl gibt es aus statistischer Sicht aber keinen Grund anzunehmen, dass die bodenbildenden Faktoren der Böden sich für die Verfahren durchschnittlich unterscheiden. Aufgrund dessen können unsere Daten zu den Humusvorräten zwar zur Beurteilung der Bodenqualität eingesetzt werden, weiterführende Interpretationen im Sinne von C-Sequestrierung trotz der wachsenden Bedeutung der Böden in der klimapolitischen Diskussion sind aber vorerst zu unterlassen. Dank der GPS-Referenzierung der Probenentnahmeorte und der Archivierung der untersuchten Bodenproben ist eine Wiederholung der Studie zur Validierung der gezeigten Resultate in einigen Jahren nicht nur wünschenswert sondern auch möglich.

## 8. Schlussfolgerung

Wie in der vorliegenden Arbeit deutlich wurde, können bei den in der Schweiz eingesetzten Komposten keine negativen Effekte auf die Bodenqualität festgestellt werden. Andererseits konnten durch die Kompostanwendung im Vergleich zu biologisch bewirt-

schafteten Betriebe weder besonders hohe C-Vorräte noch die damit verbundenen Verbesserungen in den verschiedenen Bodenparametern, festgestellt werden. Folglich ist die Wahl der Art der organischen Düngemittel für den Humusaufbau und -erhalt nicht von erster Bedeutung und kann vom Landwirt an die regionalen Gegebenheiten und angebauten Kulturen angepasst werden. Die konventionell bewirtschafteten Böden haben pro Hektar im Durchschnitt um 21.9 t C tiefere Kohlenstoffvorräte. Es gab aber grosse Variation und Kompostanwendung bzw. die biologische Landwirtschaft alleine ist nicht in allen Fällen eine Garantie für hohe Bodenkohlenstoffvorräte darstellen. Interessant ist, dass die langjährige Kompostanwendung trotz ausbleibender Effekte auf den C-Vorrat zu einer Erhöhung des C/N-Verhältnisses der organischen Bodensubstanz und wahrscheinlich zu einer Veränderung in der Bodenhumusdynamik geführt hat. Die dafür verantwortlichen Mechanismen können mit dieser Arbeit allerdings nicht eindeutig ausfindig gemacht werden und sind daher Gegenstand von weiteren Forschungsarbeiten.

Des Weiteren kann gezeigt werden, dass das C/N-Verhältnis des Düngereintrags einen Einfluss auf die C-Speicherung im Boden hat. Dennoch konnte mit den erhobenen Daten nur ein geringer Teil der Variabilität in den Bodenkohlenstoffvorräten erklärt werden. Für einen nachhaltigen Umgang mit und einen wirksamen Schutz der Bodenqualität müssen daher alle für den Humushaushalt notwendigen Zutaten berücksichtigt werden. Weitere Arbeiten sollen darauf ausgerichtet sein, diese Erkenntnis weiter in der Praxis zu untersuchen und umzusetzen.

## Danksagung

Wir möchten uns in erster Linie bei den Landwirten für die Bereitstellung der Parzellen und die angenehme Zusammenarbeit sowie bei der Stiftung Mercator Schweiz für die Finanzierung des auf dieser Arbeit beruhenden Nachfolgeprojekts bedanken. Weiterer Dank gilt Christine Alewell (Universität Basel) für die Zusammenarbeit im Rahmen der Masterarbeit von BS und Diane Bürge und Martin Zuber (Agroscope) für die wertvolle Unterstützung bei der Durchführung der Laborarbeiten.

## Literatur

- ASKEGAARD, M., J.E. OLESEN, I.A. RASMUSSEN, and K. KRISTENSEN, 2011: Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 142, 149-160.
- BLUME, H.P., G.W. BRÜMMER, R. HORN, E. KANDELER, I. KÖGEL-KNABNER, R. KRETZSCHMAR, K. STAHR,

- B.M. WILKE, S. THIELE-BRUHN und G. WELP (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage, Springer Verlag, Heidelberg, 569 S.
- BRONICK, C.J., and R. LAL, 2005: Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3-22.
- DIEPENBROCK, W., F. ELLMER und J. LÉON (2009): Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung. 2. Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 366 S.
- DUNGAIT, J.A.J., D.W. HOPKINS, A.S. GREGORY, and A.P. WHITMORE, 2012: Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Glob. Chang. Biol.* 18, 1781-1796.
- DUNST, G. (2011) Humusaufbau. Chance für Landwirtschaft und Klima. 1. Auflage, Verein Ökoregion Kaindorf, Kaindorf, 200 S.
- ELLERT, B.H., and J.R. BETTANY, 1995: Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil. Sci.* 75, 529-538.
- FELLER, C., E. BLANCHART, M. BERNOUX, R. LAL, and R. MANLAY, 2012: Soil fertility concepts over the past two centuries: the importance attributed to soil organic matter in developed and developing countries. *Arch. Agron. Soil Sci.* 58, S3-S21.
- FIBL (2012): Grundlagen der Bodenfruchtbarkeit. Die Beziehung zum Boden gestalten. Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick, 32 S.
- FLISCH, R., S. SINAJ, R. CHARLES, and W. RICHNER, 2009: Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau (GRUDAF). *Agrarforschung* 16, 1-100.
- GIZ (2015): What is sustainable agriculture? Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Bonn und Eschborn, 31 S.
- GLEIXNER G., 2013: Soil organic matter dynamics: a biological perspective derived from the use of compound-specific isotopes studies. *Ecol. Res.* 28: 683-695.
- HONEGGER, A., R. WITTWER, D. HEGGLIN, H.R. OBERHOLZER, A. de FERRON, P. JEANNERET, and M.G.A. van der HEIJDEN, 2014: Auswirkungen langjähriger biologischer Landwirtschaft. *Agrarforsch. Schweiz* 5, 44-51.
- HUG, A.S., A. GUBLER, F. WIDMER, B. FREY, H.R. OBERHOLZER, P. SCHWAB, und R. MEULI, (2013): Bodenbiologie im Referenzmessnetz der Nationalen Bodenbeobachtung NABO. In: Eidgenössische Forschungsanstalt WSL (Hrsg.): Forum für Wissen 2013. Bodenschutz im Wald: Ziele – Konflikte – Umsetzung. *WSL Ber.* 6, S. 71-81.
- JANZEN, H.H., 2006: The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biol. Biochem.* 38, 419-424.
- JOHNSTON, A.E., P.R. POULTON, K. COLEMAN, 2009: Soil Organic Matter: Its Importance In Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. *Adv. Agron.* 101, 1-57.
- KESSTRA, S.D., J. BOUMA, J. WALLINGA, P. TITTONELL, P. SMITH, A. CERDÀ, L. MONTANARELLA, J.N. QUINTON, Y. PACHEPSKY, W.H. van der PUTTEN, R.D. BARDGETT, S. MOOLENAAR, G. MOL, B. JANSEN, and L.O. FRESCO, 2016: The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *SOIL* 2, 111-128.
- KIRKBY, C.A., J.A. KIRKEGAARD, A.E. RICHARDSON, L.J. WADE, C. BLANCHARD, and G. BATTEN, 2011: Stable soil organic matter: A comparison of C:N:P:S ratios in Australian and other world soils. *Geoderma* 163, 197-208.
- KLEBER, M. and M.G. JOHNSON, 2010: Advances in Understanding the Molecular Structure of Soil Organic Matter: Implications for Interactions in the Environment. *Adv. Agron.* 106, 77-142.
- LAL, R., 2004: Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- LEHMANN, J. and M. KLEBER, 2015: The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60-68.
- MANZONI, S., P. TAYLOR, A. RICHTER, A. PORPORATO, and G.I. ÅGREN, 2012: Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phyt.* 196, 79-91.
- MARTÍNEZ, I., A. CHERVET, P. WEISSKOPF, W.G. STURNY, A. ETANA, M. STETTLER, J. FORKMAN, and T. KELLER, 2016: Two decades of no-till in the Oberacker long-term field experiment: Part I. Crop yield, soil organic carbon and nutrient distribution in the soil profile. *Soil Tillage Res.* 163, 141-151.
- McBRATNEY, A., D.J. FIELD, and A. KOCH, 2014: The dimensions of soil security. *Geoderma* 213, 203-213.
- MILTNER, A., P. BOMBACH, B. SCHMIDT-BRÜCKEN, and M. KÄSTNER, 2012: SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry* 111, 41-55.
- OTTOW, J.C.G. (2011) Mikrobiologie von Böden. Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik. 1. Auflage, Springer Verlag, Berlin, 500 S.
- PAUSTIAN, K., O. ANDRÉN, H.H. JANZEN, R. LAL, P. SMITH, G. TIAN, H. TIESSEN, M. van NOORDWIJK, and P.L. WOOMER, 1997: Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use Manage.* 13, 230-244.
- PAUSTIAN, K., J. LEHMANN, S. OGLE, D. REAY, G.P. ROBERTSON, and P. SMITH, 2016: Climate-smart soils. *Nature* 532, 49-57.
- POWELSON, D.S., P.J. GREGORY, W.R. WHALLEY, J.N. QUINTON, D.W. HOPKINS, A.P. WHITMORE, P.R. HIRSCH, and K.W.T. GOULDING, 2011: Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy* 36, S72-S87.
- R CORE TEAM (2012): R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
- TARAMARCAZ, J. and M. CLERC, 2013: Viehloser Bio-Ackerbau: Resultate aus zwölf Beobachtungsjahren des Versuchsbetriebsnetz Mapraz. *Agrarforsch. Schweiz* 4, 124-131.

# Connecting Biodiversity Monitoring with Soil Inventory Data – A Swiss Case Study

Reto Giulio Meuli<sup>1</sup>, Daniel Wächter<sup>1</sup>, Peter Schwab<sup>1</sup>, Lukas Kohli<sup>2</sup> and Ramon Zimmermann<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Agroscope, Swiss Soil Monitoring Network NABO, CH-8046 Zürich

<sup>2</sup>Hintermann und Weber AG, 3011 Bern

## Abstract

Thanks to a close cooperation between the field team of the biodiversity monitoring of Switzerland BDM and the staff of Swiss Soil Monitoring Network NABO an extensive soil sampling campaign could be carried out. Between 2011 and 2015 topsoil samples at levels down to 20 cm at approximately 1200 locations evenly spread over Switzerland were taken during the field campaign of the BDM indicator «species diversity in habitats» (Z9). For the first time, a nationwide harmonised soil data set that includes all main land use types is now available for a comprehensive evaluation. Preliminary results of the measured pH levels reveal the expected differences according to geology. The comparison of vascular plants, mosses and mollusks of the biodiversity monitoring with measured soil parameters allow the identification of soil properties which have a substantial impact on the species diversity in the various habitats of Switzerland. A first comparison between topsoil pH and the reaction value R of plants reveals its applicability as a proxy variable for soil acidity.

## Zusammenfassung:

Dank der engen Zusammenarbeit des Feldteams des Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM und der Nationalen Bodenbeobachtung NABO konnte eine grossangelegte Bodenbeprobung durchgeführt werden. Zwischen 2011 und 2015 wurden an insgesamt rund 1200 gleichmässig über die gesamte Schweiz verteilten Standorten im Rahmen der Feldaufnahmen des BDM-Indikators «Artenvielfalt in Lebensräumen» (Z9) auch Bodenproben aus 0–20 cm Tiefe entnommen. Erstmals steht damit ein schweizweit konsistenter und alle wichtigen Landnutzungen umfassender Datensatz von Oberbodenproben für eine umfassende Auswertung zur Verfügung. Erste Auswertungen der pH-Werte zeigen die erwarteten Unterschiede aufgrund der geologischen Ausgangsgesteine. Ein Vergleich der Aufnahme von Gefässpflanzen, Moosen und Mollusken aus dem Biodiversitätsmonitoring mit gemessenen Bodenkennwerten ermöglicht es, Bodeneigenschaften zu definieren, die einen wichtigen Einfluss auf die Artenvielfalt in den verschiedenen Lebensräumen der Schweiz haben. Ein erster Vergleich des pH-Wertes mit ökologischen Zeigerwerten zeigt, dass die Reaktionszahl R der Pflanzen eine gute Schätzgrösse darstellt.

**Keywords:** biodiversity monitoring, soil inventory, pH, Switzerland, case study

## 1. Introduction

Switzerland is one of the first countries in the world to monitor its biological diversity. Following the world summit in Rio de Janeiro 1992, the Federal Office for the Environment initiated the Biodiversity Monitoring Switzerland BDM system in 1995. In accordance with the Convention on Biological Diversity to which Switzerland has committed itself, various biodiversity targets were defined and the action plan Strategy Biodiversity Switzerland strives to implement these strategic goals. Unfortunately, until very recently, the value of soil as part of the ecosystem was not appreciated within the Swiss Biodiversity Monitoring programme.

The main objectives of the BDM are to evaluate long-term trends and developments in biodiversity and to establish representative statements for the entire country by including normal landscape properties ([www.biodiversitymonitoring.ch](http://www.biodiversitymonitoring.ch)). Species richness and diversity are monitored at habitat and landscape level.

In the Swiss biodiversity monitoring framework the core indicator «species diversity in habitats», Z9, is designed to document changes in the species diversity of vascular plants, mosses and mollusks in Switzerland's major habitats (forest, grassland, arable land, settlements, alpine pasture and mountains) and in various altitudinal zones. Species richness analy-

ses of selected groups clearly indicate the ways its diversity is impacted by different land uses. Therefore, Z9 will provide information on the sustainability of different sectors of federal policy. In the past, soil properties were only monitored via indirect indicators such as «nutrient supply in the soil» by averaging nutrient indicator values according to LANDOLT et al. (2010) of all vascular plant species found in a sampling area (excluding unidentified species and collective species). Now the measured pH can be compared with the R-value (Reaktionszahl) to evaluate its applicability across diverse land use categories.

The main goals of this project are to establish a nationwide harmonised soil data set which includes all main land use types, hereby filling a fundamental gap in the national biodiversity monitoring, as well as to gain new insight in the distribution and diversity of vascular plants and mosses across Switzerland. Based on these analyses, soil properties and factor combinations important for high plant diversity can be deduced.

## 2. Material and Methods

The soil samples were collected on a regular grid of 6 by 4 km. The locations comprise a range in altitude from 199 m above sea level at Lake Maggiore to 2741 m altitude in the Central Alps. At each site 4 individual soil samples at 0–20 cm depth were taken outside the sampling area of the plant and mollusk sampling (Figure 1), so as not to disturb the plot. Due to shallow soils or rock fragments only 1, 2 or 3

soil samples could be taken at some sites. In total, a spatially well distributed data set consisting of some 1'200 sampling sites all over Switzerland was collected to constitute a comprehensive uniformly sampled and prepared soil data set which includes all land use types and regions.

Each soil sample was put into a plastic cartridge, labelled with a unique code specifying the coordinates and the position of the sample (TP A, B, C or D in Figure 1) and protected from heat and evaporation. The samples were sent by Swiss Post to Agroscope accompanied by a protocol specifying coordinates, date, current land use and the name of the person in charge of the sampling. All samples were weighed, dried at 40 °C and sieved at 2 mm in the laboratory of the Swiss Soil Monitoring Network (Desaules & Studer, 1993). The fine earth of some 4'500 individual soil samples are stored in the soil archive of NABO for subsequent analyses.

To make effective use of this unique data set various purpose and evaluation opportunities were established (MEULI et al. 2016). Connecting soil information with the vascular plant, mosses and mollusk recordings is a cornerstone of the BDM-NABO project (Figure 2).

For the first time in the biodiversity monitoring of Switzerland soil and plant information have been gathered at the same spot and set in correlation with each other. The specific indicator values (e. g. R-value) for vascular plants published in Flora indicativa

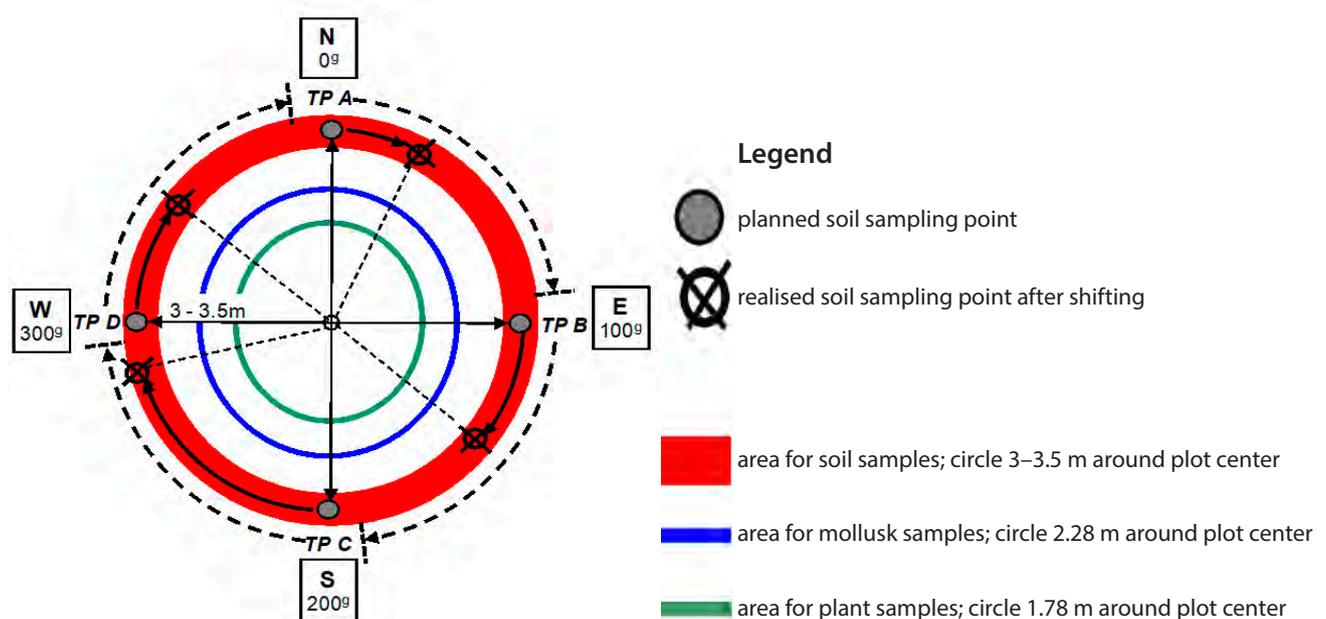


Figure 1: Sampling design of the BDM-NABO project

(LANDOLT et al. 2010) can now be tested in other land use areas, similarly to the way it is already possible for forest vegetation (WSL 2017). The R-values and their expectation ranges are summarized in Table 1.

### 3. Results

The explorative data analysis of pH reveals a fairly distinct pattern; approximately 20 % of the sampling locations are extremely or strongly acidic and about 25 % show alkaline topsoil conditions (Table 2a). Mean value and median are close to each other indicating a fairly even distribution (Table 2b).

Neutral to alkaline conditions are common in the Swiss Plateau, largely dominated by a mixture of lime and crystalline moraine, material spread over the area by glaciers during ice ages and covering the underlying molasses. Furthermore, regional analyses show large differences between the northern and southern side of the Alps. Acidic topsoil conditions occur frequently in the southern valleys of the Valais and the Grisons as well as in the Canton Ticino, areas in which crystalline rocks and sediments prevail (Figure 3).

As a preliminary result of connecting vascular plant recordings with soil parameters the correlation of the

**Table 1:** Definition of the R-value and expectation range according to LANDOLT et al. (2010)

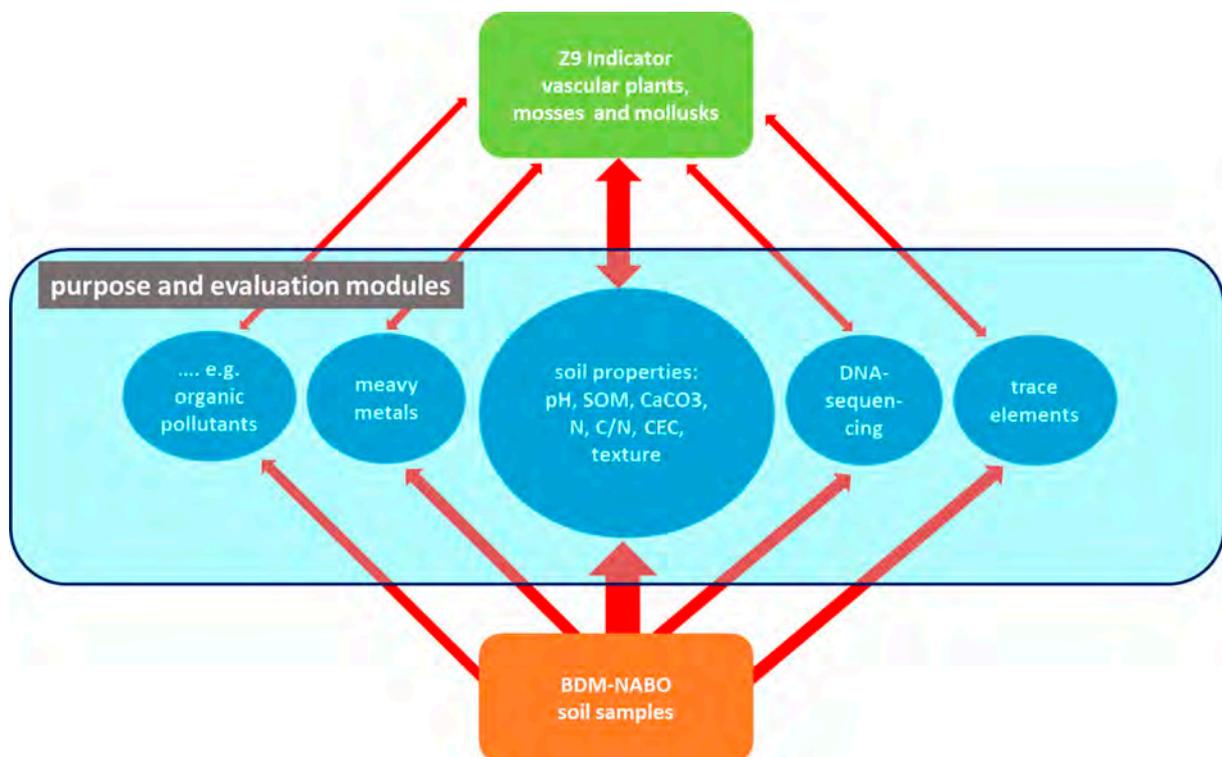
R-value	Description	pH expectation range
1	Strongly acid	2.5–5.5
2	Acid	3.5–6.5
3	Weakly acid to neutral	4.5–7.5
4	Neutral to weakly alkaline	5.5–8.5
5	Alkaline	6.5–> 8.5

mean pH and the mean R-value per site, consisting of at least 3 plant types, are illustrated in Figure 4. Overall the linear correlation fits fairly well ( $R^2 = 0.56$ ); however, in strongly acid soils ( $< 3.3$ ) the R-values are mostly to low, whereas between pH 4.5 and 7 R-values tend to fluctuate around 3 and 3.5.

The strength of the correlation varies considerably among the different land use types. Strong linear relation was found in alpine pasture (Figure 5) in the absence of strongly acid soils.

### 4. Discussion and Outlook

The BDM-NABO soil data set is the first soil data set based on a regular grid which covers all regions of Switzerland and fills a large gap in the framework of Swiss soil information and connects the biodiver-



**Figure 2:** Linking soil properties and vascular plant, mosses and mollusk recordings: an overview

**Table 2a:** Classification of pH-values according to the Swiss soil classification (BGS 2010)

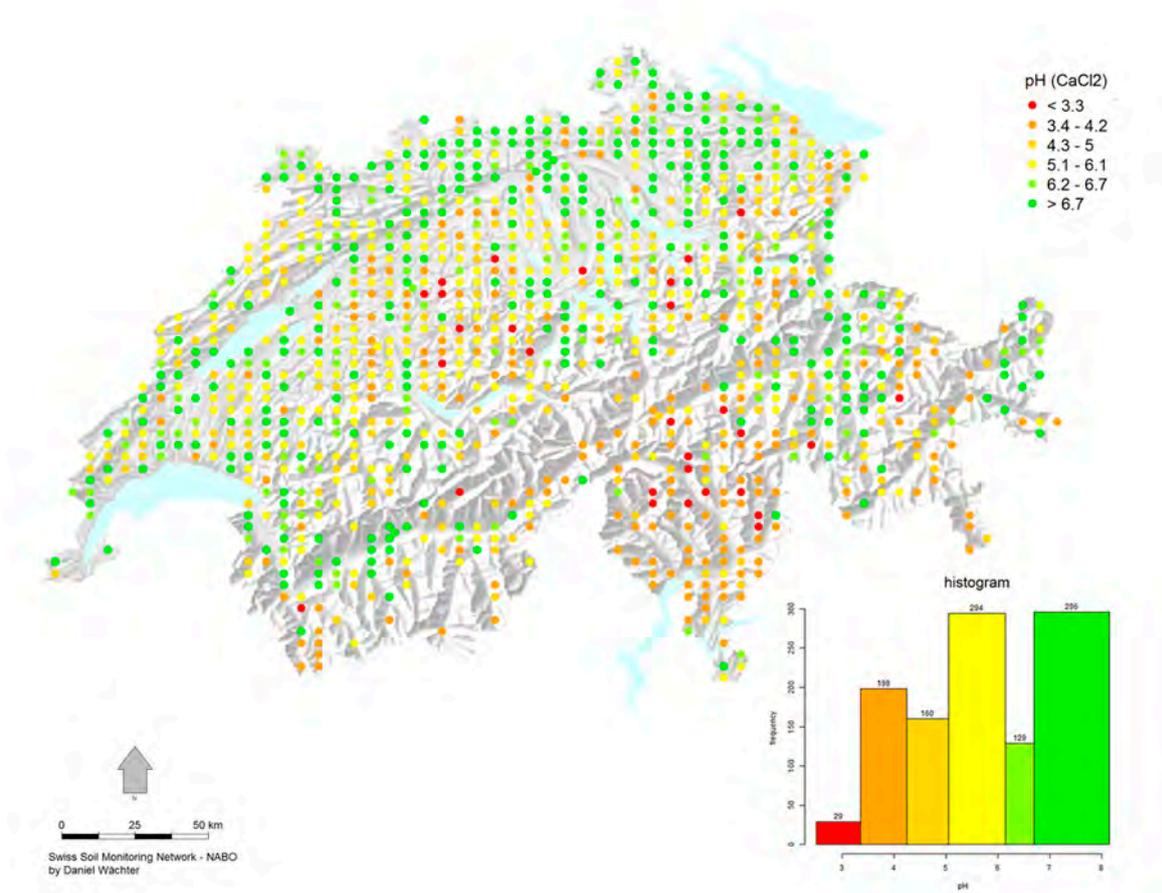
pH-class (CaCl <sub>2</sub> )	value ranges	number
strongly alkaline	> 8.2	0
alkaline	7.7–8.2	7
weakly alkaline	6.8–7.6	289
neutral	6.2–6.7	145
weakly acidic	5.1–6.1	288
acidic	4.4–5.0	144
strongly acidic	3.3–4.3	212
extremely acidic	< 3.3	21

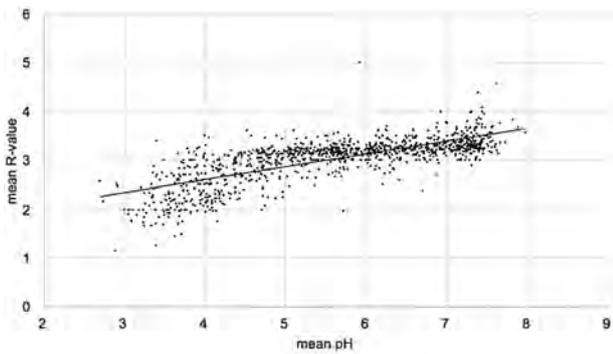
sity monitoring of Switzerland with measured soil parameters. Topsoil pH levels reflect the underlying geology. For the first time, measured soil parameters can be linked with species richness of vascular plants, mosses and mollusks on national scale. Connecting soil information with the outcome of the vascular plants, mosses and mollusks survey enables the determination of the impact of soil properties on their species richness and diversity. The comparison of measured pH and R-value as an indicator for soil acidity reveals its applicability as a proxy variable across diverse land use types.

**Table 2b:** Statistical parameters of the pH-values

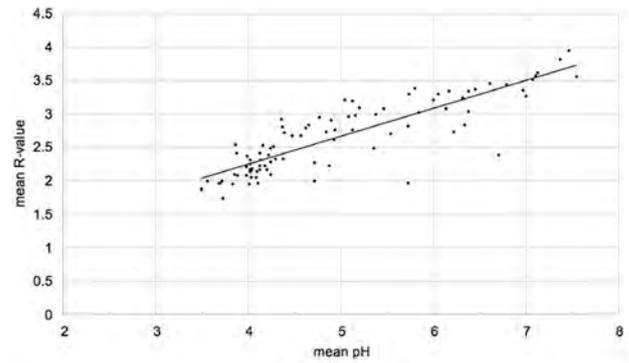
number	1106
minimum	2.70
10 % percentile	3.77
25 % percentile	4.53
median	5.66
mean	5.61
75 % percentile	6.79
90 % percentile	7.30
maximum	7.97

In a next step soil organic carbon, nitrogen, cation exchange capacity and texture will be analysed and C/N-ratio determined. Furthermore, DNA-sequencing will be performed on a subset. When relating to the findings of the BDM, these informations may help to improve our understanding of the impact of soil conditions on species diversity. Therefore, soil information clearly provides a great added value to Biodiversity Monitoring in Switzerland.

**Figure 3:** Map of Switzerland with topsoil pH. Sampling locations are evenly spread over the expanse of Switzerland



**Figure 4:** Scatter plot of R-values according Landolt et al. (2010) against pH for all sites with more than 3 vascular plant species ( $n = 1099$ ). The line indicates the correlation ( $y = 0.26x + 1.56$ ;  $R^2 = 0.56$ ).



**Figure 5:** Scatter plot of R-values according Landolt et al. (2010) against pH for the 92 alpine pasture sites ( $y = 0.42x + 0.57$ ;  $R^2 = 0.74$ ).

## Acknowledgements

We would like to thank the Federal Office for the Environment for funding this project, as well as the field workers of the BDM indicator Z9 «species diversity in habitats» for their continuous efforts to deliver soil samples from even the remotest areas of Switzerland.

## References

- BIODIVERSITY MONITORING SWITZERLAND. 2015. [http://www.biodiversitymonitoring.ch/fileadmin/user\\_upload/documents/daten/basisdaten\\_en/1360\\_E6\\_Basisdaten\\_2015\\_V1\\_En.pdf](http://www.biodiversitymonitoring.ch/fileadmin/user_upload/documents/daten/basisdaten_en/1360_E6_Basisdaten_2015_V1_En.pdf), 23.01.2017.
- BGS Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz. 2010. Klassifikation der Böden der Schweiz. Luzern.
- DESAULES, A., STUDER, K. 1993. NABO Nationales Bodenbeobachtungsnetz: Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 175 S.
- LANDOLT, E., BAUEMLER, B., ERHARDT, A., HEGG, O., KLOETZLI, F., LAEMMLER, W., NOBIS, M., RUDMANN-MAURER, K., SCHWEINGRUBER, F.H., THEURILLAT, J-P, URMI, E., VUST, M., und WOHLGEMUTH, T. 2010. Flora indicativa. 2. Auflage Haupt, Bern.
- MEULI, R.G., WAECHTER, D., SCHWAB, P. und ZIMMERMANN, R. 2016. BDM-NABO Projekt – Grundlagenbericht – Entwurf zuhanden der NABO-Projektleitung. Nicht publiziert.
- WSL 2017. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Waldflora. Pflanzen zeigen chemische und physikalische Eigenschaften des Bodens. <http://www.wsl.ch/forest/soil/products/zeiger/start/startseite.php>, 23.01.2017.



# How Many Spade Tests Are Needed to Characterize the Soil Structure Quality of a Field? Case of Homogeneous Field

Pascal Boivin<sup>1</sup>, Saskia Leopizzi<sup>1,2\*</sup> and Karine Gondret<sup>1</sup>

<sup>1</sup>University of Applied Sciences of Western Switzerland (HES-SO/hepia), Institute Land-Nature-Environment. Soils and Substrates group, Geneva

<sup>2</sup>Master of Biogeosciences, Neuchatel University

\*saskia.leopizzi@hesge.ch

## Résumé

Les méthodes de notation du test à la bêche suscitent un intérêt grandissant pour la caractérisation de la qualité structurale du sol. Toutefois, les exigences d'échantillonnage ne sont définies que qualitativement, alors que des directives précises sont nécessaires pour son application. Le but de cette étude est de déterminer combien de tests à la bêche sont nécessaires pour caractériser une parcelle et où les localiser, en identifiant les différentes sources possibles de variabilité. Le cas d'une parcelle homogène a premièrement été considéré. Un champ labouré sous prairie temporaire incluant une seule unité topographique et pédologique, et des traces de roue très légères, a été sélectionné. Selon un réseau d'échantillonnage aléatoire stratifié, 117 tests à la bêche, dont 15 tests localisés sur les traces de roues et 15 sur les tournières, ont été effectués. Un score a été attribué à la qualité structurale par la méthode VESS. Aucune différence significative des scores de qualité structurale n'a été observée entre les inter-roues, les roues et les tournières. Le semi-variogramme des scores est plat correspondant à une répartition purement aléatoire des scores. La variance est faible et correspond à un coefficient de variation de 10.8 %. En accord avec ces résultats, les tests à la bêche peuvent être localisés n'importe où, bien qu'une répartition homogène au sein de la parcelle soit recommandée. Un abaque définissant le nombre de tests à la bêche requis en fonction de la précision attendue sur la moyenne de la qualité structurale est calculé. Pour une précision de 10 % sur un score arrondi à 0.5, 3–4 tests à la bêche suffisent pour déterminer le score moyen de la qualité structurale de la parcelle, ce qui est nettement inférieur aux estimations empiriques publiées.

## Abstract

Scoring spade test is receiving growing interest for the characterization of the soil structure quality. However, the sampling requirements are only qualitatively defined, while precise guidelines are required for application. The aim of this study is to determine how many spade tests should be performed to characterize a field, and where to locate them, considering the different possible sources of variability. The case of a homogeneous field was first considered. A ploughed field under temporary pasture, with unique soil type and topography was selected. The VESS spade test scoring was performed at 117 locations on a stratified random sampling network, out of which 15 spade tests were located under wheel tracks and 15 on the trafficked field margins. No significant difference in scores of structural quality was observed between inter-wheels, wheels and trafficked field margins. The semi-variogram revealed a pure-nugget, random distribution of the scores, with a small variance corresponding to a coefficient of variation of 10.8 %. According to these results the spade tests could be located anywhere, though homogeneous repartition in the field is recommended. The number of required spade tests as a function of the expected precision on the average score of structural quality is given by an abacus. For a precision of 10 % and a scoring rounded at 0.5, 3–4 spade tests are enough to determine the average score of structural quality.

**Keywords:** Visual Evaluation of Soil Structure (VESS), Spatial variability, Semi-variogram.

## 1. Introduction

Evaluation of the soil structure quality is necessary, since structure conditions most of the soil properties, such as aeration, permeability, biological activity and structure stability. Spade test is receiving growing interest for the characterization of the soil structure quality, in particular the VESS method (Visual Evaluation of the Soil Structure) (BALL et al. 2007). VESS, which is performed like any other spade test, was derived from previous attempts to attribute scores to the structure quality. It allows fast and inexpensive scoring (BAIZE et al. 2013) with good relations to physical measurements (GUIMARÃES et al. 2013) (JOHANNES et al. 2016) and small sensitivity to sampling conditions. However, if VESS spade test is to be used to quantify soil quality in contractual conditions, like e. g. soil quality protection, the sampling requirements must be precisely defined, which was not done, so far. Only empirical recommendations, based on expert skills, were provided. For instance, BALL et al., (2007) suggest to perform 10 to 20 tests on a regular grid located on a homogeneous area of the field. Here homogeneous refers to plant and soil aspect. GUIMARÃES et al. (2011) suggest to perform 10 tests along a transect. GIAROLA et al. (2013) also suggest 10 spade tests randomly distributed in the plot, while MUNKHOLM et al. (2013) recommend to perform 2 tests at the centre of the plot and out of wheel tracks.

Sampling requirements should depend on the field heterogeneity, which may be due to soil variability such as for instance changing soil type, or texture gradient along a slope, or may be due to cultivation impact such as local compaction or erosion. To define the sampling requirements, therefore, the different possible sources of variability must be considered, and the variability within areas assumed to be homogeneous must be quantified. The aim of this study is to provide bases for the design of VESS spade test sampling networks. The question for a given field is how many spade tests should be performed, and where to locate them? This paper reports a first step of this research. The spatial variability of the VESS spade test is analysed with geostatistics in the case of a homogeneous field, namely homogeneous crop

growth, unique soil type and topographic unit, and taking into account the wheel tracks. The second step considering the case of heterogeneities will be described in a further study.

## 2. Material and methods

### 2.1 Plot selection and sampling

The study was performed in a 3.2 ha homogeneous field located in the canton of Vaud. According to soil map and farmer's expertise, the field embedded one unit soil only. It is a flat area with very light wheel tracks difficult to identify.

The field was cultivated under conventional tillage. A grazed meadow was seeded in summer 2016 after harvest of an autumn wheat crop, and the sampling took place in October 2016. 117 VESS scoring were performed on a stratified random sampling network, out of which 15 spade tests were located under wheel tracks and 15 on the trafficked field margins.

### 2.2 VESS scoring

The VESS (BALL, BATEY et MULKHOM 2007) (GUIMARÃES, BALL et TORMENA 2011) is a semi-quantitative method developed for the characterization of soil structure quality. It consists in extracting a block with a spade and evaluating its structural quality from a charter. The latter contains illustrations and evaluation criteria from which 5 structure quality classes are defined corresponding to scores from 1 (good) to 5 (poor structure). Each layer of the block is evaluated separately. The final score for the whole block is calculated by weighting the score of the horizons by their thickness. The main evaluation criteria were: difficulty of breaking, size and shape of aggregates and visible porosity.

### 2.3 Spatial variability analysis

The normality of the distribution of the different modalities, namely wheel tracks, trafficked margins and inter-wheel tracks, were first tested with the Anderson-Darling test and the graphic visualisation of «Droite d'Henry», and extreme values were identified and located. The differences between average scores of the different modalities were tested using Kruskal-Wallis test. The tests of normality and Kruskal-Wallis was performed with the Minitab statistical

**Table 1:** Summary statistics of the scores of the three modalities

Modalities	Average	Median	Min	Max	Standard deviation	Coefficient of variation	Number of observations
Inter-wheels	2.3	2.2	1.7	3.2	0.26	11.2	87
Wheels	2.2	2.2	2.0	2.8	0.23	10.4	15
Field margins	2.3	2.3	2.0	2.6	0.19	8.3	15

17 Software® and the identification and location of extreme values with the ArcGIS software®.

Using the Geostat Office software (KANEVSKI et MAIGNAN 2004), the semi variogram (JOURNEL et HUIJBREGTS 1978) of the 87 inter-wheel tracks values was then calculated, and compared to the semi variogram of the entire VESS scores population. Finally, the number  $N$  of samples allowing to determine the average score with a 95 % confidence that the relative error is smaller than some limit of  $\epsilon$  was calculated using:

$$N = \left( CV \frac{1.96}{\epsilon} \right)^2 \tag{1}$$

where  $CV$  is the coefficient of variation of the scores.

### 3. Results

The average, median, min, max, standard deviation and coefficient of variation values of the three modalities are presented in Table 1. The average scores range from 2.2 to 2.3, which denote a good structure. The variance of the inter-wheel tracks scores is slightly larger though all coefficient of variation are small compared to soil properties in general and physical properties particularly (VAUCLIN, 1982).

Figure 1 presents the boxplots of the VESS scores according to their location. The Kruskal-Wallis tests showed no significant difference between the distributions of the scores of the three modalities. In the following, therefore, we will analyze the semi variogram of the 87 inter-wheel scores and the semi variogram of the full data set.

Figures 2.1 and 2.2 show the semi-variogram of the inter-wheel tracks with extreme values excluded or included, respectively. No drift was identified, and both semi-variograms are flat, revealing a pure

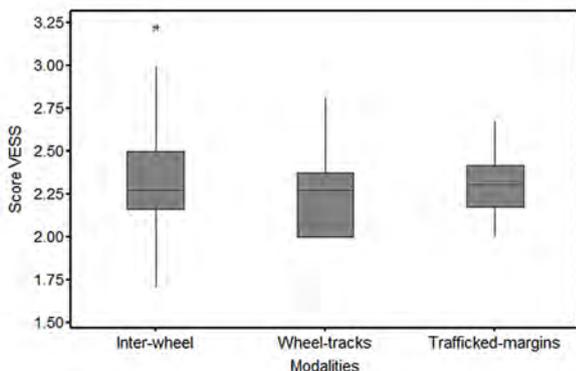


Figure 1: Boxplots of the VESS scores according to their location

nugget effect. Discarding the extreme values poorly decreases the variance and does not reveal any spatial autocorrelation. This means that the spade test scores are randomly distributed without autocorrelation. The smallest inter-distance considered with this sampling network is 5 m, the questions remains, therefore, of a possible autocorrelation at smaller distance.

The semi-variogram of the full data set is presented in Figure 3. Again, no spatial drift was observed (stationarity hypothesis is accepted) and the spatial

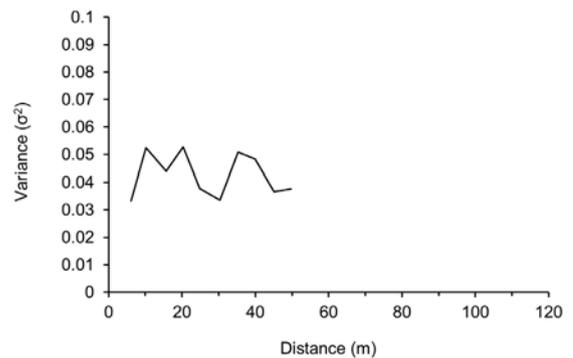


Figure 2.1: Semi-variogram of the inter-wheel tracks with extreme values excluded

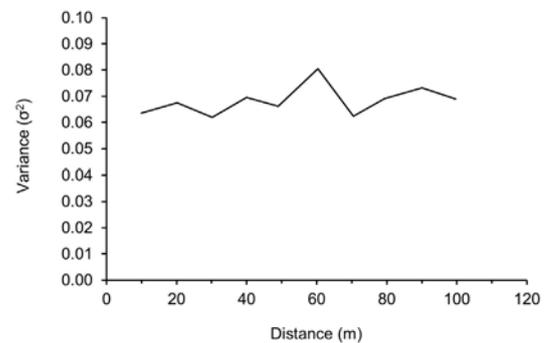


Figure 2.2: Semi-variogram of the inter-wheel tracks with extreme values included

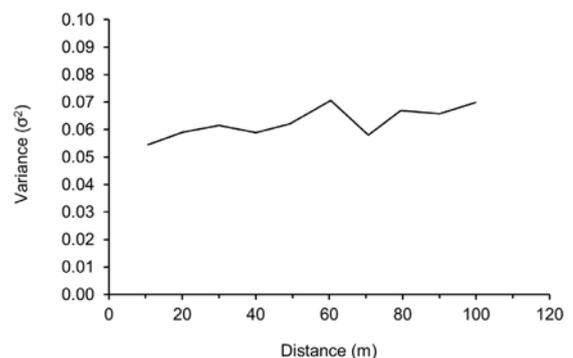


Figure 3: Semi-variogram of the full data set

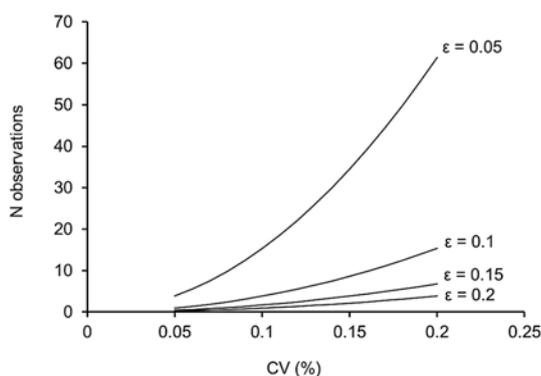
structure is purely random. The variance and CV are similar to the inter-wheel data set.

Because there is no auto-correlation between the scores, the number  $N$  of spade tests allowing to calculate the average score of the field with different levels of precision were calculated using Eq. 1. Figure 4 presents the corresponding abacus. According to this abacus, estimating the average structure quality based on a 10 % coefficient of variation, and with a relative precision of 0.1, requires 4 spade tests only.

#### 4. Discussion

For practical use, the VESS scores are usually rounded to a value of 0.5 or 1. Therefore, the 10 % precision can be considered enough to characterize the average structure quality. According to this and to the CV we found, the number of required spade tests to determine the average structural quality score of a homogeneous field is small and close to the empirical recommendation of MUNKHOLM et al. (2013). Therefore, the use of VESS for soil quality monitoring is easy to perform since about 15 mn maximum is required for one block excavation and scoring. Moreover, the absence of auto-correlation between the tests mean that they can be theoretically performed anywhere in the field, provided that they are at least 10 m apart one from another. A good repartition of the points on the plot remains, obviously, recommendable.

These results apply to a single homogeneous field. It could be useful to document additional homogeneous field situations to verify that a 10 % CV can always be applied in these cases. However, since soil structure is influenced homogeneously in a field with same soil type and cropping conditions, this is very likely. Further research will determine to what extent a field with different soil and/or topographic should be split into sub parts before sampling. Moreover,



**Figure 4:** Number  $N$  of spade tests allowing to calculate the average score of the field with different levels of precision

the sampled field received a rather good score. In particular, the wheel tracks were poorly marked. It is questionable whether a more degraded structure quality, or a different soil type, could present a larger variability or not. These questions should be considered in the next step of this research.

#### 5. Conclusion

The sampled field was homogeneous and received a good score, in agreement with the few signs of physical stress visible at the soil surface. Under these conditions, it was not necessary to make distinction between wheel-tracks and non-trafficked zones. The coefficient of variation of the VESS scores was close to 10 %, which is small compared to the soil physical properties in general, and the VESS scores showed no spatial autocorrelation at a larger distance than 10 m.

According to these results, a small number of randomly distributed VESS spade test, about 4, is enough to determine the average score of a field. This is smaller than most empirical recommendations and underlines the interest of using VESS scoring for soil quality monitoring.

#### Acknowledgments

We thank David Chaillet who authorized us to sample his field.

#### References

- BAIZE, D., DUVAL, O., RICHARD, G. et COORDINATEURS, 2013 : Les sols et leurs structures - Observation à différentes échelles. Edition Quae, 33-34 et 95.
- BALL, B. C., BATEY, T., MUNKHOLM L. J., 2007: Field Assessment of Soil Structural Quality – a Development of the Peerlkamp Test. *Soil Use and Management* 23 (4), 329-337.
- GIAROLA, N. F. B., DA SILVA A. P., TORMENA C. A., GUIMARÃES, R. M. et BALL B. C., 2013: On the Visual Evaluation of Soil Structure: The Brazilian experience in Oxisols under no-tillage. *Soil & Tillage Research* 127, 60-64.
- GUIMARÃES, R. M., BALL B. C., TORMENA C. A., 2011. Improvements in the Visual Evaluation of Soil Structure. *Soil Use and Management* 27 (3), 395-403.
- GUIMARÃES, R. M., BALL B. C., TORMENA C. A., GIAROLA, N. F. B., DA SILVA A. P., 2013: Relating visual evaluation of soil structure to other physical properties in soils of contrasting texture and management. *Soil & Tillage Research* 127, 92-99.
- JOHANNES, A., WEISSKOPE, P., SCHULIN, R. et BOIVIN, P., 2016: To what extent do physical measurements match with visual evaluation of soil structure? *Soil and Tillage Research*.

JOURNEL, A. G. et HUIJBREGTS Ch. J., 2003: Mining geostatistics. Blackburn Press.

KANEVSKI, M., et MAIGNAN, M., 2004: Analysis and modelling of spatial environment data. Environmental Sciences. EPFL Press.

MULKHOM, L. J., HECK, R. J. et DEEN, B., 2013: Long-term effects of rotation and tillage on visual evaluation of soil structure, soil physical properties and crop yield. Soil and Tillage research 127, 85-91.

VAUCLIN, M., 1982: Méthodes d'études de la variabilité spatiale des propriétés d'un sol. Les Colloques de l'INRA N°15, 20-23.



# Bodenfeuchtesensoren, eine brauchbare Alternative zu Tensiometern auf Baustellen?

Luzius Matile<sup>1</sup> und Christine Meyer<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen, ZHAW, Wädenswil

<sup>2</sup>FRIEDLIPARTNER AG, Zürich

## Zusammenfassung

Tensiometer spielen eine zentrale Rolle für den Bodenschutz auf Baustellen, sie sind aber in der Regel wartungsintensiv. Es stellt sich darum die Frage, ob nahezu wartungsfreie Matrixpotenzialsensoren Tensiometer teilweise oder ganz ersetzen könnten. Darum wurden an zwei Standorten Vergleichsmessungen von PlantCare-Sensoren und Tensiometern durchgeführt. Die Übereinstimmung der Werte von Tensiometern und PlantCare-Sensoren war in vielen Fällen gut, aber vor allem beim schwereren Boden von Fehraltorf reagierten in zwei Situationen nach kleineren Niederschlägen die Sensoren wegen hydraulischer Entkopplung teilweise nicht oder nicht vollständig auf die veränderten Bedingungen. In diesen Fällen wäre die Tragfähigkeit des Bodens massiv überschätzt worden. Nach den vorliegenden Vergleichsmessungen ist der Einsatz der Sensoren im aktuellen Entwicklungsstand für eine Anwendung im Bereich Bodenschutz limitiert auf leichte bis allenfalls mittelschwere Böden.

## Abstract: Matric potential sensors, a useful alternative to tensiometers on construction sites?

Tensiometers play a key role for soil protection on construction sites, but they are usually very maintenance-intensive. This raises the question of whether almost maintenance-free matrix potential sensors can partially or completely replace tensiometers. Therefore, comparative measurements of PlantCare sensors and tensiometers were carried out at two sites. The correspondence between the values of tensiometers and PC-sensors was good in many cases, but especially in the finer textured soil of Fehraltorf, the sensors did sometimes after minor precipitations not reflect the changed conditions due to hydraulic decoupling. In these cases, the susceptibility to compaction of the soil would have been massively underestimated. According to the present comparative measurements, the use of the sensors in the current state of development is limited to an application in the field of soil protection on light to at most medium textured soils.

**Keywords:** tensiometer, matric potential sensors, soil protection, construction site

---

## 1. Einleitung

Die Messung der Saugspannung mit Tensiometern spielt eine zentrale Rolle für die Beurteilung der Tragfähigkeit des Bodens auf Baustellen (BFE, 1997; BUWAL, 2001; BAFU, 2015). Gleichzeitig sind Tensiometer relativ wartungsintensiv (YOUNG and SISSON, 2002) und bei den meisten Tensiometern, die in der Praxis auf Baustellen zur Anwendung kommen, werden die Daten nicht automatisch übertragen. Eine alternative Möglichkeit die Saugspannung zu ermitteln, besteht in einer indirekten Messung durch Matrixpotenzialsensoren (SCANLON and ANDRASKI, 2002). Bei dieser Art von Sensor wird der Wassergehalt in einem porösen Material gemessen, das mit dem Boden in Kontakt steht und folglich im Gleichgewicht das gleiche Matrixpotenzial wie der Boden aufweisen sollte. Mögliche Fehlerquellen

bei der Messung mit diesen Sensoren sind je nach Messbereich Einschränkungen der Auflösung bedingt durch die Porenstruktur, Hystereseeffekte und insbesondere hydraulische Entkopplung bei stark unterschiedlich grossen Poren von Boden und Sensor (SCANLON and ANDRASKI, 2002). Beim letzten Effekt bildet sich zeitweise eine Kapillarsperre zwischen Boden und Sensor aus.

Ob nahezu wartungsfreie Matrixpotenzialsensoren, deren Signale automatisch aufgezeichnet und verschickt werden können, genügend genau und zuverlässig sind, um Tensiometer für den Bodenschutz auf Baustellen teilweise oder ganz ersetzen zu können, hängt in erster Linie von der Porenstruktur des Sensormaterials, aber auch von der Textur des Bodens ab.

In einem Praxistest wurden an zwei Standorten mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften Vergleichsmessungen zwischen den Matrixpotentialsensoren von PlantCare (PC-Sensoren) und Tensiometern durchgeführt.

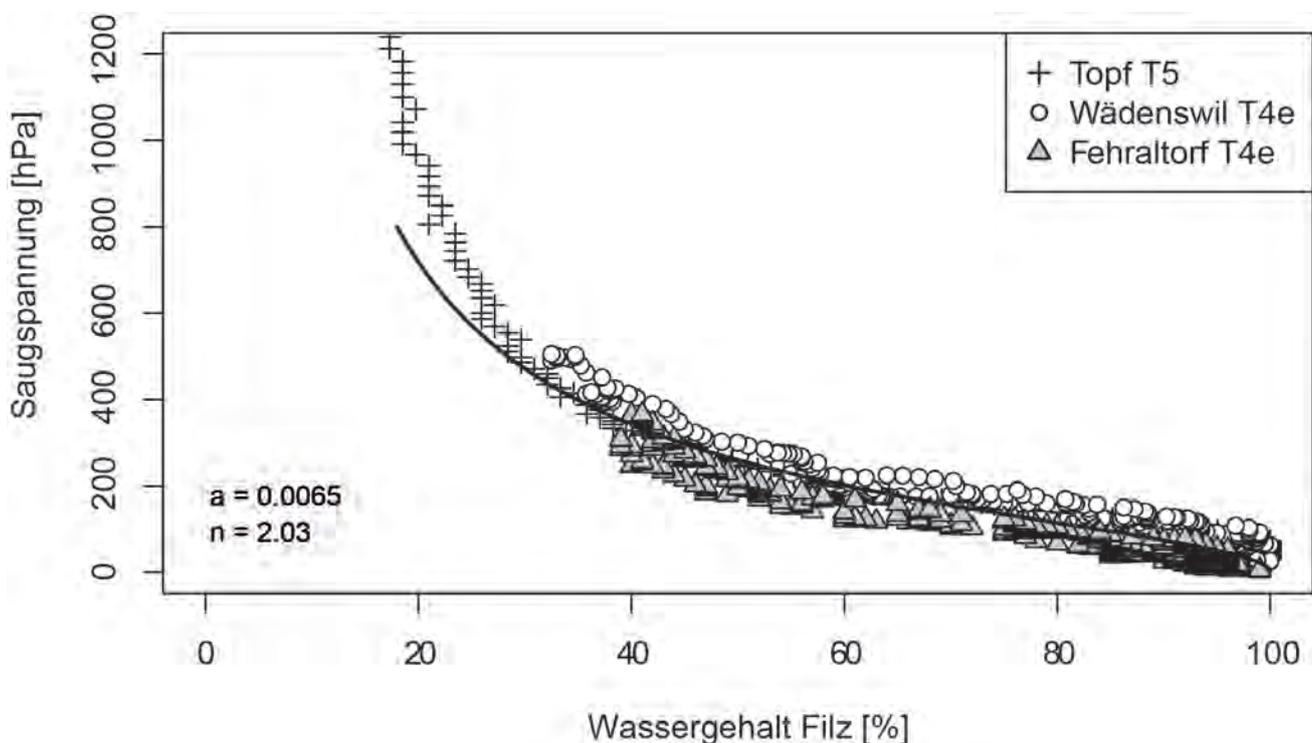
## 2. Material und Methoden

Die Vergleichsmessungen wurden von Juni bis Oktober 2016 auf einer Baustelle (Terrainveränderung) in Fehrltorf und bei der Bodenfeuchtemessstation in Wädenswil durchgeführt. Die beiden Standorte weisen unter anderem eine unterschiedliche Textur auf (Tabelle 1). Die Vergleichs- und Kalibrationsmessungen wurden mit UMS-Tensiometern ([www.ums-muc.de](http://www.ums-muc.de)) gemacht. In Fehrltorf waren dies fünf T4e-Tensiometer in 35 cm Tiefe (entsprechend der Tensiometerstation der Baustelle) und in Wädenswil drei T4e-Tensiometer der Bodenfeuchtemessstation in 20 cm Tiefe. In Wädenswil wurden die Oberbodenwerte verwendet, um für die Vergleichsmessungen möglichst viele starke Änderungen der Bodenfeuchte erfassen zu können. Mit zwei T5-Tensiometern, die durch Siedeverzug weit über 1000 hPa messen können, wurden in einem Austrocknungsversuch mit Boden vom Standort Wädenswil die Kalibrationsmessungen ergänzt.

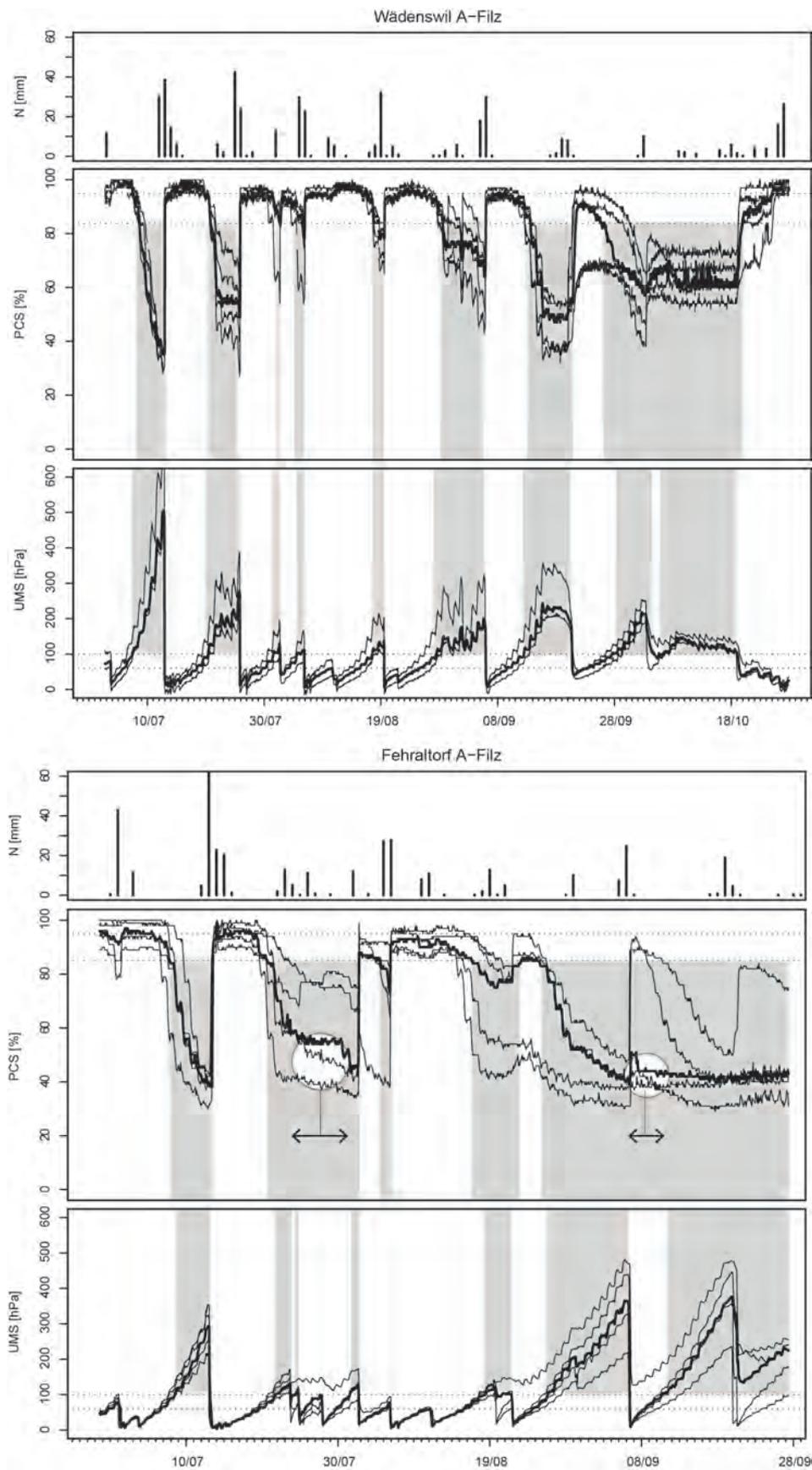
**Tabelle 1:** Standortparameter

	Wädenswil	Fehrltorf
Sensortiefe	20 cm	35 cm
Bodentyp	Saure Braunerde	Fahlgley anthropogen überprägt
Textur	21 T / 34 U / 45 S	29 T / 37 U / 34 S
Organische Substanz	3.7 %	3.1 %
Skelettanteil	12 %	2 %
pflanzennutzbare Gründigkeit	67 cm	24 cm
Nutzung	Wiese	Wiese

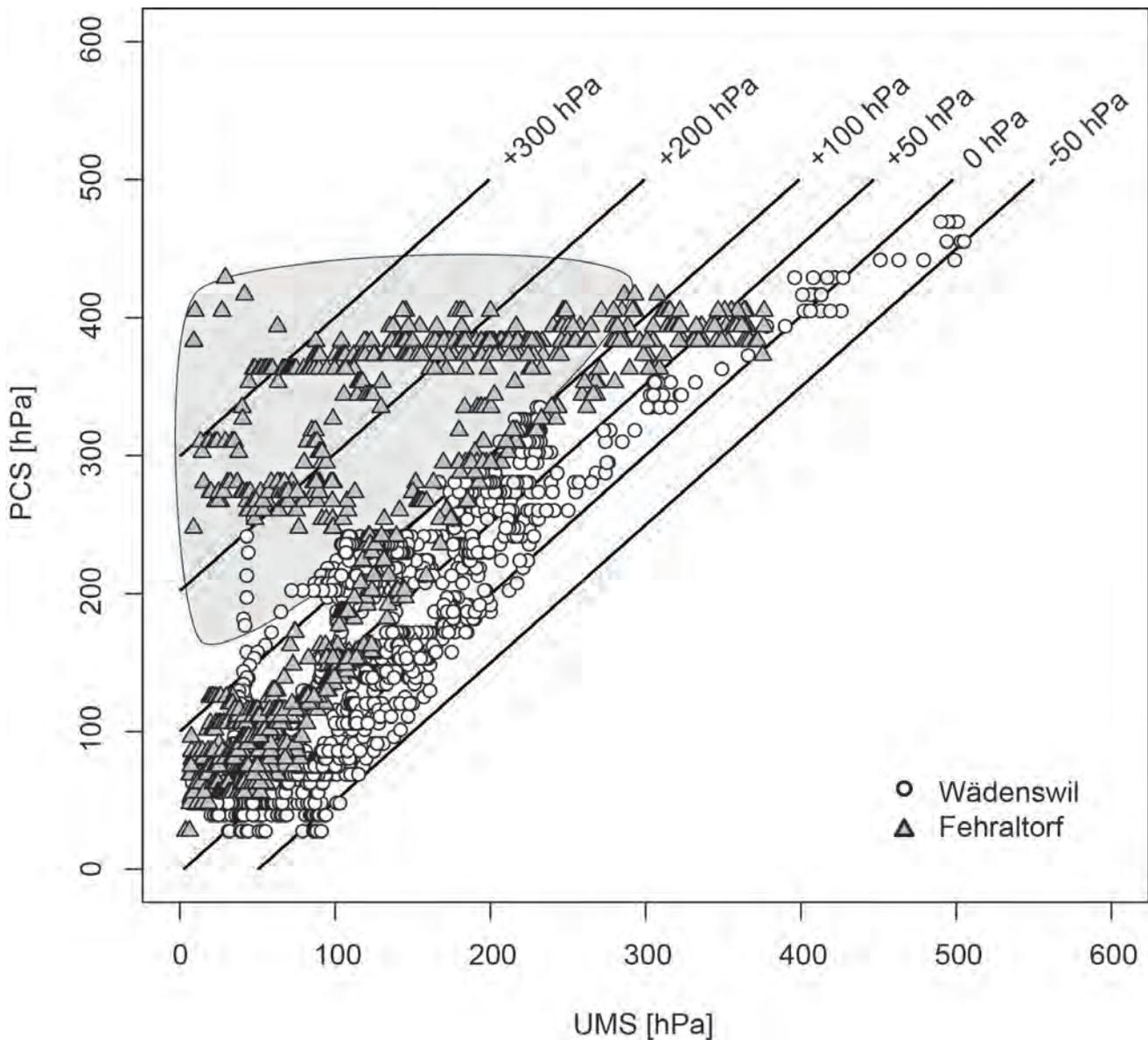
Die bei Bewässerungssteuerungen erfolgreich eingesetzten PlantCare-Sensoren ([www.plantcare.ch](http://www.plantcare.ch)) ermitteln das Matrixpotenzial indirekt, indem der Wassergehalt in einem Filz, der mit dem Boden in Kontakt steht, gemessen wird. Dabei setzt man voraus, dass das Matrixpotenzial im Filz dem im Boden entspricht. Der Wassergehalt im Filz wird indirekt über die Abkühlgeschwindigkeit eines Wärmepulses bestimmt, basierend auf den stark unterschiedlichen Wärmeleitfähigkeiten von Luft und Wasser (MATILE et al., 2013). Die Bodenfeuchtwerte können entweder als Abkühlzeiten in Sekunden oder als



**Abbildung 1:** Kalibration der PC-Sensoren durch UMS-Tensiometer (T4e, T5) in Fehrltorf (Dreieck), in Wädenswil (Kreis) und in einem Austrocknungsversuch mit Boden von Wädenswil (Kreuz). Die Parameter der Regressionskurve sind  $\alpha = 0.0065$  und  $n = 2.03$  (VAN GENUCHTEN, 1980).



**Abbildung 2:** Saugspannungsverlauf in Wädenswil (oben) und Fehraltorf (unten). UMS-Tensiometer (UMS, Median fett) und PC-Sensoren (PCS, Median fett) sowie Niederschlag (N). Graue Flächen markieren Perioden mit einer Saugspannung über 100 hPa. Weisse Kreisflächen markieren Messkurven hydraulisch entkoppelter Sensoren während der zwei markierten Messperioden (24. Juli bis 1. August und 4. bis 10. September)



**Abbildung 3:** Korrelation der Medianwerte von PC-Sensoren und UMS-Tensiometern in Wädenswil (Kreis) und in Fehraltorf (Dreieck); Kontouren der Abweichung der PC-Sensorwerte. Die graue Fläche markiert den Bereich hydraulischer Entkopplung.

Wassergehalt des Filzes in Prozent angegeben werden. Die Prozentwerte können durch Parametrisierung der Kalibrationskurve (VAN GENUCHTEN, 1980) in Saugspannungswerte umgerechnet werden (Abbildung 1). Damit die PC-Sensoren der Textur des Bodens oder dem Substrat angepasst werden können, stehen drei Filztypen mit unterschiedlicher Porengröße zur Verfügung. In allen hier präsentierten Versuchen wurden die feinporigsten A-Filze verwendet, weil sie der Porenstruktur der untersuchten Böden am ähnlichsten sind. Die anderen gröberen Filze sind eher geeignet zur Messung in grobkörnigen Substraten.

### 3. Resultate und Diskussion

Die Übereinstimmung der Werte von Tensiometern und PlantCare-Sensoren war in vielen Fällen gut, aber vor allem in Fehraltorf reagierten in zwei Messperioden (24. Juli bis 1. August und 4. bis 10. September) nach kleineren Niederschlägen die Sensoren teilweise nicht oder nicht vollständig auf die veränderten Bedingungen (Abbildung 2). In diesen Fällen wäre die Tragfähigkeit des Bodens massiv überschätzt worden.

Ein solches Verhalten kann die Folge stark unterschiedlicher Porenstruktur von Filz und Boden sein. Wenn die Poren des Filzes deutlich gröber sind als jene des Bodens, kann sich bei sinkender Saugspan-

nung an der Grenze zwischen Boden und Filz eine Kapillarsperre bilden. Die Konsequenz davon ist, dass der Sensor nach einem Niederschlagsereignis eine zu hohe Saugspannung anzeigt. Je ähnlicher die Porenstruktur von Filz und Boden sind, umso kleiner ist die Gefahr einer solchen hydraulischen Entkoppelung. Dieser Effekt war in Fehraltorf mit einem schwereren Boden demnach auch wesentlich ausgeprägter als in Wädenswil, wo in der untersuchten Periode keine entscheidungsrelevanten Unterschiede festgestellt wurden. Für schwere Böden existiert zurzeit kein genügend feinporiger Filz, um hydraulische Entkopplung zu vermeiden. Die Tendenz war aber auch in Wädenswil als abweichendes Verhalten zweier Sensoren nach dem 19. September vorhanden, was aber auf den Medianwert keinen Einfluss hatte. Es gab aber auch bei Tensiometern Abweichungen wie nach dem 24. Juli in Fehraltorf. Es handelte sich aber stets um Einzelfälle ohne oder mit einem lediglich geringen Einfluss auf den Median, die als eine Folge von Bodenheterogenitäten wie präferentiellen Fließwegen interpretiert werden. Effekte durch Alterungsprozesse, wie Verstopfen der Poren des Filzes, sind denkbar, wurden aber bei Versuchen bis jetzt nicht beobachtet. Die kostengünstigen Filze können zudem einfach ersetzt werden.

Die Genauigkeit der Saugspannungsmessung mit den Matrixpotentialsensoren war in vielen Fällen genügend, um die Bodenbelastbarkeit richtig einschätzen zu können. Es ergaben sich aber wie in Fehraltorf auch einige massive Abweichungen durch hydraulische Entkopplung (Abbildung 3). Wie man den Kalibrationskurven von Abbildung 1 entnehmen kann, wird die Messung auch durch die Textur beeinflusst (MATILE et al., 2013).

Der PC-Sensor hat sich bewährt bei der Bewässerungssteuerung, bei der vor allem die Messung während des Austrocknungsvorgangs wichtig ist. Dabei behindern etwas gröbere Poren im Filz verglichen mit dem Boden den Wasserfluss zwischen den beiden Medien nicht. Im umgekehrten Fall, bei der Benetzung, wenn das Wasser vom Boden in den Filz fließen muss, kann sich jedoch eine Kapillarsperre ausbilden. Dies kann bei stark abweichenden Porengrößen und kleineren Niederschlagsereignissen verhindern, dass sich ein Gleichgewichtszustand einstellt. Um diesen Effekt zu vermeiden, sollte der Filz eine möglichst ähnliche Porenstruktur wie der Boden aufweisen. Nach den vorliegenden Vergleichsmessungen ist der Einsatz der Sensoren im aktuellen Entwicklungsstand für eine Anwendung im Bereich Bodenschutz limitiert auf leichte bis allenfalls mittelschwere Böden. Bei unbekanntem Bodenverhält-

nissen sind Kontrollmessungen mit Tensiometern notwendig.

#### 4. Literatur

BAFU (Hrsg.) BELLINI, E. 2015: Boden und Bauen. Stand der Technik und Praktiken. Umwelt-Wissen Nr. 1508: Bundesamt für Umwelt, Bern.

BFE, 1997: Richtlinien zum Schutze des Bodens beim Bau unterirdisch verlegter Rohrleitungen (Bodenschutzrichtlinien). Bundesamt für Energie, Bern.

BUWAL, 2001: Bodenschutz beim Bauen, Leitfaden Umwelt (Nr. 10). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

MATILE, L., R. BERGER, D. WÄCHTER and R. KREBS, 2013: Characterization of a new heat dissipation matrix potential sensor. *Sensors* 13, 1137–1145.

SCANLON, B.R. and B.J. ANDRASKI, 2002: Miscellaneous methods for measuring matrix or water potential, in: DANE, J.H. and G.C. TOPP (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Physical Methods*. Soil Science Society of America, pp. 643–670.

VAN GENUCHTEN, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44, 892–898.

YOUNG, M.H. and J.B. SISSON, 2002: Tensiometry, in: DANE, J.H. and G.C. TOPP (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Physical Methods*. Soil Science Society of America, pp. 575–608.



# Dimensionen präferenzierter Flüsse auf der Darcy-Skala

Peter Germann

Haldenackerweg 21, 3065 Bolligen

## Zusammenfassung

Der Ansatz des viskosen Flusses zur quantitativen Behandlung präferenzierter Flüsse in Böden und der ungesättigten Zone wird kurz vorgestellt. Der Ansatz wird auf der Darcy-Skala angewandt auf präferenzierende Flüsse in Böden, Bodensäulen und Wägelysimeter.

## Abstract

The viscous flow approach to preferential flows is briefly introduced and applied to flows in soils, soil columns, and a weighing lysimeter.

**Keywords:** Präferenzierter Fluss, viskoser Fluss, permeable Medien.

## 1. Einführung

Präferenzierter Fluss in permeablen Medien ist schnell, tritt meistens nur während einer Infiltration auf und beansprucht lediglich einen geringen Anteil des Porenraums. Im Folgenden werden die wesentlichen Zusammenhänge zwischen den Eigenschaften präferenzierter Flüsse aufgezeigt und auf der Darcy-Skala parametrisiert.

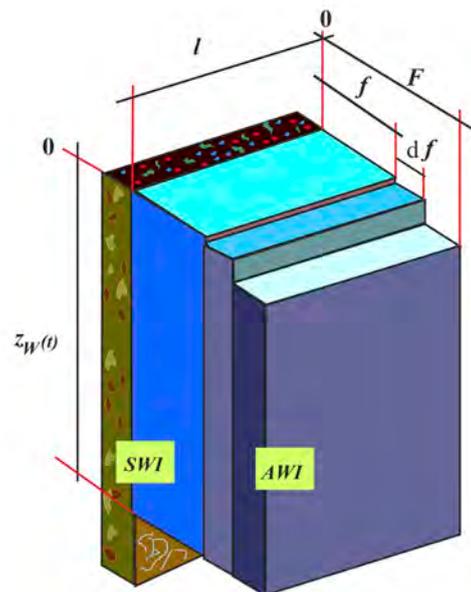
Damit Newton die Bewegungsgesetze auf Flüssigkeiten anwenden konnte, postulierte er das Konzept der Impulsdissipation als «*The resistance, arising from the want of lubricity in the parts of a fluid, is, caeteris paribus, proportional to the velocity with which the parts of the fluid are separated from each other*» (NEWTON, 1729). Die Viskosität einer Flüssigkeit ist das Mass der Impulsdissipation während einer laminaren Strömung. Die Impulsdissipation verläuft effizienter als die Diffusion des Kapillarpotenzials während des von RICHARDS (1931) eingeführten Kapillarflusses. Daher wird hier die präferenzierende Sickerung in permeablen Medien mit einer laminaren viskosen Strömung angenähert (GERMANN, 2014; GERMANN und KARLEN, 2016). Permeable Medien umfassen zusammenhängende Hohlräume, wie Risse, Spalten und Poren, welche eine Wassersickerung über längere Distanzen ermöglichen, während die Untergruppe der porösen Medien ausschliesslich den Voraussetzungen des Kapillarflusses entspricht.

## 2. Theorie

Hier folgt eine Kürzestfassung der Grundlagen zur

viskosen Sickerung in permeablen Medien. Ausführliche Darstellungen findet man bei GERMANN und KARLEN (2016) sowie bei GERMANN (2014).

Der Input zur Oberfläche erfolgt als Puls mit einer



**Abbildung 1:** Schematische Darstellung eines Wasserfilms, der entlang einer porösen Oberfläche gleitet.  $F$ ,  $f$  und  $df$  stellen die Filmdicke, die Dickenvariable und die Dicke einer Lamina dar.  $SWI$  und  $AWI$  bezeichnen die Übergänge zwischen der ruhenden und der flüssigen Phase sowie zwischen der flüssigen und der Gasphase.  $z_w(t)$  zeigt die Tiefe der fortschreitenden Feuchtestfront an.  $l$  ist die Kontaktlänge von  $SWI$  in der horizontalen Querfläche  $A$ , wobei  $l/A = L$  sowohl der gesamten Kontaktlinie des Films mit der ruhenden Phase entspricht als auch der spezifischen Kontaktfläche des Films pro dynamische Volumeneinheit  $A z_w(t)$  des permeablen Mediums.

Rate  $q_S$  ( $\text{m s}^{-1}$ ) und einer Dauer von  $T_B$  bis  $T_E$  (s). Der Puls sickert im permeablen Medium als Film, der durch seine Dicke  $F$  (m) und spezifische Kontaktlänge  $L$  ( $\text{m m}^{-2}$ ) pro Einheitsquerfläche  $A$  ( $\text{m}^2$ ) bestimmt ist.

Die Filmfront bewegt sich mit konstanter Geschwindigkeit

$$v = \frac{Z}{t_w(Z) - T_B} \quad (1)$$

( $\text{m s}^{-1}$ ) abwärts, wobei  $t_w(Z)$  (s) die Ankunftszeit der Filmfront in der Tiefe  $Z$  (m) ist. Umgekehrt ist  $z_w(t) = v(t - T_B)$ . Die konstante Geschwindigkeit wird während einer Periode aufrechterhalten, die dem 1.5-fachen der Pulsdauer entspricht. Danach verringert sich die Frontgeschwindigkeit. Zudem gilt

$$v = F^2 \frac{g}{3\eta} \quad (2)$$

mit der Erdbeschleunigung  $g$  ( $= 9.81 \text{ m s}^{-2}$ ) und der kinematischen Viskosität  $\eta$  ( $\approx 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ), woraus die Filmdicke folgt als

$$F = \left(3 v \frac{\eta}{g}\right)^{\frac{1}{2}} \quad (3)$$

Der mobile Wassergehalt  $w$  ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) entspricht dem Anstieg des volumetrischen Wassergehaltes  $\theta$  ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) beim Durchgang des Films, wobei  $w < \theta$ . Aus der Abbildung 1 folgt

$$w = F L \quad (4)$$

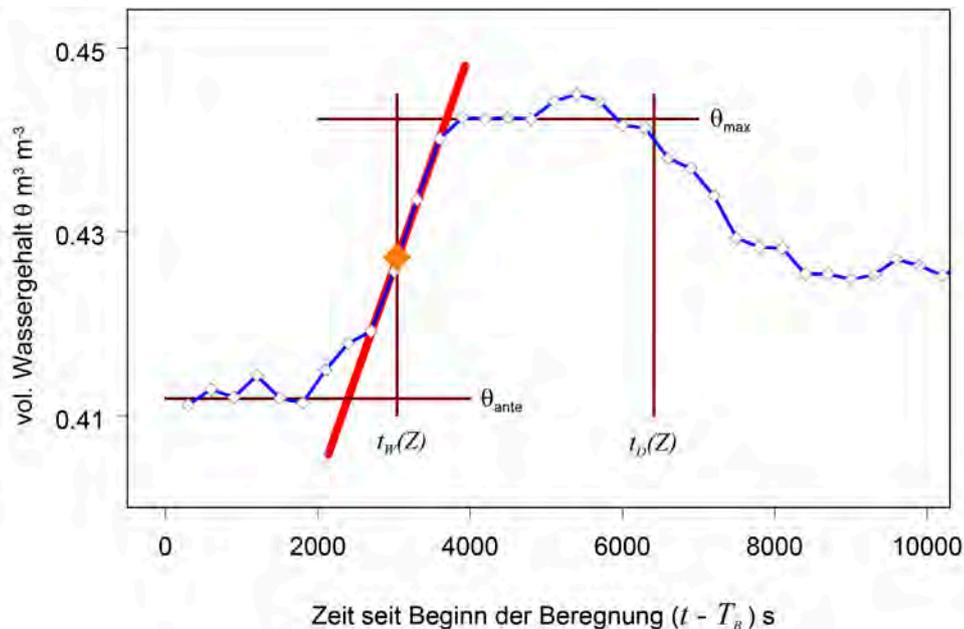
$L$  ( $\text{m}^2 \text{ m}^{-3}$ ) drückt auch die spezifische Kontaktfläche aus zwischen dem Film und einer Volumeneinheit den stationären Teilen des permeablen Mediums. Das Ende von  $P$  zum Zeitpunkt  $T_E$  löst an der Oberfläche eine Drainagefront aus, die mit dreifacher Geschwindigkeit der Feuchtefront in die Tiefe gleitet. Die Drainagefront erreicht die Tiefe  $Z$  zum Zeitpunkt

$$t_D(Z) = T_E + \frac{1}{3} [t_w(Z) - T_B] \quad (5)$$

Nach  $t_D(Z)$  nimmt  $w(Z,t)$  ab gemäss

$$w(Z,t) = w_s \left( \frac{t_D(Z) - T_E}{t - T_E} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (6)$$

wobei  $w_s(Z) = (\theta_{\max} - \theta_{\text{ante}})$  ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) die Amplitude des Wasserfilms in der Tiefe  $Z$  darstellt. Die Fließrate im Wasserfilm beträgt generell



**Abbildung 2:** Zeitreihe des volumetrischen Wassergehaltes  $\theta(Z,t)$ , gemessen von ZIMMERMANN (2001) mit TDR-Sonden in der Tiefe  $Z = 0.37$  m (Rütti, Zollikofen, BE). Die Messintervalle betragen 300 s. Rate und Dauer der Beregnung wurden auf  $q_S = 75$  mm/h und  $(T_E - T_B) = 1.5$  h festgesetzt. Die Raute zeigt den Zeitpunkt  $t_w(Z)$  an, bei dem die Hälfte der Wassergehaltszunahme von  $w_s = (\theta_{\max} - \theta_{\text{ante}})$  erreicht wurde. Die rote Gerade folgt aus dem Durchgang der Feuchtefront durch das TDR-Kontrollvolumen gemäss GERMANN (2017). Die Ankunft der Drainagefront  $t_D(Z)$  ergibt sich aus Gleichung (5).

$$q = w v = F^3 L \frac{g}{3 \eta} \quad (7)$$

### 3. Experimentelle Bestimmung von $F$ und $L$

Zur in-situ Bestimmung von  $F$  und  $L$  haben sich Berechnungsanlage und TDR-Methodik mit horizontal eingebauten Sonden bewährt, wie sie z. B. GERMANN et al. (2002) beschrieben haben. Abbildung 2 zeigt eine Zeitreihe des volumetrischen Wassergehaltes,  $\theta(Z,t)$ , wie sie von ZIMMERMANN (2001) in einer Tiefe von  $Z = 0.37$  (m) gemessen wurde. Die Ankunft  $t_w(Z)$  der Feuchtefront entspricht dem Zeitpunkt, zu dem die Hälfte der Wassergehaltszunahme erreicht wurde (GERMANN, 2017).

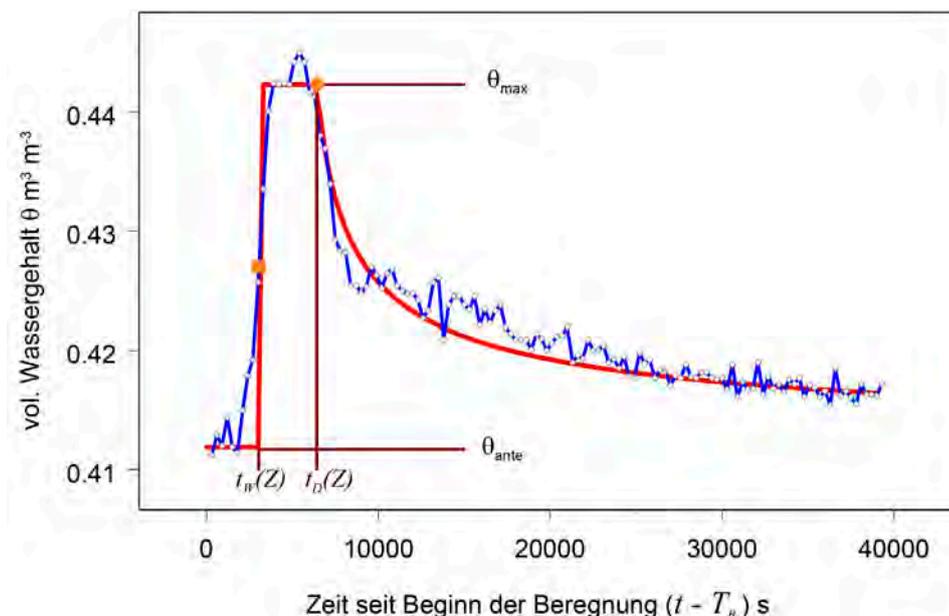
Die Parameter  $F$  und  $L$  folgen dann aus der Anwendung der Gleichungen (1) bis (4). Zur Modellierung des abnehmenden Astes von  $\theta(Z,t)$  werden die Gleichungen (5) und (6) angewandt. Zudem ist Gleichung (7) gültig während der gesamten Zeit des präferenzziellen Flusses. Kombiniert mit der Gleichung (6) ergibt sich die Rate des präferenzziellen Flusses als Funktion der Zeit in der Tiefe  $Z$ .

### 4. Anwendungen

Der Ansatz der viskosen Sickerung in permeablen Medien, Gleichungen (1) bis (6), wurde auf die gesamte Zeitreihe der Abbildung 2 angewandt und ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Ankunft der Drainagefront  $t_D(Z)$  gemäss Gleichung (5) dient der Verifi-

zierung des Ansatzes.

HINCAPIÉ und GERMANN (2009) publizierten die relativen Häufigkeiten von  $v$ ,  $F$ ,  $w$  und  $L$ , bestimmt aus 215  $\theta(Z,t)$ -Reihen. Die Werte bei den 10 %- und 90 %-Grenzen betragen etwa  $2 \cdot 10^{-4} \leq v \leq 2 \cdot 10^{-3}$  ( $\text{m s}^{-1}$ ),  $10^{-5} \leq F \leq 3 \cdot 10^{-5}$  (m),  $800 \leq L \leq 8'000$  ( $\text{m}^2 \text{m}^{-3}$ ) und  $0.008 \leq w \leq 0.06$  ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ), wobei die  $F$ -Werte den minimalen Weiten präferenzzieller Fließwege entsprechen. DUBOIS (1991) injizierte Tracer 1800 m vertikal über dem Mont-Blanc Strassentunnel. Nach 108 Tagen stellte er den ersten Tracerdurchbruch im Tunnel fest. Die Geschwindigkeit der Tracerfront betrug demnach etwa  $2 \cdot 10^{-4}$  ( $\text{m s}^{-1}$ ), was im unteren Bereich der in ungestörten Böden festgestellten Werte liegt. GERMANN und PRASUHN (2018) untersuchten die Sickerungen in einem Wägelysimeter mit dem Ansatz des viskosen Flusses. Sie konnten zeigen, dass der Wasserstau am unteren Rand in weniger als 10 % der Sickerzeit auftritt und dass daher kaum bio-geo-chemische Artefakte durch das Lysimeter zu befürchten sind. BOGNER (2009) stellte beim Durchbruch von Bromid-Tracern in 12 Bodensäulen eine Verzögerung von einigen Stunden fest gegenüber dem Durchbruch von Wasser. Die zeitlichen Verzögerungen des Br-Durchbruchs ergaben für ihre linearen Korrelationen mit  $L$ ,  $F$ ,  $q$  und  $w$  die signifikanten Bestimmtheitsmasse  $r^2$  von 0.59, 0.78, 0.82 und 0.84, welche zur Weiterführung der Untersuchungen durchaus ermuntern.



**Abbildung 3:** Modellierung der  $\theta(Z,t)$ -Reihe, Abbildung 2. Aus den Messungen werden  $t_w(Z)$ ,  $\theta_{ante}$  und  $\theta_{max}$  bestimmt. Daraus folgen  $t_D(Z)$ ,  $w(Z,t)$  sowie  $F$  und  $L$ . Die orange Raute und die rote Linie zeigen die berechnete Ankunftszeit der Drainagefront und die Ergebnisse der Modellrechnung an.

## 5. Zusammenfassung

Präferenzielle Flüsse in permeablen Medien sind schnell, treten vorwiegend während Infiltrationen auf, Dauer und Intensität der Infiltration bestimmen ihre Eindringtiefen und sie beanspruchen geringe Anteile der Porenräume. Der Ansatz des viskosen Flusses verbindet diese Eigenschaften quantitativ auf der Darcy-Skala, die Aussagen über die präferenzielle Sickerung im Bodenprofil und der ungesättigten Zone ermöglichen. Die Methode führt zur in-situ Bestimmung der Parameter Filmdicke  $F$  und spezifische Kontaktfläche  $L$  mit einem Instrumentarium, das an den meisten Institutionen zur Verfügung steht, die sich mit Bodenhydrologie befassen.

## Literatur

BOGNER, C. 2009: Analysis of flow patterns and flow mechanisms in soils. Ph.D.-Dissertation, Faculty of Biology, Chemistry and Geosciences, Univ. Bayreuth, Germany, 144 p.

DUBOIS, J.-D. 1991. Typologie des aquifers du cristallin: Exemples des massifs des Aiguilles Rouges et du Mont-Blanc. Ph.D.-dissertation 950. Department of Civil Engineering, EPFL, Lausanne (Switzerland).

GERMANN, P., 2017: Shape of time-domain reflectometry signals during the passing of wetting fronts. *Vadose Zone J.* doi:10.2136/vzj2016.08.0070.

GERMANN, P., 2014: Preferential Flow: Stokes Approach to Infiltration and Drainage. *Geographica Bernensia*, Bern (Switzerland), 199 p.

GERMANN, P. und M. KARLEN, 2016: Viscous-flow approach to in situ infiltration and in vitro hydraulic conductivity determination. *Vadose Zone J.* doi: 10.2136/vzj2015.05.0065.

GERMANN, P. und V. PRASUHN, 2018: Preferential flow in lysimeters at the Darcy-scale. *Vadose Zone J.*, (eingereicht).

GERMANN, P., E. JÄGGI und T. NIGGLI, 2002: Rate, kinetic energy and momentum of preferential flow estimated from in-situ water content measurements. *Europ. J. Soil Sci.* 53:607-617.

HINCAPIE, A.I. und P. GERMANN, 2009: Abstraction from infiltrating water content waves during weak viscous flows. *Vadose Zone J.* 8:996-1003; doi:10.2136/vzj2009.0012.

NEWTON, I., 1729: *The Mathematical Principles of Natural Philosophy - Translation into English*. Vol. II, p.184, Benjamin Motte, London.

RICHARDS, L.A., 1931: Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* 1: 318-333.

ZIMMERMANN, M., 2001: Vergleich der Bodenstruktur unter Direktsaat und Pflügenbau mittels diagonal und horizontal eingebauten TDR-Sonden. M.Sc.-These, phil.-nat. Fakultät, Univ. Bern, 121 p., unveröffentlicht.

# Bodeninformationen «à la carte» und Ökonomie

Franz Borer<sup>1</sup>, Claude Lüscher<sup>2</sup> und Marianne Knecht<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Borer Bodenexpertisen, Derendingen

<sup>2</sup>Arcoplan, Ennetbaden

<sup>3</sup>Ambio Beratungsgemeinschaft in Umweltfragen, Zürich

## Zusammenfassung

Im Rahmen eines Forschungsauftrages des BAFU wurden die Bedürfnisse und der davon abzuleitende Bedarf an Bodendaten für Nutzer aus der Praxis, der Verwaltung und der Forschung, die bereits Bodendaten nutzen oder in Zukunft nutzen könnten, erhoben. Das Ergebnis verdeutlicht, dass in der Schweiz ein grosser und vielfältiger Bedarf an Bodeninformationen besteht.

Die Erkenntnisse werden in einer umfangreichen Auswertungs-Matrix festgehalten, die den Datenbedarf für viele Nutzungs- und Anwendungsbereiche detailliert auflistet, «à la carte». Am häufigsten werden Attributdaten wie die Wasserhaushaltsgruppe, die Körnung und damit die Bodenart, der Skelettgehalt und die pflanzennutzbare Gründigkeit nachgefragt. Für Pedotransfer-Funktionen werden weitere Attribute benötigt. Punktdaten allein genügen den Ansprüchen der meisten Nutzergruppen nicht.

Für viele Gebiete der Schweiz sind detaillierte dreidimensionale Bodeninformationen über grosse Flächen unabdingbar, um die Bodenfruchtbarkeit auf lange Sicht erhalten zu können. Im Berggebiet ist aufgrund der kleinräumig grossen Heterogenität der Böden zusätzlich eine «alpin» ausgerichtete Erhebungs-Methode notwendig. Verlässliche Modellansätze für die Gewinnung von Bodenflächendaten sind in der Praxis bis heute kaum bekannt. Die Erhebung von Bodendaten gilt als aufwändig. Diesem Aufwand sind aber Leistungen und der Erkenntnisgewinn gegenüber zu stellen. Eine diesbezügliche Untersuchung kommt zum Schluss, dass die Zahlungsbereitschaft für hoch auflösende, grossmassstäbige und interpretierte Anwendungskarten am grössten ist.

Der Zeitpunkt ist gekommen, zur Abdeckung des ausgewiesenen grossen Bedarfs an qualitativ guten, meist grossmassstäbigen Bodeninformationen ein entsprechendes Bundesprojekt zu lancieren.

## Abstract

In a research contract for the Swiss Federal Office for the Environment FOEN actors and stakeholders engaged in soil matters were asked about their needs for soil information. The results clearly showed an important need for soil data from a broad spectrum of soil practitioners, soil scientists and researchers as well as from public authorities.

There is objective evidence for the quality of the desired data. This leads to the important findings obtained, whereas soil data only can be delivered by means of detailed soil cartography. Statistical models were not met with trust. Soil mapping is relatively expensive; the services rendered are nonetheless important and European studies showed a high so-called willingness to pay.

Large parts of Switzerland lack detailed soil data. It is therefore urgent to start a greater project on national level gaining a deeper and expanded understanding of our soils in order to keep soil fertility on an acceptable level.

**Keywords:** soil information, soil mapping, soil fertility, quality of data, national project, willingness to pay

## 1. Untersuchungsansatz

### 1.1 Ausgangslage

Aufgrund seiner natürlichen Eigenschaften als Filter, Puffer, Speicher, Regenerator und Regulator, sowie als Lebensraum und Pflanzenstandort nimmt der natürliche Boden eine zentrale Stellung im Ökosystem ein. Das Bedürfnis nach Bodeninformationen ist entsprechend gross und grundsätzlich unbestritten (BGS 2000). Eine Konkretisierung der Bedürfnisse und der Grad der Nachfrage bei bereits aktiven oder potentiellen Bodendatennutzern soll diese Lücke schliessen.

Das Hauptziel des Forschungsauftrages des Bundesamtes für Umwelt BAFU war, den Bedarf an Bodendaten, die Dringlichkeit bei deren Beschaffung und inhaltliche und räumliche Prioritäten auf der Basis von Studien und durch persönliche Interviews zu erheben und zu dokumentieren (KNECHT, LÜSCHER & BORER 2017). Diese Erkenntnisse sollen mittel- bis langfristig auch in die Etablierung eines Konzeptes Bodeninformation Schweiz einfließen.

### 1.2 Arbeitsmethodik

Die Arbeitsmethodik war stark auf den «Kundenkontakt» ausgerichtet. Der weitaus grösste Teil der zur Verfügung stehenden Ressourcen wurde dazu verwendet, die Bedürfnisse der Bodendatennutzer, nachfrage- und nicht angebotsorientiert, möglichst detailliert in Form von ausgedehnten Interviews zu erkunden, um davon in einem nachfolgenden Schritt den konkreten Datenbedarf ableiten zu können.

Das schrittweise Vorgehen umfasste, nach Konsultation von Literatur, Studien und anderen laufenden Projekten, die Identifikation der Bedarfs- und Nachfragegruppen für die Interviews, parallel dazu das Erarbeiten einer umfassenden Matrix mit möglichen Bodendaten resp. -informationen. Nach Durchführung der Interviews und deren Auswertung konnte die Matrix, die zum Kernstück dieser Untersuchung wurde, ausgefüllt werden. Darauf basierend wurden die neuen Erkenntnisse erarbeitet und in Empfehlungen zuhanden des Auftraggebers zusammengefasst.

### 1.3 Gruppe der befragten Nutzerkreise

Die Fachbereiche resp. Tätigkeiten/Organisationen, die in den Interviews berücksichtigt wurden, waren Raumplanung, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Bodenschutz, Hydrologie, Berggebiet, Hochwasserschutz/Naturgefahren, Biodiversität, Meteorologie/Klimatologie, Archäologie/Urgeschichte und Umweltinformationen.

Zudem war es ein Anliegen der Projektgruppe, möglichst mit Personen in Kontakt zu treten, die konkret mit Boden oder Bodenproblemen zu tun haben, also standen vor allem in der Praxis stehende Personen, Verwaltungsleute oder Forscher mit direktem Bezug zum Boden im Fokus. Der Kreis der Interviewten war zu keinem Zeitpunkt geschlossen, so dass situativ auch Leute befragt werden konnten, deren Namen anfänglich nicht zur Debatte standen.

## 2. Methoden zur Beschaffung von Bodendaten

### 2.1 Grundsätzliches zur Erhebung von Bodeninformationen

Aufgrund seiner natürlichen Eigenschaften als Filter, Puffer, Speicher, Regenerator, Lebensraum und Pflanzenstandort nimmt der Boden im Naturraum eine zentrale Stellung ein. Dementsprechend wird auch das Interesse an Bodeninformationen noch zunehmen.

Eine qualitativ sichere Bodenansprache auf der Basis umfassender pedologischer Kenntnisse und Erfahrungen ist die Basis verlässlicher Bodeninformationen und darauf basierender, ausreichend genauer, praxistauglicher Bodeninformationen.

Auch bei der Modellierung von Bodeninformationen sind qualitativ gute Bodenbasisdaten (u. a. Kovariablen-Datensätze) gefragt, um eine ausreichende Genauigkeit des Produktes, der Bodenkarte, als Informationsträger zu erreichen.

### 2.2 FAL-Kartiermethode+

Die schweizerische Bodenkartierungs-Methode hat eine mehr als 60-jährige Geschichte mit einer fortwährenden Entwicklung, die immer noch anhält und neue Hilfsmittel und Techniken zur Erhebung der Bodendaten, zu deren Verwaltung und Darstellung dauernd integriert.

Stand der Technik bei der weiterentwickelten feldgestützten und heute zur Anwendung kommenden FAL-Kartiermethode+ (BGS 2014) ist eine Kombination von digitalen Grundlagendaten mit den Daten der Boden-Ansprache durch fachkundige Bodenkartierfachleute im Feld. Damit wird der kausale Bezug der Bodeninformation sichergestellt. Das Ergebnis dieses Vorgehens sind vektorisierte Flächengrenzen (Polygone) und digitale Attribut-Datenbanken. Sie bilden die Basis, um bedarfsgerechte Anwendungskarten (funktionale Bodenkarten) mit den entsprechenden Dateninhalten generieren zu können (MÜLLER 2004).

Das heute zur Anwendung kommende Vorgehen

baut auf den folgenden Grundsätzen auf:

- Einheitliche Kartiermethode für Wald- und Landwirtschaftsböden (erlaubt integrale Auswertungen, z. B. für Hochwasserschutz).
- Reliefgliederung: Erfassung einfacher und komplexer Geländeformen → Hinweise Bodenbildung.
- Bodendaten für Punkt und Fläche: Bodenbasisdaten als unklassierte Schätzwerte → Möglichkeit für differenzierte Auswertungen. Bodenbasisdaten sind als Einzelattribute in Datenbank → viele Auswertungskombinationen. Ein vollständiger, einheitlicher Datensatz pro Polygon.
- Bodenbasisdaten werden im Oberboden OB und Unterboden UB erhoben. Die Zusatzinformation aus dem UB ist für zahlreiche Auswertungen erforderlich (z. B. Verdichtungsempfindlichkeit).
- Pflanzennutzbare Gründigkeit pnG: Diese hat einen direkten Bezug zu den FFF (ARE 2006). Die pnG ist auch eine wichtige Grösse zur Festlegung des Wasser-Speichervermögens des Bodens.

### 2.3 Modellierung von Bodendaten

Kausal abgestützte Modelle (VON ECKHARDT 2014) beschreiben die Prozesse des interessierenden Systems, dies im Gegensatz zu einem statistisch abgestützten Modell. Ein Beispiel für dieses Vorgehen ist das Programm WaSiM-ETH, das u. a. unter Verwendung des Zusatzmoduls «Bewässerung» als Werkzeug für die Entwicklung und Bewertung von landwirtschaftlichen Bewässerungsmassnahmen genutzt werden kann.

Die grundsätzlich grosse Schwierigkeit, Boden zu modellieren, wird im Paper zur Tagung «Austin International Conference on Soil Modeling», März/April 2016, dargelegt (VERECKEN et al. 2016). Darin wird festgehalten, dass viele Modellierungsstudien lediglich auf einzelne Attribute fokussieren, wie z. B. Auswaschung, C-Änderungen, Versauerung etc. Nur wenige Modelle behandeln hingegen die Bodenbildung in einem umfassenderen Ansatz (VOGEL & VANDERBORGHT 2016), d. h. als Resultat von interagierenden bodenbildenden Parametern (JENNY 1941); deshalb der nur kleine Fortschritt in der Modellierung der Bodenbildung.

Dem steht der Statistische Modellansatz des DSM (Digital Soil Mapping) gegenüber, wie dies, als Beispiel, im Nationalen Forschungsprogramm «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68)

mit dem Projekt «PMSoil: Predictive mapping of soil properties for the evaluation of soil functions at regional scale» abgehandelt wird. Im Rahmen dieses Projektes wird untersucht, nach welcher Methodik und mit welcher Genauigkeit räumliche Vorhersagen von Bodeneigenschaften und von Bodenfunktionspotentialen mittels statistischer Modelle aus Bodendaten berechnet werden können, ein Beispiel in (NUSSBAUM et al. 2016).

## 3. Wichtige Ergebnisse der Bedürfnisabklärung

### 3.1 Bodeninformationen

Eine generelle Feststellung zu den Ergebnissen: Bodeninformationen werden für alle mit dem Boden verbundenen Forschungs- und Arbeitsgebiete als wichtige und notwendige Grundlagendaten eingeschätzt, vor allem angesichts der Forderung nach einer langfristigen Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit.

Wie erwartet, haben Vertreter aus der Landwirtschaft den dringlichsten Bedarf angemeldet, sowohl in inhaltlicher und räumlicher Art, als auch die zeitliche Priorität betreffend. Dieser Bedarf ist aber zunehmend eng verknüpft mit hydrologischen Fragestellungen, dies vor dem Hintergrund des Klimawandels. Es werden detaillierte Bodendaten als Flächenaussagen mit einem breiten Spektrum an Informationen in der dritten Dimension, zunehmend auch in der 4. Dimension (Zeitabhängigkeit) gefordert. Weit voran steht auch der Bedarf an Informationen zum landwirtschaftlichen Ertragspotential oder zur Eignung der Böden als Fruchtfolgeflächen.

Die Forstwirtschaft stützt sich im Gebirgswaldbau weiterhin schwergewichtig auf Hinweise, die auf Vegetationsinformationen basieren. In den produktiven Mittellandwäldern setzt sich aber zunehmend die Erkenntnis durch, dass angesichts der Herausforderungen des Klimawandels und zur Absicherung der sehr langfristig ausgelegten waldbaulichen Entscheidungen, z. B. Baumartenwahl, detaillierte Bodeninformationen flächendeckend notwendig sind.

Wichtigste Bodenattribute sind die pflanzennutzbare Gründigkeit, die Bodenmächtigkeit und die Wasserhaushaltsgruppen, dazu die Bodenart im Oberboden OB und Unterboden UB.

Flächendeckende Datenerhebung/Auflösung: Daten sollten meist flächendeckend vorliegen. Sie sind oft mit einer räumlichen und inhaltlichen Auflösung auf Parzellenebene gefragt.

Kosten und Ökonomische Betrachtung: Die Erhebung von Bodendaten gilt oft als kostenintensiv und

«zu teuer»: Den Kosten sind aber Leistungen und Gewinn gegenüber zu stellen. (s. weiter unten im Kapitel 5)

### 3.2 Aussagen zu speziellen Anwendungs-Bereichen

Zum Lebensraum Boden: Es fehlen weitgehend Angaben zum Boden als Lebensraum und damit auch zu dessen Biodiversität. Im Berggebiet (alpiner Raum) erschwert die kleinräumige grosse Heterogenität der Böden die Erfassung von Boden-Daten. Dies verlangt nach einer zusätzlichen, den «alpinen Verhältnissen» angepasste Methodik.

Zur Hydrologie: Die Hydrologie verlangt zusätzliche Angaben zur Porosität, im speziellen zur Makro-Porosität. Dies ist aber zugleich eines der am schwierigsten zu bestimmenden Attribute, das sehr stark von der Dynamik der Niederschlags- und Versickerungsereignisse abhängig ist.

### 3.3 Weitere Aspekte

Modellansätze: Verlässliche Modellansätze für die Gewinnung von Bodenflächendaten (DOBOS et al. 2006) sind in der Praxis noch weitgehend unbekannt.

Der Begriff «Bodenfunktionen» ist für viele Interviewte begrifflich unklar, er liegt eigentlich auf einer Meta-Ebene. Für die spezifische Arbeitsbereiche der meisten Interviewten sind Angaben zu den klassischen «Bodenfunktionen» nicht relevant.

Die Datenverfügbarkeit und der Datenzugang werden im Allgemeinen als «suboptimal» bezeichnet.

Klimawandel: Im Zusammenhang mit den sich anbahnenden Klimaveränderungen kommt dem Boden ganz offensichtlich eine zentrale Rolle zu.

## 4. Übersetzung der Bedürfnisse «à-la-carte» mittels einer Auswertungsmatrix

Die Auswertungsmatrix (ein kleiner Ausschnitt dazu in Abbildung 1) ist das Kernstück der durch die Recherchen des Projektteams herausgearbeiteten Bedürfnisse und des davon abgeleiteten Bedarfs an Bodeninformationen. Sie beinhaltet für die zukünftigen Nutzer von Bodeninformationen ein «à-la-carte-Angebot»: Damit steht den interessierten Nutzern ein breiter Satz an auswertbaren Bodeninformationen zur Verfügung.

Die Matrix ist so aufgebaut, dass die in den Interviews gewonnenen Informationen innerhalb der Matrix-Zeilen auf die zuvor definierten 17 Klassen «Nutzung/Anwendung» (z. B. «A Forstwirtschaft», «B Landwirtschaft» etc.) und den total 62 feiner unterteilenden «Spezifikationen» (z. B. «A1 Wasserpo-

tential» oder «B2 Verdichtungsgefährdung») verteilt werden.

In einem zweiten Schritt werden den in den Zeilen spezifizierten Nutzungen die aus der Kartierungsmethode FAL+ direkt nutzbaren Attributdaten (Matrixspalten AD1 bis AD14) zugeordnet. Zusätzlich werden einige auf der Basis von weitergehenden Auswertungen (automatisierte Entscheidungsbäume oder Pedotransferfunktionen) erarbeitete Nutzerdaten (Spalten ND1–ND13) in die Matrix aufgenommen.

Im dritten Schritt wird für jeden Schnittpunkt einer spezifizierten Nutzung mit einem für diese Nutzung sinnvollen Bodenattribut(AD) oder Nutzerinformation(ND) eine Bewertung der Datenanforderungen gemäss einem definierten Raster vorgenommen (vollständiges Raster in der Original-Publikation). Als Beispiele hierzu bedeuten die Parameter-Kombinationen «F,g,1,T» resp. «F,g,2,WM», die häufig bei grossflächigen Bodennutzungen vorkommen, bezüglich der Ansprüche an die Datenlage:

- Flächendaten [F] (inkl. Profildaten von 5–7 Profilen/100 ha),
- grossmassstäbig [g], d. h. im Massstab 1:2'500 bis 1:10'000 für die spezifizierte Nutzung,
- die bei Anwendung der FAL-Bodenkartierung+ normalerweise uneingeschränkt zugänglich sind[1] oder mit kleinem Aufwand aus vorhandenen Attributdaten ableitbar sind[2]
- Anwendung für Landwirtschaft im Talgebiet [T] resp. Waldwirtschaft im Mittelland [WM]

Darauf basierend können in der Folge auch die für die jeweilige Nutzungs-Spezifikation sinnvollen Anwendungskarten abgeleitet werden, wie es beispielhaft die Karten «Wasserhaushaltsgruppen WHG» oder «pflanzennutzbare Gründigkeit pnG» (Abbildung 2) darstellen. Solche Karten, die effektiv eine dreidimensionale Wirklichkeit nachbilden, sind Basiskarten für jede nachhaltig ausgerichtete Bodennutzung in Feld und Wald und werden gerade im Zusammenhang mit der Klimaveränderung, die grossen Einfluss auf den Wasserhaushalt haben wird, zunehmend wichtiger.

## 5. Ökonomische Überlegungen

### 5.1 Angebot und Nachfrage; Zahlungsbereitschaft WTP

Sind Bodendaten wirklich zu teuer, wie oft und recht schnell behauptet wird? Wieviel sind potentielle Bodendatenutzer bereit, für Bodeninformationen zu



bezahlen? Und für welche Art von Bodendaten bezüglich räumlicher und inhaltlicher Auflösung besteht Interesse?

Eine Untersuchung zum Thema Zahlungsbereitschaft WTP (Willingness-to-Pay) aus dem Joint Research Center für Bodeninformationen, European Commission (DIAFAS, PANAGOS & MONTANARELLA 2013) kommt zu folgendem Schluss: Die Zahlungsbereitschaft der potentiellen Endnutzer für die drei unterschiedlichen Bodenkarten-Typen (s. nachfolgende Tabelle 1) weist auf eine besonders starke Vorliebe für hoch aufgelöste, grossmasstäbige und interpretierte Karten hin. Die Zahlungsbereitschaft steigt also mit zunehmender Auflösung der Daten und ebensolchem Interpretationsgrad deutlich an, stützt also die Nachfrage nach sogenannten Anwendungskarten. Für solche «functional soil maps» (nicht zu verwechseln mit Bodenfunktions-Karten) besteht offenbar die Bereitschaft, bis zu 450 €/ha zu investieren, also etwa in der gleichen Grössenord-

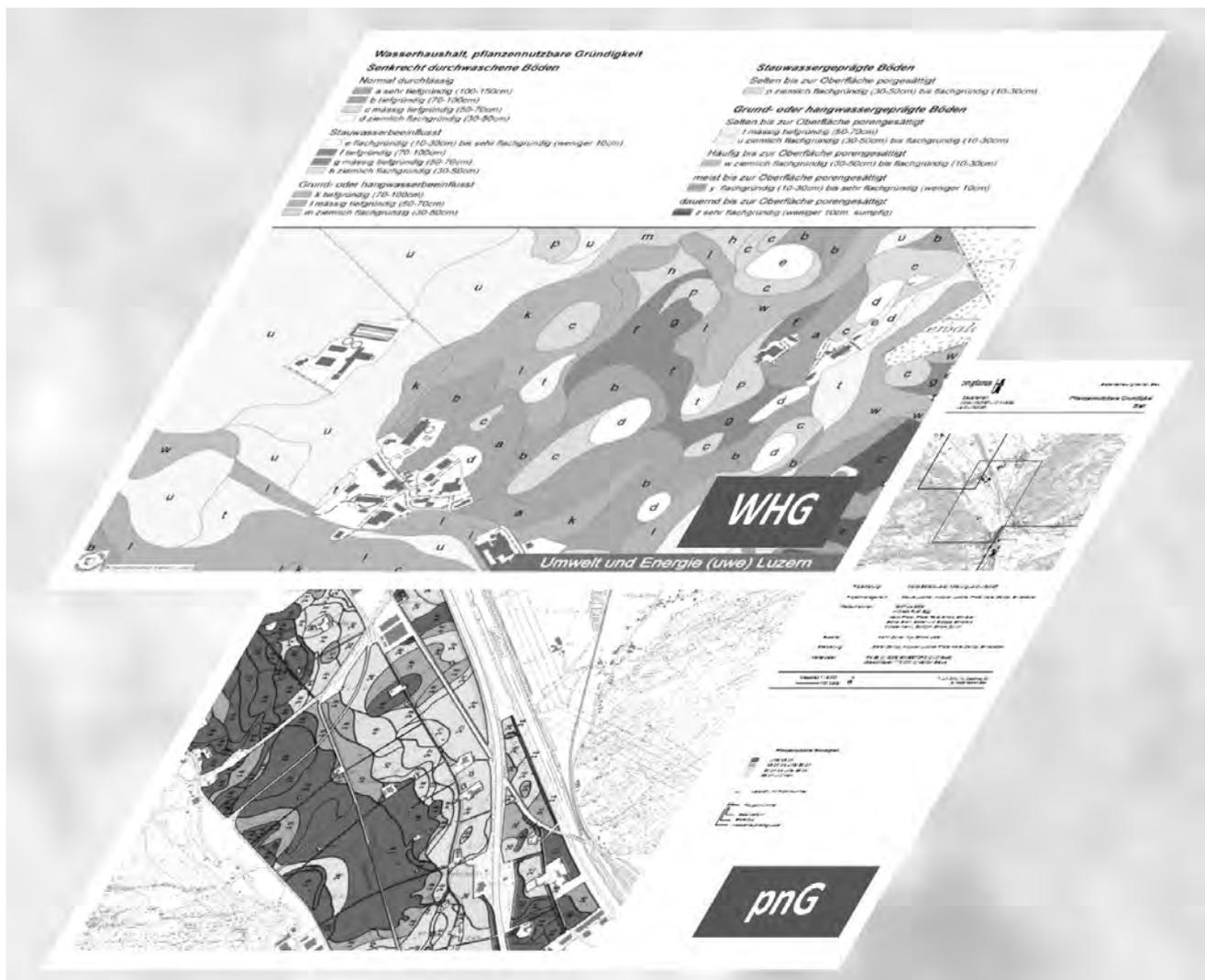
nung, wie der Aufwand für eine ha Bodenkartierung in der Schweiz gemäss heutigem Stand der Technik (FAL-Kartiermethode+) beträgt.

**Tabelle 1:** Zahlungsbereitschaft (WTP) für unterschiedliche Bodenkarten-Typen

Kartentyp	WTP
Tiefe Auflösung, geringe Genauigkeit, ohne Interpretation	123 €/ha
Mittlere Auflösung, mittlere Genauigkeit, mit Interpretation	324 €/ha
Hohe Auflösung, hohe Genauigkeit, mit Interpretation	447 €/ha

### 5.2 Grobe Schätzung des Kartieraufwands für die Schweizer Böden

Vor dem Hintergrund des durch diese Untersuchung ermittelten Bedarfs an Bodeninformationen liegt es auf der Hand, eine Aufwandschätzung für die noch ausstehenden Daten-Erhebungen in der Schweiz auf



**Abbildung 2:** Beispiele von möglichen Anwendungskarten

der Basis der FAL-Kartiermethode+ vorzunehmen.

Zur Schätzung des Teil- sowie des Gesamtaufwands ist es von Vorteil, einige Differenzierungen vorzunehmen, je nach Nutzungsart resp. Zonierung, nach potentiell resp. effektiv zu kartierender Fläche und nach zugrunde gelegtem Kostensatz. Details dazu sind im Projektbericht zu ersehen.

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass in der Landwirtschaft das Talgebiet (Tal- und Hügelzone) zu 100 % kartiert wird (FFF), die noch verbleibenden Flächen in den Bergzonen und die Sömmerungsweiden zu reduziertem Flächenprozent und ebenso reduziertem Kostensatz.

Im produktiven Mittellandwald erfolgte die Kartierung flächendeckend gemäss FAL-Kartiermethode+, die Bergwälder werden mit unterschiedlichen Flächen-Deckungsgraden mit einem reduzierten Kostensatz kartiert.

Auf dieser Basis ergibt sich ein geschätzter Kartieraufwand in der Grössenordnung von einigen 100 Mio Fr. für die Beschaffung der noch ausstehenden Bodeninformationen. Eine Aufgabe mit einem solchen Kostenrahmen kann nur als Langzeitprojekt angegangen werden, dies nicht zuletzt auch bezüglich der personellen Ressourcen an Fachkräften, die zur Umsetzung nötig sind.

Der Zeitpunkt ist ganz offensichtlich gekommen, das Generationenprojekt zur Deckung des grossen Bedarfs an qualitativ guten, meist grossmassstäbigen Bodeninformationen zu lancieren, was wohl nur in einem grossen Verbund auf Bundesebene möglich sein wird.

## 6. Literaturverzeichnis

ARE Bundesamt für Raumentwicklung (2006): Sachplan Fruchtfolgeflächen FFF. Vollzugshilfe 2006.

BGS Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz, Arbeitsgruppe Bodenkartierung (2000): Umfrage Bodenkartierung. Bedarfsabklärung Bodenkarten und Bodeninformation, Aufgaben im Zusammenhang mit der Bodenkartierung, Ideen zu einer Bodeninformationsstelle. BGS Dokument 10, 50 S.

BGS Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz, Arbeitsgruppe Bodenkartierung, BORER, F. und KNECHT, M. (2014): Bodenkartierung Schweiz. Entwicklung und Ausblick. BGS Dokument 15. 92 S.

DIAFAS, I., PANAGOS, P., MONTANARELLA, L. (2013): Willingness to Pay for Soil Information Derived by Digital Maps: A Choice Experiment Approach, *Vadose Zone Journal*. doi:10.2136/vzj2012.0198. 8 pp.

DOBOS, E., CARRÉ, F., HENGL, T., REUTER, H.I., TOTH, G. (2006): Digital Soil Mapping as a support to production of functional maps. EUR 22123 EN. Office for Official Pub-

lications of the European Communities, Luxemburg, 68 pp.

JENNY, H. (1941): *Factors of soil formation*. McGraw-Hill Book Co., New York.

KNECHT, M., LÜSCHER, C., BORER, F. (2016): Bedürfnisabklärungen Bodeninformationen, Schlussbericht, BAFU, Bern. 97 S. [Forschungsauftrag Nr. 14.0015.PJ / O453-1313], <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/boden/publikationen-studien/studien.html>.

MÜLLER, U. (2004): *Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS)*. Arbeitshefte Boden, 7. erweiterte und ergänzte Auflage.

NUSSBAUM, M., PAPRITZ, A., ZIMMERMANN, S., WALTHERT, L. (2016): Pedotransfer function to predict density of forest soils in Switzerland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2016 179, 321-326.

VERECKEN, H., SCHNEPF, A., HOPMANS, J.W., JAVAUX, M., OR, D., ROOSE, T., VANDERBORGHT, J., YOUNG, M. et al. (2016): Modeling Soil Processes: Review, Key challenges and New Perspectives. *Vadose Zone J.* Accepted Paper, posted 04/13/2016. doi:10.2136/vzj2015.09.0131.

VOGEL, H.J., VANDERBORGHT, J. (2016): Dealing with heterogeneity and uncertainty: from aggregate to landscape. <https://www.soil-modeling.org/austin-workshop/program>.

VON ECKHARDT, K. (2014): *Hydrologische Modellierung – Ein Einstieg mithilfe von Excel*. Springer Spektrum. Springer Verlag Berlin Heidelberg.