

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

**BULLETIN 40
2019**

**Gemeinsame Jahrestagung der BGS und der DBG
vom 26. bis 28. August 2019
in Bern**

ERD-REICH UND BODEN-LANDSCHAFTEN

Referate, Texte zu den Postern

Editor: François Schnider

ISSN 1420-6773
ELVADATA AG
Zollikofen 2019

Druck: ELVADATA AG, Zollikofen

ISSN 1420-6773

Copyright: 2019 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

ERD-REICH UND BODEN-LANDSCHAFTEN

Gemeinsame Jahrestagung der BGS und der DBG vom 26. und 28. August 2019 in Bern

N. BILLEN, J. KEMPF, A. ASSMANN, P. BLAU, I. NIETZ UND C. LEHMANN Leuchtturmprojekt EroL: Erosionsereignisse durch Starkregen im Markgräfler Land – Handlungsempfehlungen für betroffene Gemeinden	5
T. APPEL UND L. WALD N ₂ O-Emission und N-Dynamik im Boden nach der Düngung von Schweinekot aus einem Fütterungsversuch mit und ohne Pflanzenkohle als Futteradditiv	13
W. - A. BISCHOFF, A. SCHWARZ UND CHR. PUSCHNER Klärschlammapplikation in Grundwasserschutzgebieten – ein kalkulierbares Risiko?	21
V. BOSAK, T. SACHYUKA AND M. AKULICH Use of saponite-containing basaltic tuffs as a Mg-fertilizer in the cultivation of vegetable crops	29
H. KALTENBÖCK, H. WEINBAUER, M. WELLACHER UND R. POMBERGER Vermeidung des Eintrags von sekundärem Mikroplastik in Kompost durch Massnahmen zur Reduzierung von Kunststofffehlwürfen in Bioabfällen	33
R. PROBST, O. JUSCHUS UND J. CHMIELESKI Veränderung von Moorböden durch den Bau einer Erdgas-Pipeline	39
T. POLLMANN UND L. GIANI Ein Salicornia-Standort im Supralitoral – ungewöhnliche Lage und besondere KAK-Eigenschaften	47
CHR. KOPF, E. SEGATZ, CHR. KNEISEL, J. STOFFELS, J. P. KRÜGER, M. DOTTERWEICH UND G. SCHÜLER Hypothese der Moorgenese südwestdeutscher Mittelgebirgsmoore anhand bodenkundlicher, hydrologischer und geobotanischer Aspekte	53
A. SCHWARZ UND W. - A. BISCHOFF Pflanzenschutzmittel im Sickerwasser und in Bewässerungskanälen im Red River-Delta: Methodenentwicklung und Monitoring	61

Leuchtturmprojekt EroL: Erosionsereignisse durch Starkregen im Markgräfler Land – Handlungsempfehlungen für betroffene Gemeinden

Norbert Billen¹, Jessica Kempf², André Assmann², Patrick Blau³, Inga Nietz⁴, Constanze Lehmann⁴

¹terra fusca ing. PartG, Stuttgart

²geomer GmbH, Heidelberg

³BGU – Büro für Geoinformatik und Umwelttechnik GbR, Inzlingen

⁴Landratsamt Lörrach

Zusammenfassung

Die Vorbergzone des Schwarzwaldes östlich des Rheins im Norden von Basel ist aufgrund ihrer topografischen und geologischen Gegebenheiten in Verbindung mit der Landnutzung potenziell stark erosionsgefährdet. So fanden im Landkreis Lörrach in den vergangenen Jahren immer wieder grosse Erosionsereignisse verursacht durch Starkregen statt. Dadurch ergaben sich Probleme durch direkte Gebäude- und Infrastrukturschäden, durch Sediment- und Stoffeinträge in Oberflächengewässer sowie durch Bodendegeneration. Das Leuchtturmprojekt «EroL» (2018–2021) unterstützt nun im Rahmen der Deutschen Anpassungsstrategie an die Folgen des Klimawandels (DAS) den Landkreis Lörrach bei der interdisziplinären und partizipativen Anpassungsplanung. Dies geschieht durch Erstellung von Bodenerosions- und Starkniederschlagsabflusskarten, Risikosteckbriefen und Handlungskonzepten unterstützt durch Workshops mit kommunalen Fachämtern, Land- und Forstwirtschaft, betroffenen Bürgern, Fachplanern sowie den Rettungs- und Einsatzkräften des Katastrophenschutzes.

Abstract

The foothill of the Black Forest, east of the river Rhine in the north of Basle, has a high potential for soil erosion hazards because of its topography and geology in combination with its land use. The district of Lörrach was often exposed to extreme erosion events caused by heavy rainfall in the past. On the one hand these events effected direct damages on buildings and infrastructures, on the other hand fertile topsoil was lost and sediment into waterways accumulated. As part of the German Strategy for Adaptation to Climate Change (DAS) the pilot project «EroL» (2018–2021) supports the district of Lörrach with a development of a risk management strategy. This is achieved by generating hazard maps for soil erosion and pluvial flooding, risk characteristics for risk objects and a concept for risk management strategy, which are carried out in several workshops with the network of communal departments, agriculture and forestry, affected citizens, planners and rescue services management.

Keywords: heavy rainfall, soil erosion, LISEM-Model, risk maps, flood risk management

1. Hintergrund und Ziel

Die Vorbergzone des Schwarzwaldes östlich des Rheins im Norden von Basel ist aufgrund ihrer topografischen und geologischen Gegebenheiten (verbreitet Löss) in Verbindung mit der Landnutzung stark erosionsgefährdet. So fanden im Landkreis Lörrach in den vergangenen Jahren immer wieder grosse Erosionsereignisse bei Starkregen statt. Dadurch ergaben sich neben dem erheblichen Bodenverlust und Ernteaufgängen auch akute Probleme durch Sediment- und Stoffeinträge in Oberflächengewässer sowie durch Gebäude- und Infrastrukturschäden. Zuletzt verursachten im Mai und Juli 2018 Starkregenerereignisse im Landkreis Lörrach Erosionsschäden

auf den Ackerflächen und Strassen (Abbildung 1). Im Rahmen des Klimawandels wird erwartet, dass die Extremsituationen und somit auch die Starkregen- und Erosionsereignisse zunehmen. Besonders auch die Kombination von Trockenphasen mit anschliessenden konvektiven Niederschlägen erzeugen extreme Abflüsse mit hohen Bodenabträgen (z. B. SAUER et al. 2013).

Als Leuchtturmprojekt soll EroL die zwölf beteiligten Kommunen im Landkreis Lörrach (Abbildung 2) bei der Anpassung an den Klimawandel massgeblich unterstützen sowie die Synergien der häufig separierten Handlungsfelder «Gefahrenabwehr Bodenerosion» (LUBW 2011) und «Starkregenerisi-



Abbildung 1: Erosionsschäden auf Ackerflächen in Schallbach nordwestlich von Lörrach im Mai 2018 (Foto: P. Blau)

komanagement» (LUBW 2016) optimal nutzen und integriert darstellen.

2. Vorgehensweise

EroL ist in drei Phasen eingeteilt (Abbildung 3). In der Gefährdungsanalyse werden Erosions- und Starkregengefahrenkarten erstellt, um darauf aufbauend für die spätere Risikoanalyse (Phase 2) Risikobereiche und -objekte zu identifizieren und schliesslich Massnahmen im Handlungskonzept (Phase 3) zu

entwickeln.

2.1 Gefährdungsanalyse

In der ersten Phase des Projekts werden Gefährdungsanalysen durchgeführt und mit Hilfe des physikalisch-basierten Erosionsmodells OpenLISEM (University of Twente 2018) und dem hydrodynamischen Modell FloodArea (GEOMER GmbH et al. 2017) Erosions- und Starkregengefahrenkarten für verschiedene Szenarien erstellt.

Die Hydraulische Modellierung erfolgt analog dem Leitfaden «Kommunales Starkregenerisikomanagement in Baden-Württemberg» (LUBW 2016) für drei Szenarien:

- «selten», d. h. Ereignis mit einer Auftretswahrscheinlichkeit von 10 bis 50 Jahren,
- «aussergewöhnlich», d. h. Ereignis mit einer Auftretswahrscheinlichkeit von 50 bis 200 Jahren und
- «extrem», d. h. Ereignis mit einer Auftretswahrscheinlichkeit grösser 200 Jahre.

Für die Erosionsmodellierung werden folgende Grundlagendaten verwendet:

- die landesweite Laserscan-Daten des Bodenmodells in 1-m-Auflösung (HydTERRAIN)

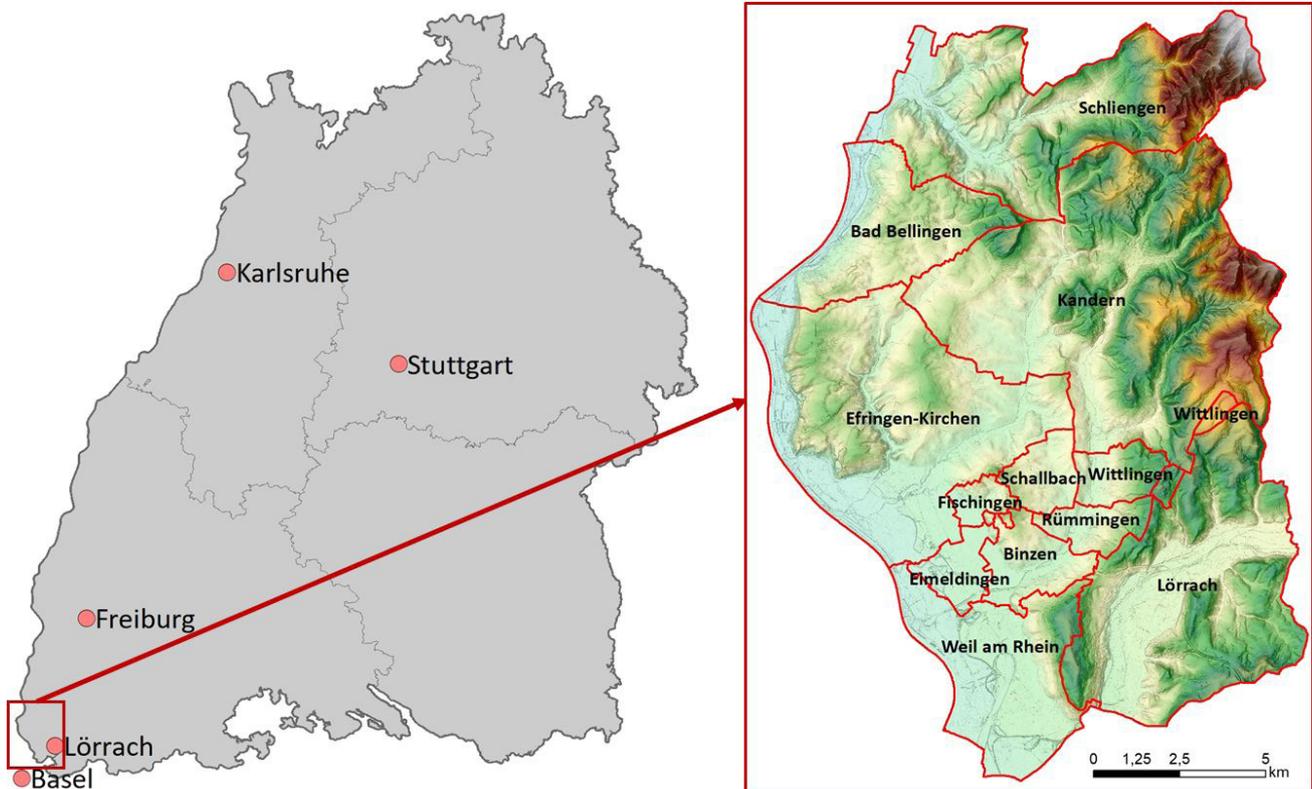


Abbildung 2: Das EroL-Projektgebiet im Landkreis Lörrach nördlich von Basel



Abbildung 3: EroL – Projekttablauf

- Landnutzung und Gebäudebestand wird dem Liegenschaftskataster (ALKIS) und Landnutzungsinformationen (Basis DLM) entnommen
- die Feldfruchtverteilung auf den Ackerflächen wird der gemeindebezogenen Agrarstatistik 2016 entnommen (Statistisches Landesamt Baden Württemberg 2018)
- Bodenkarte 1:50.000 (BK50) als einzig verfügbare und räumlich bestauflösende Datenquelle mit flächendeckenden Bodeninformationen im Untersuchungsraum
- Niederschläge aus den KOordinierte-STarkregen-Regionalisierungs-Auswertungen (KOSTRA) des Deutschen Wetterdienstes (KOSTRA-DWD 2010R, JUNGHÄNEL et al. 2017)

Mit OpenLISEM werden drei Szenarien für den Monat April mit einem 30-jährlichen einstündigen Niederschlagsereignis (ca. 48 mm/h) simuliert, bei dem die Wasserinfiltration im Boden mit dem im LISEM integrierten Green-Ampt-Infiltrationsmodell simuliert wird (GREEN und AMPT 1911), das auf der Gradientenmethode basiert und somit verschiedene Bodenschichten berücksichtigt. Die drei Szenarien unterscheiden sich lediglich hinsichtlich der Feldfruchtverteilung auf den Ackerflächen:

- real case 1: gängige Fruchtfolge 1, d. h. zufällige statistische Feldfruchtverteilung gemäss Agrarstatistik 2016 mit über 50 % Mais
- real case 2: gängige Fruchtfolge 2, d. h. Tausch der Mais- mit Wintergetreideflächen

- good case: günstige Fruchtfolge, d. h. nur Winterungen und keine Sommerungen

Aus den Szenarien «real case 1» und «real case 2» wird ausserdem die maximale Erosion und Akkumulation zum sog. «bad case» Szenario abgeleitet (Abbildung 4). Die Wirkung ackerbaulicher Massnahmen zum Erosionsschutz wie z. B. Zwischenbegrünung, Mulchsaat oder Streifenfrässaat werden dann noch im weiteren Verlauf des Vorhabens zielgerichtet modelliert.

Die Validierung der erstellten Gefahrenkarten erfolgt im Rahmen von interdisziplinären Workshops mit den beteiligten Akteuren aus kommunalen Fachämtern, Land- und Forstwirtschaft, Fachplanern und den Rettungs- und Einsatzkräften des Katastrophenschutzes. Zusätzlich können die simulierten Erosionsszenarien mit tatsächlichen Ereignissen vom Mai 2018 plausibilisiert werden.

2.2 Risikoanalyse

Mit Hilfe der Gefahrenkarten wird im nächsten Schritt eine Risikoanalyse durchgeführt. Dabei werden die Bereiche und Objekte (Abbildung 5) in den zwölf beteiligten Gemeinden im Landkreis Lörrach identifiziert, die bei Starkregenereignissen durch Überflutung, Erosion oder Sedimentation gekennzeichnet sind und mit vergangenen Ereignissen abgeglichen.

Risikobereiche sind durch einen oder mehrere Gefahrenaspekte betroffene Bereiche unterschiedlicher Grösse sowohl im Siedlungsgebiet als auch in den Aussenbereichen etwa durch Überflutung und Sedi-

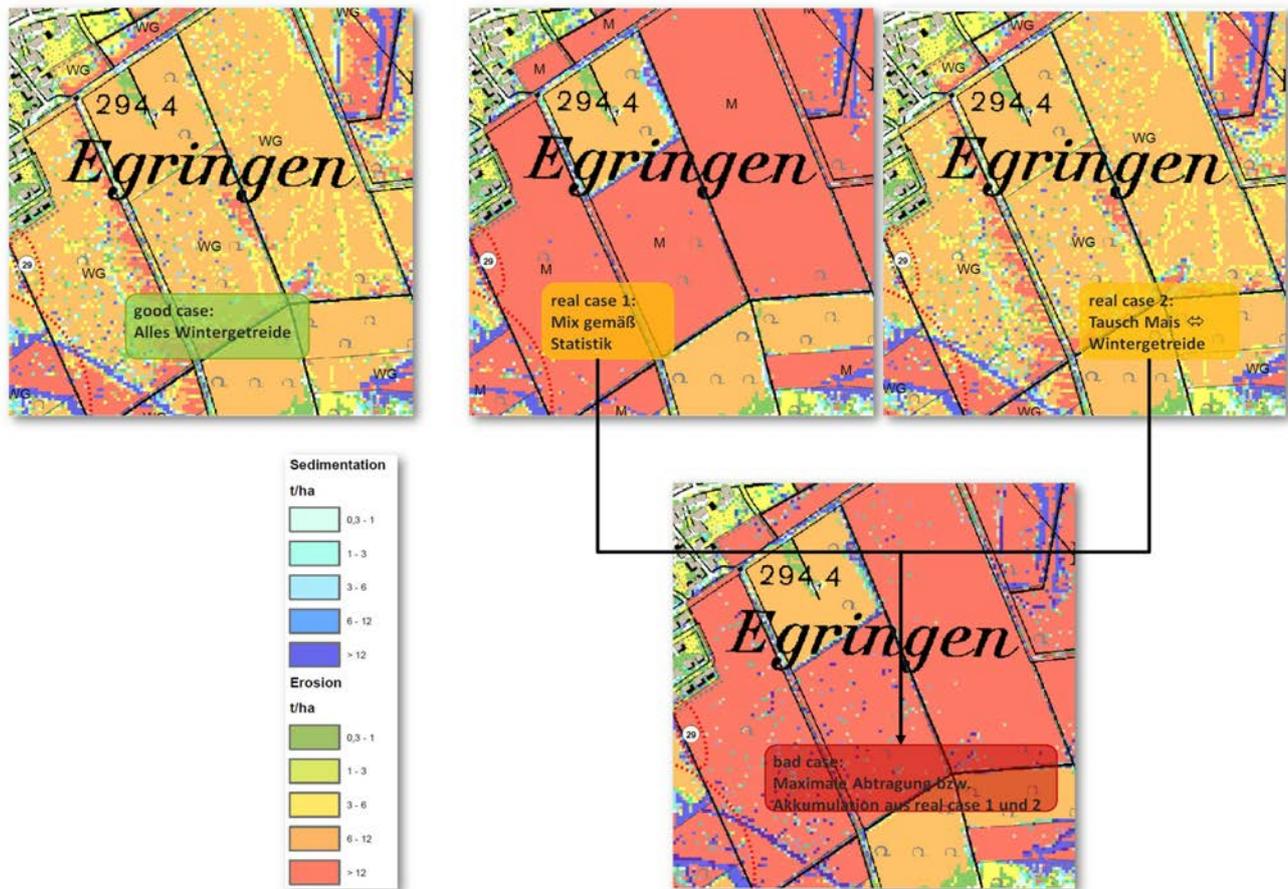


Abbildung 4: Die modellierten Erosionsszenarien

mentation. Neben der Beurteilung der Gefahr wird aber die Vulnerabilität des Gebietes bei der Beurteilung herangezogen, d. h. nur wenn auch ein Schaden zu erwarten ist, ist auch von einem Risiko auszugehen. Einbezogen werden hier auch die indirekten Auswirkungen, z. B. wenn durch eine Überflutung schädliche Stoffe austreten und Folgeschäden verursachen oder aber die Erreichbarkeit oder die Versorgungssicherheit eingeschränkt wird. Risikoobjekte sind Gebäude mit öffentlichem Bezug wie beispielsweise Kindergärten, Seniorenheime und Feuerwehr.

Die lokalisierten Problemstellen und Risikoobjekte werden in Workshops mit allen beteiligten Akteuren vorgestellt und ergänzt sowie erste Lösungsansätze diskutiert. Die Ergebnisse der Risikoanalyse sind in einer Risikobeschreibung verbal ausgeführt und in Risikosteckbriefen für Risikoobjekte aufbereitet.

2.3 Handlungskonzept

Im Anschluss der Risikoanalyse wird schliesslich ein Handlungskonzept mit Massnahmenvorschlägen erstellt. Dies erfolgt in Absprache mit dem aufgebauten Netzwerk aus kommunalen Fachämtern, Land- und Forstwirtschaft, betroffenen Bürgern, Fachplanern sowie den Rettungs- und Einsatzkräften des Katast-

rophenschutzes. Die Ergebnisse des Projekts werden auf vergleichbare Gebiete innerhalb des Landkreises und darüber hinaus übertragbar sein.

Das Ziel des Handlungskonzeptes ist, durch geeignete Vorsorgemassnahmen in Aussenbereichen wie etwa Anlage dezentraler Retentionsmulden oder reduzierte Bodenbearbeitung (BILLEN et al. 2018) Überflutungen und Erosionsereignisse im Landkreis Lörrach so weit als möglich zu verhindern bzw. die Schäden möglichst gering zu halten.

3. Ergebnisse und Ausblick

Beim Vergleich der mittleren Bodenabträge auf den Ackerflächen der unterschiedlichen Szenarien durch einen Starkregen mit ca. 48 mm/h verzeichnet das «good case» mit durchschnittlich 29 t/ha pro Ereignis bei der günstigen Fruchtfolge ca. 70 % weniger Erosion als das «bad case» mit quasi nur Maisanbau sowie durchschnittlich 55 % weniger Erosion gegenüber beiden «real case» Szenarien mit dem gängigen Feldfruchtmix aus etwa gleichanteiliger Sommer- und Winterkulturen (Abbildung 6). Die Schwankungsbreite beträgt umgerechnet 0 bis 270 t/ha, wobei sich insbesondere die Maximalwerte auf kleinere

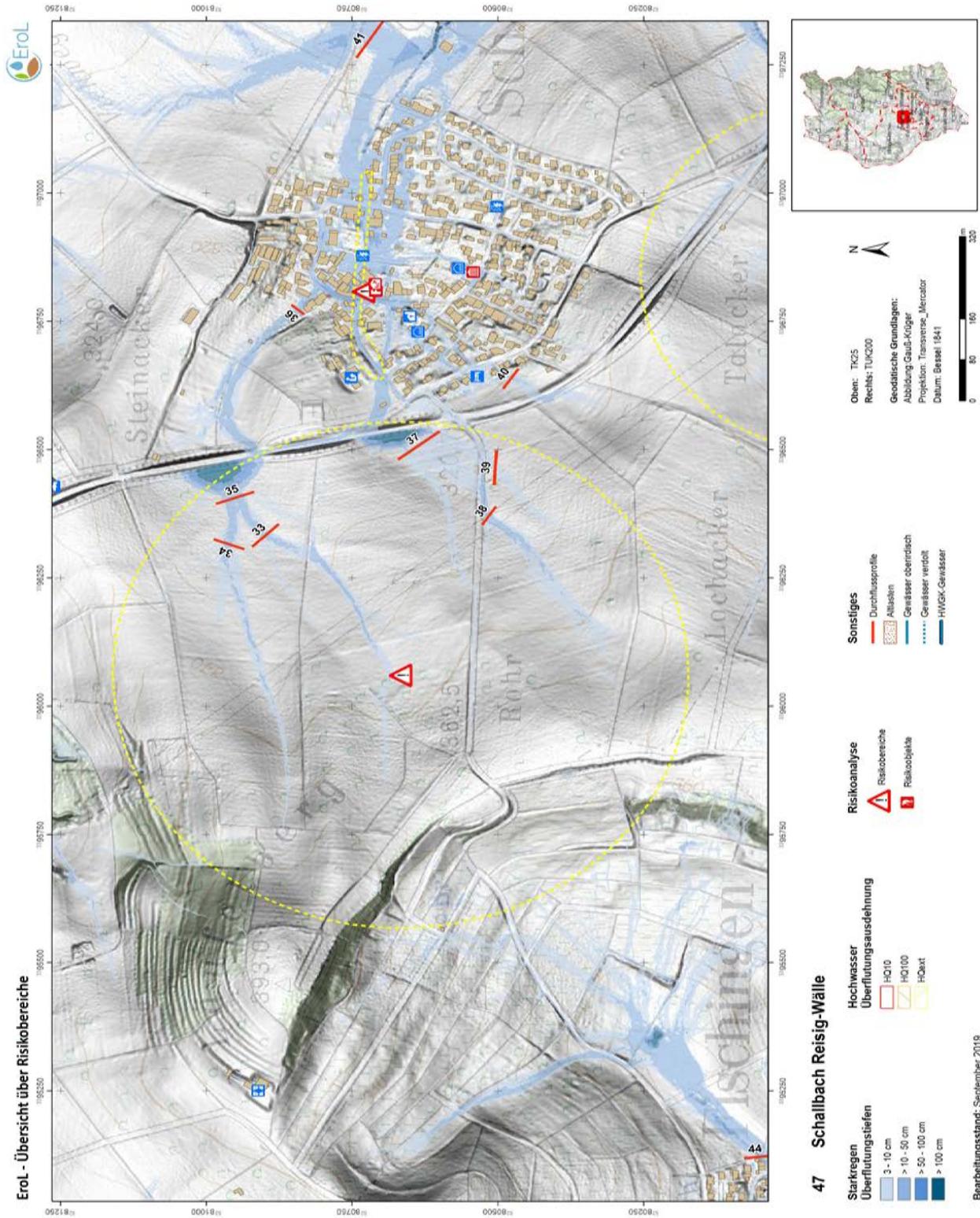


Abbildung 5: Beispiel für Karte mit Überflutungstiefen sowie Risikobereichen und Risikoobjekten (hier: Schallbach nordwestlich von Lörrach)

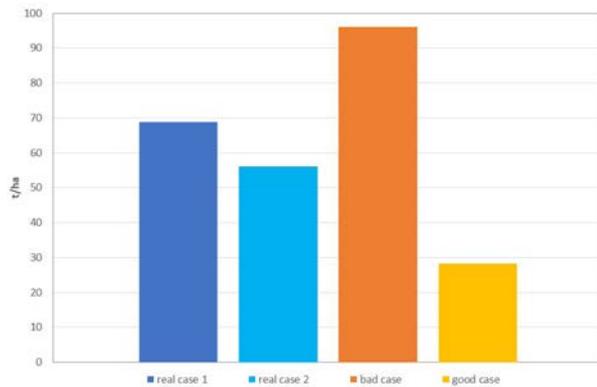


Abbildung 6: Mittlere Bodenerosion von den Ackerflächen, die mit LIESM berechnet wurde für unterschiedliche Szenarien bei einem Starkregenereignis mit ca. 48 mm/h

Bereiche mit wenigen Quadratmetern beschränken. Bei dem simulierten Starkregen und den Bodenverhältnissen in der untersuchten Vorbergzone errechnet sich daraus ein Verlust von durchschnittlich 20 m³/ha Wasserspeicherkapazität und 100 kg Boden-N/ha.

Die Plausibilisierung der erstellten Erosionsgefahrenkarten mit Kartierungen von realen Erosionsereignissen im Mai 2018 führte zu guten Übereinstimmungen der Erosions- und Sedimentationsbereiche (Beispiel siehe Abbildung 7).

Für die genannten Szenarien aus den Erosions- und Starkregenmodellierungen wurden jeweils 46 Gefahrenkartenblätter im Massstab 1:5000 erstellt (Ausschnitte siehe Abbildungen 4 und 7) und den Kommunen im EroL-Projektgebiet zur Verfügung gestellt. Diese sind zudem über das Geoportal des Landkreis Lörrach abrufbar.

Die Handlungskonzepte für die zwölf an EroL beteiligten Kommunen im Landkreis Lörrach werden 2020 aufgestellt und runde Tische mit allen Beteiligten aus Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft und Katastrophenschutz sollen etabliert werden. Diese werden auch über das Projektende hinaus bestehen bleiben, um die Umsetzung der empfohlenen Massnahmen durch den Landkreis in Zusammenarbeit mit allen Beteiligten in den Kommunen zu gewährleisten. Als Leuchtturmprojekt können die Ergebnisse von EroL auf andere Kommunen innerhalb und ausserhalb des Landkreises mit vergleichbarer Gebietsstruktur übertragen werden.

Literatur

BILLEN, N., PUHLMANN, H., KEMPE, J. ASSMANN, A., 2018: Land- und forstwirtschaftliche Massnahmen zur Stärkung des Wasser- und Bodenrückhalts in Kommunen – Steckbriefe für die Praxis. – WBW Fortbildungsgesellschaft

für Gewässerentwicklung mbH, Karlsruhe, 31 S.

GEOMER GmbH und RUIZ RODRIGUEZ + ZEISLER + BLANK GbR, 2017: FloodArea HPC-Desktop, Anwenderhandbuch, Heidelberg.

GREEN, W. H. and AMPT, G. A., 1911: Studies on soil physics I. – The flow of air and water through soils. J. Ag. Sci. 4, 1–24.

JUNGHÄNEL, T., ERTEL, H., DEUTSCHLÄNDER, T, 2017: KOSTRA – DWD – 2010R. Bericht zur Revision der koordinierten Starkregenregionalisierung und -auswertung des Deutschen Wetterdienstes in der Version 2010, Offenbach.

LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 2016: Leitfaden Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg, Karlsruhe.

LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 2011: Merkblatt Gefahrenabwehr bei Bodenerosion, Karlsruhe.

SAUER, T., ASSMANN, A., BILLEN, N., FOSSER, G., GROH, S., KEMPE, J., SCHÄDLER, G., SCHIPPER, H., STRAUSS, D., 2013: Kleinräumige Modellierung zur Abschätzung der Bodenerosion infolge von Starkniederschlägen. KLIWA-Berichte Heft 19, 206–249.

Statistisches Landesamt Baden Württemberg, 2018: Agrarstrukturhebung, Landwirtschaftszählung, Bodennutzungshaupterhebung. Stuttgart.

University of Twente, 2018: OpenLISEM. Multi-Hazard Land Surface Process Model – Documentation & User Manual. Twente.

Das Leuchtturmprojekt «EroL» wird von 2018–2021 im Rahmen der Deutschen Anpassungsstrategie an die Folgen des Klimawandels (DAS) durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) gefördert (Förderkennzeichen 03DAS111).

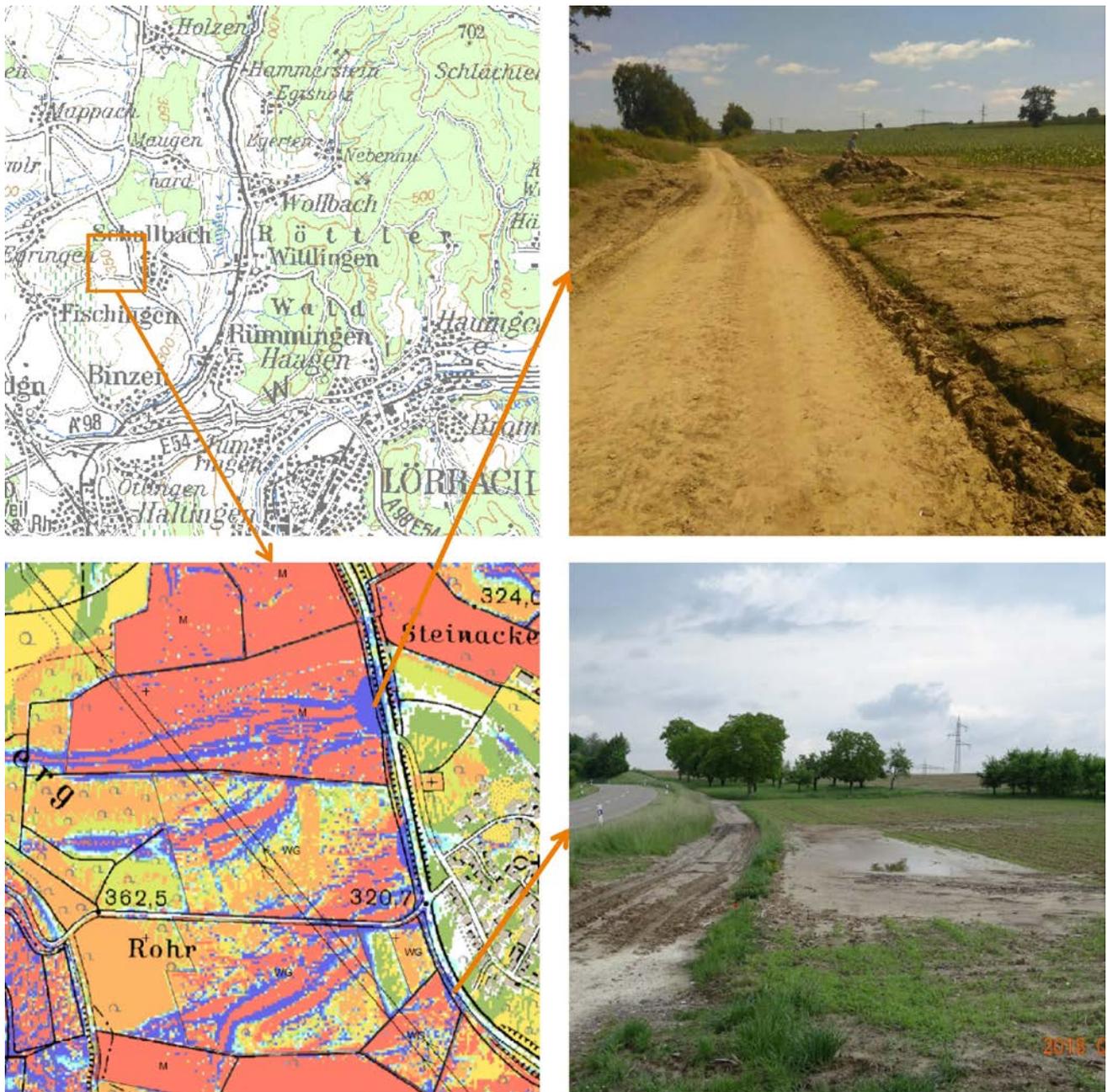


Abbildung 7: Gute Übereinstimmung der Erosions- und Sedimentationsbereiche bei Karte und Kartierung (Erosionsereignis Mai 2018, Schallbach, Fotos: J. Kempf [oben], P. Blau [unten])

N₂O-Emission und N-Dynamik im Boden nach der Düngung von Schweinekot aus einem Fütterungsversuch mit und ohne Pflanzenkohle als Futteradditiv

Thomas Appel und Lukas Wald

Technische Hochschule Bingen, Berlinstrasse 109, 55411 Bingen – Prof. Dr. Thomas Appel, Tel.: 06721 409 174, E-Mail: t.appel@th-bingen.de

Zusammenfassung

Pflanzenkohle wird nicht nur als Boden-hilfsstoff eingesetzt, sondern mehr noch als Additiv in der Tierfütterung. In einem Pflanzversuch im Gewächshaus und einem Bodeninkubationsversuch wurde geprüft, wie sich der Zusatz von Pflanzenkohle im Futter auf die N-Dynamik im Boden und die Emission von Lachgas auswirkt, wenn der Boden mit dem Kot der Tiere gedüngt wird. Im Boden erwies sich die mit dem Kot zugeführte Kohle inert. Sie beeinflusste weder die N-Dynamik im Boden signifikant, noch die Pflanzenerträge oder die Emission von N₂O und CO₂.

Abstract

Biochar is not only used as a soil additive, but merely as an additive in animal feed. In a plant trial in the greenhouse and a soil incubation test, it was examined how the addition of biochar in the feed affects the N-dynamics in the soil and the emission of nitrous oxide when the soil is fertilized with the feces of the pigs which had fed with biochar. In the soil, the biochar supplied with the feces turned out to be inert. It did not significantly affect N-dynamics in soil, nor does it affect plant yields or the emission of N₂O and CO₂.

Keywords: Biochar, Futterkohle, Schweinekot, Stickstoff-Umsatz, Treibhausgas-Emission, Lachgas, Kohlendioxid

1. Einleitung

Pflanzenkohle (Biochar oder auch Biokohle genannt) wird weniger als Bodenhilfsstoff eingesetzt, sondern in grösserer Menge als Additiv in der Tierfütterung. Die Adsorptionskapazität der Kohle soll Verdauungsstörungen vorbeugen, wobei über die Futtermittel aufgenommene Pflanzentoxine sowie Stoffwechselprodukte von Pathogenen möglicherweise adsorbiert werden. SCHMIDT et al. (2016) berichteten, dass durch Futterkohle die Mastleistung erhöht und die Qualität der Schlachtkörper verbessert werden könne. In dem Fütterungsversuch, aus welchem der Schweinekot für die hier beschriebenen Pflanzenversuche stammte, steigerte die Futterkohle die Mastleistung von Schweinen allerdings nicht (APPEL et al. 2019).

Das hohe Adsorptionsvermögen der Pflanzenkohle könnte bewirken, dass Stickstoff aus der Bodenlösung von der Kohle zurückgehalten wird, wodurch er den Pflanzen nicht mehr zur Verfügung stünde. Die Effekte dieser Stickstoffretentionswirkung wurde bei «frischen» Pflanzenkohlen beobachtet, wel-

che noch nicht mit Wirtschaftsdünger oder Kompost in Kontakt gekommen waren (KAMMANN et al. 2015). Um dieser Nährstofffestlegung entgegenzuwirken, wird empfohlen, die Kohle vor dem Einmischen in den Boden mit Nährstoffen und mikrobieller Biomasse zu beladen. Hierzu könnten Mischungen aus Pflanzenkohle und Kompost oder Wirtschaftsdünger eingesetzt werden (LEHMANN et al. 2006). Bei letzterem ist es möglich, die Kohle direkt im Verdauungstrakt der Tiere mit flüssigen organischen Nährstoffen zu beladen (JOSEPH et al. 2015). Bei der Kompostierung und wahrscheinlich auch während des Verdauungsprozesses durchläuft die Pflanzenkohle einen beschleunigten Alterungsprozess. Dabei bilden sich vermehrt funktionelle Gruppen an den verzweigten Oberflächen heraus (JOSEPH et al. 2015). Dadurch wird die Redoxaktivität der Kohle erhöht (KLÜPFEL et al. 2014). Des Weiteren wird vermutet, dass sich durch die Beladung der Pflanzenkohle mit flüssigen organischen Nährstoffen die inneren Oberflächen der porenreichen Kohle mit einer organischen Schicht überziehen, wodurch die Nährstoffaustauschkapazität er-

höht wird (KAMMANN et al. 2015). SCHULZ et al. (2013) berichteten, dass Pflanzenkohle im Boden die Bodenfruchtbarkeit verbesserte. KAMMANN et al. (2015) fanden zudem, dass die Kohle Nitrat zu binden vermag und die Emission von Treibhausgasen verminderte.

Futterkohle kommt während der Passage durch den Verdauungstrakt der Tiere in innigen Kontakt mit dem Kot der Tiere. Sie wird dadurch mit Nährstoffen beladen. Wenn die Exkrememente der Tiere später in der Landwirtschaft als Dünger eingesetzt werden, könnten die positiven Eigenschaften der Kohle im Boden realisiert werden.

2. Material und Methoden

2.1 Pflanzversuch im Gewächshaus

In einem Pflanzversuch im Gewächshaus wurde geprüft, wie sich der Zusatz von Pflanzenkohle im Futter auf die N-Dynamik im Boden und die N-Verfügbarkeit für die Pflanzen auswirkt, wenn der Boden mit dem Kot der Tiere gedüngt wird. Dazu wurde ein Boden (Ackerkrume; pH(CaCl₂) 7.1; Textur: S 59.5 %, U 23.1 %, T 17.4 %; Humus 1.7 %, C:N im Humus 8.5, CAL-P 12.8 mg /100 g) mit dem Kot von 8 Schweinen eines Fütterungsversuchs gedüngt. Vier Schweine waren mit Pflanzenkohle und vier Tiere ohne Additiv gefüttert worden. Der Kohleanteil im Futter betrug bei 2 Schweinen 1.5 % (Tier Nr. 4 und 6) und bei 2 Schweinen 2.5 % (Nr. 2 und 8). Da sich die Resultate beider Kohlevarianten nicht unterscheiden, wurden die Ergebnisse gepoolt ausgewertet, d. h. n = 4 Tiere «mit Kohle» im Vergleich zu n = 4 «ohne Kohle». Die als Futteradditiv verwendete Pflanzenkohle stammte von der Fa. PYREG GmbH in Dörth, hergestellt mit einem Reaktor vom Typ PYREG P500 bei ca. 600 °C (± 25 °C). Ausgangsmaterial waren Kieferhackschnitzel ohne Rinde, 80 % Kohlenstoff in der Trockenmasse. Der Kot der Schweine wurde mit der Beuteltechnik (BORGMANN et al., 1992) aufgefangen, täglich gewogen und bis zur Analyse (Elementaranalyse mittels Variomax, Fa. Elementar) bzw. der Düngung des Bodens gefrostet aufbewahrt. Die ausgeschiedene Stickstoffmenge wurde als Produkt der Masse an gesammeltem Kot und der Stickstoffkonzentration im Kot errechnet.

Um den Einfluss der Kohle in den Exkrementen auf die N-Dynamik im Boden zu quantifizieren, wurde ein Gefäßversuch mit Grünroggen (Ovid) und Weidelgras in Kick-Brauckmann-Gefäßen im Gewächshaus der TH Bingen durchgeführt. Vor der Aussaat des Roggens (17 Körner/Gefäß) wurden 100 bzw. 200 mg N/kg Boden in Form von Schweinekot ge-

Tabelle 1: Dünge-Varianten im Pflanzversuch

Bezeichnung	Kot von Schwein Nr. bzw. Anzahl Parallelen	gedüngt mg N/Gefäß
Null-Kontrolle = ohne N ohne P		0
N-Kontrolle = ohne N mit P	n = 6	0
Ammoniumnitrat 200 N ohne P		1608
Ammoniumnitrat 200 N mit P		1608
Normalkot 100 N	#1, #3, #5	804
Normalkot 200 N	bzw. #7	1608
Kohlekot 100 N	#2, #4, #6	804
Kohlekot 200 N	bzw. #8	1608

düngt. Je zwei Gefäße wurden also mit dem Kot eines Tieres gedüngt, nämlich ein Gefäß mit niedriger und eines mit hoher Dosis. Die Fütterungsvarianten der Tiere n = 4 «mit» und n = 4 «ohne» Kohle repräsentieren zugleich die Zahl der Parallelen im Gefäßversuch. Ausserdem gab es Varianten mit Mineral-N (NH₄NO₃) und ohne N-Düngung (Kontrolle), die mit je n = 6 Parallelen angesetzt wurden. Alle Gefäße erhielten Kalium- und Magnesiumsulfat sowie Bor, Molybdän, Mangan, Zink und Kupfer in gelöster Form. Ein Teil der nicht mit Kot gedüngten Böden wurde ausserdem mit Phosphor in Form von CaH₂PO₄ gedüngt (Tabelle 1). Beim Ansetzen der Gefäße wurden die Dünger mit dem Boden intensiv gemischt und dann der Boden jeweils in das Gefäß gefüllt.

Die mit Roggen eingesäten Gefäße wurden alle zwei Tage mit entionisiertem Wasser auf ca. 75 % der maximalen Wasserhaltekapazität befeuchtet. Einmal pro Woche wurden alle Gefäße gewogen und auf ihr exaktes Gewicht gegossen. Sechs Wochen nach der Aussaat wurde der Roggen geerntet, der Roggenaufwuchs im Trockenschrank getrocknet, pulverisiert und die N-Konzentration in der Trockenmasse (TM) bestimmt (Variomax, Fa. Elementar).

Nach der Ernte des Roggens wurde Weidelgras als Nachkultur gesät (3 g/Gefäß) und zweimal geerntet. Der TM-Ertrag des Weidelgrases wurde bestimmt und N in der TM gemessen.

Zu vier Terminen wurden aus jedem Gefäß mit einem Bohrstock drei Bodenproben (ca. 50 g) entnommen. Dies geschah zu Versuchsbeginn, nach der Roggenernte sowie nach dem 1. und nach dem 2. Schnitt des Weidelgrases. Die dabei entstandenen Bohrlöcher wurden mit 200 g Quarzsand je Gefäß aufgefüllt. Die Bodenproben wurden mit 0.01 M CaCl₂ extrahiert und Nitrat und Ammonium in den Extrakten gemessen (San++, Fa. Skalar).

2.2 Inkubationsversuch im Labor

Aliquote des im Gewächshausversuch verwendeten Bodens wurden ausserdem für eine Laborinkubation verwendet. Diese diente dazu, den Verlauf der N-Mineralisation und den mikrobiell gebundenen N im Boden zu messen sowie die Emission von N₂O, CO₂ und NH₃ zu erfassen. Insgesamt 36 Portionen à 600 g Frischmasse (FM) des Bodens wurden in 1 Liter Kunststoffdosen eingewogen. Zwölf Portionen erhielten keinen Dünger, in je drei Portionen wurde jeweils 7 g vom Kot eines der 8 Schweine des Fütterungsversuchs (s. o.) eingemischt. Somit gab es 3 x 4 = 12 Portionen Boden, gedüngt mit Kohlekot (je 3 Portionen von den Schweinen Nr. 2, 4, 6 und 8) und 12 Portionen mit Normalkot (je 3 gedüngt mit dem Kot der Schweine Nr. 1, 3, 5 und 7). Eine Portion, gedüngt mit dem Kot jeweils eines Schweins, sowie vier nicht mit Kot gedüngte Boden-Portionen wurden gleich nach dem Ansetzen auf Nitrat, Ammonium und mikrobiell gebundenen Stickstoff untersucht. Dazu wurden 50 g des Bodens sofort mit 200 ml 0.5 M K₂SO₄-Lösung extrahiert und 50 g Boden zunächst für 24 h mit Chloroform in einem Exsikkator behandelt und anschliessend mit K₂SO₄ extrahiert. Es wird angenommen, dass durch die Fumigation ca. 54 % des mikrobiell gebundenen Stickstoffs in eine extrahierbare Form überführt wird (BROOKES et al. 1985). Nitrat, Ammonium und der gesamte extrahierbare N (Ngesamt-ex) wurden colorimetrisch bestimmt (San++, Fa. Skalar). N extrahierbar durch Fumigation wurde als Differenz des Ngesamt-ex der fumigierten Proben abzüglich des Ngesamt-ex der nicht fumigierten Proben gemessen. Extrahierbarer organischer N (Norg) in den nicht fumigierten Proben wurde als Differenz von Ngesamt-ex abzüglich NH₄-N und NO₃-N errechnet.

Die restlichen in die Kunststoffgefässe eingewogenen Bodenportionen wurden im Labor bei ca. 20 bis 25 °C 6 Wochen bzw. 9 Wochen lang aufbewahrt. Die Gefässe wurden dazu mit einem perforierten Deckel verschlossen. Wasserverluste durch Verdunstung wurden einmal wöchentlich mit entionisiertem Wasser kompensiert. Nach 6 Wochen Inkubationszeit wurden von jeder Variante 4 Portionen entnommen und Nitrat, Ammonium und der mikrobiell gebundene Stickstoff im Boden bestimmt. Die verbleibenden zwölf Gefässe wurden dazu verwendet, im Luftraum über dem Boden (Headspace) die Konzentration von CO₂, N₂O und NH₃ zu messen. Für die Messung wurde die Perforierung der Deckel verschlossen und ein photoakustisches Gasmessgerät (Innova 1412, Fa. Lumasense) im Umluftbetrieb mindestens 24 h lang angeschlossen. Neun Wochen

nach dem Ansetzen wurden auch diese Gefässe «geschlachtet» und die Böden mit 0.5 M K₂SO₄ extrahiert. In den Extrakten wurden Nitrat und Ammonium gemessen.

Die Ergebnisse wurden varianzanalytisch ausgewertet (Faktor Düngung, drei Faktorstufen «mit Kohlekot», «mit Normalkot», «ohne Kot»). Die Mittelwerte wurden post hoc mittels SNK-Test verglichen und der Standardfehler (SE) als Fehlerbalken in den Grafiken visualisiert. Säulen, die mit mindestens einem gleichen Buchstaben markiert sind, unterscheiden sich nicht signifikant.

3. Ergebnisse

3.1 Stickstoffausscheidung mit dem Kot

Die Kohle hatte keinen Einfluss auf die Stickstoffkonzentration im Kot (Abbildung 1). Sie beeinflusst auch nicht die mit dem Kot ausgeschiedene N-Menge (Abbildung 2).

Tier Nr. 4 litt während des Fütterungsversuchs, in dem der für den Pflanzversuch verwendete Kot gewonnen wurde, an Durchfall. Für die Auswertung in Abbildung 1 und 2 wurde deshalb die N-Ausscheidung mit und ohne Tier Nr. 4 berechnet.

3.2 Pflanzversuch mit Roggen und Weidelgras

Die Stickstoffdüngung wirkte positiv auf den Pflanzenertrag, die Phosphordüngung wirkte dagegen

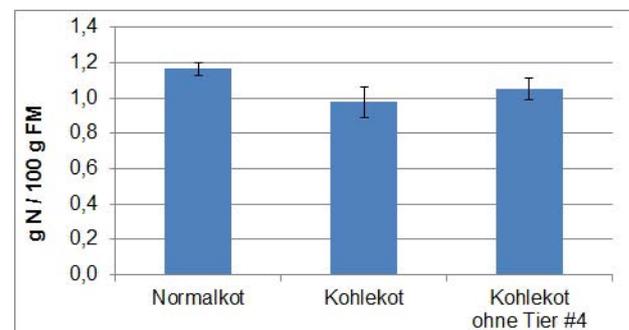


Abbildung 1: N-Konzentration in % der Kot-Frischmasse (FM), Mittel von n = 4 bzw. n = 3 Tieren

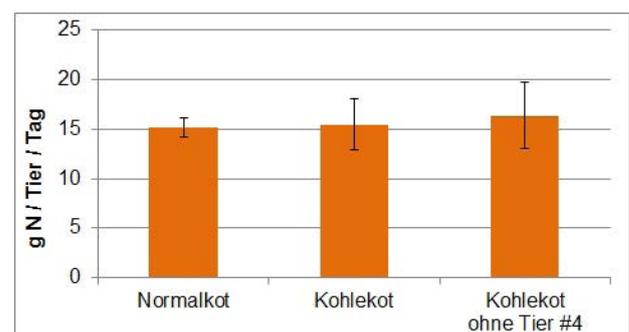


Abbildung 2: N-Ausscheidung mit dem Kot; Mittel von n = 4 bzw. n = 3 Tieren

nicht (Abbildung 3). Die Kohle hatte keinen Einfluss auf den Ertrag.

Stärker noch als in den Erträgen spiegelte sich die Düngung im N-Entzug wider (Abbildung 4). Der Roggen-Aufwuchs entzog am meisten Stickstoff. Für den 2. Aufwuchs des Weidelgrases war dann nur noch wenig Stickstoff im Boden verfügbar. Dieser 2. Weidelgras-Aufwuchs kennzeichnete die N-Nachlieferung.

Die Nitratvorräte in den Böden (nennenswert $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde in den Böden nicht gemessen) waren nach dem 2. Weidelgras-Schnitt aufgebraucht (Abbildung 5). Die Kohle im Kot war für die Nitratgehalte im Boden bedeutungslos.

3.3 Laborinkubation

Die Düngung der Böden mit dem Kot der Schweine spiegelte sich in mehr mikrobiell gebundenem N wider. Die Fumigation machte in den mit Kot gedüngten Böden mehr N extrahierbar (= Indikator für mikrobiell gebundenen N) als in dem Boden ohne Kot (Abbildung 6). Auch ohne die Fumigation waren der lösliche organische N (Norg) und Ammonium-N in den mit Kot gedüngten Böden höher als in dem Boden ohne Kot. Die Kohlefütterung hatte darauf jedoch keinen signifikanten Einfluss.

Der mikrobiell gebundene Stickstoff hatte in allen drei Varianten im Verlauf der sechswöchigen Inkubation abgenommen, ebenso der lösliche organische N und das Ammonium im Boden (Abbildung 7). Nitrat akkumulierte dagegen in allen Böden aufgrund von Mineralisation und Nitrifikation. Die Nitratakkumulation war in den mit Kot gedüngten Böden wesentlich stärker ausgeprägt als in dem nicht gedüngten. In den mit Kohlekot gedüngten Böden war die Nitratakkumulation tendenziell geringer als in den mit Normalkot gedüngten Böden. Der Unterschied war allerdings gering und nicht signifikant.

Die im Vergleich zur Normalkot-Variante tendenziell verlangsamte Mineralisation in den mit Kohlekot gedüngten Böden war auch nach neun Wochen Inkubationszeit erkennbar. Im Boden der Kohlekot-Variante war tendenziell weniger Nmin als im Boden der Normalkot-Variante (Abbildung 8).

Die Gasmessung im Headspace der Inkubationsgefäße ergab, dass zwischen den einzelnen Gefäßen (= Parallelen) einer Variante beträchtliche Unterschiede in der CO_2 - und der N_2O -Konzentration bestanden (Abbildung 9). Das war im Prinzip bei allen drei Varianten und sowohl bei N_2O als auch bei CO_2 der Fall (Daten nicht gezeigt). Im Mittel unterschieden sich die Varianten weder in der CO_2 - noch in

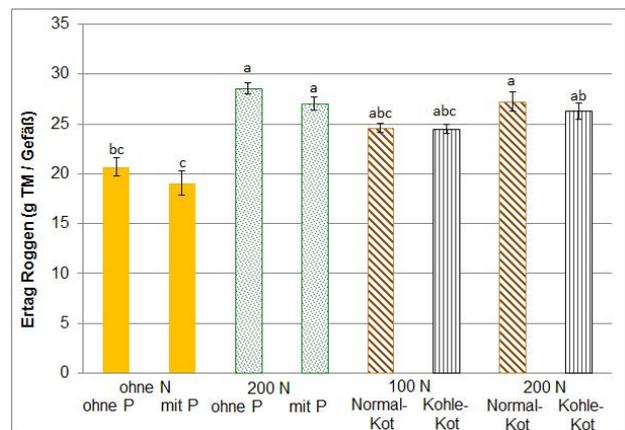


Abbildung 3: Roggenertrag, Mittel von n = 4 Gefäßen ± SE

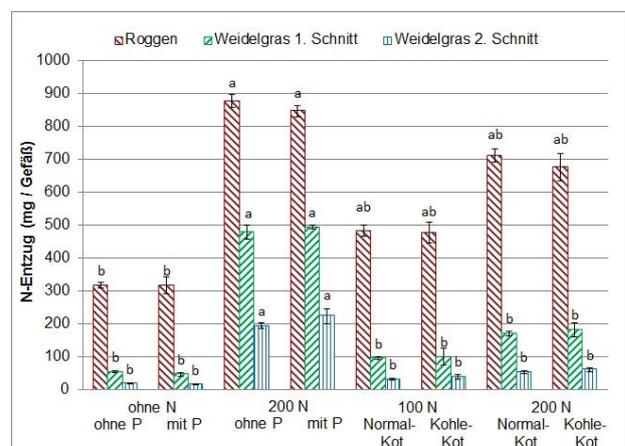


Abbildung 4: N-Entzug mit dem Pflanzenaufwuchs, Mittel von n=4 Gefäßen ± SE

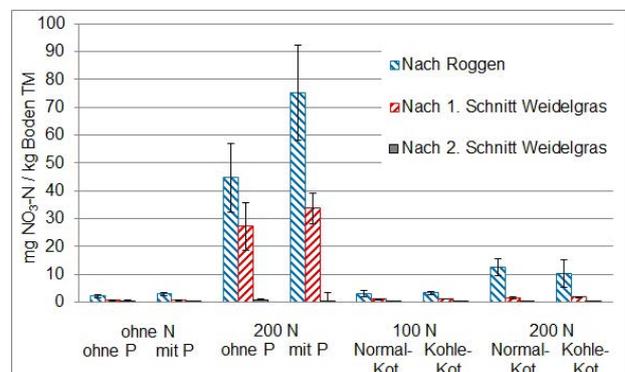


Abbildung 5: Nitrat im Boden, Mittel von n = 4 Gefäßen ± SE

der N_2O -Konzentration signifikant (Abbildungen 10 und 11). Ammonium wurde im Headspace der Inkubationsgefäße stets unterhalb der Bestimmungsgrenze gemessen.

4. Diskussion

Schweine scheiden überschüssigen Stickstoff vor allem über den Urin aus. Der Kot enthält jedoch ebenfalls beträchtliche Mengen an Stickstoff, und zwar nicht nur in organischer Form, sondern auch als NH_4^+ . Unmittelbar nach der Düngung war das

Ammonium aus dem Kot im Boden zu messen (Abbildung 6). Ammonium steht mit Ammoniak in wässriger Lösung in einem pH-abhängigen Gleichgewicht, aus dem es in Form von NH₃ in die Luft entweichen kann. Pflanzenkohle, als Additiv dem Futter zugesetzt, könnte die NH₃-Volatilisation mindern, indem sie NH₄⁺ adsorbiert. Unsere Messungen ergaben allerdings keinen Hinweis darauf, dass dieser Effekt tatsächlich eintrat, was mit der eher alkalisierenden Wirkung der Pflanzenkohle zu erklären ist (SUBEDI et al. 2015). Pflanzenkohle, die als Futteradditiv angeboten wird, hat eine ca. 10fach niedrigere spezifische Oberfläche als die wesentlich teurer herzustellende Aktivkohle (LONAPPAN et al. 2016).

SCHMIDT et al. (2016) betonten die Vorteilhaftigkeit der Kaskadennutzung von Pflanzenkohle als Futteradditiv, weil die Kohle mit den Exkrementen der Tiere ausgeschieden wird und dann als Wirtschaftsdünger in den Boden gelangt, wo sie die Bodenfruchtbarkeit steigern, den Nitrataustrag mindern und die Emission von Treibhausgasen vermeiden hilft. Allerdings gibt es keine Angaben, wie persistent die verfütterte Pflanzenkohle bei der Passage durch den Magen-Darm-Trakt der Schweine ist. Direkt in den Boden oder in Kompost appliziert, wird Pflanzenkohle nur extrem langsam abgebaut (WANG et al. 2016). Diese Persistenz des in der Pflanzenkohle enthaltenen Kohlenstoffs kann auch für die Passage durch den Magen-Darm-Trakt vermutet werden.

Die Ergebnisse unseres Gefäßversuchs lieferten allerdings keinen Hinweis darauf, dass die Pflanzen von der mit den Exkrementen ausgeschiedenen Pflanzenkohle profitierten. Der als erste Kultur im Pflanzversuch angebaute Roggen verfügte über ausreichend Wasser und alle erforderlichen Nährstoffe ausser Stickstoff. Das Wachstum des Roggens war durch die N-Versorgung limitiert (Abbildungen 3 und 4). Von dem sofort pflanzenverfügbaren NH₄NO₃ profitierte sowohl der Roggen als auch das anschließend angebaute Weidelgras, und zwar mehr als von dem gedüngten Schweinekot. Die Hoffnung, dass die Pflanzenkohle in den Exkrementen diese zu einer langsam fließenden N-Quelle werden lässt, bestätigte sich nicht. Die Kohle hatte keinen Einfluss auf die N-Aufnahme der Pflanzen. Die Pflanzen beuteten den anorganischen N im Boden bis zum Ende des Versuchs vollständig aus (Abbildung 5). Sie litten am Ende des Versuchs in allen Varianten unter N-Mangel. Das ist an dem limitierten zweiten Weidelgraswuchs zu erkennen. Die Kohlekot-Variante unterschied sich dabei nicht von der Normalkot-Variante.

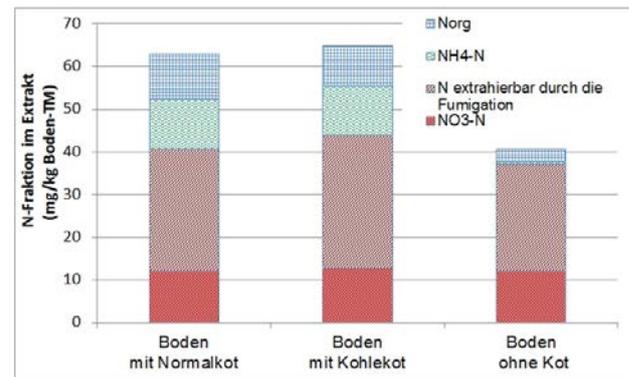


Abbildung 6: K₂SO₄-extrahierbarer N im Boden unmittelbar nach der Düngung (Tag 0); Mittel von n = 4 Gefässen

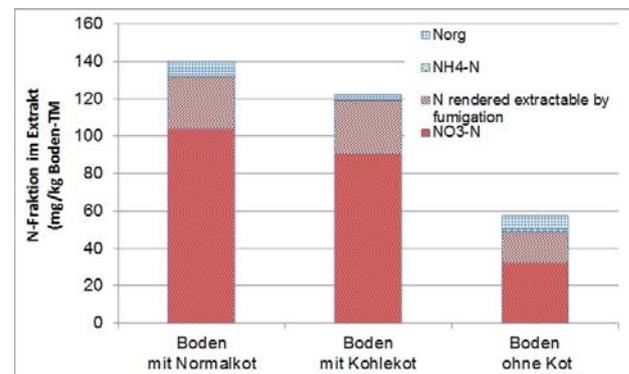


Abbildung 7: K₂SO₄-extrahierbarer N im Boden sechs Wochen nach der Düngung (Tag 42); Mittel von n = 4 Gefässen

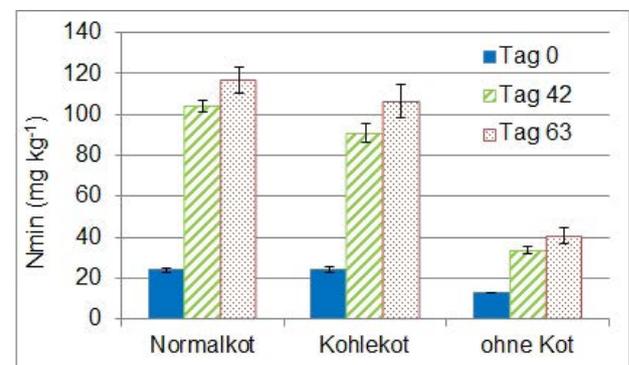


Abbildung 8: N_{min} (= NO₃-N + NH₄-N) im Boden unmittelbar nach der Düngung sowie nach sechs und nach neun Wochen Inkubation; Mittel von n = 4 Gefässen

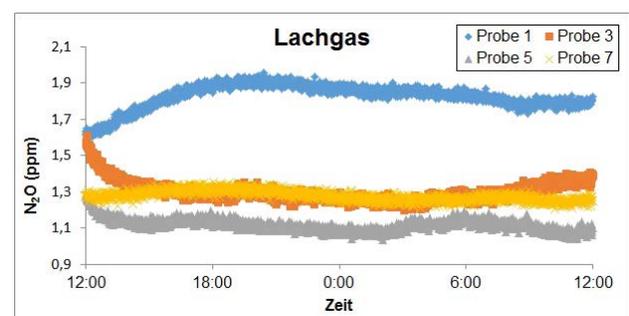


Abbildung 9: N₂O-Konzentration in der Luft über dem mit Normalkot von Schwein #1, #3, #5 und #7 gedüngten Boden im Inkubationsgefäß im Verlauf von 24 Stunden

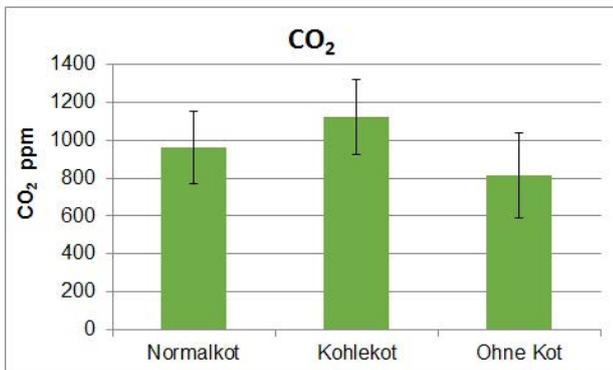


Abbildung 10: Kohlendioxid im Headspace der Inkubationsgefäße, Mittel von n = 4 Gefäßen ± SE

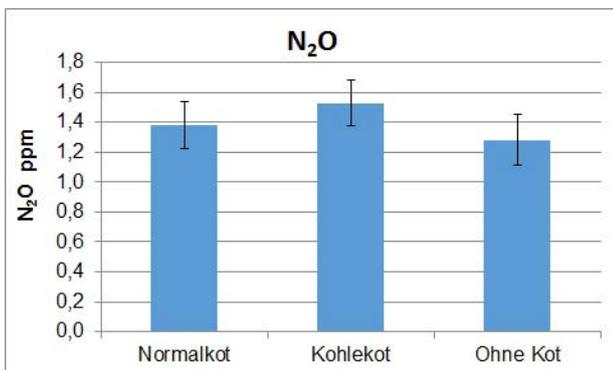


Abbildung 11: Lachgas im Headspace der Inkubationsgefäße, Mittel von n = 4 Gefäßen ± SE

Pflanzenkohle im Boden kann bewirken, dass weniger Lachgas emittiert wird (CASE et al. 2015). Unsere Messungen bestätigten dies jedoch nicht. Die Konzentration von N₂O und CO₂ in der Luft im Inkubationsgefäß über dem Boden war im Mittel sogar eher höher in der Kohlekot-Variante als in der Normalkot-Variante (Abbildungen 10 und 11). Die Unterschiede waren jedoch nicht signifikant. Im Vergleich zur Varianz, welche durch die Bodenproben verursacht wurde, war der Einfluss der Kohle für die N₂O-Konzentration unbedeutend. Die N₂O-Konzentration war allerdings durchgängig niedrig, was darauf schließen lässt, dass während der Messung die Bedingungen zur Bildung von N₂O schwerlich gegeben waren. Die Wirkung der Kohle auf die mikrobielle Umsetzung von Stickstoff im Boden hängt offensichtlich von zahlreichen Faktoren und ihrer Interaktionen ab, die kaum vorhersehbar sind, wie z. B. den mikrobiellen Prozessen im Boden (EDWARDS et al. 2018) und der Konzentration an Nitrat und Ammonium im Boden (SUN et al. 2017). Eine positive Wirkung auf die Reduktion von Treibhausgasen könnte dennoch von der Pflanzenkohle im Futtertrog ausgehen, da der in ihr enthaltene Kohlenstoff im Boden nur sehr langsam abgebaut wird und somit der Mineralisation zu CO₂ entzogen wird. Bei einem

Preis von ca. 1000 EUR je Tonne Futterkohle sind die CO₂-Vermeidungskosten mit ca. 340 EUR pro t CO₂ allerdings unverhältnismässig, wenn sie nicht durch eine kohlebedingt höhere Wertschöpfung bei der Pflanzenproduktion kompensiert werden.

5. Fazit

Die dem Schweinefutter zugesetzte Kohle war in jeder Hinsicht für den N-Umsatz in dem mit dem Kot gedüngten Boden inert. Im Pflanzversuch im Gewächshaus mit Roggen und Weidelgras war die Kohle für das Pflanzenwachstum und die N-Dynamik im Boden wirkungslos. In der Laborinkubation verminderte sie auch nicht die Emission von Lachgas und Kohlendioxid.

Literatur

APPEL, T., WITTKER, M., DUSEL, G., 2019: Pflanzenkohle als Futterzusatz bei Mastschweinen – Wirkung auf Futteraufnahme, N-Ausscheidung und Verdaulichkeit. VDLUFA-Schriftenreihe 76, Kongressband 2019, 378–383.

BORGMANN, E., WÜNSCHE, J., SOUFFRANT, W.-B., SCHADEREIT, R., 1992: Untersuchungen zur Anwendung der mobilen Beuteltechnik bei Schweinen. 1. Mitteilung: Bestimmung der scheinbaren Rohproteinverdaulichkeit und Aminosäurenresorption von Futtermitteln und Rationen. Arch Anim Nutr 42 (3–4), 213–223.

BROOKES, P. C., LANDMAN, A., PRUDEN, G., JENKINSON, D. S., 1985: Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. Soil. Biol. Biochem. 17, 837–842.

CASE, S. D. C., McNAMARA, N. P., REAY, D. S., STOTT, A. W., GRANT, H. K., WHITAKER, J., 2015: Biochar suppresses N₂O emissions while maintaining N availability in a sandy loam soil. Soil Biol. Biochem. 81, 178–185.

EDWARDS, J. D., PITTELKOW, C. M., KENT, A. D., YANG, W. H., 2018: Dynamic biochar effects on soil nitrous oxide emissions and underlying microbial processes during the maize growing season. Soil Biol. Biochem. 122, 81–90.

JOSEPH, S., POW, D., DAWSON, K., MITCHELL, D. R. G., RAWAL, A., HOOK, J., TAHERYMOOSAVI, S., ZWIETEN, L. V. A. N., RUST, J., DONNE, S., MUNROE, P., PACE, B., GRABER, E., THOMAS, T., NIELSEN, S., YE, J., LIN, Y., 2015: Feeding Biochar to Cows: An Innovative Solution for Improving Soil Fertility and Farm Productivity. Pedosphere 25, 666–679.

KAMMANN, C., SCHMIDT, H. P., MESSERSCHMIDT, N., LINSEL, S., STEFFENS, D., MÜLLER, C., KOYRO, H. W., CONTE, P., JOSEPH, S., 2015: Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. Nature Scientific Reports DOI: 10.1038/srep11080.

KLÜPFEL, L., KEILUWEIT, M., KLEBER, M., SANDER, M., 2014: Redox properties of plant biomass-derived black carbon (biochar). Environ. Sci. Technol. 48, 5601–5611.

LEHMANN, J., GAUNT, J., RONDON, M., 2006: Biochar Sequestration in Terrestrial Ecosystems – A Review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 403–407.

LONAPPAN, L., ROUISSI, T., DAS, R. K., BRAR, S. K., RAMIREZ, A. A., VERMA, M., SURAMPALLI, R. Y., VALERO, J. R., 2016: Adsorption of methylene blue on biochar microparticles derived from different waste materials. *Waste Management* 49, 537–544.

SCHMIDT, H. P., KAMMANN, C., GERLACH, A., GERLACH, H., 2016: Der Einsatz von Pflanzenkohle in der Tierfütterung. *Ithaka-Journal*, Arbaz, Switzerland, 364–394.

SCHULZ, H., DUNST, G., GLASER, B., 2013: Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. *Agron. Sustain. Development* 33, 817–827.

SUBEDI, R., KAMMANN, C., PELISSETTI, S., TAUPE, N., BERTORA, C., MONACO, S., GRIGNANI, C., 2015: Does soil amended with biochar and hydrochar reduce ammonia emissions following the application of pig slurry? *Eur. J. Soil Sci.* 66, 1044–1053.

SUN, Z., SÄNGER, A., REBENBURG, P., LENTZSCH, P., WIRTH, S., KAUPENJOHANN, M., MEYER-AURICH, A., 2017: Contrasting effects of biochar on N₂O emission and N uptake at different N fertilizer levels on a temperate sandy loam. *Sci. Total Environ.* 578, 557–565.

WANG, J., XIONG, Z., KUZYAKOV, Y., 2016: Biochar stability in soil: meta-analysis of de-composition and priming effects. *Bioenergy* 8, 512–523.

Klärschlammapplikation in Grundwasserschutzgebieten – ein kalkulierbares Risiko?

Wolf-Anno Bischoff¹, Andreas Schwarz¹ und Christoph Puschner²

¹Gutachterbüro TerrAquat, Schellingstrasse 43, 72622 Nürtingen, E-Mail: w.bischoff@terraquat.com

²Zweckverband Gruppenwasserwerk Dieburg, Ausserhalb 2 Hergershausen, 64832 Babenhausen, www.zvg-dieburg.de

Zusammenfassung

Im Einzugsgebiet eines Brunnens, das noch nicht als Wasserschutzgebiet ausgewiesen wurde, wird seit ca. 30 Jahren Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht. Klärschlamm ist einerseits ein Bodenverbesserer und Nährstofflieferant, andererseits aber auch Träger einer Vielzahl von unterschiedlichen Schadstoffen. Daher wurde in dieser Studie durch Literaturrecherchen, Modellierungen und Messungen untersucht, ob und in welcher Höhe von der Klärschlammausbringung lokal eine Gefahr für das Grundwasser ausgeht.

Während der sechs einjährigen Messperioden im Sickerwasser in 1 m Tiefe wurde insbesondere für Blei (Pb), Benzo[a]pyren und den Summenparameter polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) eine Gefährdung der Grundwasserqualität festgestellt. Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zu den Modellierungen. Zu einer verstärkten Mobilität dürften beigetragen haben: die Adsorption der Schadstoffe an z. T. leicht lösliche organische Substanz; strukturreiche, pfluglos bearbeitete Böden mit einem erhöhten Risiko für preferential flow sowie die Ausbringung im Spätsommer, teilweise in Phasen mit Gewittern und Starkregenereignissen. In Übereinstimmung mit den Modellierungen waren auch Standorte auf Flugsand (niedriger pH-Wert, geringer Humusgehalt) auswaschungsgefährdet.

Durch die Klärschlammausbringung wird daher die Grundwasserqualität beeinträchtigt, lokal werden in einzelnen Jahren im Sickerwasser Grenzwerte nach der deutschen Trinkwasserverordnung in der Fassung von 2018 (TrinkwV) überschritten. Aufgrund von Verdünnungseffekten ist mit keiner Grenzwertüberschreitung im Grundwasser zu rechnen.

Um die negative Beeinträchtigung des Grundwassers zu reduzieren, empfehlen wir, auf gefährdeten Standorten auf eine Ausbringung von Klärschlamm zu verzichten. Die Klärschlammapplikation sollte im Frühjahr und nicht mehr im Spätsommer erfolgen.

Aufgrund einer Novelle der deutschen Klärschlammverordnung in der Fassung vom 27.09.2017 (AbfKlärV) ist die Ausbringung von Klärschlämmen in Wasserschutzgebieten (WSG) grundsätzlich verboten. Nach einer erfolgreichen Ausweisung des Einzugsgebietes als WSG muss die Klärschlammausbringung daher beendet werden.

Im Untersuchungsgebiet wurden gering mit Schadstoffen belastete Klärschlämme aus ländlichen Gebieten über Jahrzehnte hinweg auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht. Trotz der niedrigen Schadstoffgehalte wurden für einzelne Schadstoffe in einzelnen Jahren lokal die Grenzwerte nach der deutschen Trinkwasserverordnung im Sickerwasser überschritten. Im Einzugsgebiet von als Trinkwasser genutzten Grundwasserkörpern ist daher eine Ausbringung von Klärschlamm kritisch zu betrachten.

Abstract

In a catchment area, which has not yet been declared as a water protection area, sewage sludge has been applied to agricultural land for about 30 years. Sewage sludge is an ameliorant and nutrient supplier on the one hand but also contains a multitude of different contaminants on the other. Therefore, this study investigated through literature research, modelling and measurements if and how much the application of sewage sludge locally is a risk for the ground water.

During 7 years of measurements in the seepage water in a depth of 1 m a risk for the ground water quality has

been detected especially for lead (Pb), benzo[a]pyrene and the sum parameter polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). These results are contradictory to the modelling. An increased mobility could be explained by adsorption of the contaminants to partly easily soluble organic matter, structured, unploughed soils with an increased risk for preferential flow as well as the application in late summer, partially in phases with thunderstorms and heavy rainfalls. In agreement with the modelling also sites with aeolian sands (low pH, little humus content) had a risk for leaching. Therefore, the ground water quality is negatively affected by the application of sewage sludge. Thresholds according to the TrinkwV 2017 («Trinkwasserverordnung» – Ordinance on the quality of water intended for human consumption) in seepage water are exceeded locally in individual years. Due to dilution effects no overstepping of thresholds in ground water has to be expected.

To reduce the negative influence on the ground water we recommend to abstain from sewage sludge application in endangered areas. Also, sewage sludge should be applied in spring instead of late summer. According to a novella of the German sewage sludge ordinance (AbfKlärV) from 27.09.2017 the application of sewage sludge is generally prohibited in water protection areas. Therefore, after a successful declaration of the catchment area as a water protection area, it will not be allowed anymore to apply sewage sludge.

In the investigation area sewage sludge from rural areas with low contents of contaminants were applied to agriculturally used fields over decades. The thresholds of the German «Trinkwasserverordnung» were exceeded for specific contaminants in individual years even with the low contaminated sewage sludge. Therefore, in the catchment area of ground water bodies used for drinking water abstraction an application of sewage sludge has to be assessed critically.

Keywords: Grundwasserschutz, Klärschlamm, Schadstoffe, Selbstintegrierende Akkumulatoren, preferential flow, Schadstoffauswaschung

1. Einführung

Klärschlamm ist sowohl ein Bodenverbesserer und Nährstofflieferant als auch Träger einer Vielzahl von unterschiedlichen Schadstoffen (WALPER, 2009). Beide Stoffgruppen werden vom Abwasser angeliefert, teilweise abgebaut und im Klärschlamm gegenüber dem Klärwasser angereichert. Dadurch ergibt sich ein Spannungsfeld zwischen der Düngewirkung und möglichen Schadstoffeinträgen bei einer Klärschlammausbringung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Durch die fachlich gebotene Erweiterung eines Wasserschutzgebietes (WSG) des Zweckverbandes Gruppenwasserwerk Dieburg (ZVG) in Südhessen werden landwirtschaftliche Flächen, auf denen seit ca. 1980 Klärschlamm ausgebracht wird, Teil des Schutzgebiets.

Wenn die bisherige Praxis fortgesetzt wird, können durch die Schadstoffeinträge das Grundwasser und damit auch das Rohwasser in den Brunnen des ZVG mit Schadstoffen belastet werden. Eventuell werden Grenzwerte der deutschen Trinkwasserverordnung in der Fassung von 2018 (TrinkwV) überschritten. Ein Verbot der Klärschlammausbringung im ausgewiesenen WSG hätte nach der Rechtslage bis 2017 mit den Landwirten in Kooperationsverträgen festgelegt und mit Ausgleichszahlungen kompensiert

werden müssen. Dies gilt nach der aktuellen Fassung der deutschen Klärschlammverordnung in der Fassung vom 27.09.2017 (AbfKlärV) auch, solange das erweiterte WSG noch nicht ausgewiesen ist.

Der ZVG muss daher abwägen, ob die Grundwasserqualität in einem Masse beeinträchtigt wird, das ein Verbot und in der Folge hohe Ausgleichszahlungen begründet.

Ziel der Studie war es, festzustellen, ob und in welcher Höhe von der Klärschlammausbringung lokal eine Gefahr für das Grundwasser ausgeht.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet und Standorte

Im gesamten Untersuchungsgebiet am nördlichen Rand des Odenwalds (Abbildung 1) liegen Löss und Flugsand in wechselnder Mächtigkeit über Gneisen und Graniten, die als Anstehendes folgen und meist von einer mehrere Dezimeter mächtigen Verwitterungszone überdeckt sind.

Auf den Ackerflächen wird seit Anfang der Neunziger Jahre regelmässig alle drei Jahre Klärschlamm appliziert. Es werden Hackfrüchte, Getreide und Ölfrüchte angebaut. Die Bearbeitung erfolgt seit einigen Jahrzehnten pfluglos.

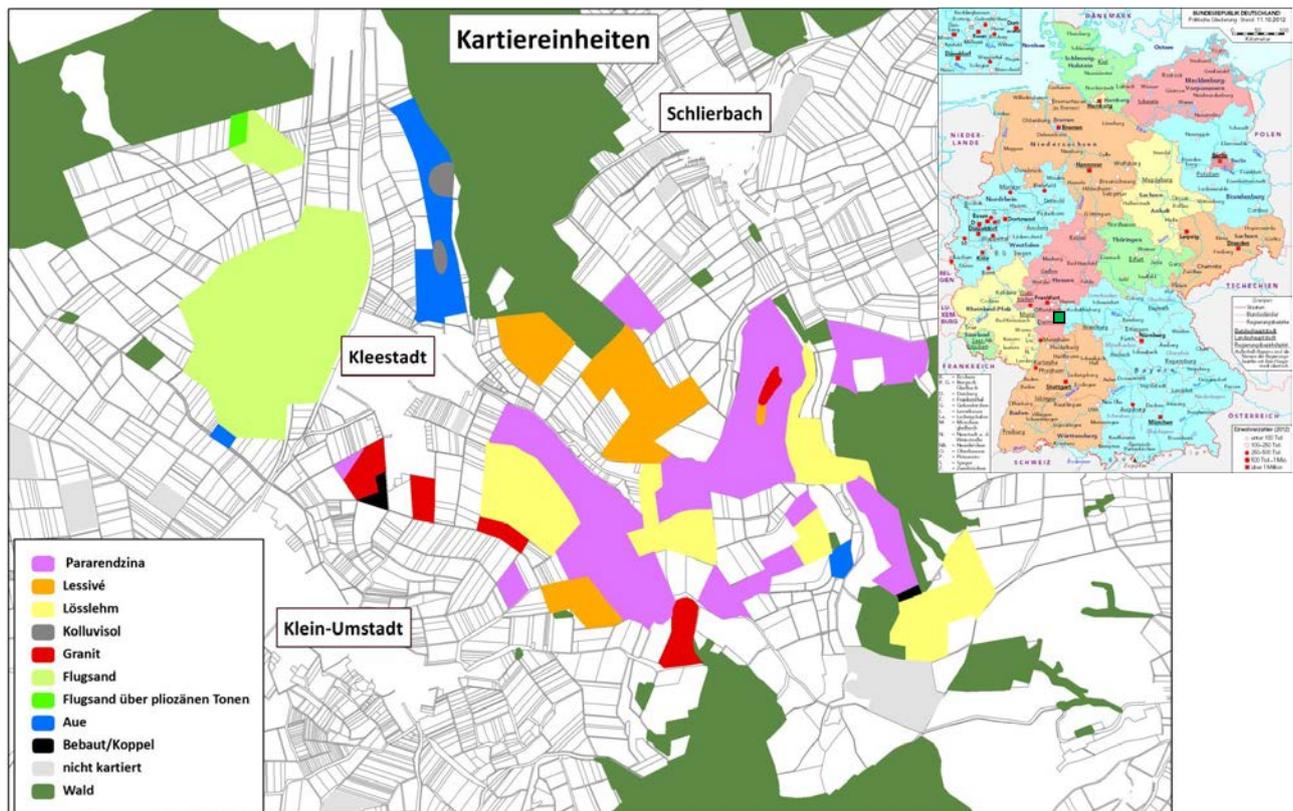


Abbildung 1: Verteilung der Standortseinheiten (nur Flächen mit Klärschlamm) und Lage des Untersuchungsgebietes in Deutschland (grüner Kasten südöstlich von Frankfurt, Hessen) (Quellen: wikipedia.org (Deutschlandkarte) und eigene Darstellung (Untersuchungsgebiet)).

2.2 Bewertungsgrundlagen

Die Bewertung erfolgte aufgrund der im Grundwasser zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen v. a. anhand der TrinkwV (2018) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 2017) sowie bei nicht geregelten Stoffen auf Basis weiterer Untersuchungen.

2.3 Generelles Vorgehen

Um einerseits Zeit und Kosten zu sparen, andererseits die potenziell relevanten Schadstoffe trotzdem umfassend bewerten zu können, wurde ein mehrstufiges Vorgehen gewählt. Zunächst wurde mit Hilfe von einfach zu erhebenden bzw. vorliegenden Daten eine worst-case-Abschätzung getroffen. Wenn nicht alle Daten vorliegen, müssen Annahmen getroffen werden. I. d. R. werden möglichst realistische Werte eingesetzt. Im Rahmen der worst-case-Abschätzungen wurden extreme, nicht unrealistische Annahmen getroffen, um ein möglicherweise vorhandenes Auswaschungsrisiko auf jeden Fall erkennen zu können. Die Datenerhebung für die folgenden Stufen war zunehmend aufwändiger/teurer, die Rückschlüsse wurden realitätsnäher. Stoffe, für die eine Prüf- bzw. Grenzwertüberschreitung ausgeschlossen werden konnte, wurden nicht weiterverfolgt. Andernfalls

folgte eine detailliertere Betrachtung.

2.4 Einzelne Methoden

Material und Methoden für die einzelnen Stufen werden gemeinsam mit den Ergebnissen und Schlussfolgerungen in Tabelle 1 dargestellt. Im Folgenden werden nur solche Methoden erläutert, die in der Tabelle nicht selbsterklärend sind.

Farbtracerversuche mit Brilliant Blue (Brilliantblau FCF) wurden durchgeführt, um das Risiko für Stofftransport in bevorzugten Fließwegen (präferenzierter Fluss) abzuschätzen. Dazu wurde an fünf typischen Standorten ein Starkniederschlagsereignis mit 30 mm in 0.5 h auf einer Fläche von 4 m² (2 m x 2 m) simuliert. Dies entspricht einem Starkregenereignis, wie es alle 5–10 Jahre im Untersuchungsgebiet auftritt. Anschliessend wurden in 4 Tiefen auf 0.8 x 0.8 m² horizontale Schnitte angefertigt, fotografiert und quantitativ ausgewertet.

Die Sickerwasserprognose wurde mit zwei Modellen durchgeführt. SIWA-SP wird derzeit als standardisiertes Tool für die Orientierende Untersuchung nach BBodSchV entwickelt (BISCHOFF et al., 2013) und benötigt nur einfach zu ermittelnde Input-Parameter. ALTEX-1D (2010) dient der Detailuntersuchung nach BBodSchV und benötigt detailliertere

standortskundliche Daten.

Mit Selbst-Integrierenden Akkumulatoren (SIA, BISCHOFF, 2009) wurden Schadstoffausträge mit dem Sickerwasser in 1 m Tiefe – und damit unterhalb des Hauptwurzelraumes – gemessen. Die SIA enthalten ein Gemisch aus Quarzsand und -schluff sowie Ionenaustauscher (anorganische Schadstoffe) bzw. Florisil (organische Schadstoffe) als Adsorber für die Zielsubstanzen.

Die Installation erfolgte von einer Grube aus seitlich unter den ungestörten Boden. Nach dem Einbau wurden die Gruben verfüllt, so dass keinerlei Einschränkungen für die Bewirtschaftung des Schlags bestanden. Die SIA verblieben für jeweils etwa ein Jahr im Boden, entzogen während dieser Zeit dem Sickerwasser die Zielsubstanzen und adsorbierten diese. Um standörtliche Heterogenitäten zu erfassen, wurden die SIA auf jedem Schlag in zehnfacher Wiederholung eingebaut. Dabei wurden drei Profile mit

je drei bis vier SIA angelegt.

Nach dem Ausbau der SIA wurden anorganische Schadstoffe mit 0.5 N HNO₃ extrahiert, die Spuremetalle am ICP-MS quantifiziert. Die organischen Schadstoffe wurden nach der Extraktion am GC-MS gemessen.

Nach Ausbau der SIA erhielt man durch Rücktausch der adsorbierten Schadstoffe die flächenbezogene Auswaschung als Gesamtfracht in g/ha. Zur Berechnung der Schadstoffkonzentrationen im neu gebildeten Sickerwasser in µg/L wurde für das Untersuchungsgebiet eine mittlere Grundwasserneubildungsrate von 127.5 mm/a angenommen (HESSENVIEWER, 2014).

In sechs einjährigen Messperioden von 2012/13 bis 2017/18 wurden jährlich wechselnd jeweils fünf Standorte mit Klärschlammausbringung (Messung meist direkt im Anschluss an die Ausbringung) so-

Tabelle 1: Vorgehen und Ergebnisse beim schrittweisen Eingrenzen der relevanten Schadstoffe

Material & Methoden	Ergebnisse	Schlussfolgerungen
Screening 1: Literatur & vorhandene Klärschlamm- daten auswerten	Ca. 190 potenziell relevante Inhaltsstoffe und Eigenschaften des Klärschlamm	Untersuchung der wichtigsten lokalen Klärschlämme nötig
Screening 2: Untersuchungen an lokalen Klärschlamm- en	41 Schadstoffe, keine Überschreitung der Grenzwerte der aktuellen AbfKlärV, (2 Über- schreitungen)	Für alle 41 Schadstoffe: Lokales Umweltver- halten aufgrund von Standortseigenschaften, Mobilität und Persistenz untersuchen
Standortseigenschaften 1: Geologie aus Karten und Bohrungen; Kartierung der Ober- und Unterböden; Messung von Corg, pH, Textur	Bruchschollen aus Granit und Buntsandstein grossteils unter Löss(lehm) (pH > 6.5) oder sandige (- tonige) Talverfüllungen (pH 4–6.5)	Entscheidung über relevante Standortsein- heiten: Löss, Lösslehme, lehmige Kolluvien, Granitzersatz, Flugsande, Auenböden (Abbil- dung 2)
Standortseigenschaften 2: Brilliant Blue-Versuche zu preferential flow auf 5 Standorten (Abbildung 1)	Bis ca. 1 m Tiefe Transport gut sichtbar durch No-Till und Regenwurmgänge	Bei Sorption und Abbau zu berücksichtigen, v. a. auennah, kritischer Transportweg für KW, PAK
Schadstoffbelastung lokal: Gesamtgehalte und 2:1-Bodenextrakte als verfügbarer Anteil	Nur sehr wenige Schadstoffe (11) im Boden nach 30 Jahren Klärschlammaufbringung relevant	Voreingrenzung auf Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Zn, Sb, As, KW, PAK; Gefährdung abschätzen und messen
Risikoabschätzung mit zwei Modellen: SIWA-SP* – qualitativ ALTEX-1D – quantitativ (* vgl. BISCHOFF et al., 2013)	<i>Prüf- und Grenzwertüberschreitungen möglich</i> (worst-case): von Ni, As, KW auf allen Stan- dorten, von Zn, Cu (Pb, Cd, Hg) auf Flugsand, von Sb auf Granit	Resultate SIWA-SP, ALTEX-1D ähnlich (Abbil- dung 3); Eingrenzung: Problematische Stoffe + PAK ⇒ lokales Monitoring von 7 Schadstoffen
Schadstoffmobilität lokal: Messung der Sickerwasserfrachten mit Selbst-Integrierenden Akkumulatoren (SIA)	Jährliche Messung der Schadstoffverluste mit dem Sickerwasser in 1 m Tiefe in 6 Messperi- oden auf jeweils 6 Schlägen (5 Praxisflächen mit Klärschlamm und 1 Referenz ohne Klärschlamm)	Risiko v. a. durch Pb und PAK (Abbildungen 4 und 7); Risiko v. a. auf gut strukturierten Böden (Aue, Lösslehm, Kolluvisol) und auf Flugsand (Abbildung 7); Erhöhung des Auswaschungsrisikos durch pfluglose Bodenbearbeitung

wie ein Referenzstandort mit Wirtschaftsdünger einbezogen. Durch die Rotation der Messflächen konnten alle relevanten Standortseinheiten berücksichtigt werden.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der schrittweisen Bewertung und Eingrenzung der Schadstoffe können Tabelle 1 entnommen werden.

3.1 Standortseinheiten

Auf den Flächen mit Klärschlammausbringung dominieren verschiedene Einheiten aus Löss (Abbildung 1).

Vor allem im Süden steht Granit in weniger als 1 m Tiefe an. Auf diesen Standorten sind aufgrund einer geogenen Belastung – unabhängig von der Klärschlammausbringung – Arsen und Antimon angereichert.

Die mächtigen Flugsandauflagen im westlichen Untersuchungsgebiet stellen aufgrund ihrer niedrigen pH-Werte ein hohes Verlagerungsrisiko für Schwermetalle dar.

3.2 Präferenzialer Stofftransport

Ein simuliertes Starkregenereignis, wie es durchschnittlich etwa einmal jährlich auftritt, führte auf drei der fünf Standorte zu präferenziallem Fluss, der in mehr als einen Meter Tiefe reichte (Abbildung 2). Aufgrund der pfluglosen Bodenbearbeitung auf den Untersuchungsflächen stehen weitaus mehr durchgehende Fließspfade zur Verfügung als auf regelmäßig gepflügten Standorten.

Tritt ein solches Starkniederschlagsereignis kurz nach der Ausbringung von Klärschlamm auf, können damit Schadstoffe in die Tiefe transportiert werden. Dies kann insbesondere für organische Schadstoffe einen wichtigen Transportpfad darstellen, die bei Matrixfluss durch Sorption an der organischen Substanz im Oberboden immobil sind. Das Aus-

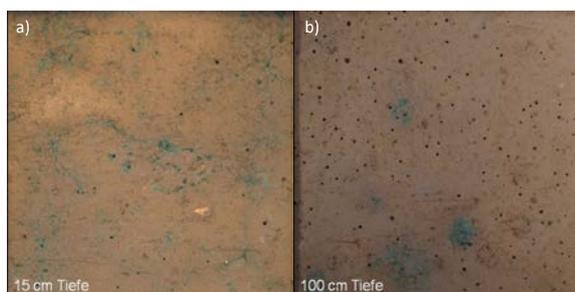


Abbildung 2: Tiefenprofil aus horizontalen Schnitten nach einem Starkregenereignis von 30 mm (Lösslehm, Hangfuss, jeweils 80 cm x 80 cm) in a) 15 cm bzw. b) 100 cm Tiefe.

waschungsrisiko in das Grundwasser für PAK und Kohlenwasserstoffe beruht ausschliesslich auf diesem Transportpfad.

3.3 Sickerwasserprognose

SIWA-SP wird im Rahmen der orientierenden Untersuchung nach BBodSchV eingesetzt und soll qualitativ bewerten, ob eine Detailuntersuchung notwendig ist. Diese ist mit Hilfe zusätzlicher Daten z. B. mit ALTEX-1D quantitativ durchgeführt. Daher bewertet SIWA-SP konservativer als ALTEX-1D, weshalb mit SIWA-SP in mehr Einzelfällen ein Auswaschungsrisiko prognostiziert wird (Abbildung 3).

Die deutlichsten Abweichungen bestehen in der Bewertung der Mobilität von Antimon (Sb) in 9 von 10 untersuchten Fällen und der Kohlenwasserstoffe (KW) in 7 von 32 Fällen (nicht dargestellt).

3.4 Auswaschung der Schadstoffe aus dem Wurzelraum in das Grundwasser: nach Schadstoffen

Um bewerten zu können, welche Schadstoffe aus Sicht des Grundwasserschutzes kritisch sind, wurde für jeden untersuchten Schadstoff der Mittelwert über alle Schläge und Untersuchungsjahre gebildet. Damit kann eingeschätzt werden, ob ein Risiko besteht, dass im geförderten Rohwasser im Mittel ein Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2018) bzw. ein Prüfwert nach BBodSchV (2017) überschritten wird.

Für die kationischen Schwermetalle Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni) und Zink (Zn) wurden der Grenzwert nach TrinkwV (2018) bzw. der Prüfwert nach BBodSchV (2017) deutlich unterschritten (Abbildung 4). Zudem unterschieden sich die Konzentrationen unter den Schlägen mit Klärschlammausbringung nicht von denjenigen mit Wirtschaftsdünger.

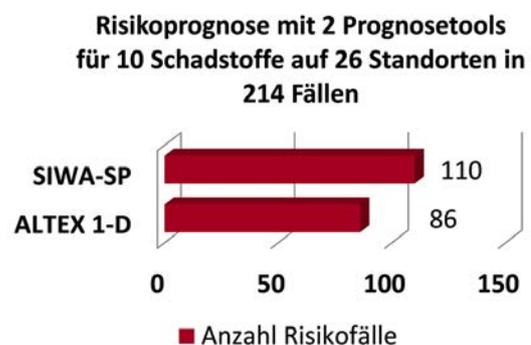


Abbildung 3: Risikoprognoese zur Belastung des Sickerwassers in 1 m bzw. 2 m Tiefe mit zwei Prognosetools für zehn Schadstoffe auf 26 Standorten in 214 Fällen. Dargestellt sind die Fälle, in denen die Konzentrationen den Grenzwert der TrinkwV (2018) überschreiten.

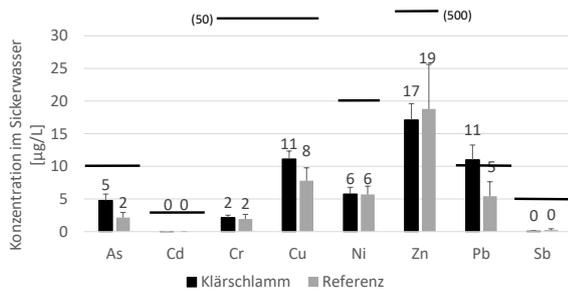


Abbildung 4: Mittlere Belastung des neugebildeten Grundwassers mit kationischen Schwermetallen und Oxyanionen. Die schwarzen Linien stellen den Grenzwert nach TrinkwV (2018) (As, Cd, Cr, Ni, Pb, Sb) bzw. den Prüfwert nach BBodSchV (2017) (Cu, Zn) dar, die Fehlerbalken den Standardfehler (Klärschlamm: n = 30; Referenz: n = 6).

Für Blei lag die mittlere Konzentration unter Flächen mit Klärschlamm in 1 m Tiefe mit 11 µg/L knapp über dem Grenzwert nach TrinkwV (2018, Abbildung 4), für einzelne Schläge wurden bis zu 45 µg/L gemessen (nicht dargestellt). Die Referenzflächen lagen hingegen mit 5 µg/L deutlich unter dem Grenzwert.

Die Pb-Auswaschung war höher als anhand der Simulationen und der aufgrund der physikochemischen Eigenschaften erwarteten Mobilität angenommen. Ursache dürfte das Zusammenspiel mehrerer Faktoren sein: Blei ist im Klärschlamm bereits überwiegend in organischen Komplexen gebunden und damit leichter mobilisierbar als bei anorganischen Bindungsformen (DIZER et al., 2002, SHERENE, 2009). Die pfluglose Bodenbearbeitung unterstützt den schnellen Transport in bevorzugten Fließwegen (preferential flow). Insbesondere bei Starkregenereignissen direkt nach der Ausbringung des Klärschlammes kann daher organisch komplexiertes Blei rasch ausgewaschen werden.

Die beiden untersuchten als Oxyanionen vorliegenden Spurenstoffe lagen mit 5 (Arsen, As) bzw. 0 µg/L (Antimon, Sb) unter dem Grenzwert nach TrinkwV (2018) (Abbildung 4). Die Arsenkonzentration lag bei Verwendung von Klärschlamm mehr als doppelt so hoch wie bei Verwendung von Wirtschaftsdünger.

Die As-Belastung stammt jedoch nicht primär aus dem Klärschlamm, sondern überwiegend aus granitischem Ausgangsmaterial und ist daher geogenen Ursprungs (Abbildung 5). Da im Laufe der Untersuchungen keine Referenzfläche auf deutlich granitisch beeinflussten Schlägen lag, wurde die geogene Belastung in den Referenzmessungen nicht erfasst.

Für den Summenparameter Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) lag die Konzentration im Sickerwasser im ersten Untersuchungsjahr sowohl für einen Flug-

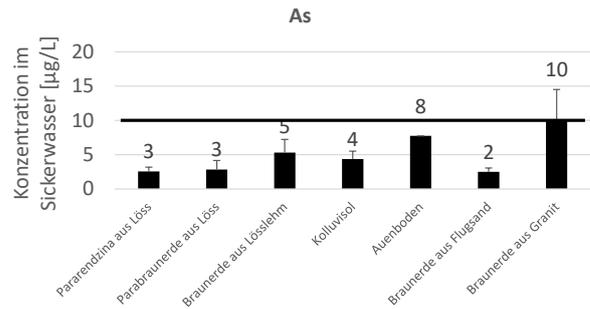


Abbildung 5: Mittlere Belastung des neugebildeten Grundwassers mit Arsen nach Standorteinheiten. Die schwarze Linie stellt den Grenzwert nach TrinkwV (2018) und den Prüfwert nach BBodSchV (2017) dar, die Fehlerbalken den Standardfehler (n = 30).

sand- als auch für einen kolluvialen Standort unter 1 µg/L und damit deutlich unter dem Grenzwert nach TrinkwV (2018) von 10 µg/L (nicht dargestellt). Da die MKW-Auswaschung im zweiten Untersuchungsjahr mit maximal 0,6 µg/L ebenfalls deutlich unter dem Grenzwert lag, wurde dieser Parameter in den Folgejahren nicht mehr untersucht (nicht dargestellt).

Für die Summe polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und dem Einzelparameter Benzo[a]pyren lag die mittlere Konzentration im Sickerwasser für die Klärschlammschläge um das 2,4- bis 5-fache über dem TrinkwV-Grenzwert (2018) (Abbildung 6).

3.5 Auswaschung der Schadstoffe aus dem Wurzelraum in das Grundwasser: nach Standorteinheiten

Die Pb-Auswaschung war unter Kolluvisolen, Parabraunerden aus Löss und Auenböden sowie aus Braunerden aus Lösslehm am höchsten (Abbildung 7a). Dies zeigt, dass insbesondere in gut strukturierten Böden, die bei pflugloser Bodenbearbeitung die Bil-

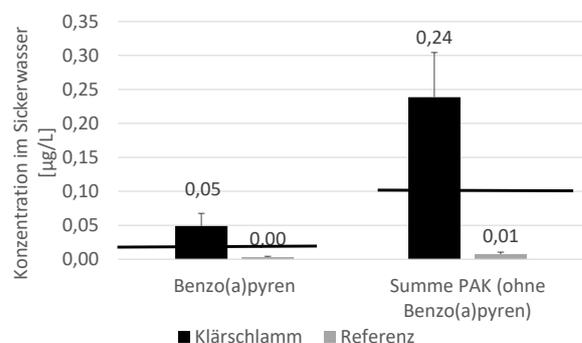


Abbildung 6: Mittlere Belastung des neugebildeten Grundwassers mit PAK. Die schwarzen Linien stellen den Grenzwert nach TrinkwV (2018) dar, die Fehlerbalken den Standardfehler (n = 10).

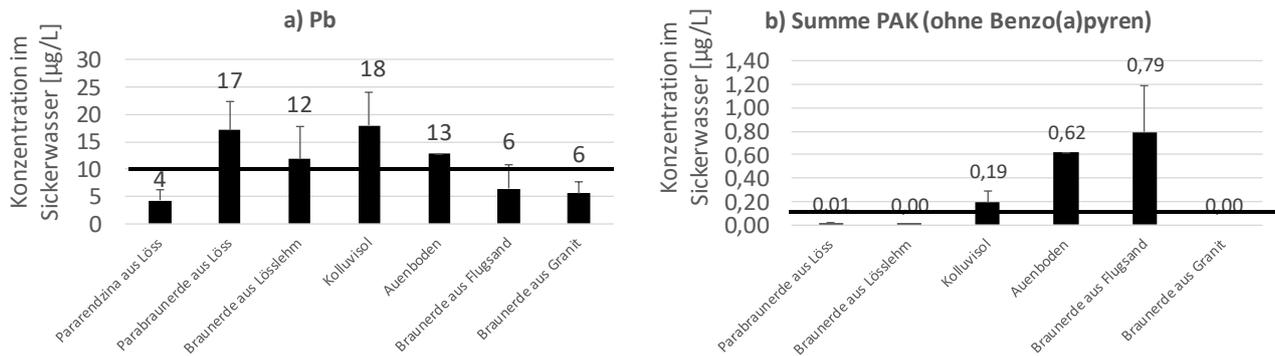


Abbildung 7: Mittlere Belastung des neugebildeten Grundwassers mit a) Blei sowie b) PAK nach Standorteinheiten. Die schwarzen Linien stellen den jeweiligen Grenzwert nach TrinkwV (2018) dar, die Fehlerbalken den Standardfehler (Pb: n = 30, PAK: n = 10).

dung von preferential flow begünstigen, eine erhöhte Pb-Auswaschung auftrat.

Für Arsen wurde für die Standorteinheit «Braunerde aus Granit» im Mittel der Grenzwert nach TrinkwV (2018) mit 10 µg/L erreicht. Auch weitere Standorteinheiten, in die granitisches Material eingearbeitet sein kann (z. B. Auenboden, Kolluvisol) wiesen im Vergleich zu unbeeinflussten Standorten aus Ausgangslöss oder Flugsand erhöhte As-Konzentrationen auf (Abbildung 5).

Die Summe der PAK war unter Braunerde aus Flugsand stark erhöht und lag um Faktor 8 über dem Grenzwert nach TrinkwV (2018) (Abbildung 7b). Insbesondere eine hohe Wasserleitfähigkeit und ein geringer Humusgehalt dürften für die geringe Filterwirkung verantwortlich sein (vgl. Modellierung, s. o.). Der Grenzwert wurde ebenfalls für Standorte überschritten, auf denen aufgrund der guten Strukturierung preferential flow zu erwarten ist (Auenboden, Kolluvisol).

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Nach einer schrittweisen Einengung der relevanten Schadstoffe wurde für 11 der anfänglich ca. 190 Schadstoffe und Schadstoffgruppen die Auswaschung gemessen. Die 7-jährige Messkampagne mit insgesamt 30 Messperioden auf Klärschlammflächen und 6 Messperioden auf Schlägen mit Wirtschaftsdünger ergab für Blei, PAK und Benzo[a]pyren eine Zunahme der Auswaschung unter Klärschlamm. Für diese Schadstoffe wurde der Grenzwert nach TrinkwV (2018) im Sickerwasser in 1 m Tiefe leicht (Pb) bzw. mehrfach überschritten (Benzo[a]pyren, PAK).

Diese Schadstoffgruppen sind im Klärschlamm bereits überwiegend organisch gebunden oder komplexiert und damit leichter mobilisierbar als bei anorganischen Bindungsformen. Die pfluglose

Bodenbearbeitung des Landwirts unterstützt den schnellen Transport in bevorzugten Fließwegen (preferential flow) mit gelöster organischer Substanz. Insbesondere Starkregenereignisse rasch nach der Ausbringung des Klärschlammes können daher zu einer verstärkten Auswaschung führen.

Besonders gefährdet sind Standorteinheiten, mit ausgeprägter Bodenstruktur. Dazu zählen die Auenböden, Kolluvisole, Parabraunerden sowie Standorte, die sich aus Lösslehm entwickelt haben. Die ungestörte Bodenstruktur vergrößert das Risiko für preferential flow. In diesen Fällen beeinflussen die Struktur der Böden und die Bindungsformen der Schadstoffe die Auswaschung stärker als die chemischen Sorptionseigenschaften der Böden. Dies führte zu deutlichen Unterschieden zwischen Modellrechnungen und Messungen insbesondere für Pb und PAK.

Aufgrund der niedrigen Filterwirkung durch niedrigen pH-Wert und einen geringen Gehalt an organischer Substanz kann auch die Klärschlammabfuhr auf Flugsand zu einer erhöhten Schadstoffauswaschung führen.

Bei flach anstehendem Grundwasser (Auenböden, Senkenlage) besteht zudem eine erhöhte Gefährdung, da die Filterstrecke zum Grundwasser sehr kurz ist.

Die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzten Böden kann insbesondere im Jahr der Ausbringung im Sickerwasser zu lokalen Überschreitungen der Grenzwerte nach TrinkwV (2018) und der Prüfwerte nach BBodSchV (2017) führen, sodass von einer Beeinträchtigung der Grundwasserqualität auszugehen ist. Hingegen ist es auch bei einer Fortsetzung dieser Praxis unwahrscheinlich, dass im Grundwasser Grenz- oder Prüfwerte überschritten werden. Ursache ist die Verdün-

nung durch Sickerwasser aus Schlägen, auf denen im jeweiligen Jahr bzw. nie Klärschlamm ausgebracht wird. Auch für weitere, bisher nicht geregelte Schadstoffe bestehen keine Hinweise für eine schädliche Konzentration im Grundwasser.

Um die negative Beeinträchtigung des Grundwassers zu reduzieren, empfehlen wir, auf gefährdeten Standorten auf eine Ausbringung von Klärschlamm zu verzichten.

Aufgrund einer Novelle der AbfKlärV (2017) ist seit kurzem die Ausbringung von Klärschlämmen in den Schutzzonen I, II und III von Wasserschutzgebieten grundsätzlich verboten. Nach einer erfolgreichen Ausweisung des Einzugsgebietes als WSG muss daher die Klärschlammausbringung beendet werden.

Dank

Unser Dank gilt den Landwirten Werner und Markus Hauck sowie den Herren Deiler, Mengler und Schubert für die gute Zusammenarbeit bei den Feldversuchen.

Literatur

AbfKlärV (2017): Klärschlammverordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465), die zuletzt durch Artikel 6 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist.

ALTEX-1D (2010): Analytische Lösung der 1D-Transportgleichung mit MS-EXCEL, Version 2.4, heruntergeladen am 20.03.2012 von http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=809&article_id=870&_psmand=4.

BBodSchG (2017): Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Artikel 3 Absatz 3 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist.

BBodSchV (2017): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist.

BISCHOFF, W.-A., 2009: Development and Applications of the Self-Integrating Accumulators: A Method to Quantify the Leaching Losses of Environmentally relevant Substances. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 91, Herausgeber: Kandeler E., Kuzyakov Y., Stahr K., Streck, T., Kaupenjohann M., Universität Hohenheim, Stuttgart. 145 S.

BISCHOFF, W.-A., SCHWARZ, A., HILLMERT, C., 2013: Strukturierte Sickerwasserprognose in der orientierenden Untersuchung nach BBodSchG/V; Berichte der DBG (nicht begutachtete online-Publikation) zur Jahrestagung «Böden – Lebensgrundlage und Verantwortung», September 2013, Rostock, <http://www.dbges.de>.

DIZER, H., FISCHER, B., SEPULVEDA, I., LOFFREDO, E., SENESI, N., SANTANA, F., HANSEN, P.-D., 2002: Estro-

genic Effect of Leachates and Soil Extracts from Lysimeters Spiked with Sewage Sludge and Reference Endocrine Disrupters; *Environ Toxicol.* 17(2): 105–12.

Hessenviewer (2014): WRRL in Hessen, Version 2.3, Hrsg.: Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, <http://wrll.hessen.de/viewer.htm>, abgerufen am 21.01.2014.

SHERENE, T., 2009: Effect of dissolved organic carbon (DOC) on heavy metal mobility in soils; *Nature Environment and Pollution Technology* 8(4): 817–821.

TrinkwV (2018): Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 3. Januar 2018 (BGBl. I S. 99) geändert worden ist.

WALPER, G., 2009: Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Hessen 2007, KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall 12: 1257–1260.

Use of saponite-containing basaltic tuffs as a Mg-fertilizer in the cultivation of vegetable crops

Viktar Bosak, Tatsiana Sachyuka and Mikhail Akulich

Belarusian State Agricultural Academy, BY-213407 Gorki, Belarus, bosak1@tut.by

Abstract

Basaltic tuffs in the Republic of Belarus contain the clay mineral saponite, which can be used as an Mg source for crops. We applied a mixture of saponite-containing basaltic tuffs, containing 82 g MgO kg⁻¹, doses of 20 to 80 kg MgO ha⁻¹ to improve the cultivation of blue fenugreek, dill, green beans and basil on a Eutric Retisol in a field trial. The yield of all crops increased significantly compared to complete mineral fertilization, so that the tuffs may be used as a natural soil amendment.

Zusammenfassung

Basaltische Tuffe in der Republik Belarus enthalten das Tonmineral Saponit, das als Mg-Quelle für Kulturpflanzen verwendet werden kann. Wir haben eine Mischung aus saponithaltigen basaltischen Tuffen, die 82 g MgO kg⁻¹ enthalten, in den Dosen von 20 bis 80 kg MgO ha⁻¹ beim Anbau von blauem Bockshornklee, Dill, grünen Bohnen und Basilikum auf einem Eutric Retisol in einem Feldversuch verwendet. Der Ertrag aller Kulturen stieg im Vergleich zur vollständigen Mineraldüngung deutlich an, so dass die Tuffe als natürliches Bodenverbesserungsmittel verwendet werden können.

Keywords: magnesium, blue fenugreek, dill, green beans, basil

1. Introduction

Saponite, (Ca_{0.5}, Na)_{0.3} [(Mg, Fe)₃ (Si, Al)₄ O₁₀] (OH)₂ × 4H₂O, is a clay mineral of the montmorillonite/smectite group.

It is present in basaltic tuffites and tuffs of Vendian (Neoproterozoic) age (Volyn series, Rataychitsa stage) in the southwest of the Republic of Belarus. Depending on their localization, the depth of stratified tuffs ranges from 40 to 1500 m. The saponite-containing tuffs (SCT) are a by-product of basalt exploration. Along with saponite, the basaltic tuffs are composed of analcime, hematite, hydromica, kaolinite, feldspars and quartz.

Apart from industrial applications (e. g., for Portland cement, ceramic products, glass) and for the removal of toxic metals and radionuclides, saponite-containing basaltic tuffs (SCT) are used in agriculture as an Mg source to improve the nutrition of agricultural crops (NUMIMOR, 2012; POZNYAK et al., 2012; SPIVAK et al., 2012; ŠRODOŇ et al., 2019; BOCAK et al., 2017).

The aim of the study was to test the agronomic effectiveness of SCT in the cultivation of selected vegetable crops. We hypothesize that the byproduct SCT has the potential of an effective and low-cost Mg

source in plant production.

2. Material and methods

We carried out a field experiment on a Eutric Retisol (arenic) in the Republic of Belarus from 2014 to 2019. The Ap horizons on the experimental site were weakly acidic (pH (KCl) 5.5–5.7). Total contents of P₂O₅ (0.2 M HCl), K₂O (0.2 M HCl) and humus (0.4 n K₂Cr₂O₇) amounted to 135–145 mg kg⁻¹, 120–130 mg kg⁻¹ and 22–24 g kg⁻¹, respectively. The contents of 1 M KCl-extractable Ca and Mg were 1061–1205 and 66–72 mg kg⁻¹.

We used a composite sample of SCTs from three locations (from the Pinsk, Ivanava and Malaryta district of the Brest region of the Republic of Belarus).

The composite sample contained 8.2 % MgO, 2.1 % K₂O, 0.16 % N, 0.23 % P₂O₅, 2.8 % Na₂O, 1.0 % CaO, 20.6 % FeO, 13.0 % Al₂O₃, 49.5 % SiO₂, 162.4 mg kg⁻¹ Mn, 4.5 mg kg⁻¹ Co, 35.4 mg kg⁻¹ Zn, 51.7 mg kg⁻¹ Cu and had a pH (KCl) of 8.2.

The field experiment included:

- 1) a control variant without fertilization,
- 2) a variant with NPK fertilization (carbamide, ammoniated superphosphate, KCl) during the pre-sow

ing cultivation,

3) various doses of SCT (20, 40, 60 or 80 kg MgO ha⁻¹; Mg₂₀, Mg₄₀, Mg₆₀, Mg₈₀),

4) a variant with magnesium sulfate (Mg₈).

The size of saponite-containing basaltic tuffs particles did not exceed 5 mm (more than 75 % was less than 1 mm).

The cultures under investigation were green beans (*Phaseolus vulgaris* L.), basil (*Ocimum basilicum* L.), blue fenugreek (*Trigonella caerulea* (L.) Ser.) and dill (*Anethum graveolens* L.).

3. Results and discussion

Preplant application of saponite-containing basaltic tuffs in Mg doses of Mg₂₀₋₈₀ increased yield of

- green beans by 14.2–16.2 dt/ha,
- green mass of basil by 0.16–0.22 kg/m²,
- green mass of blue fenugreek by 0.12–0.26 kg/m²,
- green mass of dill by 0.14–0.18 kg/m²,

with better agronomic efficiency in case of application of Mg₄₀ (*Phaseolus vulgaris* L. and *Trigonella caerulea* (L.) Ser.) and Mg₂₀ (*Ocimum basilicum* L. and *Anethum graveolens* L.) against the background of complete mineral fertilizing (tables 1 and 2).

Foliar treatment of the crops using magnesium sulfate (Mg₈) increased the yield of

- green beans by 14.1 dt/ha,
- green mass of basil, blue fenugreek and dill by 0.08–0.13 kg/m².

4. Conclusions

The experiments on a Eutric Retisol (arenic) showed that the best indicators of agronomic efficiency in the cultivation of blue fenugreek, dill, green beans and basil were achieved in case of preplans application of saponite-containing basaltic tuffs in Mg doses of Mg₄₀ (leguminous crops) and Mg₂₀ (green crops) against the background of complete mineral fertilizing.

References

- BOSAK, V., SACHYUKA, T., 2017: Saponite-containing basaltic tuffs: characteristics and application features. *Berichte der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* /www.dbges.de
- NUMITOR, G., 2012: Saponite. Fly Press, 60 p.
- POZNYAK, A., LEVITSKII, I., BARANTSEVA, S., 2012: Basaltic and granitic rocks as components of ceramic mixes for interior wall tiles. *Glass and Ceramics*. 7–8, 262–266.
- SPIVAK, V., ASTRELIN, I., TOLSTOPALOVA, N., ATAMANIUK, I., 2012: Ecological sorbent which is mainly consist of saponite mineral from Ukrainian clay-field. *Chemistry & Chemical Technology*. 4, 451–457.
- ŠRODOŇ, J., KUZMENKOVA, O., STANEK, et al., 2019: Hydrothermal alteration of the Ediacaran Volyn-Brest volcanics on the western margin of the East European Craton. *Precambrian Research*. 325, 217–235.
- БОСАК, В.Н., САЧИВКО, Т. В., 2017: Применение сапонитсодержащих базальтовых туфов при возделывании зерновых и зернобобовых культур. *Агрохимия*. 9. 58–62.

Table 1: Influence of fertilizers on productivity of green beans and blue fenugreek

Green beans [dt/ha]			Green mass of blue fenugreek [kg/m ²]		
variants	total yield	increased yield	variants	total yield	increased yield
Control	158.1	–	Control	1.18	–
N ₅₀ P ₆₀ K ₁₂₀	251.7	–	N ₄₀ P ₄₀ K ₇₀	1.52	–
NPK + Mg ₈	265.8	14.1	NPK + Mg ₈	1.60	0.08
NPK + Mg ₄₀	265.9	14.2	NPK + Mg ₂₀	1.64	0.12
NPK + Mg ₆₀	267.9	16.2	NPK + Mg ₄₀	1.73	0.21
NPK + Mg ₈₀	267.1	15.4	NPK + Mg ₆₀	1.78	0.26
CD ₀₅	12.2		CD ₀₅	0.07	

Table 2: Influence of fertilizers on productivity of dill and basil

Green mass of basil [kg/m ²]			Green mass of dill [kg/m ²]		
variants	total yield	increased yield	variants	total yield	increased yield
Control	2.06	–	Control	0.83	–
N ₄₅ P ₆₀ K ₉₀	2.29	–	N ₆₀ P ₅₀ K ₈₀	1.07	–
NPK + Mg ₈	2.42	0.13	NPK + Mg ₈	1.19	0.12
NPK + Mg ₂₀	2.45	0.16	NPK + Mg ₂₀	1.21	0.14
NPK + Mg ₄₀	2.51	0.22	NPK + Mg ₄₀	1.24	0.17
NPK + Mg ₆₀	2.46	0.17	NPK + Mg ₆₀	1.25	0.18
CD ₀₅	0.12		CD ₀₅	0.05	

Vermeidung des Eintrags von sekundärem Mikroplastik in Kompost durch Massnahmen zur Reduzierung von Kunststofffehlwürfen in Bioabfällen

Heidi Kaltenböck, Hannes Weinbauer, Martin Wellacher und Roland Pomberger

Montanuniversität Leoben, Austria
Chair of Waste Processing Technology and Waste Management

Zusammenfassung

Kompost aus biogenen Abfällen ist ein wichtiger Nährstofflieferant für Böden in Österreich und Europa. Aufgrund von Fehlwürfen in Bioabfall ist jedoch das Ausgangsmaterial für qualitativ hochwertigen Kompost stoffbehaftet. Vor allem Kunststoffe im Bioabfall führen zu Herausforderungen für Kompostieranlagenbetreiber, da sie trotz vorheriger Aufbereitung in das fertige Produkt Kompost gelangen. Die Untersuchungen zeigen, dass insgesamt 3.6 t Bioabfall zu 3.9 Gew. % Feuchtmasse aus Kunststofffehlwürfen besteht. Im Projekt «DeSort» werden Grundlagen für die automatische Erkennung (Detection) und die sensorgestützte Sortierung (Sorting) von Fremdstoffen in biogenen Materialien erforscht. Technisch wird eine Kunststoffdetektion am Sammelfahrzeug installiert und eine verbesserte Technologie zur Kompostreinigung entworfen. Organisatorisch werden entsprechende Massnahmen zur Reduzierung der Kunststofffehlwürfe mit strukturellen, materiellen, ideellen und finanziellen Anreizen kombiniert. Da die Kunststoffteile während des Aufbereitungsprozesses zu Mikroplastik verwittern, ist das Aussortieren der Kunststofffehlwürfe bei der Bioabfallsammlung Voraussetzung für einen sortenreinen Kompost.

Abstract

Compost of biogenic waste is an important source of nutrients for soils in Austria and Europe. However, due to misthrows in biowaste, the material for high-quality compost is impure. Especially plastics in biowaste lead to challenges for biowaste treatment plants, as they get into the finished product compost. The investigations show that 3.6 tonnes of biowaste consists of 3.9 mass percent wet weight of plastic misthrows. «DeSort» explore the basics of automatic detection and sensor-based sorting of misthrows in biogenic waste. Technically, a plastic-detection-system is installed on the collection vehicle and an improved technology for compost cleaning is designed. Organizationally, appropriate actions for reducing plastic waste are combined with structural, material, idealistic and financial incentives. Since the plastic weather to microplastic during the treatment process, the sorting out of plastic particles from biowaste is already a condition for pure compost.

Keywords: biowaste, compost, misthrows, microplastic, DeSort

1. Mikroplastik in Böden

Mikroplastik umfasst Partikel ab 1 µm bis 5 mm, wobei darauf hinzuweisen ist, dass unterschiedliche Definitionen für den Grössenbereich von Mikroplastikteilchen herangezogen werden. Die EFSA (2016) hat zwar Mikroplastik in Böden nachgewiesen, aber die Wirkung auf die Umwelt ist bisher erst wenig erforscht. Bekannt ist, dass Tiere und Pflanzen Mikro- und Nanoplastikpartikel über den Boden aufnehmen können (Abbildung 1). Für den Eintrag von sekundärem Mikroplastik in Böden ist grösstenteils die Düngung mit aus Bioabfällen produziertem Kompost verantwortlich.

2. Kunststofffehlwürfe in Bioabfällen

Kunststoffe sind in biogenen Abfällen aus Haushalten in Österreich, Europa und weltweit mit Beginn jeder getrennten Sammlung eine problematische Begleiterscheinung, die durch Fehlwürfe der Produzenten entsteht. Die Fehlwürfe in den Bioabfall bestehen grösstenteils aus nicht abbaubaren und abbaubaren Kunststoffsäcken, Joghurtbechern, Verpackungsfolien, Fleisch- und Gemüseuntertassen, ebenfalls aus Kunststoff. Diese Problematik nimmt zu und erhöht sich, je dichter und urbaner die Sammelgebiete sind (BAUER, 2017). Die Untersuchung von 100 Biotonnen bestätigt, dass die Hauptfraktion aller Fremd-

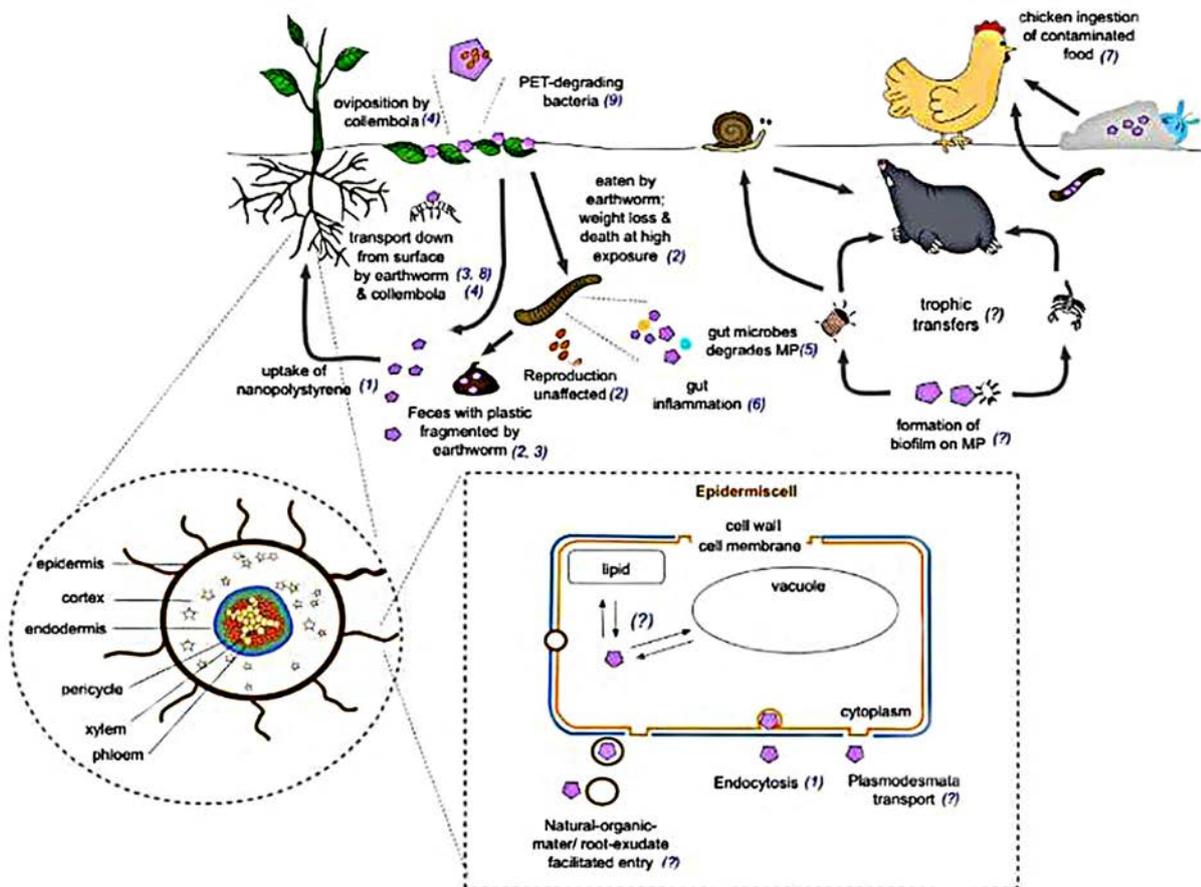


Abbildung 1: Mikro- und Nanoplastik Interaktionen mit der Bodenbiosphäre

Ee Ling et al. 2018: (1) Bandmann et al. (2012), (2) Huerta Lwanga et al. (2016), (3) Huerta Lwanga et al. (2017), (4) Maass et al. (2017), (5) Huerta Lwanga et al. (2018), (6) Rodriguez-Seijo et al. (2017), (7) Huerta Lwanga et al. (2017), (8) Rillig et al. (2017), (9) Yoshida et al. (2016), (?) Unbekannte

stoffe in biogenen Abfällen aus unterschiedlichen Kunststoffen (Abbildung 2) besteht. Im Endeffekt steht der Kompostieranlagenbetreiber vor der Herausforderung aus schlechtem Ausgangsmaterial sauberen Kompost produzieren zu müssen.

3. Gesetzliche Vorgaben

Störstoffe in Kompost werden in einigen Ländern Europas von Seiten des Gesetzgebers und von Interessenvertretungen für Kompostieranlagenbetreiber geregelt. Regelungen gibt es in Österreich, Deutschland, Belgien, Tschechien, Spanien, Finnland, Irland, Litauen, Niederlande, Slowenien, Grossbritannien, Italien und Frankreich (SAVEYN UND EDER, 2014). Beispielsweise wird in Österreich im Rahmen der Kompostverordnung 2001 (Bundesgesetz, 2001) in Abhängigkeit von der Anwendung des Kompostes u. a. Folgendes geregelt: Kunststoffe > 20 mm werden abhängig von der Anwendung zwischen 0.02–0.04 % TM (Trockenmasse) begrenzt, Kunststoffe > 2 mm mit 0.2–0.4 % TM. Ballaststoffe > 2 mm, als Summe

von Glas, Keramik und Metall betrachtet, werden in Abhängigkeit von der Anwendung in der Summe mit 0.5–1 % TM begrenzt. Bedeutend für Europa sind die im EU Circular Economy Package 2015 (Council of the EU, 2017) vorgeschlagenen Recycling-Ziele für Siedlungsabfälle. Diese werden bei einer Umsetzung in die Gesetzgebung die Ausweitung der getrennten Sammlung bewirken. Im Restabfall bzw. Gesamtabfall aus Haushalten stellen biogene Abfälle die anteilmässig bedeutendste Recyclingfraktion dar. Die Recyclingquoten für biogene Abfälle betragen für die Kompostierung > 95 % und die Behandlungskosten sind im Vergleich zu Restabfall günstiger. Damit wird die Bedeutung des Störstoffmanagements von biogenen Abfällen zur Kompostierung stark ansteigen.

4. Möglichkeiten zur Verbesserung der Kompostqualität

Der Stand der Technik beim Störstoffmanagement ist einerseits die manuelle Sortierung über den ge-

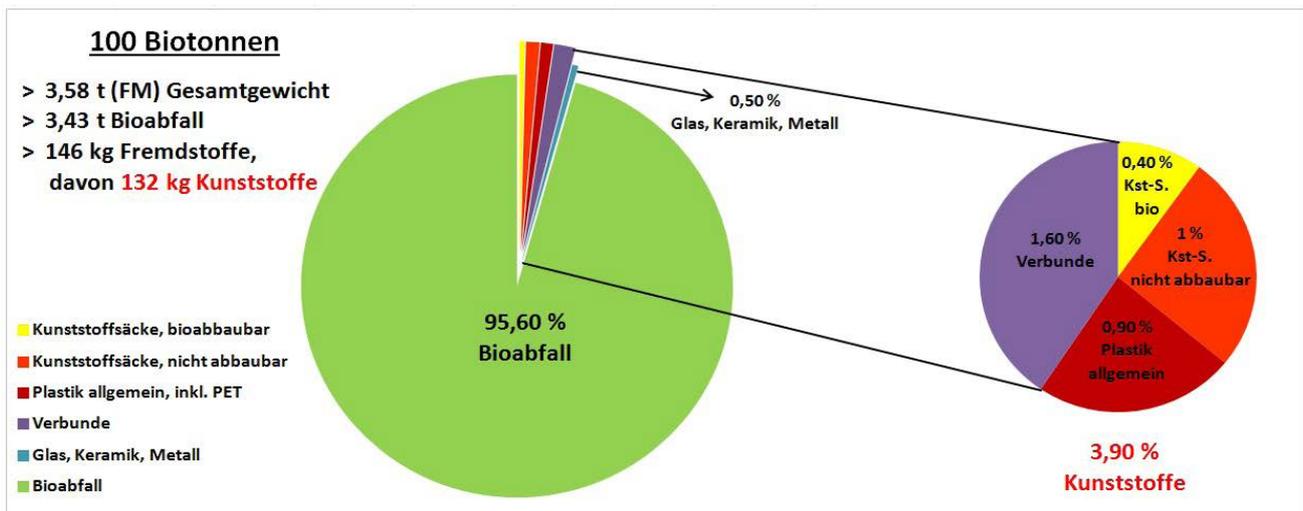


Abbildung 2: Kunststoffgehalt von 100 untersuchten Biotonnen der Steiermark, Österreich.

samen Prozess und andererseits die Behandlung am Ende der Kompostierung, wenn das Rottegut gesiebt und das anfallende Überkorn über Windsichtung von Kunststoffen befreit wird (WELLACHER UND KUNTER, 2017). Dabei verbleiben jedoch alle Fremdstoffe im Kompost, die kleiner als die Maschenweite des Siebes (z. B. 80 mm) sind und die Produktion eines kunststofffreien Komposts ist bei einer Ausgangsbelastung von > 3 Gewichtsprozent Feuchtmasse unmöglich. Diese Situation ist für den Kompostabsatz kritisch und durch den hohen Personaleinsatz zur manuellen Sortierung ineffizient. Im Projekt DeSort werden einerseits Massnahmen zur Fehlwurfvermeidung erarbeitet und andererseits Verbesserungen in den Bereichen Sammlung, Kunststofferkennung und Mobilität der Sortiersysteme entwickelt.

4.1 Automatische Erkennung der Fremdstoffe bei der Bioabfallsammlung

Die Verantwortung für Fehlwürfe in Bioabfall hat in Österreich der Abfallbesitzer. Sobald der Bioabfall von der Kommune oder einem Dienstleister gesammelt wird, geht die Verantwortung vom Bürger zur Kommune über. In zahlreichen Sammelgebieten ist die Problematik seit den 1990ern bekannt, jedoch trotz teilweise intensiver Anstrengungen bisher ungelöst. In weiterer Folge wird die Verantwortung an die Kompostanlagenbetreiber abgegeben. Eine mögliche Verbesserung der Quellensortierung kann aber keinesfalls durch den Wirkungsgrad der durchgeführten Reinigungsmaßnahmen ersetzt werden.

Im Projekt DeSort sind folgende Methoden zur automatischen Erkennung von Kunststofffehlwürfen bei der Bioabfallsammlung erprobt worden. Ziel ist die Bestimmung der Fremdstoffe in Flächenprozent (A %).

4.1.1 Bilderkennung

Die automatisierte Bilderkennung der Kunststofffehlwürfe ist eine Art des «machine learning», bei welchem eine speziell entwickelte Software mit Farbbildern trainiert wird, markierte Gegenstände vor einem Hintergrund zu erkennen und ihren Flächenanteil am Bild zu messen. Eine Aufnahme der im Sammelfahrzeug justierten Kamera umfasst jeweils eine Fläche von maximal 190 x 80 cm. Die Präzision der Erkennung mit Flächenanteilmessung steigt mit der Anzahl der Trainingsbilder. Um eine zufriedenstellende Präzision berechnen zu können, wird davon ausgegangen, dass mindestens 10^4 Bilder benötigt werden. Da jedes Bild von einer geschulten Person manuell bearbeitet werden muss, ist der Aufwand dementsprechend hoch (Abbildung 3). Im Versuch sind insgesamt 280 Bilder aufgenommen und bearbeitet worden, um die Methode für die Anwendung auf Bioabfall erstmals zu testen. Etwa 80 A % der aufgenommenen Bilder werden für das Training der Software verwendet. Anschliessend erfolgt für 20 A % zuvor ausgewählter Bilder eine entsprechende Auswertung.

4.1.2 NIR-Erkennung

Die im Projekt DeSort verwendete Nahinfrarot-Erkennung (NIR) der Kunststofffehlwürfe ist in Kooperation mit dem Projektpartner Binder + Co AG angewandt worden. Die NIR-Spektroskopie basiert auf der Anregung von Molekülschwingungen durch elektromagnetische Strahlung im nahen Infrarot-Bereich. Dabei werden mit der bekannten NIR-Technologie im Bereich zwischen 760 bis 2500 nm Wellenlänge Kunststoffe auf Oberflächen biogener Abfälle detektiert und deren Flächenanteil erfasst. Die Grundlage für eine Objektbetrachtung



Abbildung 3: Aufnahme eines geschütteten Bioabfalls mit Flächenmarkierungen der Fremdstoffe, links: Kategorien

ist diese flächenbetrachtete Statistik. Online werden Objekte gebildet, wobei zu kleine Objekte (Einzelpixel) gelöscht werden. Die in einem größeren Objekt vorkommenden Materialklassenpixel werden je Materialklasse summiert, die häufigste Materialklasse eruiert und die gesamten Objektpixel der meistvorkommenden Materialklasse zugeordnet.

4.1.3 Visuelle Beurteilung

Die Methoden der automatisierten Bild- und NIR-Erkennung werden mit der Methode der visuellen Erkennung eines geschulten Mitarbeiters korreliert, welcher eine Beurteilung des Verunreinigungsgrades des Bioabfalls zwischen 1 und 5 vornimmt (BAUER, 2017).

4.2 Manuelle Sortierung

Mit Hilfe einer Gesamtsortierung des Bioabfalls kann der wahre Fremdstoffgehalt des Bioabfalls ermittelt werden. Für den Versuch DeSort/V1 ist eine Unterteilung in zehn unterschiedliche Kategorien vorgenommen worden: Kunststoffsäcke bioabbaubar, Kunststoffsäcke nicht abbaubar, Plastik allgemein, Verbunde, Metall, Glas, Keramik, Papier, Strauchschnitt und Bioabfall. Die Kunststofffehlwürfe bestehen hauptsächlich aus den Materialien Polyethylenterephthalat, Polyethylen, Polystyrol und Polypropylen (Abbildung 4).

Der Fremdstoffgehalt (Tabelle 1) ist abhängig von der Siedlungsstruktur und der Vorsammlung. Die Vorsammlung in Haushalten, findet meist nach praktischen und hygienischen Überlegungen statt. Ein enger Zusammenhang besteht mit dem Weg

zum Sammelbehälter. Während dieser in Einfamilienhäusern eher kurz ist, müssen die in Mehrfamilienwohnhäusern lebenden Personen meist einen entsprechend langen Weg zur Bioabfalltonne zurücklegen. Aus organisatorischen Gründen wird der Bioabfall in den meisten Fällen am Weg zur Arbeit entsorgt, wobei grösstenteils bioabbaubare oder nicht abbaubare Kunststoffsäcke zur Bioabfallentsorgung verwendet werden. Auch Mehrweggebilde finden in Mehrfamilienwohnhäusern kaum eine Anwendung, da das verunreinigte Gefäss nicht zwischengelagert werden kann. Aufgrund des oft langen Rückweges über mehrere Stockwerke, werden diese selten wieder zurück in die Wohnung gebracht. Ein grundsätzliches Problem tritt vor allem in Wohngebieten auf, in denen die Bewohner ihren Abfall anonym entsorgen können.

Wenn die Verunreinigung des Bioabfalls durch Kunststoffe keiner genauen Anschrift zugeordnet werden kann, besteht für die Hausverwaltung kaum eine Möglichkeit die Sammlung zu verbessern. Da die Kunststofffehlwürfe nicht vollständig aussortiert werden können, kann ein sortenreiner Kompost nur aus einer sortenreinen Bioabfallsammlung produziert werden.

Die Flächenauswertung der Erkennungsmethoden hat ergeben, dass die visuelle Sichtung eines geschulten Mitarbeiters die besten Ergebnisse erzielt, in Bezug auf die Kunststoffe liefert die Nahinfrarot Spektroskopie ebenfalls sehr gute Ergebnisse. Die Bilderkennung befindet sich bezüglich der Trefferquote des Klassifikators noch in der Testphase und



PET: Polyethylenterephthalat

PE: Polyethylen LDPE und HDPE

PS: Polystyrol, expandiertes PS = Styropor

PP: Polypropylen

Abbildung 4: Charakteristische Kunststofffehlwürfe in Bioabfällen, Polyethylenterephthalat (PET), Polyethylen, Polystyrol (PS), expandiertes Polystyrol (ex PS) und Polypropylen (PP).

wird laufend weiter entwickelt. Die Betrachtung der Flächenprozentage der Kunststofffehlwürfe ist von Bedeutung, da diese im Vergleich zu biogenen Materialien nur ein sehr geringes Gewicht aufweisen. Somit liegt der Verschmutzungsgrad in Flächenprozent viel höher, als die Betrachtung der Feuchtmasse in Gewichtsprozent.

5. Massnahmen zur Reduzierung von Fehlwürfen

Die Anreize müssen wiederkehrend erfolgen und es ist zu kommunizieren, dass Verbesserungen des Sammelverhaltens mit entsprechendem Aufwand verbunden sind, ohne die keine Fortschritte erwartet werden können.

5.1 Strukturelle Anreize

Den zukünftigen Massnahmen (WELLACHER et al., 2019) ist eine Gebietsanalyse der Fehlwurfquote vorausgegangen. Basierend auf den Daten des Versuches sollen nun Verbesserungen im Umweltschutz

und der Abfallwirtschaft erreicht werden. Die Massnahmen müssen jedenfalls wiederkehrend erfolgen, um eine langfristige Qualitätsverbesserung des für die Kompostierung verwendeten Bioabfalls gewährleisten zu können.

5.2 Materielle Anreize

Eine mögliche Massnahme sind Vorsammelhilfen (Kraftpapiersäcke, geschirrspütaugliche Mehrwegbehälter), die den Bürgern von der Kommune zur Verfügung gestellt werden. Entsprechende Vorsammelhilfen erweisen sich vor allem dann als benutzerfreundlich, wenn sie mit einem Henkel ausgestattet sind. Für eine möglichst umfassende Bewusstseinsbildung, ist eine einheitliche Lösung über möglichst alle Kommunen der jeweiligen Region unumgänglich. Vor allem in problematischen Gebieten, z. B. Mehrfamilienwohnhäuser > 10 Wohneinheiten, sollen Einweg-Kraftpapiersäcke bestenfalls bioabbaubare und nicht abbaubare Kunststoffsäcke gänzlich ersetzen. Damit dies erreicht werden kann, ist eine

Tabelle 1: Fremdstoffgehalte der manuellen Sortierung in Gew. % (FM), Mittelwerte von je 20 Biotonnen. G1: Graz – Innere Stadt, G2: Graz – Umgebung St. Leonhard, BM: Bruck an der Mur, K: Kapfenberg, MZ: Mürtzuschlag

Kategorien / Nummer	G 1	G 2	BM	K	MZ
Kunststoffsäcke, bioabbaubar	0.56	0.37	0.35	0.19	0.46
Kunststoffsäcke, nicht abbaubar	2.23	0.46	0.50	0.72	0.88
Plastik, allgemein	0.91	0.87	0.49	0.65	1.38
PET	0.03	0.13	0.01	0.05	0.03
Glas, Keramik	0.97	0.02	0.03	0.06	0.13
Metall	0.30	0.11	0.09	0.11	0.18
Verbunde	3.43	0.73	1.59	0.57	1.12
Σ [Gew. %] FM	8.43	2.69	3.06	2.35	4.18

regelmässig wiederkehrende Information zur Abfalltrennung notwendig. Dies kann unter anderem durch einheitlich gestaltete Flyer oder Aufkleber auf der Biotonne kommuniziert werden.

5.3 Ideelle Anreize

Des Weiteren kann die Bewusstseinsbildung durch ideelle Anreize unterstützt werden. Dabei wird der Fremdstoffgehalt bei der Schüttung ins Sammelfahrzeug ermittelt und im Anschluss daran erfolgt eine entsprechende Rückmeldung an den Bürger (App Mitteilung, Dank, Aufkleber). Bei einem sehr hohen Fremdstoffanteil könnten entweder die Fremdstoffe zurück gelassen werden oder sogar der gesamte Inhalt der Biotonne. Durch diese Massnahme kommt zusätzlich das Statusbedürfnis des Bürgers zu Wirkung.

5.4 Finanzielle Anreize

Diese sind zwingend mit dem von der Kommune festgelegten Gebührensystem verbunden. Zusätzliche Gebührevorschriften werden am besten gezielt für problematische Haushalte und Wohneinheiten festgelegt. Damit eine Verbesserung der Bioabfallsammlung erreicht werden kann, ist zu beachten, dass der Betrag dementsprechend hoch angesetzt werden muss. Zurechtweisungen durch entsprechend hohe Strafzahlungen müssen in jedem Fall die oben genannten Massnahmen vorausgehen. Sollte selbst dadurch keine Besserung der Bioabfallsammlung erreicht werden, haben die betroffenen Haushalte und Wohneinheiten mit einem Abzug der Biotonne und dementsprechend erhöhten Tarifen zu rechnen.

6. Ergebnisse

Die insgesamt 3.6 t Bioabfall der fünf Untersuchungsgebiete bestehen zu 0.40 Gew. % (FM) aus bioabbaubaren Kunststoffsäcken, zu 1 Gew. % (FM) aus nicht abbaubaren Kunststoffsäcken, zu 0.90 Gew. % (FM) aus Plastik und PET und zu 1.6 Gew. % (FM) aus Verbunden. Glas, Keramik und Metall kommen mit insgesamt 0.50 Gew. % untergeordnet vor. Der untersuchte Bioabfall weist einen Gesamtfremdstoffgehalt von 4.40 Gew. % (FM) auf. Die wahren Werte des Störstoffgehaltes sind mit Hilfe der manuellen Sortierung ermittelt worden. Diesem Ausgangswert werden die visuelle Beurteilung, NIR-Erkennung und die Bilderkennung gegenüber gestellt, wobei die visuelle Beurteilung die genaueste Erkennungsmethode ist. Die NIR-Erkennung ist vor allem für Kunststoffteile grösser als 80 mm gut anwendbar. Die Herausforderung der Bilderkennung liegt im Labeln der Bilder, da der Klassifikator nur Fremdstoffe er-

kennen kann, auf die er zuvor trainiert worden ist. Da keine der 100 untersuchten Biotonnen kunststofffrei ist, besteht die Notwendigkeit einer Verbesserung der Bioabfallsammlung durch entsprechende Massnahmen, um letztendlich einen sortenreinen Kompost produzieren zu können.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft mbH und den Wirtschaftspartnern Binder & Co AG, Holding Graz, Poschacher Kompost, Servus Abfall Dienstleistung GmbH und dem Abfallwirtschaftsverband Müritzverband für die erfolgreiche Zusammenarbeit im Projekt DeSort.

Literatur

BAUER, E.-M., 2017: Die Qualität der Bioabfallsammlung in Abhängigkeit von der Siedlungsstruktur und dem Sammelsystem im Bezirk Graz-Umgebung. Masterarbeit Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Geographie und Raumforschung, Graz, Österreich.

BUNDESGESETZ (2001): Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposten aus Abfällen (Kompostverordnung). BGBl: II Nr. 292/2001, Wien, Österreich.

COUNCIL OF THE EU (2017): Council and Parliament reach provisional agreement on new EU waste rules. Pressemitteilung 816/17 von 18.12.2017 und EU (2015) Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy, COM (2015) 614.

EFSA (2016): Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. EFSA Journal 2016.

WELLACHER, M., KALTENBÖCK, H., POMBERGER, R., 2019: Automatische Erkennung von Kunststoffehlwürfen am Sammelfahrzeug und Massnahmen zur Reduzierung von Fehlwürfen. Beitrag zum 31. Kasseler Abfall- und Ressourcenforum – Bioabfall- und stoffspezifische Prozesse, 9.-11.4.2019, Kassel, Deutschland.

WELLACHER, M. und KUNTER, A., 2017: Störstoffmanagement in biogenen Abfällen. Waste-to-Ressources 2017, 7. Internationale Tagung MBA, Sortierung & Recycling, 16.-18.05.2017 Hannover, Deutschland, S. 1-15.

SAVEYN, H. und EDER, P., 2014: End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate) – Technical proposals. Europäische Kommission, Institute for Prospective Technological Studies, Seville, Spanien, 308 S.

Veränderung von Moorböden durch den Bau einer Erdgas-Pipeline

Robert Probst, Olaf Juschus, Jana Chmielewski

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

Zusammenfassung

Moore stellen besonders sensible Ökosysteme dar, deren Böden empfindlich auf äussere Eingriffe reagieren. Aus diesem Grund wurde untersucht, wie sich der Bau der Erdgaspipeline OPAL auf den Moorkörper des Welsetales in Nordostbrandenburg ausgewirkt hat. Durch den Aushub des Torfkörpers und die anschliessende Vermischung mit liegenden Sanden ergeben sich erheblich veränderte Bodenprofile, die nicht mehr den Moorböden nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) entsprechen. Zusätzlich sind erste pedogenetische Überprägungen bereits nach acht Jahren feststellbar. Hinsichtlich der physikalischen und chemischen Eigenschaften ist festzustellen, dass zwischen Profilen oberhalb der Leitung, den Profilen auf der ehemaligen Baustrasse und unbeeinflussten Profilen signifikante Unterschiede bestehen. Die Beeinflussung des Torfkörpers durch die Baustrasse konnte allerdings nur teilweise abgeleitet werden, da das Einbringen von Sand auf der Baustrasse zu deutlich anderen Bodeneigenschaften führte. Positiv wirkte sich das Abschieben des Oberbodens bis etwa 30 cm Tiefe auf dem gesamten Arbeitsstreifen aus. Hier werden keine signifikanten Unterschiede zwischen Leitung, Baustrasse und unbeeinflusstem Profil festgestellt.

Abstract

Fens and Bogs are particularly sensitive ecosystems whose soils are sensitive to external influences. For this reason, the impact of the construction of the OPAL gas pipeline on the Fen of the Welsetal in north-eastern Brandenburg was investigated. The excavation of the peat body and the subsequent mixing with lying sands results in considerably altered soil profiles which no longer correspond to the peat soils according to KA5. First pedogenetic developments can already be detected after eight years. With regard to the physical and chemical properties, it should be noted that there are significant differences between soil profiles above the pipeline, soils on the former construction road and unaffected soils. However, the influence of the construction road on the peat body could only be partially deduced, since the introduction of sand on the construction road led to significantly different soil properties. The pushing off of the topsoil to a depth of about 30 cm had a positive effect on the entire working strip. No significant differences were found between the pipeline, the construction road and the unaffected profile in the topsoil.

Keywords: Fens, Soil Conservation, Peat soil properties, construction sites soils

1. Einleitung und Zielstellung

Moore bedecken in Mitteleuropa zwar nur 5 % der Landoberfläche, sind aber bezüglich Ihrer Funktion als Kohlenstoffspeicher sehr wichtig in der aktuellen Klimadiskussion (JOOSTEN und SUCCOW, 2001). Zudem stellen Sie ein Ökosystem dar, welches zahlreichen spezifischen Pflanzen und Tieren einen Raum gibt und somit einen bedeutenden Beitrag für die Biodiversität leistet. Diese Leistungen können aber nur von einigermaßen intakten Mooren erbracht werden. COUWENBERG und JOOSTEN (2001) schätzen, dass z. B. in Deutschland nur noch etwa 1 % der Moorfläche als völlig intakt (wachsend)

eingestuft werden kann. Die anderen Moorflächen sind z. T. sehr stark durch landwirtschaftliche Nutzung und Torfabbau verändert und können die ursprünglichen Leistungen nur noch in eingeschränktem Masse erbringen. In den letzten 10–15 Jahren hat ein Umdenken stattgefunden und viele Massnahmen zum Schutz und zur Wiederherstellung von Mooren sind entwickelt und durchgeführt worden (MEYER-UHLHERR et al., 2011).

Moore sind sensible Ökosysteme, die besonders empfindlich auf äussere Eingriffe reagieren. Linienbaumassnahmen für Infrastrukturen stellen dabei besonders drastische Störungen dar. Die vorhan-

denen Torfe werden durch Eingriffe wie Entwässerung, Auflast, Aushub und Wiedereinbringen in ihrer Struktur und ihren chemischen Eigenschaften nachhaltig verändert. Vor allem physikalische Eigenschaften wie Porenvolumen, Porenverteilung und Trockenrohddichte, aber auch die Kohlenstoffgehalte und -vorräte verändern sich durch die Belüftung des ehemals überwiegend gesättigten Bereiches (SCHINDLER et al., 2003). Die Störungen wirken sich sowohl zeitlich als auch räumlich unterschiedlich stark aus (Bundesnetzagentur 2019). Sie lassen sich in drei Gruppen untergliedern:

1. Entwässerung: Um Baumassnahmen durchführen zu können, muss in Mooregebieten und Niederungen eine Wasserhaltung mit Entwässerung und Umleitung angelegt werden. Diese wird bereits einige Zeit vor den Baumassnahmen begonnen, um sicherzustellen, dass der Boden für Maschinen befahrbar und die Grabenwände stabil sind. Die Entwässerung wirkt sich sowohl auf die eigentliche Trasse aus, aber auch weiter in die umgebenden Bereiche.
2. Baumassnahmen: Die Baumassnahmen mit Anlage von Baustrasse und Mieten für den Bodenaushub sind räumlich begrenzt auf die Trasse. Sie wirken sich besonders durch hohe Auflasten auf den Torfkörper aus.
3. Der Graben: Im Grabenbereich kommt es zu einer vollständigen Umlagerung des Torfkörpers durch den Aushub. Je nach Aushubtiefe und Moormächtigkeit wird mineralischer Untergrund in den Torfkörper eingemischt. Hierbei können stark veränderte chemische und physikalische Bodeneigenschaften gegenüber dem unveränderten Moorkörper entstehen.

Mit dem Bau der EUGAL-Gasleitung ab Herbst 2018 in Ostdeutschland von Lubmin bis an die Tschechische Grenze, parallel zur bereits bestehenden OPAL-Leitung (erbaut 2010–11), werden in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg einige Moore gequert. Am Beispiel dieser Moore werden die Störungen und die daraus resultierenden kurzfristigen als auch langfristigen Veränderungen durch den Bau der Gasleitung dokumentiert. Die ersten Untersuchungsergebnisse werden für das Niederungsgebiet des Welsetales im Nordosten Brandenburgs beispielhaft gezeigt.

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Welsetal bei Biesenbrow, im Nordosten Brandenburgs gelegen, bildet einen ausgedehnten Durchströmungsmoorkomplex mit Anteilen von Verlandungs- und Versumpfungsmooren (TIMMERMANN, 1999). LEHRKAMP (1987) geht von Moormächtigkeiten zwischen 4 und 30 dm aus. Der Moorkomplex ist bereits seit dem 18. Jh. durch Anlage von Gräben entwässert worden und wurde in den 1970er Jahren komplexmelioriert, was eine deutlich tiefere Entwässerung zur Folge hatte. Die vorherrschenden Ried- und Schilftorfe sind besonders in den oberen Dezimetern als mittel- bis stark zersetzt anzusprechen (LEHRKAMP, 1987). Als Bodentypen sind Erd- bzw. Mulmniedermoore vorherrschend (Boden-Grundkarte 2010–2011). Aufgrund der Entwässerung und der langjährigen intensiven Nutzung fand besonders seit der Mitte des 20. Jahrhunderts eine deutliche Torfsackung statt. LEHRKAMP (1987) geht von bis zu einem Meter Torfsackung aus.

Das Welsetal wird von der EUGAL-Trasse parallel

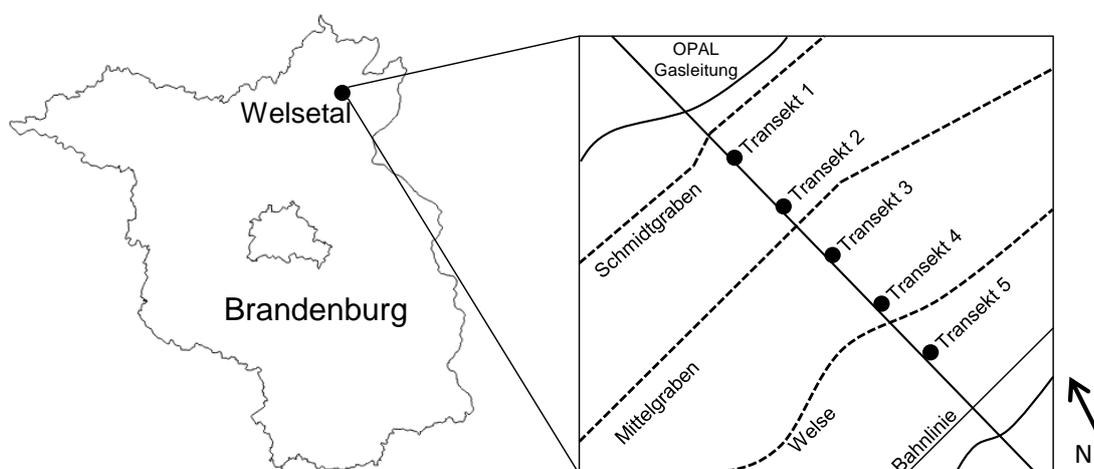


Abbildung 1: Lage der Transekte im Welsetal

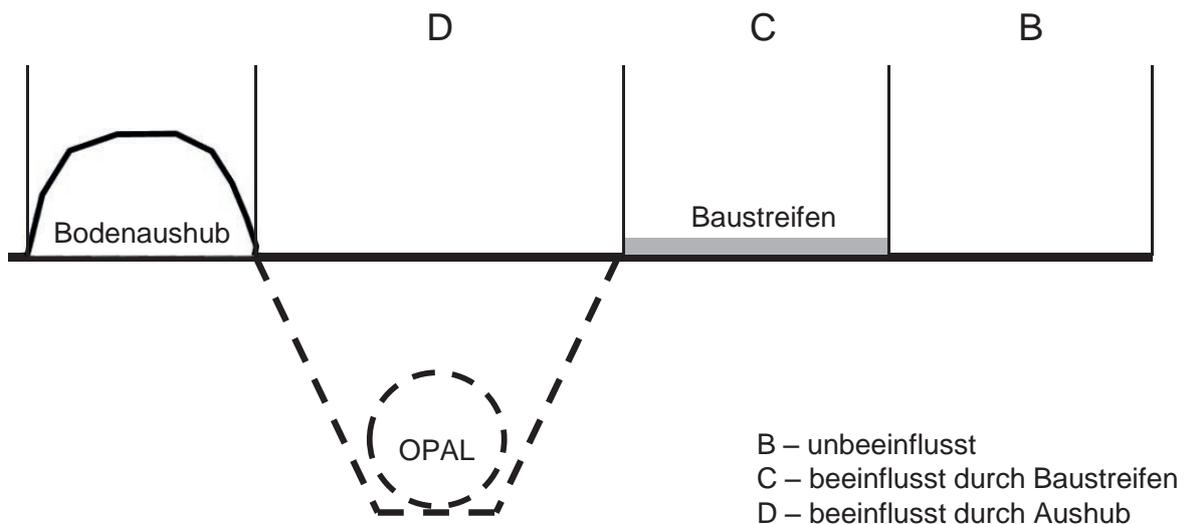


Abbildung 2: Schema der Untersuchung entlang des Transekts

zur OPAL-Trasse östlich der Ortslage Biesenbrow auf einer Länge von etwa 1700 m gequert. Aufgrund der Größe des Niederungsgebietes wurden fünf Untersuchungstransekte angelegt um die Veränderungen ausreichend und gesichert beschreiben zu können. Sie verteilen sich von Nord nach Süd über den gesamten Talboden (Abbildung 1). Der Aufbau der Untersuchungstransekte ist in Abbildung 2 schematisch dargestellt.

An jedem Transekt wurde je Abschnitt ein Profil gegraben (Abbildung 2). Es erfolgte eine Profilsprache nach KA5 sowie eine anschließende Beprobung in den Tiefen 0–10 cm, 20–30 cm, 50–60 cm und 80–100 cm. Zur Messung physikalischer Eigenschaften wurden 3x100 cm³ Stechzylinder je Tiefe eingeschlagen. Für die chemischen Analysen wurden repräsentative Mischproben je Tiefe aus der Profilwand entnommen. Die Proben wurden im Labor auf folgende physikalischen und chemischen Parameter untersucht:

- Trockenrohddichte (nach DIN ISO 11272)
- Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt nach DIN ISO 10694 sowie DIN ISO 13878 mit CNS-Analyser LECO TruMac CNS
- Ableitung des Porenvolumens nach $PV = 1 - d_B/d_F$ (d_B – TRD; d_F – Reindichte)

3. Ergebnisse

Im ersten Schritt der Untersuchungen wurden entlang der bereits bestehenden OPAL-Gasleitung an den fünf Transekten Profile in den Bereichen B, C

und D aufgegraben. Damit kann ein erster Vergleich der Profile und die unterschiedliche Beeinflussung durch den Bau der OPAL vor acht Jahren vorgenommen werden.

3.1 Profilsprache

Es zeigen sich deutliche Veränderungen aber auch Gemeinsamkeiten im Profil zwischen den einzelnen Abschnitten. Bei den Baumassnahmen zur OPAL-Leitung wurde der Oberboden bis auf etwa 30 cm abgeschoben, separat gelagert und anschließend wieder aufgetragen. Daher sind die obersten 20–30 cm aller Profile recht ähnlich aufgebaut. Alle weisen einen stark degradierten Mulmoberboden auf, der auf die Entwässerung als Folge der Komplexmelioration der 70er und 80er Jahre und die teilweise intensive Nutzung zurückzuführen ist. Unterhalb des Oberbodens weisen die bisher unbeeinflussten B-Profile natürlich gewachsene Moorböden auf, die nur durch die erwähnte Nutzung und Melioration beeinflusst wurden. Diese Profile können als aktueller Ausgangszustand der Böden für das Welsetal angesehen werden. Die Bodenform nach KA5 (AD-HOC AG Boden, 2005) ist hier ein Mulmniedermoor aus Torf (og-Hn(Ha)/fl-Fmk//og-Hn(Hnr)). Die C-Profile repräsentieren die Veränderungen durch die Baustrasse der OPAL. Hier ist im Profilaufbau eine eingelagerte Sandschicht zu erkennen, die als Deckschicht der Baustrasse aufgetragen wurde, um die Tragfähigkeit und Befahrbarkeit des Bodens zu erhöhen. Darunter sind in natürlicher Lagerung Torfe und Mudden zu erkennen. Die Bodenform entspricht aktuell einer Pararendzina aus

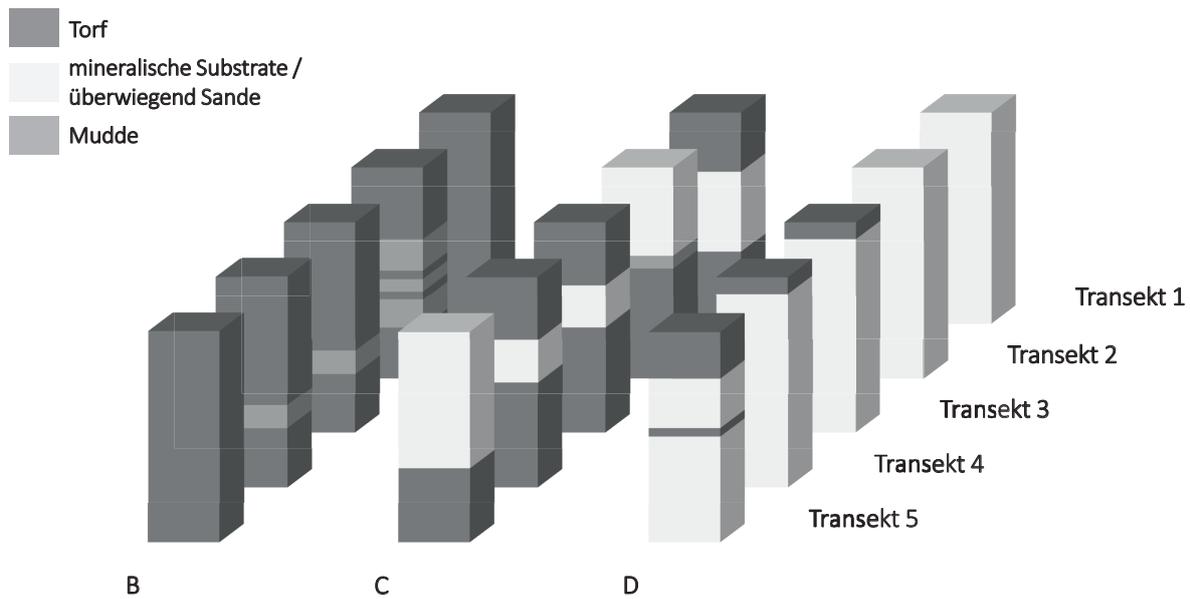


Abbildung 3: Substratschichtung der Profile aller Transekte des Welsetales

geschüttetem Sand über Niedermoor aus Torf (oj-ss(Ysp)/og-Hn(Hnr)). Die D-Profile direkt über der OPAL-Leitung bestehen aus gemischten Substraten auf der Basis von Mudde, Torf und dem ehemaligen mineralischem Untergrund. Diese wurden in den letzten acht Jahren pedogenetisch überprägt und werden als Gley aus Kippgemenge aus Sand und Torf (om-s(Yj)) angesprochen. In Abbildung 3 ist die vereinfachte Substratschichtung in den Profilen des Welsetales wiedergegeben.

3.2 Physikalische und chemische Bodeneigenschaften

Die mittleren Dichten im Oberboden (0–10 cm) liegen zwischen 0.48 g/cm^3 und 0.55 g/cm^3 und die mittleren Porenvolumina erreichen Werte zwischen 0.64 und 0.68 (Tabelle 1). In den beiden folgenden Tiefenbereichen ändert sich das Bild, hier sind signifikante Unterschiede für die Trockenrohddichte festzustellen (Games-Howell-Test). Die mittleren Werte in 20–30 cm Tiefe liegen zwischen 0.59 g/cm^3 und

Tabelle 1: Physikalische Bodeneigenschaften der Transektabschnitte (Mittelwert – arithmetisches Mittel, SD - Standardabweichung, VC - Variationskoeffizient)

Tiefe [cm]	Bereich	Trockenrohddichte			Porenvolumen		
		Mittelwert [g/cm ³]	SD	VC	Mittelwert [cm ³ /cm ³]	SD	VC
0–10	B	0.48 ^a	0.12	0.24	0.68 ^a	0.08	0.11
	C	0.55 ^a	0.11	0.20	0.64 ^a	0.08	0.12
	D	0.50 ^a	0.09	0.18	0.66 ^a	0.06	0.09
20–30	B	0.59 ^a	0.10	0.17	0.60 ^a	0.07	0.11
	C	0.94 ^{ab}	0.48	0.51	0.57 ^a	0.16	0.27
	D	1.05 ^b	0.19	0.18	0.59 ^a	0.07	0.12
50–60	B	0.43 ^a	0.11	0.26	0.71 ^a	0.08	0.11
	C	0.90 ^{ab}	0.49	0.54	0.61 ^a	0.15	0.24
	D	1.20 ^b	0.40	0.33	0.54 ^a	0.16	0.30
80–100	B	0.31 ^a	0.09	0.29	0.80 ^a	0.06	0.07
	C	0.27 ^a	0.04	0.15	0.82 ^a	0.03	0.04
	D	1.25 ^{b*}	0.27	0.22	0.52 ^{b*}	0.10	0.20

^{ab} - signifikant verschieden innerhalb einer Tiefe bei $p = 0.1$; * - signifikant verschieden innerhalb einer Tiefe bei $p = 0.05$

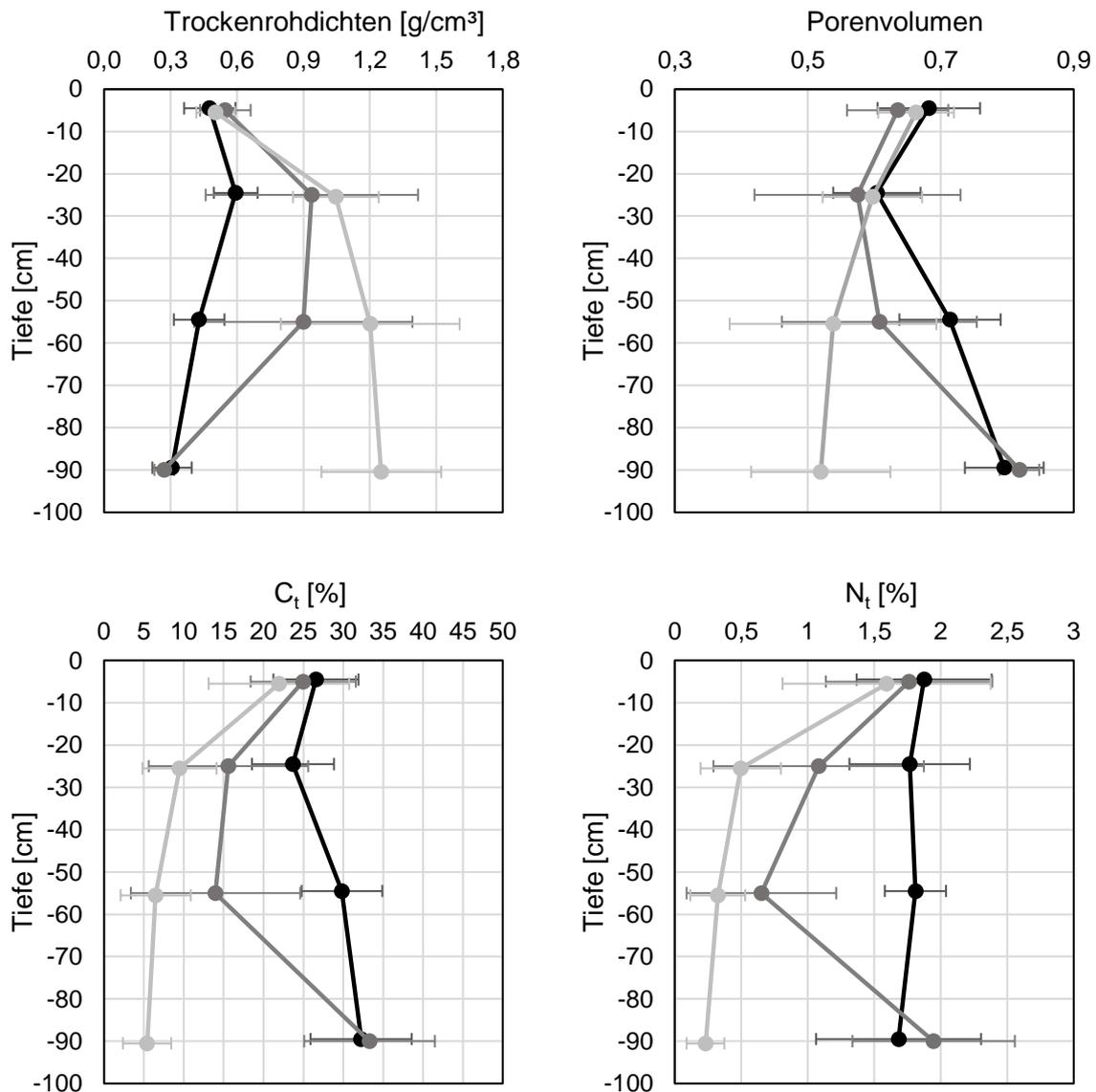


Abbildung 4: Mittlere Trockenrohdichte, Porenvolumen, C_t und N_t sowie jeweils die Standardabweichung (Balken) im Tiefenprofil für die drei Transektabschnitte (B = schwarz; C = dunkelgrau; D = hellgrau) (Punkte innerhalb einer Tiefenstufe sind minimal versetzt dargestellt, damit die Streuung der einzelnen Punkte besser zu erkennen ist)

1.05 g/cm³ und in 50–60 cm Tiefe zwischen 0.43 g/cm³ und 1.2 g/cm³ (Tabelle 1). In diesen Tiefen weisen die C-Profile auch sehr hohe Variationskoeffizienten mit 0.51 (20–30 cm Tiefe) und 0.54 (50–60 cm Tiefe) auf (Tabelle 1). Für das Porenvolumen kann auch in 20–30 cm Tiefe kein Unterschied festgestellt werden. Es nimmt in allen drei Profilen in dieser Tiefe um etwa 0.07 ab gegenüber der Tiefe 0–10 cm. In 50–60 cm Tiefe steigt das Porenvolumen der B-Profile auf 0.71 und der C-Profile auf 0.61 an.

In 80–100 cm Tiefe gibt es kaum Unterschiede in den Eigenschaften zwischen den B und C-Profilen. Die mittleren TRDs der C- und B-Profile liegen bei

0.27 g/cm³ bzw. 0.31 g/cm³ und die Porenvolumina bei 0.80 bzw. 0.82. Die Werte der D-Profile sind dagegen signifikant verschieden von denen der Bereiche B und C (Tukey-HSD-Test). Hier ist die Substratänderung durch das Vermischen von Torf und Sand deutlich zu erkennen.

In Abbildung 4 ist der Verlauf der beiden physikalischen Parameter mit der Tiefe für alle Transektbereiche aufgetragen. Für die Trockenrohdichte ist dabei zu erkennen, dass beim unbeeinflussten Bereich B leicht höhere Dichten im Oberboden in 0–10 cm und in 20–30 cm Tiefe zu finden sind und diese bis in 80–100 cm abnehmen. Dagegen zeigt der Verlauf

der D-Profile eine Zunahme der Trockenrohddichte mit der Tiefe, wie es nach einer Schüttung des Substrates und anschließender Setzung durch die Auflast vorkommt. Die Porenvolumina der B-Profile nehmen mit der Tiefe leicht zu, wohingegen bei den D-Profilen eine Abnahme mit der Tiefe festzustellen ist. Der Tiefenverlauf der beiden Eigenschaften der C-Profile zeigt deutlich die Beeinflussung durch die mineralische Lage und die Nutzung als Baustrasse in den Tiefen 20–30 cm und 50–60 cm. Hier sind die Eigenschaften denen der D-Profile ähnlicher. In 80–100 cm Tiefe sind die Eigenschaften so, wie bei den unbeeinflussten B-Profilen.

In der Tiefe 0–10 cm liegen die Gehalte für C_t und N_t der unbeeinflussten B-Profile im Mittel bei 26.6 % C_t und 1.9 % N_t . Es sind nicht signifikante Unterschiede gegenüber den beeinflussten Profilen C und D festzustellen (Tabelle 2), wobei die unbeeinflussten Profile (B) tendenziell einen höheren Kohlenstoffgehalt aufweisen. Der niedrige Wert für die D-Profile wird durch Ausreisserwerte ($C_t = 6.8$ %, $N_t = 0.4$ %) am Transekt 1 hervorgerufen. Nach deren Herausnahme aus der Statistik liegen die Mittelwerte für die D-Profile bei 25.7 % (C_t) und 1.9 % (N_t) und sind damit ähnlicher den Werten der beiden Bereiche C und B.

In 20–30 cm Tiefe und 50–60 cm Tiefe sind für C_t deutlichere und zum Teil signifikante Unterschiede (Tukey-HSD-Test) zwischen unbeeinflussten (B) und beeinflussten Profilen (C und D) zu erkennen. Im Mittel liegen die C_t -Gehalte im B-Profil bei 23.7 % (20–30 cm) und 29.8 % (50–60 cm), die mittleren C_t -Gehalte für die C-Profile bei 15.6 % (20–30

cm) und 14.0 % (50–60 cm) und die C_t -Gehalte der D-Profile bei 9.5 % (20–30 cm) und 6.5 % (50–60 cm). Die Kohlenstoffgehalte der C-Profile hängen sehr stark davon ab, wie mächtig und in welcher Tiefe die mineralischen Substrate der ehemaligen Baustrasse angetroffen wurden. Deshalb weisen diese Tiefen sehr hohe Variationskoeffizienten mit 0.6 (20–30 cm Tiefe) und 0.7 (50–60 cm Tiefe) auf.

In 80–100 cm Tiefe ist bei den C-Profilen keine Beeinflussung mehr festzustellen. Hier liegen mit 33.3 % C_t und 1.9 % N_t ähnliche Gehalte wie bei den B-Profilen, mit 32.2 % C_t bzw. 1.7 % N_t , vor. Bei den D-Profilen sind die mittleren Gehalte von C_t mit 5.4 % und N_t mit 0.2 % signifikant niedriger (Tukey-HSD-Test). Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der D-Profile haben allerdings eine hohe Variation ($VC = 0.61$), was auf die Vermischung der ausgehobenen Torfsubstrate mit dem mineralischen Untergrund zurückzuführen ist. Je nach Mächtigkeit des ehemaligen Moorkörpers sind höhere oder niedrigere Anteile von organischer Substanz im Mischsubstrat vorhanden.

4. Diskussion

Die ersten Ergebnisse zeigen, dass durch den Bau im Bereich des Leitungsgrabens sich deutlich veränderte Profile mit deutlich veränderten Eigenschaften ergeben. Unterhalb des vermulmten Torfoberbodens, der während der Bauarbeiten abgeschoben wurde, sind im Leitungsgraben Mischsubstrate aus den liegenden Sanden und hangenden Torfen sowie muddigem Material zu finden. Damit können die Profile

Tabelle 2: Mittlere C_t und N_t -Gehalte der verschiedenen Transektabschnitte (Mittelwert – arithmetisches Mittel, SD - Standardabweichung, VC - Variationskoeffizient)

Tiefe [cm]	Bereich	C_t			N_t		
		Mittelwert [%]	SD	VC	Mittelwert [%]	SD	VC
0–10	B	26.6 ^a	5.32	0.2	1.9 ^a	0.51	0.27
	C	25.0 ^a	6.61	0.26	1.8 ^a	0.62	0.35
	D	21.9 ^a	8.83	0.4	1.6 ^a	0.78	0.49
20–30	B	23.7 ^a	5.14	0.22	1.8 ^a	0.45	0.26
	C	15.6 ^{ab}	9.98	0.64	1.1 ^{ab}	0.79	0.73
	D	9.5 ^b	4.64	0.49	0.5 ^b	0.30	0.61
50–60	B	29.8 ^a	5.06	0.17	1.8 ^a	0.23	0.13
	C	14.0 ^b	10.62	0.76	0.7 ^b	0.56	0.86
	D	6.5 ^b	4.41	0.68	0.3 ^b	0.21	0.64
80–100	B	32.2 ^a	6.36	0.2	1.7 ^a	0.62	0.37
	C	33.3 ^a	8.19	0.25	1.9 ^a	0.61	0.31
	D	5.4 ^b	3.03	0.56	0.2 ^b	0.14	0.61

^{a,b} - signifikant verschieden innerhalb einer Tiefe bei $p = 0.05$

nicht mehr als Moorböden angesprochen werden. Die einsetzende Pedogenese führte bereits in dem relativ kurzen Zeitraum von 8–10 Jahren zur Ausbildung von Gleyböden.

Das Abschieben des Oberbodens bis 20–30 cm Tiefe zeigt positive Auswirkungen in dem Sinne, dass nach Abschluss der Bauarbeiten sowohl über dem Leitungsgraben als auch in den anderen untersuchten Bereichen ähnliche Eigenschaften aufgenommen wurden. Diese 30 cm sind der Hauptwurzelbereich des als Grünland genutzten Standortes im Welse-tal. Die vorgefundenen Trockenrohdichten und Porenvolumina zeigen keine deutlichen Unterschiede zwischen dem stark beeinflussten Leitungsgrabenbereich sowie dem ehemaligen Baustrassenbereich und dem unbeeinflussten Bereich. Die mittleren Trockenrohdichten liegen mit etwa 0,48–0,55 g/cm³ im vermulmten Oberboden (0–10 cm) im Wertebereich den GENSIOR & ZEITZ (1999) für das Welsebruch bei Biesenbrow in dieser Tiefe mit 0,48 g/cm³ (0,04 g/cm³ Standardabweichung) angeben. Auch die von KÜHN et al. (2015) mit 0,5 g/cm³ und von SCHÄFER (1996) mit 0,53 g/cm³ angegebenen mittleren Trockenrohdichten für vermulmte Oberböden zeigen, dass die Oberböden auch nach Wiedereinbringung ähnliche Werte annehmen, wie sie für unbeeinflusste vermulmte Oberböden unter Nutzung zu erwarten sind. Die mittleren Porenvolumina des Oberbodens sind sich in den untersuchten Bereichen ebenfalls ähnlich, so dass auch hierfür keine negative Beeinflussung festgestellt werden kann. Im Vergleich mit mittleren Werten für vermulmte Oberböden bei KÜHN et al. (2015), 72 % (entspricht 0,72), und SCHINDLER et al. (2003), 75,2 % (entspricht 0,75), zeigt sich jedoch, dass die Werte unterhalb der dort angegebenen Werte liegen. Für die chemischen Eigenschaften des Oberbodens wurden geringe Unterschiede festgestellt, welche sich allerdings nicht statistisch sichern lassen.

Unterhalb des abgeschobenen Oberbodens sind deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Bereichen zu erkennen. Hier kommen zum einen die oben angesprochenen Einflüsse durch die Baustrasse und den Graben zum Vorschein. In den Probtiefen 20–30 cm und 50–60 cm sind in den C-Profilen Beeinflussungen der Baustrasse durch eingebrachtes sandiges Substrat zu erkennen. Durch die unterschiedlichen Tiefenlagen dieser Sandschicht ergeben sich sehr hohe Variationen zwischen den Analyseergebnissen der einzelnen Tiefen der C-Profile. Die Analysewerte stellen eine Mittelposition zwischen den unbeeinflussten B-Profilen und den stark veränderten D-Profilen dar. Der Vergleich der B-Profile

und der durch den Graben veränderten D-Profile ist für alle betrachteten Bodeneigenschaften, ausser den Porenvolumina, signifikant. Die Werte der B-Profile zeigen in diesen Tiefen noch eine Beeinflussung durch die langjährige Entwässerung. Die Trockenrohdichten liegen noch über den von SCHÄFER (1996) angegebenen mittleren Werten 0,31 g/cm³ für Aggregierungshorizonte bzw. 0,23 g/cm³ für Schrumpfungshorizonte, welche in dieser Tiefe im Welse-tal angesprochen wurden. Sie liegen auch über den von GENSIOR & ZEITZ (1999) angegebenen Werten für diese Tiefen im Welse-tal bei Biesenbrow. Die Porenvolumina liegen wiederum unter den von ZEITZ (1992) angegebenen Werten für Schrumpfungshorizonte in Feinseggentorfen bzw. Schilf-Seggen-Mischtorfen. Die geringeren Porenvolumina sind zu einem Teil auf die höheren Dichten zurückzuführen. Sowohl die C-Profile als auch die D-Profile unterscheiden sich signifikant hinsichtlich des Kohlenstoffgehaltes gegenüber den unbeeinflussten B-Profilen.

In 80–100 cm Tiefe sind, wie schon beschrieben, in den C-Profilen keine eindeutigen Beeinflussungen durch den Bau mehr erkennbar. Die Trockenrohdichten und Porenvolumina sind denen der B-Profile sehr ähnlich. Sie unterscheiden sich signifikant von denen der D-Profile. Im Vergleich mit den Werten von SCHÄFER (1996) liegen die mittleren Trockenrohdichten über den dort angegebenen Werten für entsprechende Horizonte. Die C_t und N_t-Gehalte der C- und B-Profile sind ebenfalls signifikant höher als von den D-Profilen. In dieser Tiefe sind sowohl im C- als auch im B-Profil die standorttypischen unbeeinflussten Gehalte vorhanden. Bei Betrachtung der Gehalte im Gesamtprofil zeigt sich, dass in den D-Profilen unterhalb des abgeschobenen Oberbodens deutlich geringere C_t-Gehalte und damit einhergehend geringere N_t-Gehalte vorhanden sind. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass der Graben bis in eine Tiefe von 4 m ausgehoben worden ist. Da die Moormächtigkeit in diesem Bereich des Welse-tal bei nur etwa 100 bis 200 cm liegt, wurde der Torf bei der Wiedereinbringung mit den unterliegenden Sanden vermischt. Es ist zu vermuten, dass die im Torf vorhandene Menge Kohlenstoff bei der Wiedereinbringung bis zur Grabensohle verteilt worden ist. Weiterhin ist anzunehmen, dass in den oberen Bodenzonen, die im Jahresverlauf länger belüftet sind, die Mineralisierung der Torfsubstanz im Mischsubstrat schneller voranschreitet und somit langfristig der Kohlenstoffgehalt in dieser Tiefe abnimmt.

5. Fazit

Zum Zeitpunkt der Untersuchungen im Herbst 2018 und Frühjahr 2019 konnten deutliche Unterschiede zwischen dem Grabenbereich der OPAL-Leitung (D-Profil), der ehemaligen Baustrasse (C-Profil) und dem unbeeinflussten Bereich (B-Profil) festgestellt werden. Die grösste Beeinflussung fand dabei durch den Grabenaushub und das anschliessende Einbringen als Mischsubstrat statt. Die Beeinflussung durch die Baustrasse fällt besonders deutlich auf, da durch den Eintrag von Sand sich in diesem Bereich deutlich veränderte Profile mit ebenfalls abweichenden Eigenschaften gebildet haben. Je nach Mächtigkeit der ehemaligen Sandauflage reicht diese Beeinflussung bis in 60 cm Tiefe. Darunter sind keine Beeinflussungen durch die Baustrasse mehr erkennbar. Der Einfluss durch die Entwässerung während der Bauphase ist nicht eindeutig feststellbar, da durch die Meliorationsmassnahmen die oberen Bodenzonen schon vorher pedogenetisch überprägt waren.

Das Abschieben des Oberbodens hat den positiven Effekt, dass im gesamten ehemaligen Baustellenbereich im Hauptwurzelbereich nach den Massnahmen wieder annähernd ähnliche Verhältnisse wie in den unbeeinflussten Bereichen des Welsetals geschaffen wurden. Inwieweit der Abbau der organischen Substanz in den sandigen Mischsubstraten dauerhaft zu einer schnelleren Mineralisierung führt, sollte in weiteren Untersuchungen abgeklärt werden.

Literatur

AD-HOC AG BODEN (KA5), 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover, 438 S.

Boden-Grundkarten 2010–2011. Grabenaufschlüsse (2010–2011). Cottbus: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR). Online verfügbar unter <http://www.geo.brandenburg.de/boden/> zuletzt geprüft am 20.07.2019.

Bundesnetzagentur (Hrsg.), 2019: Bodenschutz beim Stromnetzausbau – Rahmenpapier. Selbstverlag. Bonn.

COUWENBERG, J. und JOOSTEN, H., 2001: Das Beispiel Deutschland. In: Succow und Joosten. Landschaftökologische Moorkunde. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. S. 409–411.

GENSIOR, A. und ZEITZ, J., 1999: Einfluss einer Wiedervernässungsmassnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Eigenschaften eines degradierten Niedermoores. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung. (38) S. 267–302.

JOOSTEN, H. und SUCCOW, M., 2001: Zum Begriff Moor und vom Wesen der Moore. In: Succow und Joosten. Landschaftökologische Moorkunde. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. S. 2–3.

KÜHN, D., BAURIEGEL, A., MÜLLER, H., ROSSKOPF, N., 2015: Charakterisierung der Böden Brandenburgs hinsichtlich ihrer Verbreitung, Eigenschaften und Potenziale mit einer Präsentation gemittelter analytischer Untersuchungsergebnisse einschliesslich von Hintergrundwerten (Korngrössenzusammensetzung, Bodenphysik, Bodenchemie). Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge. 22(1):5–135.

LEHRKAMP, H., 1987: Auswirkungen der Melioration auf die Bodenentwicklung im Randow-Welse-Bruch. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin. Berlin.

MEYER-UHLHERR, R., SCHULZ, C., LUTHARDT, V., 2011: Steckbriefe Moorsubstrate. Selbstverlag HNE Eberswalde (Hrsg.). Berlin.

SCHÄFER, W., 1996: Changes in physical properties of organic soils induced by land use. Proc. 10th International Peat Congress. (4):77–83, Bremen.

SCHINDLER, U., BEHRENDT, A., MÜLLER, L., 2003: Change of soil hydrological properties of fens as a result of soil development. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 166:357–363.

TIMMERMANN, T., 1999: Anbau von Schilf (*Phragmites australis*) als ein Weg zur Sanierung von Niedermoores – Eine Fallstudie zu Etablierungsmethoden, Vegetationsetwicklung und Konsequenzen für die Praxis. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung. (38):112–143.

ZEITZ, J., 1992: Bodenphysikalische Eigenschaften von Substrat-Horizont-Gruppen in landwirtschaftlich genutzten Niedermoores. Zeitschrift für Kulturtechnik Landentw. (33):301–307.

Ein *Salicornia*-Standort im Supralitoral – ungewöhnliche Lage und besondere KAK-Eigenschaften

Thomas Pollmann und Luise Gianì

Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstrasse 114–118, D-26129 Oldenburg

Zusammenfassung

Ein sandiges und organikarmes Normwatt im Supralitoral der Insel Spiekeroog wies lageuntypisch einen Bewuchs mit *Salicornia* auf, wie er für sub- und eulitorale Standorte üblich ist. Episodische und periodische Überflutungen sowie Witterung bedingten ein variierendes Bodenwasserregime, eine Redoxdynamik und veränderliche Bodeneigenschaften im saisonalen Verlauf. Ziel dieser Untersuchung war es zum einen, die Ursache der lageuntypischen Vegetationsbedeckung zu klären, und zum anderen, die saisonale Variabilität von Bodeneigenschaften nachzuvollziehen. Der Fokus lag dabei auf dem Verhalten redoxsensitiver Eisenoxide und dessen Einfluss auf die Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}), der aufgrund hoher Quarzgehalte und geringem Gehalt an organischer Substanz als hoch erwartet wurde. Die Bodensalinität entsprach meistens der des Meerwassers und variierte unabhängig von Überflutungsereignissen. Aufgrund der Standortlage innerhalb einer abflussgehemmten Depression bedingte ein hoher Überflutungs- und Salzstress für die Vegetation den lageuntypischen Bewuchs von *Salicornia* und das Ausbleiben lagetypischer Salzwiesenvegetation. Die Eisenoxidgehalte (Fe_d) und die Höhe der KAK_{pot} korrelierten stark positiv im saisonalen Verlauf. Dies deutete daraufhin, dass die deprotonierten Eisenoxide des stets alkalischen Bodenmilieus massgeblich die KAK_{pot} bestimmten, deren Höhe aufgrund der temporär variierenden Redoxbedingungen von den Gehalten der Eisenoxide determiniert wurde.

Abstract

A sandy organic-poor Normwatt in the supralittoral of the island Spiekeroog was covered by *Salicornia*, usually found in sub- and eulittoral locations. Episodic and periodic floodings and weather caused a varying soil water regime with redox dynamics and varying soil properties in the seasonal course. The aim of this study was firstly to clarify the cause of the atypical vegetation cover and secondly to understand the seasonal variability of soil properties. The focus was on the behavior of redox-sensitive iron oxides and its influence on the cation exchange capacity (CEC_{pot}). Their influence was expected to be high due to a high quartz and a low organic matter content in the soil. The soil salinity was mostly similar to that of seawater and varied independently of flooding events. Due to the study site location within a runoff-inhibited depression, high flooding- and salt stress experienced by the vegetation induce the atypical growth of *Salicornia* and the absence of saltmarsh vegetation typical in that saltmarsh position. The content of iron oxides (Fe_d) and the CEC_{pot} correlated strongly during the seasons. This suggested that deprotonated iron oxides of the alkaline soil milieu substantially determined the CEC_{pot} , whose height were controlled by the content of iron oxides that varied due to temporally changing redox conditions.

Keywords: Barrier island, cation exchange capacity, flooded soils, iron oxides, salicornia, saltmarsh

1. Einleitung

Salzmarschen der mittleren Breiten sind supralitorale (oberhalb des mittleren Tidehochwassers, MTHW) Landschaftselemente, die aufgrund von Springtide- und Sturmfluteinflüssen durch eine charakteristische halophytische Vegetation mit u. a. *Puccinellia maritima*, *Armeria maritima* und *Limonium vulgare* geprägt sind (PETERSEN und POTT, 2005). Das angrenzende und tiefer gelegene Eulitoral (zwischen MTHW und mittleren Tideniedrigwasser,

MTNW) mit täglicher Ebbe-Flut-Dynamik und das ständig überflutete Sublitoral (unterhalb MTNW) bilden die Haupthabitats der Pionierpflanze *Salicornia*, welche sich durch eine hohe Toleranz gegenüber Salz- und Überflutungsstress auszeichnet (WITTE et al., 2018). Im Supralitoral der Nordseeinsel Spiekeroog befindet sich eine ca. 0.17 km² grosse Fläche (Abbildung 1). Sie weist für ihre dem mittleren Springtidehochwasser entsprechenden Höhenlage einen untypischen und ausschliesslichen Bewuchs

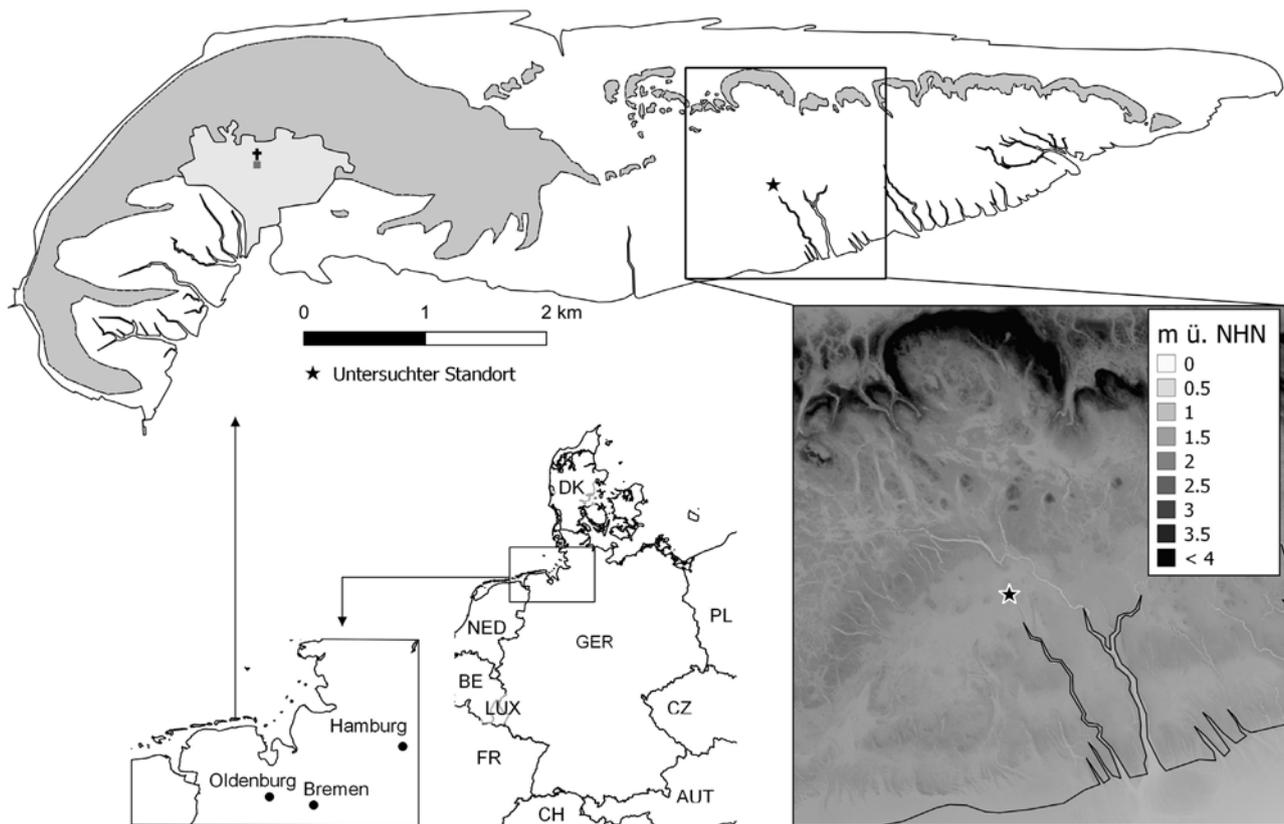


Abbildung 1: Lage der Insel Spiekeroog in der südlichen Nordsee mit Lage des untersuchten Standortes im Supralitoral. Der Inselumriss entspricht dem mittleren Tidehochwasser des Jahres 2011 (RÖPER et al., 2013). Dunkelgraue Flächen = Dünen (RÖPER et al., 2013), hellgraue Flächen = Inseldorf. Der Kartenausschnitt (unten rechts) zeigt die Geländehöhe über Normalhöhennull (NHN) gemäss einem digitalen Geländemodell aus dem Jahr 2014 (NLWKN, 2014).

von *Salicornia* auf. Dieser Befund widerspricht der aufgrund der Höhenlage zu erwartenden Vegetationsbedeckung in Form einer artenreicheren Salzwiesengesellschaft. Ein Ziel dieser Untersuchung war es deshalb, Ursache des Ausbleibens von höhenlagetypischer supralitoraler Salzwiesenvegetation und des ausschliesslichen Bewuchs von *Salicornia* an diesem Standort zu klären.

Aufgrund seiner Höhenlage unterliegt der Standort

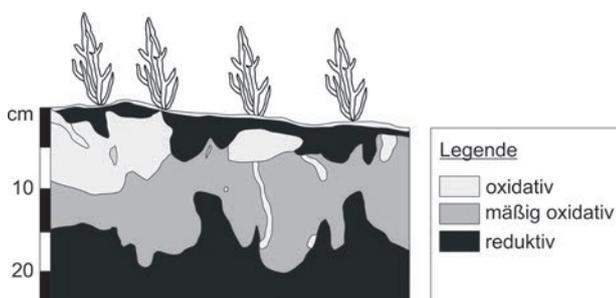


Abbildung 2: Bodenprofilausschnitt des untersuchten Standortes (Normwatt bewachsen mit *Salicornia*). Die veränderlichen redoximorphen Bodenbereiche waren anhand oxidativer und reduktiver Bodenfarben voneinander abgrenzbar und sind in Graustufen dargestellt (siehe Legende). Zustand am 16.03.2016.

periodischen und episodischen Überflutungen und weist durch sich ändernde Witterungseinflüsse variierende Grundwasserstände auf. Ein damit einhergehender Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Phasen hat eine Redoxdynamik im Boden zur Folge. Ein weiteres Ziel dieser Untersuchung war es daher, die saisonale Bodenvariabilität zu charakterisieren. Da dieser Standort durch weitere Besonderheiten wie aussergewöhnlich hohe Quarzgehalte und geringe Gehalte an organischer Substanz geprägt ist, war in diesem Zusammenhang der Fokus auf die redoxsensitiven Eisenoxide und ihre Rolle für die Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) gerichtet.

2. Material und Methoden

Der untersuchte Standort befindet sich im Supralitoral der Salzmarsch der Ostplate Spiekeroogs in der südlichen Nordsee (Abbildung 1). Er ist mit *Salicornia* bewachsen und liegt in einer Fläche, die durch einen Priel mit dem Wattenmeer verbunden ist. Mit einer Geländehöhe von 1.56 m über NHN unterliegt der Standort episodischen Überflutungen während Springtiden (mittleres Springtidehochwasser = 1.54 m ü. NHN) und Sturmfluten. Bodentypologisch

Tabelle 1: Physikochemische Eigenschaften des untersuchten Standortes

Horizont	Ober-/Untergrenze [cm]	Carbonat [Gew.-%]	TOC [Gew.-%]	TN	C/N	pH* (H ₂ O)	pH* (CaCl ₂)	Körnung [Gew.-%]		
								2000–63 µm	63–2 µm	< 2 µm
tmzFo	0–4	0.8	0.71	0.10	7.4	8.0	7.8	88.4	7.5	4.1
	4–10	0.4	0.32	0.05	6.7	8.2	7.7	90.5	6.1	3.4
	10–20	0.1	0.12	0.03	4.1	8.7	8.3	96.0	2.4	1.6
tmzFr	20–25	0.5	0.12	0.03	4.5	8.6	8.0	98.3	1.1	0.6
	25–40+	-	0.05	0.02	2.2	8.7	8.4	98.1	1.1	0.8

* im Jahresverlauf nicht signifikant verschieden (Mittelwerte der Beprobungsdaten)

liegt ein Normwatt mit einer tmzFo/tmzFr-Horizontierung vor (Ad-hoc-AG-Boden, 2005). Der tmzFo-Horizont ist gekennzeichnet durch redoximorphe Rostflecken (7.5YR 4/6) entlang von Wurzelbahnen unterhalb von Bereichen mit Reduktionsfarben (z. B. Gley1 2.5/N). Letztere sind typische Erscheinungen semisubhydrischer Salzmarschen (z. B. BLOEM et al., 1995). Sie sind das Ergebnis intensiver oberflächlicher Reduktionsprozesse angetrieben durch die Sedimentation meerbürtiger und leicht zersetzbarer organischer Substanz infolge von Überflutungsergebnissen. Die Reduktionsfarben sind dominant im tmzFr-Horizont (Abbildung 2).

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die physikochemischen Bodeneigenschaften des Standorts. Der sandige, schwach carbonathaltige Boden wies eine im Jahresverlauf dauerhafte leicht alkalische Bodenreaktion und einen geringen Gehalt an organischer Substanz auf. Typisch für marin beeinflusste Standorte, lagen niedrige C/N-Verhältnisse vor (SPOHN et al., 2013).

Der Standort wurde innerhalb eines Jahresverlaufes an sechs Daten beprobt (16.03.2016, 24.05.2016, 21.08.2016, 28.09.2016, 24.11.2016 und 11.03.2017). Dabei wurde jeweils eine Bodenmischprobe aus den oberen 10 cm entnommen, der aktuelle Grundwasserstand erfasst und das Redoxpotential (Eh) mit einer Ag/AgCl-Elektrode in situ bestimmt. An-

schliessende Laboranalysen wurden an luftgetrocknetem Feinboden (< 2 mm) mit einer Wiederholung durchgeführt. Der pH-Wert wurde mittels einer Glaselektrode in Aqua dest. (pH H₂O) und einer 0.1 molaren CaCl₂-Lösung (pH CaCl₂) gemessen (1:2.5 Boden:Lösungs-Verhältnis). In Anlehnung an BLUME et al. (2011) wurden Gleichgewichtsbodenlösungen hergestellt und deren elektrische Leitfähigkeit (EC_e) gemessen. Dithionitlösliches Eisen (Fe_d) wurde nach BLUME et al. (2011) extrahiert und dessen Gehalt mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) gemessen. Die potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) wurde im Perkolationsverfahren (BLUME et al., 2011) und mittels AAS bestimmt. Der Gehalt an austauschbarem Sulfat wurde in Anlehnung an BLUME et al. (2011) extrahiert und photometrisch quantifiziert. Aus einer Zeitreihe der Tidehochwasser des Pegels Spiekeroog (WSV, 2017) wurde die Anzahl an Überflutungen während der jeweiligen 10 Tage vor den Probenahmen ermittelt.

3. Ergebnisse

Innerhalb der 10 Tage vor den jeweiligen Probenahmen wurde der Standort zwischen zwei- und neunmal überflutet (Tabelle 2). Die Grundwasserstände zum Zeitpunkt der Probenahmen variierten zwischen 0 (Überflutung mit Oberflächenwasser) und 22 cm unterhalb der Geländeoberkante (GOK). Im

Tabelle 2: Variable Standort- und Bodenparameter des untersuchten Standortes

Beprobungsdatum	EC _e	Eh	pe+pH*	rH*	GW-Stand**	Überflutungen***
	[mS cm ⁻¹]	[mV]			[cm]	[Anzahl]
16.03.16	39	107	10	20	-20	2
24.05.16	22	267	13	25	+5	7
21.08.16	41	259	13	25	+2	5
28.09.16	37	-	-	-	-22	7
24.11.16	40	371	15	29	-22	9
11.03.17	40	-	-	-	-18	5

*Berechnung nach Blume et al. (2010) unter Verwendung von pH 8.2, **über (+) bzw. unter (-) Geländeoberkante, ***im zehntägigen Zeitraum vor der Beprobung.

Mai und im August war der Standort mit Oberflächenwasser bedeckt. Die EC_e -Werte $> 15 \text{ mS cm}^{-1}$ spiegelten den marinen Einfluss deutlich wider. Anhaltende Überstauungen des Standortes ergaben sich aufgrund seiner Lage innerhalb einer abflussgehemmten Geländedepression (Abbildung 1). Im Beprobungszeitraum variierten die Eh-Werte zwischen 107 und 371 mV (Tabelle 2). Dies entsprach $pe+pH$ -Werten und rH-Werten, die suboxische Verhältnisse während der meisten Beprobungsdaten anzeigten. Nur im November herrschten oxische Verhältnisse vor (BLUME et al., 2010).

Ebenfalls variierten die Fe_d -Gehalte (Abbildung 3) zwischen den Beprobungsdaten. Die höchsten Werte wurden in den im Mai ($13.5 \text{ cmol kg}^{-1}$) und August ($13.1 \text{ cmol kg}^{-1}$) entnommenen Bodenproben gemessen. In den im September und November entnommenen Bodenproben nahmen die Fe_d -Gehalte um bis zu mehr als 50 % ab (November = 5.7 cmol kg^{-1}). Die Fe_d -Gehalte der im März 2017 entnommenen Bodenproben entsprachen etwa dem Ausgangsniveau der Bodenproben des ersten Beprobungsdatums (März 2016 = $10.8 \text{ cmol kg}^{-1}$).

Die KAK_{pot} variierte zwischen den Beprobungsdaten mit auffällig ähnlichem Verlauf zu den Fe_d -Gehalten (Abbildung 3). Der Minimalwert wurde in den im November entnommenen Bodenproben und der Maximalwert in den im Mai entnommenen Bodenproben gemessen. Eine Spearman-Korrelation ergab eine starke und positive Korrelation zwischen den Fe_d -Gehalten und der KAK_{pot} (Spearman, $r^2 = 0.91$). Die Gehalte an austauschbarem Sulfat (Abbildung 3) variierten zwischen 0.7 und 1.6 mmol kg^{-1} und korrelierten stark mit den Fe_d -Gehalten (Spearman, $r^2 = 0.98$).

4. Diskussion

Der Standort wies fast ganzjährig eine hohe Bodensalinität auf, die der des Meerwassers und der Salinität von typischen täglich tidebeeinflussten *Salicornia*-Standorten entsprach. Der im Mai festgestellte geringe EC_e -Wert bei durchschnittlich hoher Überflutungshäufigkeit (Tabelle 2) verdeutlicht, dass die Bodensalinität nicht ausschliesslich auf die Anzahl der Überflutungen im zehntägigen Zeitraum vor der Probenahme zurückzuführen ist. Zudem war die Bodensalinität nicht grundsätzlich vom Grundwasserstand determiniert (Tabelle 2). Folglich ist davon auszugehen, dass der Witterungseinfluss eine nicht unerhebliche Auswirkung auf die Bodensalinität des untersuchten Standortes hatte. Aufgrund der abflusshemmenden Senkenlage wies der Standort

temporär Oberflächenwasser auf (Tabelle 2). Es ist denkbar, dass sich Salze darin bei entsprechend hohen Temperaturen evaporativ aufkonzentrieren und bei anschliessender Versickerung eine erhöhte Salinität in der Bodenmatrix verursachen (VERNBERG, 1993). Die Salinität des Bodens ist ein massgeblicher Faktor für die Vegetationszonierung in Salzmarschen (PETERSEN und POTT, 2005). Zunehmender Salz- und Überflutungsstress geht in der Regel mit einer abnehmenden Vegetationsdiversität einher (ADAM, 1990). *Salicornia* zeichnet sich durch eine hohe Toleranz gegenüber hoher Salinität und Wassersättigung des Bodens aus (WITTE et al., 2018). Hingegen weist eine typische supralitorale Salzwiesenvegetation eine geringere Toleranz gegenüber diesen Faktoren auf (PETERSEN und POTT, 2005). Sehr wahrscheinlich ist ihr Fehlen am untersuchten Standort Folge eines höheren Salz- und Überflutungsstress innerhalb der Geländedepression. Die dort vorherrschenden Bedingungen ähneln denen der eulitoral *Salicornia*-Habitats, was wahrschein-

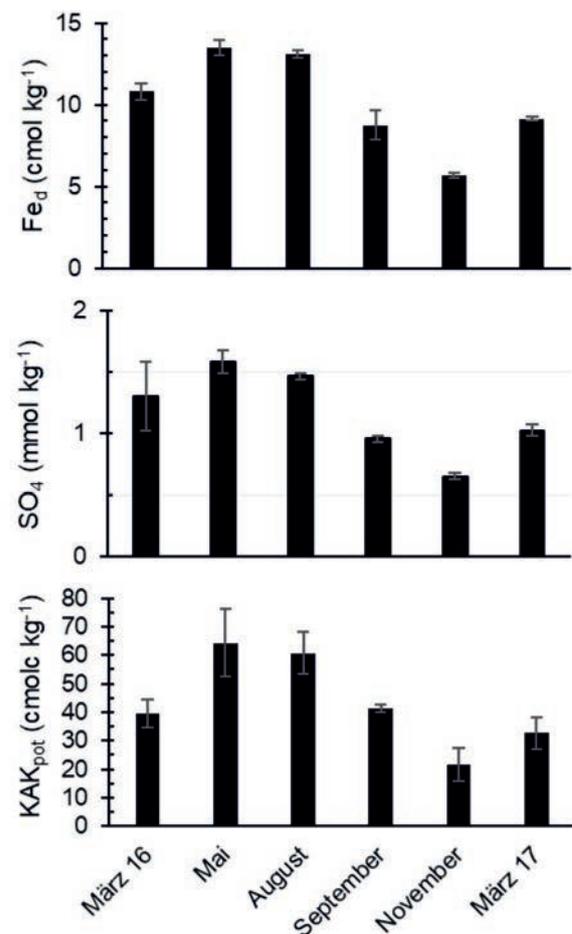


Abbildung 3: Fe_d -Gehalte in cmol kg^{-1} (oben) und Gehalte an austauschbarem Sulfat (SO_4) in mmol kg^{-1} (Mitte) und KAK_{pot} in cmolc kg^{-1} (unten) zu verschiedenen Beprobungsdaten. Die Fehlerbalken geben die Standardabweichung an.

lich das ausschliessliche Vorkommen von *Salicornia* am untersuchten Standort bedingte.

Das Redoxpotenzial (Eh) und die errechneten Redox-Parameter (pe+pH, rH) belegen ein fast ganzjähriges suboxisches Bodenmilieu am untersuchten Standort (Tabelle 2), wie es für marin beeinflusste Böden der südlichen Nordseeküste typisch ist (GIANI et al., 1993). Variierende Grundwasserstände bedingten eine Redoxdynamik in den oberflächennahen Bodenbereichen. Dies zeigte sich in oxidativen und reduktiven Bodenfarben, die hauptsächlich auf unterschiedliche Zustandsformen des redoxsensitiven Eisens zurückzuführen waren (Abbildung 2). Folglich zeigten auch die Fe_d -Gehalte eine jahreszeitliche Dynamik, die mit sommerlichem Anstieg und winterlichem Abfall plausibel erscheint, allerdings nicht mit entsprechenden Veränderungen der Redoxpotentiale einherging (Tabelle 2). Letztere stellen jedoch Momentaufnahmen dar, aus denen kein jahreszeitlicher Trend abgeleitet werden kann.

Die KAK_{pot} korrelierte stark positiv mit den Fe_d -gehalten ($r^2 = 0.91$). Der starke Einfluss des Eisenoxidgehalts auf die Höhe der KAK_{pot} ist auf die vorherrschende Sorbentenarmut im organikarmen und quarzreichen, sandigen Boden zurückzuführen. Abgesehen von in geringen Anteilen enthaltenen Tonmineralien und enthaltener organischer Substanz (Tabelle 1 und 2) stellen vornehmlich deprotonierte funktionelle Gruppen von Eisenoxiden Sorptionsplätze für Kationen zur Verfügung. In Wattböden herrscht üblicherweise das Eisenoxid Ferrihydrit vor (BLUME et al., 2010), was auch für den untersuchten Boden wahrscheinlich ist. Der Ladungsnullpunkt (LNP) von Ferrihydrit (wie auch der von Goethit) liegt in reiner Mineralphase zwischen pH 8.5 und 9.5, ist aber in Böden oft deutlich geringer (BLUME et al., 2010). Der regelmässige Eintrag von Hydrogencarbonat während periodischer und episodischer Überflutungen (Tabelle 2) sowie das Vorhandensein von Carbonat in Form von Muscheln und Muschelbruchstücken im Sediment bedingte eine ganzjährige alkalische Bodenreaktion (Tabelle 1). Unter diesen Bedingungen lagen die funktionellen Gruppen der Eisenoxide vornehmlich deprotoniert vor und trugen effektiv zur KAK_{pot} bei. Die maximal ermittelte KAK_{pot} von 64 cmol kg^{-1} (Mai) ist für einen sandigen Boden vergleichsweise hoch. Sie überschreitet beispielsweise die eines schwach alkalischen Oberbodens einer Schwarzerde aus Löss um mehr als das Dreifache (BLUME et al., 2010).

5. Schlussfolgerung

Der untersuchte supralitorale Standort zeichnete sich durch einen lageuntypischen *Salicornia*-Bewuchs aus. Dies kann auf die Lage innerhalb einer abflussgehemmten Depression zurückgeführt werden, die über längere Zeiträume mit Oberflächenwasser gefüllt sein kann. Es ist anzunehmen, dass der dadurch erhöhte Überflutungsstress die Etablierung gewöhnlicher supralitoraler Salzwiesenvegetation verhinderte. Zudem hat vermutlich eine evaporative Aufkonzentrierung von Salzen im Oberflächenwasser den Salzstress gegenüber gewöhnlichen supralitoralern Standorten zusätzlich erhöht.

Für die Variabilität der KAK_{pot} am untersuchten Standort ist anzunehmen, dass folgende Faktorenkonstellation von Bedeutung war:

1. Ein veränderliches Bodenwasserregime und die Zufuhr von leichtabbaubarer meeresbürtiger organischer Substanz, die eine intensive Redoxdynamik im Boden bedingten.
2. Ein aktiver Carbonatpuffer, der ein dauerhaft alkalisches Bodenmilieu aufrecht hielt, in welchem funktionelle Gruppen der Eisenoxide in ausreichender Zahl deprotoniert vorlagen und somit effektiv zur KAK_{pot} beitrugen.

Ob die eisenoxidgehaltabhängige Variation der KAK_{pot} am untersuchten Standort einer womöglich noch höheren zeitlichen Variabilität unterliegt (z. B. in Abhängigkeit des Springtide-Rhythmus), bleibt weiteren Untersuchungen vorbehalten.

Danksagung

Wir danken Nele Deterts und Johann Köhler für die Durchführung der laboranalytischen Untersuchungen. Für die Projektfinanzierung danken wir der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG-Projekt Nummer GI 171/25-1).

Literatur

- ADAM, P., 1990: Saltmarsh Ecology. Cambridge University Press, New York.
- Ad-hoc-AG-Boden, 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- BLOEM, E., LIITTMANN, B., GIANI, L., 1995: Jahreszeitliche Schwefeldynamik semisubhydrischer Salzmarschen. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 158, 251–256.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B.-M., 2010: Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde, 16. Auflage, Spektrum, Akademischer Ver-

lag, Heidelberg, Berlin.

BLUME, H.-P., STAHR, K., LEINWEBER, P., 2011: Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler, 3. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

GIANI, L., KEUCHEL, B., NAY, M., WIDZGOWSKI, S., 1993: Periodische und aperiodische Veränderungen in den Eigenschaften junger Marschböden im Deichvorland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 156, 323–331.

NLWKN, 2014. (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz): Digitales Geländemodell 2014 mit 1m Gitterweite (DGM1).

PETERSEN, J., POTT, R., 2005: Ostfriesische Inseln: Landschaft und Vegetation im Wandel. Schlüter, Hannover.

RÖPER, T., GRESKOWIAK, J., FREUND, H., MASSMANN, G., 2013: Freshwater lens formation below juvenile dunes on a barrier island (Spiekeroog, Northwest Germany). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 121–122, 40–50.

SPOHN, M., BABKA, B., GIANI, L., 2013: Changes in soil organic matter quality during sea-influenced marsh soil development at the North Sea coast. *Catena*. 107, 110–117.

VERNBERG, F.J., 1993: Salt-marsh Processes: A Review. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 12, 2167–2195.

WITTE, S., FREUND, H., BUHK, N., KLEMENT, K., SCHÜRSMANN, T., GIANI, L., 2018: Impact of pedological conditions on the distribution of *Salicornia* species (Southern North Sea coast). *Journal of Coastal Conservation*. 22, 79–85.

WSV, (Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes) 2017: Tidehochwasser am Pegel Spiekeroog zwischen 1987–2017. Bereitgestellt durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG).

Hypothese der Moorgenese südwestdeutscher Mittelgebirgs-moore anhand bodenkundlicher, hydrologischer und geobotanischer Aspekte

Christoph Kopf¹, Ernst Segatz², Christof Kneisel³, Johannes Stoffels⁴, Jan Paul Krüger⁵, Markus Dotterweich⁵ und Gebhard Schüler²

¹Zentralstelle der Forstverwaltung, Ref. 3.3 Waldnaturschutz, Le Quartier-Hornbach 9, 67433 Neustadt a. d. Weinstrasse

²Zentralstelle der Forstverwaltung, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Hauptstrasse 16, 67705 Trippstadt

³Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Institut für Geographie und Geologie, Am Hubland, 97974 Würzburg

⁴Universität Trier, Umweltfernerkundung und Geoinformatik, Behringstrasse 21, 54296 Trier

⁵UDATA GmbH, Hindenburgstrasse 1, 67433 Neustadt a. d. Weinstrasse

Zusammenfassung

Im südwestdeutschen Mittelgebirge Hunsrück wurden Hangquellmoore, sogenannte Hangbrücher, untersucht. Die bodenkundlichen Ergebnisse zeigen, dass die Hangbrücher flachgründige Vermoorungen mit einem Mosaik unterschiedlicher Bodentypen von hydromorphen mineralischen bis organischen Bodentypen auf engstem Raum sind. Die hydrologischen Ergebnisse zeigen eine Abhängigkeit des Hangbruchwasserstandes vom Niederschlag in Form von Zuschusswasser durch den Interflow. Die geobotanischen Untersuchungen samt Altersdatierungen zeigen, dass die Hangbrücher meist überwiegend junge Ökosysteme von nur wenigen hundert Jahren sind.

Abstract

Fens are investigated in the current study, which are located in the lower mountain range of southwestern Germany. The organic soils of the fens are shallow. There is a mosaic of different soil types from hydromorphic mineral to organic soils. The hydrological research shows that the water column of the fens depend on the precipitation and the interflow. The geobotanical research with age dating methods shows that these fens are predominantly young ecosystems with an age of a few hundred years.

Keywords: fen, organic soil, age dating, nationalpark Hunsrück-Hochwald

1. Einleitung

Moore bedecken global drei Prozent der Geländeoberfläche und speichern dabei ein Drittel des terrestrischen Kohlenstoffs (JOOSTEN und CLARKE 2002, PARISH et al., 2008). Als Kohlenstoffspeicher wurden Moore verstärkt in den Fokus der Forschung gerückt (DRÖSLER et al., 2013). Sie wurden häufig drainiert, um den Wasserspiegel für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung abzusenken. Die Belüftung der Torfe führt zum Abbau organischer Substanz und zur Anreicherung von Kohlenstoffdioxid in der Atmosphäre (SUCCOW und JOOSTEN, 2001).

Im südwestdeutschen Mittelgebirge Hunsrück gibt es eine Vielzahl von Hangquellmooren, die lokal als Hangbrücher angesprochen werden. Im 19. Jahrhundert begann deren forstliche Nutzung. Es wurden Entwässerungsgräben gezogen und die Baumart

Fichte etabliert (KÖNIG et al., 2014/2015). Eine wissenschaftliche Erklärung zur Entstehung, Verbreitung und der Funktionsweise der Hangbrücher fehlt, um künftige Entwicklungen (Moorwachstum oder -degradation) unter dem Aspekt des Klimawandels abschätzen zu können.

2. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt im westlichen Teil des Hunsrücks in der Region des Nationalparks Hunsrück-Hochwald. Die Höhenzüge des Hunsrücks werden geologisch von Quarzit aufgebaut, welcher als Kluftwasserspeicher fungiert. Die Hochmulden bestehen aus Tonschiefer. Das Klima ist mit etwa 7,5 °C Jahresdurchschnittstemperatur und etwa 1100 mm Niederschlagssumme atlantisch geprägt. Es wurden sechs Monitoringstandorte ausgewählt. Auf den Monitoringflächen dominieren Fichten (*Picea abies* (L.)

H. Karst) und Moorbirken (*Betula pubescens* Ehrh.), vereinzelt sind Erlen (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) anzutreffen. Buchen (*Fagus sylvatica* L.) sind im Übergang zu trockeneren Standorten vertreten. Zu den anthropogenen Überprägungen gehören Grabenbau, Drainagen, Brunnenanlagen und Wegebau mit Wegebegleitgräben. Als Renaturierungseingriffe werden nach HOFFMANN (2017) (grossflächige) Fichtenentnahme als Waldumbaumassnahme, Grabenverschlüsse und Wegerückbau bezeichnet.

Die Hangbrücher wurden mittels Bohrstock kartiert. Die Kartierung wurde gemäss der Bodenkundlichen Kartieranleitung 5 (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005) durchgeführt. Die Polygone der Torfmächtigkeitskartierung resultieren aus den Geländeaufnahmen (Bohrungen). Diese wurden nicht über geostatistische GIS-Verfahren berechnet.

Zur Erfassung des Hanggrundwasserstandes der Hangbrücher wurden jeweils drei Grundwasserpegelsonden pro Fläche eingebaut. Die Auswertung der Hanggrundwassermessungen erfolgte mit dem Statistikprogramm R (R CORE TEAM, 2017).

Das Probenmaterial für geobotanische Untersuchungen wurde mit dem vier Zentimeter Stechbohrer gewonnen (Durchführung nach Anweisung der Herren Schloss und Hölzer).

Das Probenmaterial zur ^{14}C -Altersdatierung wurde

aus der Grossrestfraktion der geobotanischen Untersuchungen ausgewählt. Es wurden Pflanzenreste, die in situ gewachsen sind, verwendet. Damit können Effekte durch sekundäre Durchwurzelung, die zu junge ^{14}C -Alter ergeben, ausgeschlossen werden.

Detaillierte Informationen zur Vorgehensweise im Gelände, den Laboranalysen sowie der Datenauswertung der bodenkundlichen, hydrologischen sowie geobotanischen Analysen samt Altersdatierungen werden von KOPF (2019) dargestellt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Bodenprofil BIW 080

Das Profil BIW 080 lässt sich in zwei Schichten unterteilen (Abbildung 1). Die erste Schicht ist auf Löss mit oberflächennaher Anreicherung von organischer Substanz zurückzuführen. Die zweite Schicht wird durch die periglaziale Schuttdecke aufgebaut. Ein besonderes Merkmal ist der Einfluss von sauerstoffreichem Hangzugswasser, welches zu ockerfarbenen Oxidationsmerkmalen neben allgemeinen Reduktionsmerkmalen führt. Das Profil setzt sich aus Aa/Sew/Go-Srd/Go-Sd-Horizonten zusammen. Der Bodentyp nach AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) wird als ein Anmoorstagnogley-Oxigley angesprochen.

Dieses Bodenprofil ist typisch für die Randbereiche der Hangbrücher. Die hydromorphen Merkmale rei-

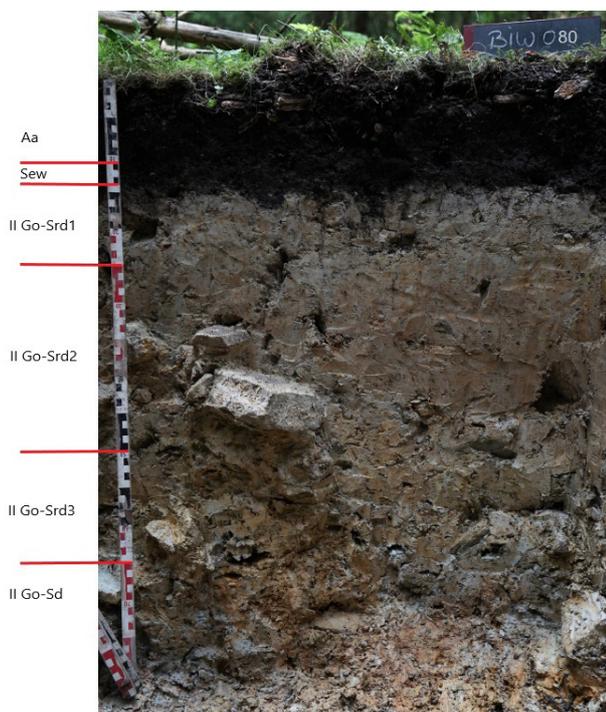


Abbildung 1: Bodenprofil BIW 080 (Foto: Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz 2018) (KOPF, 2019)

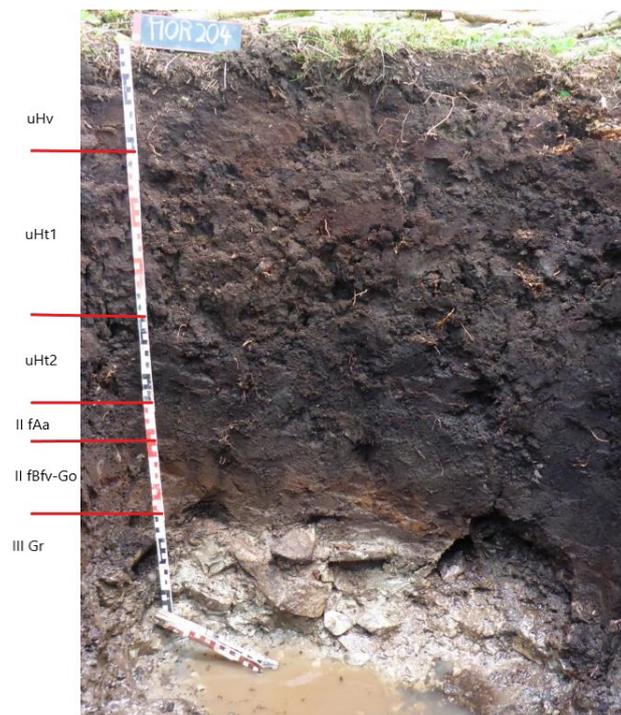


Abbildung 2: Bodenprofil MOR 204 (Foto: Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz 2018) (KOPF, 2019)

chen bis zur Grabungstiefe und nehmen nach unten hin zu. Im Oberboden reicherte sich wegen des Wasserüberschusses organische Substanz an. Bei der Bildung der Basislage wurde lösshaltiges Material mit quarzitischen Sandsteinen solifluidal durchmischt. Das sauerstoffreiche Quellwasser sorgte für die hydromorphe Überprägung des Standortes. Dieses Profil ist nicht den Moorböden zuzuordnen. Der Bodentyp ist als Anmoorstagnogley-Oxigley anzusprechen. Die Randbereiche der Hangbrücher mit Übergängen zwischen Oxigleyen, Stagnogleyen und Anmoorgleyen unterscheiden sich beim Bodenaufbau im Anteil der organischen Substanz, der Mächtigkeit der organischen Substanz und in der unterschiedlich starken hydromorphen Überprägung.

3.2 Bodenprofil MOR 204

Das Profil MOR 204 lässt sich in drei Schichten gliedern (Abbildung 2). Die oberste Schicht bildet der Torf. Er zeichnet sich durch seinen starken Zersetzungsgrad aus und wird wegen seiner botanischen Zusammensetzung den Übergangsmoortorfen zugeordnet. Die mittlere Schicht ist durch Lössanwehungen geprägt. Im oberen Horizont (II fAa) sind erhöhte organische Kohlenstoffgehalte festzustellen, die nach unten geringer werden. Im unteren Horizont der Lössanwehungen (II fBfv-Go) sind Beimengungen der Laacher-See-Tephra zu finden. Die unterste Schicht bildet die periglaziale Schuttdecke. Das Profil setzt sich aus uHv/uHt/fAa/fBfv-Go/

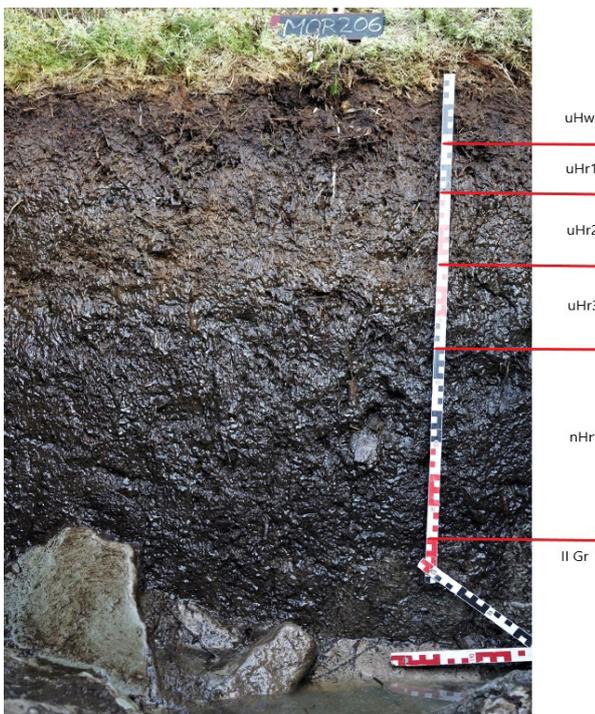


Abbildung 3: Bodenprofil MOR 206 (Foto: Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz 2018) (KOPF, 2019)

Gr-Horizonten zusammen. Der Bodentyp nach AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) wird als Übergangserdmoor über fossilem, anmoorigem Lockerbraunerde-Gley angesprochen.

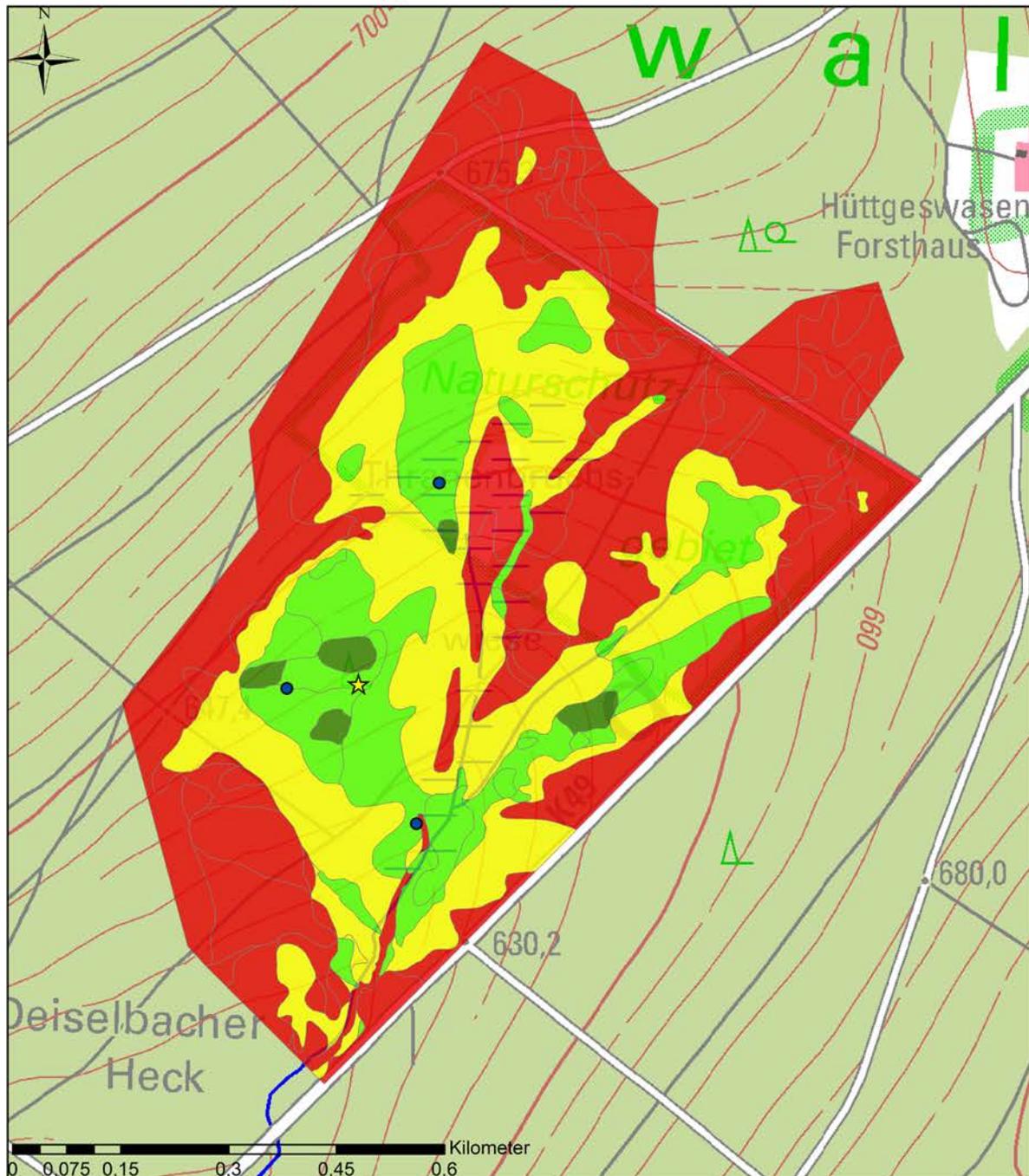
Dieses Bodenprofil ist typisch für die Kernbereiche der Hangbrücher, die ausserhalb des Wirkungsbereiches der Quellschüttungen liegen. Dadurch blieb der Löss erhalten und wurde nicht durch das anströmende Wasser erodiert. Diese Standorte sind fast ganzjährig nass, sodass die organische Substanz nicht vollständig abgebaut wird. Zunächst wurden die Sedimente der Hauptlage mit organischem Material angereicht und bioturbat durchmischt, sodass Ah- und Aa-Horizonte entstanden sind, die durch den aufwachsenden Torf fossil bedeckt wurden. Durch die sommerlichen Trockenperioden sind die Torfe im Oberboden meist vererdet bis vermulmt. Im Unterboden sind in der Regel amorphe Torfe anzutreffen, die an seltenen Standorten mit Torfschrumpfrissen durchsetzt sind. Diese Standorte sind dem Bodentyp Niedermoor zuzuordnen, wobei als Subtypen Ausprägungen von Erdübergangsmoor bis Mulmübergangsmoor vorkommen.

3.3 Bodenprofil MOR 206

Das Bodenprofil MOR 206 ist durch zwei Schichten gekennzeichnet (Abbildung 3). Die obere Schicht wird aus Torf aufgebaut und die untere mineralische Schicht geht aus der Basislage hervor. Der Löss ist weitgehend erodiert. Die Torfhorizonte sind aufgrund ihrer botanischen Zusammensetzung meist den Übergangsmoortorfen zuzuordnen. Nur in Ausnahmefällen sind Niedermoortorfe zu finden. Das Profil setzt sich aus uHw/uHr/nHr/Gr-Horizonten zusammen. Der Bodentyp nach AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005) wird als Übergangsmoor angesprochen.

Dieser Standort ist typisch für die Kernbereiche der Hangbrücher, die von den hohen Quellschüttungen betroffen sind. Sie sind auf die Standorte direkt im Quellbereich und deren natürlichen Abflüsse begrenzt. Durch die Quellschüttung wurde der feinkörnige Löss meist nahezu erodiert. Es kam zu Ablagerungen von kantigem Quarzschutt, welche auf fluviatile Prozesse zurückzuführen sind. Die Blöcke der periglazialen Schuttdecke hatten eine schützende Wirkung vor der linienhaften Erosion des Wassers, sodass die Basislage heute gut zu erkennen ist. Diese Standorte sind ebenfalls dem Bodentyp Niedermoor zuzuordnen. Je nach Erhaltungszustand der Torfe können unterschiedliche Subtypen wie beispielsweise Normübergangsmoor oder Erdübergangsmoor auftreten.

Torfmächtigkeiten im Thranenbruch



Legende

● Pegelstandorte

★ Altersdatierungen

klassifizierte Torfmächtigkeiten in cm

	0
	>= 0 bis 30
	>= 30 bis 75
	>= 75 bis 100

Maßstab: 1:7.500
 Projektion: Transversal Merktor
 Kartengrundlage: ESRI
 Datengrundlage:
 TK 25 (LVermGeo)
 bod. Kartierung (FAWF & LGB RLP)

Bearbeiter: Christoph Kopf
 Datum 01.03.19

Abbildung 4: Torfmächtigkeitskarte des Thranenbruchs im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (KOPF, 2019)

3.4 Ergebnisse einer Torfmächtigkeitskartierung

Die Torfmächtigkeitskartierung des Thranenbruchs zeigt, dass dieser aus einer zusammenhängenden Moorfläche unterschiedlich geringer Torfmächtigkeiten von unter einem Meter aufgebaut ist (Abbildung 4). Die Klassifizierung der Torfmächtigkeiten orientiert sich an der Unterteilung von Bodentypen. Sie können unterteilt werden in Gleye, Nassgleye, Anmoorgleye, Pseudogleye oder Stagnogleye im Randbereich der Hangbrücher mit 0 cm Torfmächtigkeit, in Moorgleye mit 0 bis 30 cm Torfmächtigkeit, in geringmächtige torfreiche Moorböden und schliesslich in verhältnismässig mächtige torfreiche Moorböden.

Die Geometrie der Torfmächtigkeiten lassen den Schluss zu, dass die höchsten Torfmächtigkeiten auf quellige Stellen zurückzuführen sind. Diese können sich zungenförmig hangabwärts ziehen. Die Quellbereiche können punktuell oder als Hangkanten auftreten. Der Torf wird vorzugsweise in den Quellmulden und in den Rinnen früherer, teilweise erodierter Abflussbahnen akkumuliert. Diese sind als natürliche Entwässerungslinien der Quellen zu interpretieren, welche meist mehrere Meter breit sind. Die Quellbereiche sind als Kernbereiche der Hangbrücher anzusprechen. Ein Hangbruch kann aus verschiedenen Quellen aufgebaut sein. Der Übergang der Kernbereiche zu den mineralischen Böden setzt sich in der Regel aus den Bodentypen Moorgleye, Anmoorgleye, Nassgleye oder Oxigleye zusammen. Dadurch entsteht ein Mosaik aus einer Vielzahl hydro-morpher mineralischer bis organischer Böden (Bo-

dentypen) auf engstem Raum, meist im Abstand von wenigen Metern bis Dekametern. Die stellenweise verhältnismässig mächtigen torfreichen Moorböden im Mittel- oder Unterhang der Hangbrücher werden als weitere Quellbereiche interpretiert, die nach REICHERT (1973) muldenförmig aufgebaut sein können. Die Quellbereiche in den Hangbrüchern folgen meist einer gemeinsamen Höhenlage ü. NN. Dies wird als Hinweis auf das Kluftwassersystem des Quarzits zum Einfluss auf die Hangbruchbildung interpretiert. Die kartierten Torfmächtigkeiten sind mit den Untersuchungen von LEHMANN (1986), RUTHSATZ und HOLZ (1997) und GALLUS et al. (2007) konform.

3.5 Hydrologische Ergebnisse

Die graphische Datenaufbereitung der Hanggrundwasserdaten zeigt einen Einfluss der Niederschläge auf den Wasserstand in den Hangbrüchern (Abbildung 5). Die untersuchten Standorte können in drei Kategorien unterteilt werden. Die erste Kategorie umfasst Standorte mit ganzjährig hoher Wassersättigung, die zweite Kategorie umfasst Standorte mit Ausbildung von feuchteren Winterhalbjahren und trockeneren Sommerhalbjahren und die dritte Kategorie umfasst Standorte mit gestörter Wasserversorgung, sodass diese nahezu ganzjährig schlecht wasserversorgt sind.

Die monatlichen Geländebegehungen zeigten, dass das Absinken des Hanggrundwasserstandes nicht mit dem Austrocknen der Torfe gleichzusetzen ist. Trotz niedrigem Pegelwasserstand sind die oberflächennahen Torfe mit der Fingerprobe bodenkund-

Palmbruch 6.2 : stündlicher Pegelwasserstand und Niederschlag

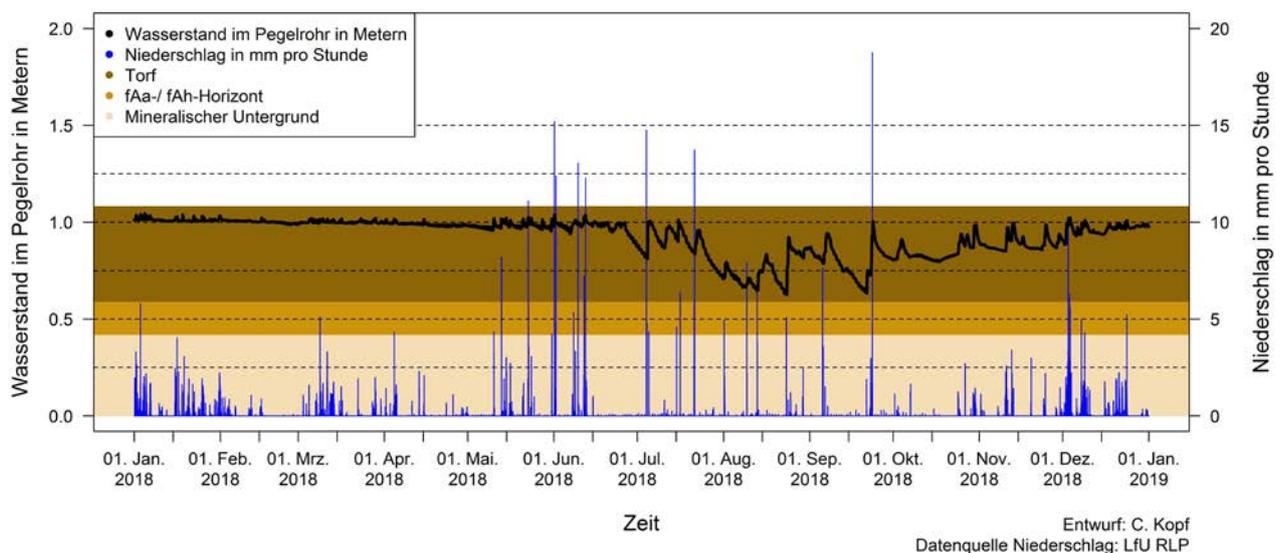


Abbildung 5: Pegelwasserstand des Pegels 6.2 im Palmbruch im Jahr 2018 mit feuchterem Winterhalbjahr und trockenerem Sommerhalbjahr (KOPF, 2019)

lich als sehr feucht bis nass anzusprechen. Nach SUCCOW und JOOSTEN (2001) ist dafür die Bindung von Wasser mittels Kohäsion, Adhäsion oder gar chemischer Bindung verantwortlich. Damit kann die installierte Messtechnik lediglich das ungespannte Hangzugswasser erfassen, welches in den Porenräumen der Torfe hangabwärts fließt. Bei sinkendem Wasserstand des Hangzugswassers ist von einer Belüftung der oberflächennahen Bodenhorizonte auszugehen. Dies fördert den Torfabbau (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005, BLUME et al., 2010, SUCCOW und JOOSTEN, 2001), welcher lokal sehr unterschiedlich sein kann.

3.6 Altersdatierungen

Nach den Analysen des Klaus-Tschira-Archäometrie-Zentrums liegen die ^{14}C -Alter der untersuchten Grossrestproben an der Basis der Profile zwischen 200 Jahre BP bis etwa 3100 Jahre BP (Tabelle 1).

Mit der Altersdatierung der Grossreste konnten verlässliche Radiokohlenstoffalter zur Rekonstruktion der Hangbruchgenese gewonnen werden. Diese sind im Thranenbruch jünger als 350 Jahre BP. Die Torfakkumulation im Thranenbruch fällt in die klimatisch kalte Kleine Eiszeit (ALT und SIROCKO, 2012). Das Einbringen der Fichten führte wahrscheinlich zu einem ausgeglichenen Mikroklima mit zusätzlicher saurer Nadelstreu, was das Torfwachstum zusätzlich begünstigt haben könnte. Es ist mit der vorliegenden Datenlage nicht zu klären, welche Einflüsse das Torfwachstum determinieren. Das komplexe Zusammenspiel der kälteren Temperaturen und der reduzierten Verdunstung an der Geländeoberfläche durch die schützende geschlossene Fichtengesellschaft wird als wahrscheinlich eingestuft. Die ^{14}C -Alter der Hangbrücher sind im Vergleich zu ^{14}C -Alter anderer Hoch- und Niedermoore in Deutschland jung. In der Regel sind die Torfe von Hoch- und Niedermooren an deren Basis etwa 10'000 Jahre alt (OVERBECK, 1975). Die datierten Grossreste an der Basis der Hangbrücher des Hunsrücks liegen in Kältephasen des Holozäns (ALT und SIROCKO, 2012, BLEICHER und SIROCKO,

2012). Unter Berücksichtigung der Altersunterschiede kann von einem dynamischen Prozess des Torfwachstums ausgegangen werden. Dieser kann sich sowohl räumlich unterscheiden als auch zeitlich, indem der Torf Auf- und Abbauprozessen unterlag.

Die Sedimentaltersdatierungen (OSL) zeigen, dass der mineralische Untergrund der Hangbrücher in Hanglage noch im frühen Holozän belichtet wurde. Damit konnte noch kein Torfwachstum vorhanden sein. Die Altersdatierungen sind nicht mit dem Beginn des Torfwachstums gleichzusetzen. Daher sind die Alter der OSL-Datierungen ein Terminus post quem-Datum des Torfwachstums. Das Einsetzen des Torfwachstums fand nach der letzten Belichtung des mineralischen Sedimentes statt.

3.7 Hypothese der Hangbruchgenese und deren Entwicklung unter dem Aspekt des Klimawandels

Die Niederschläge im Hunsrück versickern in Kammlage und werden durch das Kluftsystem rasch durch den Quarzit geleitet. Durch die spezielle Faltung wird das Kluftwasser bereits im Oberhang zurück an die Oberfläche geführt. Im Anschluss kann es partiell wieder in Klüften versickern und am Mittel- oder Unterhang austreten. Sobald der geologische Wechsel zwischen Quarzit und Tonschiefer erreicht wird, wird das Wasser oberflächlich in den Vorflutern abgeführt. Der Wasseraustritt kann punktuell an Quelltöpfen oder an breiten Abrisskanten erfolgen. Dabei entsteht ein Wasserüberschuss in den Quellbereichen. Der Wasserüberschuss hemmt den Abbau organischer Substanz. Die Folge ist der Aufbau von Torf. Die Niederschläge haben einen Einfluss auf den Wasserstand in den Hangbrüchern. Das Wasser aus den Quellbereichen fließt wegen der Hanglage oberflächlich hangabwärts. Es versickert, sobald die Durchlässigkeit des Bodens höher ist als der Wasserüberschuss an der Geländeoberfläche. Es fließt als Zwischenabfluss lateral ab und kann durch hydrologische Fenster in das Kluftsystem zurückgeführt werden (SCHÜLER, 2007). Der Abfluss des Wassers durch die Hanglage und das Wiederversickern des Wassers limitieren das Torfwachstum auf meist unter einen Meter Mächtigkeit. Die Hangbrücher sind dem hydrogenetischen Moortyp Hangquellmoor zuzuordnen. Im Umfeld der Hangbrücher gehen die Quellwassereinflüsse zurück. Die sommerlichen Trockenperioden führen zu Wasserpegelschwankungen bis tief in den mineralischen Boden. Bei diesen Standorten wird im Sommer die anfallende organische Substanz weitgehend abgebaut. Der Wassereinfluss auf die mineralischen Bö-

Tabelle 1: ^{14}C -Alter der Grossrestproben an der Basis des Torfprofils (KOPF, 2019)

Bruch	Entnahmetiefe in cm u. GOF	^{14}C -Alter in Jahren BP
Riedbruch, östliches Profil	65	221
Riedbruch, westliches Profil	65	3087
Thierchbruch	135	1265
Thranenbruch	39	309
Langbruch	35	454

den verursacht die Bildung von hydromorphen Böden, wie beispielsweise Moor- oder Nassgleye.

Auf den feuchten bis nassen Bereichen der Hangbrücher an den Hängen des Quarzites etablierten sich angepasste Pflanzengesellschaften. Dazu zählen Vertreter von sauren, basenarmen Hoch- und Niedermoorstandorten (HÖLZER, 2015, RUTHSATZ, 1999). Nach DU RIETZ (1954) werden Niedermoore von Mineralbodenwasser gespeist und Hochmoore ausschliesslich durch Regenwasser. Das Vorkommen von Hangbrüchern an den Quarzithängen ist an das Zuschusswasser von Quellen gebunden. Daher sind die Hangbrücher den Niedermooren zuzuordnen. Die Torfe sind bodenkundlich überwiegend den Übergangsmoortorfen zuzuordnen. Sie umfassen Vorkommen von Hochmoor- und Niedermoorvegetation aufgrund saurer und basenarmer Wachstumsverhältnisse.

Der überwiegende Anteil der Torfmächtigkeiten ist in der Kleinen Eiszeit gewachsen. Es ist zu vermuten, dass die Torfbildung in den Hangbrüchern einem dynamischen Prozess unterlag. In den Kältephasen konnte Torf aufgebaut werden, welcher in den Wärmephasen des Holozäns wieder abgebaut wurde. Bei dem Abbau blieben örtlich Reste älterer Torfbildungen erhalten, die in einer Kältephase erneut überwachsen wurden.

Nach IPCC (2014) wird sich das globale Klima in den nächsten Jahrzehnten erwärmen. Modellrechnungen zeigen für den Hunsrück eine Temperaturzunahme bis zu 5 °C und eine Steigerung der Niederschlagssumme von etwa 10 % (im Mittel) gegenüber dem Bezugszeitraum von 1971–2000 (Rheinland-Pfalz Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen 2019). Unter Berücksichtigung der Clausius-Clapeyron-Gleichung kann wärmere Luft mehr Wasser speichern (KRAUS, 2005). Es sind grössere Wassermengen durch Verdunstung nötig, um Tröpfchenbildung und damit Niederschläge zu erreichen. Daraus folgt, dass sich bei nahezu unveränderter jährlicher Niederschlagssumme die Niederschlagsverteilung zugunsten weniger, aber stärkerer (Stark-)Niederschläge verändern wird. Für die Hangbrücher sind zukünftig längere (sommerliche) Trockenperioden mit höherer Verdunstung und entsprechendem Torfabbau anzunehmen. Es ist davon auszugehen, dass die Torfmächtigkeit und die räumliche Ausdehnung der Hangbrücher unter Berücksichtigung des Klimawandels zurückgehen.

Weitere Untersuchungen und Ergebnisse zu den Hangbrüchern im Hunsrück werden von KOPF (2019) dargestellt.

4. Fazit

Die vorliegende Studie zeigt, dass die Hangbrücher im südwestlichen Mittelgebirge Hunsrück flachgründige Vermoorungen sind. Höhere Torfmächtigkeiten (> 30 cm) sind auf die Quellbereiche und deren zungenförmige Abflusslinien begrenzt. Sie setzen sich aus einem Mosaik verschiedener Bodentypen von organischen und (hydromorphen) mineralischen Böden zusammen. Die Torfe sind bodenkundlich dem Substrat Übergangsmoortorf oder Niedermoortorf zuzuordnen. Als Bodentyp ergeben sich Übergänge zwischen Niedermooren, Moorgleyen und Nassgleyen mit unterschiedlichen Subtypen.

Die hydrologischen Untersuchungen zeigen den Einfluss der Niederschläge auf den Wasserstand der Hangbrücher. Die Bildung von Hangbrüchern ist von Zuschusswasser in den Quellbereichen abhängig, die durch das Kluftsystem des Quarzites gespeist werden. Erkenntnisse zum Kluftsystem und deren Wasserführung bleiben als eine zentrale Frage im Verständnis der Hangbruchgenese offen.

Die geobotanischen Untersuchungen zeigen, dass die Hangbrücher vergleichsweise junge Ökosysteme sind. Ihr Wachstum begann radiokohlenstoffdatiert vor etwa 3100 Jahren BP, wobei der überwiegende Teil des Torfwachstums nur wenige Jahrhunderte alt ist. Sie sind den Niedermooren zuzuordnen.

Die Hangbrücher werden bei voraussichtlicher Klimaerwärmung mit zunehmenden längeren Trockenperioden und höherer Verdunstungsleistung in ihrer Torfmächtigkeit und in ihrer Flächenausdehnung zurückgehen.

Literaturverzeichnis

- AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN, 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.
- ALT, K. W., SIROCKO, F., 2012: Die Kleine Eiszeit – Leben und Sterben im Schatten klimatischer Extremereignisse, in: Sirocko, F. (Hrsg.), Wetter, Klima, Menschheitsgeschichte. Von der Eiszeit bis ins 21. Jahrhundert. 3. Auflage, wbg Theiss Verlag, Darmstadt, S. 170–175.
- BLEICHER, N., SIROCKO, F., 2012: Weiträumiger Kulturwandel am Beginn der einsetzenden Abkühlungen Mitteleuropas, in: Sirocko, F. (Hrsg.), Wetter, Klima, Menschheitsgeschichte. Von der Eiszeit bis ins 21. Jahrhundert. 3. Auflage, wbg Theiss Verlag, Darmstadt, S. 119–123.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE B.-M., 2010: Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage, Springer Spektrum Verlag, Heidelberg.
- DRÖSLER, M., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERG-

- MAN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, C., FREIBAUER, A., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., HAHN-SCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHALLER, L., SCHÄGNER, P., SOMMER, M., THUILLE, A., WEHRHAN, M., 2013: Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des BMBF-Vorhabens «Klimaschutz – Moornutzungsstrategien» 2006–2010. Freising.
- DU RIETZ, G. E., 1954: Die Mineralbodenwasserzeiger als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der nord- und mitteleuropäischen Moore. *Vegetatio*. 5/6 (1), 571–585.
- GALLUS, M., LEY, M., SCHUBERT, D., SCHÜLER, G., SEGATZ, E., WERNER, W., 2007: Renaturierung von Hangbrüchern im Hunsrück zur Glättung von Abflussspitzen, in: Schüler, G., Gellweiler, I., Seeling, S. (Hrsg.), *Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Massnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen*. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft. Trippstadt, S. 19–28.
- HOFFMANN, J., 2017: Das LIFE-Projekt «Hangmoore im Hochwald» im Nationalpark Hunsrück-Hochwald, in: Kriebühl, J. (Hrsg.), *Moore schützen!*. Denkanstösse 13. Mainz, S. 6–11.
- HÖLZER, A., 2015: Kartierung der Torfmoose in und um den Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Zwischenbericht für das Jahr 2015. Unveröffentlichtes Gutachten. Jockgrim.
- IPCC, 2014: *Klimaänderung 2014. Synthesebericht. Beitrag der Arbeitsgruppen I, II und III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC)*. Genf. Deutsche Übersetzung durch Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle, Bonn, 2016.
- JOOSTEN, H., CLARKE, D. (Hrsg.), 2002: *Wise use of mires and peatlands. Background and Principles including a Framework for Decision-making*. International Mire Conservation Group, 2002. Printed in Saarijärvi (Finland), 304 p.
- KÖNIG, D., EGIDI, H., HERRMANN, M., SCHULTHEISS, J., TEMPEL, M., ZEMKE, J., 2014/2015: *Der Nationalpark Hunsrück-Hochwald – naturräumliche Ausstattung und anthropogene Überprägung*. Koblenzer Geographisches Kolloquium. 36/37, S. 7–42.
- KOPF, C., 2019: *Hypothese der Hangbruchgenese im südwestdeutschen Mittelgebirge Hunsrück anhand hydrologischer, pedologischer und geobotanischer Untersuchungen in der Region des Nationalparks Hunsrück-Hochwald*. Unveröffentlichte Dissertation. Trippstadt/Trier.
- KRAUS, H., 2005: *Die Atmosphäre der Erde. Eine Einführung in die Meteorologie*. 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin und Heidelberg.
- LEHMANN, L., 1986: *Kartierungsbereiche Boden und Gestein. Erläuterungen zur Bodenkarte 1:5000 vom LSG «Brücher bei Morbach»*. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz. Bad Homburg.
- OVERBECK, F., 1975: *Botanisch-geologische Moorkunde unter Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte*. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.
- PARISH, F., SIRIN, A., CHARMAN, D., JOOSTEN, H., MINAYEVA, T., SILVIUS, M., STRINGER, L. (Hrsg.) 2008: *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report*. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen.
- R CORE TEAM, 2017: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Wien. Internet: <https://www.r-project.org/> (04.04.2019).
- REICHERT, H., 1973: *Das Ochsenbruch bei Börfink. Ein schutzwürdiges Quellmoor im südwestlichen Hunsrück*. Mitteilungen der Pollichia. 3 (20), 33–63.
- Rheinland-Pfalz Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen, 2019: *Hunsrück*. Internet: <http://www.kwis-rlp.de/en/anpassungsportal/regionale-informationen/hunsrueck/> (17.04.2019).
- RUTHSATZ, B., 1999: *Die Quellwässer von Hangmooren im Hunsrück (Rheinland-Pfalz). Chemismus und Einfluss auf Vegetation und Flora*. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung. 38, 1–41.
- RUTHSATZ, B., HOLZ, I., 1997: *Dauerbeobachtung von Vegetation und Quellwasserchemismus im «Palmbuch» und «Oberluderbruch» des NSG «Hangbrücher bei Morbach»/Hunsrück*. *Decheniana*. 150, 109–168.
- SCHÜLER, G., 2007: *Wasserrückhalt im Wald – Ein Beitrag zum vorbeugenden Hochwasserschutz*. in: Schüler, G., Gellweiler, I., Seeling, S. (Hrsg.), *Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Massnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen*. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft. Trippstadt, 5–18.
- SUCCOW, M., JOOSTEN, H., 2001: *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Pflanzenschutzmittel im Sickerwasser und in Bewässerungskanälen im Red River-Delta: Methodenentwicklung und Monitoring

Andreas Schwarz und Wolf-Anno Bischoff

Gutachterbüro TerraQuat, Schellingstrasse 43, 72622 Nürtingen, Deutschland, E-Mail: a.schwarz@terraquat.com

Zusammenfassung

Das Red River-Delta wird sehr intensiv landwirtschaftlich genutzt, was auch einen starken Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) umfasst. Die Be- und Entwässerung über ein Kanalsystem führt zu einer grossflächigen Verteilung der PSM zwischen den Feldern. Zu diesen Stoffflüssen liegen bisher kaum Daten vor, auch gibt es keine geeigneten Methoden, um sie zu messen. Es sollte daher u. a. untersucht werden, ob PSM im Kanalsystem zwischen Red River und Meer angereichert werden und ob es eine Kreuzkontamination mit PSM zwischen unterschiedlichen Schlägen gibt.

Es konnten robuste Methoden zur zeitintegrierten Erfassung der PSM-Belastung in verschiedenen Kompartimenten im Red River-Delta entwickelt werden.

Das PSM-Muster in den Kanälen scheint v. a. von der lokalen Applikationssituation beeinflusst zu werden. Der vermutete Gradient zwischen Fluss und Meer konnte nicht beobachtet werden.

Bei einem hohen Anteil an Überflutungsbewässerung (Überstaubewässerung in der Trockenzeit) gelangte ein breites PSM-Spektrum mit dem Kanalwasser auf die Flächen und führte dort zu einer hohen Belastung des Sickerwassers. Bei gezielter Bewässerung mit Pumpen bzw. bei einem hohen Niederschlagsanteil an der Bewässerung in der Regenzeit nahm die PSM-Belastung deutlich ab.

Diese Ergebnisse unterstützen die Hypothese, dass über die Bewässerungskanäle eine Kreuzkontamination mit PSM und anderen Schadstoffen stattfindet, und verdeutlicht die allgegenwärtig hohe PSM-Belastung in diesem agrarisch intensiv genutzten System.

Abstract

The Red River Delta is intensively used for agriculture, including a high input of pesticides. Irrigation and drainage with a canal system leads to a large-scale distribution of the pesticides between fields. So far, there is almost no data available about their fluxes and there are no suitable methods to measure them. Therefore, we investigated if pesticides are accumulated in the canal system between Red River and the ocean and if there is a cross-contamination of pesticides between different fields.

Robust methods for time integrated recording of the pesticide pressure in different compartments in the Red River Delta were developed.

The pesticide pattern seems to be influenced especially by the local application situation. The suspected gradient between river and ocean could not be observed.

With a high percentage of flood irrigation during the dry season, a wide pesticide spectrum reached the fields with the canal water, leading to a high contamination of the seepage water. Direct irrigation with pumps or a high ratio of precipitation water during the rainy season reduced the contamination with pesticides, respectively.

The results support the hypothesis that a cross contamination of pesticides and other contaminants with the irrigation water is existing. They also point out the ubiquitously high pesticide pressure of this intensively used agricultural system.

Keywords: Pflanzenschutzmittel (PSM), Red River-Delta, Überstaubewässerung, Bewässerungskanäle, Leaching, Selbst-Integrierende Akkumulatoren (SIA), Passivsammler

1. Einführung und Motivation

Das Red River-Delta ist ein Beispiel für sehr fruchtbare Agrarökosysteme in unmittelbarer Küstennähe, wie es typisch für viele Regionen in der Welt ist. 38 % des Red River-Deltas werden landwirtschaftlich genutzt, wobei Reis die Hauptkultur darstellt (GSO, 2011). Aufgrund des Klimawandels findet eine zunehmende Versalzung statt, die sich negativ auf die Reiserträge auswirkt. Daher findet eine strukturelle Veränderung hin zu Aquakulturen (Shrimps, Fisch) in Brack- und Salzwasser statt (VAN DIJK et al., 2013). Diese neuen Nutzungsformen sind teilweise extensiv, teilweise aber auch sehr intensiv mit einem starken Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM; LARSEN, 2013).

Durch das Kanalsystem, das zur Be- und Entwässerung der Felder und Teiche dient, werden Agrarchemikalien grossflächig verteilt und können auch in Felder mit anderer Nutzung gelangen und diese ungewollt kontaminieren (TOAN et al., 2013).

In der Vorbereitung des Projektes wurde durch die vietnamesischen Projektpartner die Hypothese aufgestellt, dass das Flusswasser mit einer geringen PSM-Belastung in das Kanalsystem eingelassen, auf der Passage in Richtung Meer zunehmend mit PSM-belastetem Wasser aus den Reisfeldern vermischt und abschliessend mit PSM angereichert ins Meer ausgeleitet wird.

Zu diesen Transportprozessen und Stoffflüssen liegen bisher kaum Daten vor, auch gibt es keine robusten und vor Ort kostengünstig erhältlichen Methoden, um diese Stoffflüsse zu messen. Ein besseres Verständnis der Prozesse könnte zu einem angepassteren, nachhaltigeren Verhalten führen, um die Umwelt und die Grundlage für die Landwirtschaft langfristig zu schützen. Die Entwicklung, einfacher,

kostengünstiger und vor Ort herstellbarer Messmethoden kann zudem zu einem langfristig und breit angelegten Monitoring führen, das bei den Entscheidungsträgern vor Ort das Bewusstsein für die Bedeutung der PSM-Belastung nachhaltig schärft.

2. Fragestellungen

Folgende Fragestellungen sollten im Rahmen des Projektes beantwortet werden:

- (1) Werden Pflanzenschutzmittel (PSM) im Kanalsystem zwischen Red River und Meer angereichert?
- (2) Gibt es eine Kreuzkontamination mit PSM zwischen den Schlägen?
- (3) Werden PSM mit dem Sickerwasser in die Tiefe ausgewaschen?
- (4) Können wir zur Klärung der Fragestellungen (1)–(3) neue, robuste und zeitintegriert messende Monitoringmethoden für PSM entwickeln?

3. Material und Methoden

3.1 Entwicklung der Monitoringmethoden

3.1.1 Weiterentwicklung der Selbst-Integrierenden Akkumulatoren (SIA) für PSM

Eine Grundlage für die Methodenentwicklung bildeten die patentierten Selbst-Integrierenden Akkumulatoren (SIA), mit denen im Boden die flächenbezogene Stoffauswaschung aus dem Wurzelraum gemessen werden kann (BISCHOFF, 2009, Abbildung 1). Das Prinzip dieser Methode lässt eine Erfassung praktisch aller wasserlöslichen Stoffe zu, wenn ein für die Zielsubstanzen geeignetes Adsorbiermaterial eingesetzt wird. Die SIA werden bisher häufig zur Quantifizierung von Nährstoffflüssen, insbesondere Stickstoff (Nitrat, Ammonium), aber auch Schadstoffen wie Schwermetallen oder PAK eingesetzt. Für



Abbildung 1: a) SIA für Nitrat (Höhe und Durchmesser jeweils 10 cm); b) Installation der SIA für PSM (Hülle aus Edelstahl).

die Bestimmung organischer Schadstoffe wird eine Hülle aus Edelstahl verwendet.

Es wurden verschiedene Adsorbermaterialien getestet, um die Methode auf in Vietnam verwendete PSM zu erweitern.

Für die Tests wurden Batch-, Säulen- und Inkubationsversuche mit drei Adsorbentien (Florisil [Roth], C18 [Waters] und PoraPak RXN RP [Waters]) durchgeführt. Es wurden zwölf PSM in die Versuche einbezogen, die in der Untersuchungsregion bedeutend sind und eine weite Spanne der physikochemischen Eigenschaften aufweisen.

Im Batchversuch wurde die Frage geklärt, ob der Adsorber für die Zielsubstanzen geeignet ist (Fest-Flüssig-Gleichgewicht). Es wurden Lösungen mit definierten PSM-Konzentrationen mit dem Adsorbermaterial geschüttelt (drei Konzentrationsstufen: 0; 0.4 bzw. 4 µg/L je Wirkstoff in 0.01 M CaCl₂). Anschließend wurden die PSM von den Adsorbentien desorbiert und gaschromatographisch (GC-MS) quantifiziert. Zur Kontrolle wurden auch die Restgehalte in der Batch-Lösung gemessen (nicht dargestellt).

In einem Säulenversuch wurde untersucht, ob die Adsorption ausreichend schnell für den Einsatz in den SIA ist (Adsorptionskinetik, 4 µg/L je Wirkstoff in 0.01 M CaCl₂). Mit C18 und Florisil wurden im Labormassstab Säulen gepackt, die prinzipiell den Aufbau von SIA widerspiegeln. Durch diese wurde erneut PSM-haltige Lösung perkoliert. Die an-

schliessende Probenaufarbeitung und Analyse erfolgte analog zum Batchversuch.

Der abschliessende Inkubationsversuch sollte klären, ob der Adsorber geeignet für den Langzeiteinsatz im Boden in Vietnam ist (Abbau). Er wurde lediglich mit Florisil als dem letzten verbliebenen Kandidaten durchgeführt. Hierbei wurden 5 g Florisil mit einem PSM-Cocktail dotiert (4 µg je PSM). Dieser Adsorber wurde über acht Wochen bei 25 °C in einer Lösung geschwenkt, die mit unterschiedlichen Oberböden angeimpft war (S: Boden mit Spargelanbau, Baden-Württemberg; W: Waldboden, Baden-Württemberg; R: Reisboden, Red River-Delta). Diese Animpfung sollte für eine ausreichend grosse Population an Mikroorganismen sorgen, die gegebenenfalls den Adsorber und/oder die daran adsorbierten PSM abbauen könnten. Parallel wurden gleichermassen angeimpfte Adsorber als Kontrolle eingefroren, so dass hier kein Abbau zu erwarten war.

3.1.2 Neuentwicklung der FILTRAP

Zur Bestimmung der PSM-Belastung in den Bewässerungskanälen wurden Passivsammler entwickelt (FILTRAP). Diese sollten folgende Anforderungen erfüllen:

- zeitintegrierender Passivsammler
- Langzeitmessung (mehrere Monate)
- Erfassung des diffusiven, aber nicht des konvektiven PSM-Transports
- Schutz gegen Abbau und Biofilme

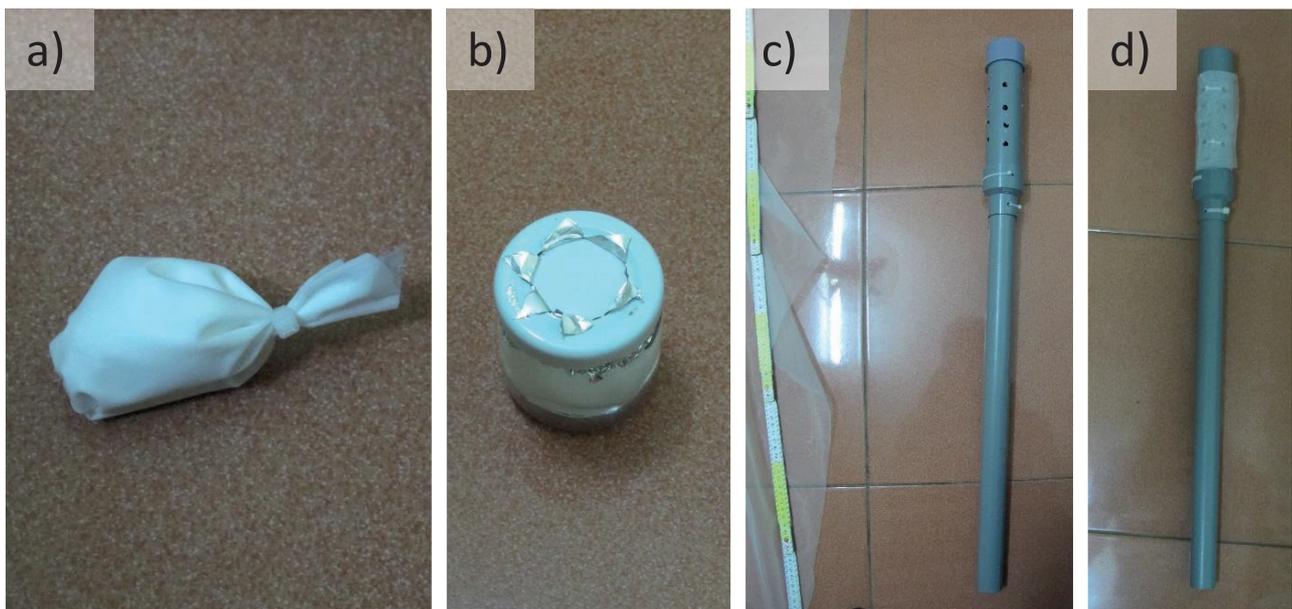


Abbildung 2: Detailaufnahmen zum FILTRAP (von links nach rechts): a) Säckchen aus Nylon, gefüllt mit Florisil; b) Probenglas mit Säckchen, Diffusion durch Nylonmembran gewährleistet; c) FILTRAP ohne mechanischem Schutz durch Netz, mit Massstab; d) FILTRAP mit grobmaschigem Netz als mechanischem Schutz (noch ohne Deckel).

- kostengünstig und einfach vor Ort verfügbar, um ein Langzeitmonitoring zu ermöglichen

Die Adsorption der PSM erfolgte mit Hilfe des erfolgreich getesteten Florisil. FILTRAP wurde so konstruiert, dass durch eine Aufeinanderfolge von Sieben und Filtern einerseits die Diffusion von Wasser und PSM möglich war, andererseits turbulenter und laminarer Fluss vom Adsorber ferngehalten wurden. Von aussen nach innen besteht das FILTRAP aus einem grobmaschigen Netz als mechanischem Schutz, einem Kunststoffrohr mit Löchern, einem Probenglas mit Nylonmembran und einem Nylon-säckchen mit Florisil (Abbildung 2).

3.2 PSM-Monitoring im Red River-Delta

3.2.1 Stoffflussmessungen mit SIA

Voraussetzung für eine korrekte, flächenbezogene

Erfassung der Stoffflüsse mit SIA ist eine ungesättigte Zone unter dem Hauptwurzelraum. Steht das Grundwasser zu hoch an, ist der Flächenbezug nicht gewährleistet. In Giao Phong (Abbildung 3) konnten Flächen gefunden werden, die diese Voraussetzung erfüllen.

Es wurden drei Schläge mit unterschiedlichen Fruchtfolgen ausgewählt (Abbildung 4): RR (zwei Kulturen Reis), VR (Gemüse – Reis) und VV (nur Gemüse). Die erste Messperiode zur PSM-Auswaschung lag in der Trockenzeit (Januar–Juni 2016), die zweite in der folgenden Regenzeit (Juni–November 2016).

Die Bewässerung erfolgte auf RR und VR durch Überflutungsbewässerung. Dazu wurde nach der Pflanzung und später bei Bedarf über ein Pumpen-

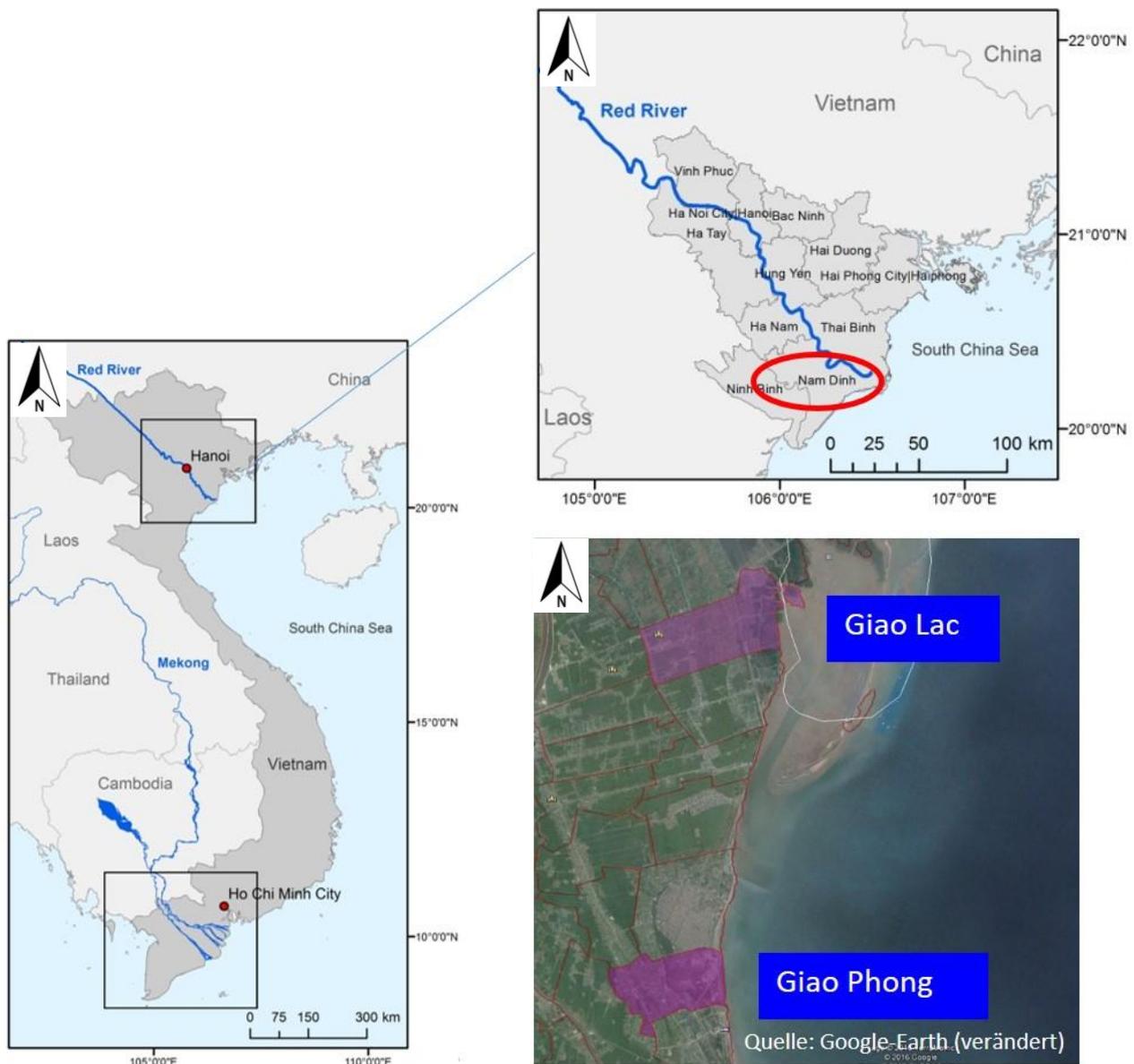


Abbildung 3: Lage des Untersuchungsgebiets (Quelle: Google Maps, bearbeitet).



Abbildung 4: Lage der Untersuchungsfelder für die Stoffflussmessungen mit SIA (Quelle: Google Maps, bearbeitet).

und Schiebersystem Kanalwasser eingeleitet und die Fläche einige Dezimeter überstaut. VV lag höher und wurde ausschliesslich über eine Pumpe (ohne Überstau) bewässert. Während der Regenzeit stammte das Bewässerungswasser für alle drei Schläge zu einem grösseren Teil direkt aus den Niederschlägen.

Die Installation der SIA erfolgte von einer Grube aus seitlich unter den ungestörten Boden. Die Einbautiefe betrug 50 cm, sodass die SIA unterhalb des Hauptwurzelraums und oberhalb des Grundwasserspiegels lagen. Nach dem Einbau wurden die Gruben verfüllt, so dass keinerlei Einschränkungen für die Bewirtschaftung bestanden. Nach dem Ausbau der SIA wurden die adsorbierten PSM extrahiert und quantifiziert und die flächenbezogene PSM-Auswaschung als Gesamtfracht [$\mu\text{g}/\text{m}^2$] berechnet.

Um die Heterogenität der Flächen erfassen zu können, wurden die SIA jeweils in zehnfacher Wiederholung installiert.

3.2.2 PSM-Konzentrationen in den Bewässerungskanälen (FILTRAP)

Die FILTRAP wurden in den Gemeinden Hong Thuan und Giao Lac eingesetzt (Giao Thuy-Distrikt, Nam Dinh-Provinz, Abbildung 3). In diesem Gebiet wird das Bewässerungswasser für die Felder durch ein Gate vom Red River eingeleitet (Abbildung 5, im Nordwesten des Kartenausschnittes «Gate1 TQ»).

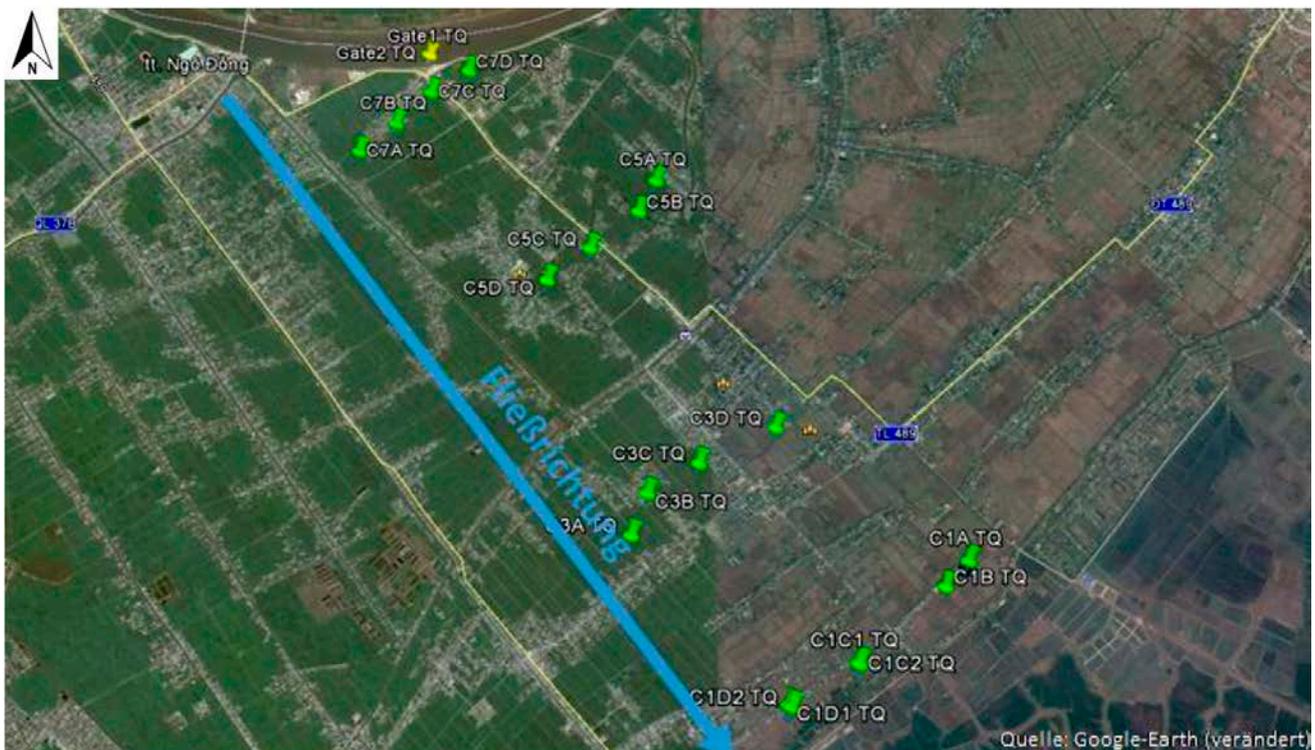


Abbildung 5: Lage der Beprobungspunkte in den Kanälen für die Messung der PSM-Belastung mit FILTRAP (Quelle: Google Maps, bearbeitet).

Das Wasser durchfließt ein verzweigtes Kanalsystem und wird abschliessend ins Meer geleitet (südöstlicher Kartenrand).

Der Projektpartner UNU-EHS legte ein Transekt an, in dem Sedimentproben in den Kanälen und Bodenproben aus naheliegenden Reisfeldern auf PSM untersucht wurden (BRAUN et al., 2018). Es wurde ein Raster mit 7 x 4 Beprobungspunkten angelegt. Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden jeweils Kanäle zweiter Ordnung ausgewählt. An 16 der 28 Beprobungspunkte (4 x 4-Raster, Abbildung 5) wurden FILTRAP jeweils in zweifacher Wiederholung installiert, um die PSM-Belastung des Kanalwassers kumulativ über den Installationszeitraum zu untersuchen. Zusätzlich wurden zwei FILTRAP direkt am Gate installiert, um den Zustrom aus dem Red River zu erfassen. Die Messung begann gleichzeitig mit der Beprobung durch UNU-EHS im Januar 2016 und wurde am Ende der Trockenzeit im Juni 2016 gleichzeitig mit dem SIA-Wechsel beendet. Die totale Expositionsdauer betrug 169 Tage.

4. Ergebnisse

4.1 Entwicklung der Monitoringmethoden

4.1.1 Weiterentwicklung der SIA für PSM

Während der Aufarbeitung der Proben aus dem Batchversuch wurde PoraPak aufgrund der geringen Dichte des Materials während der Gefriertrocknung in der Trocknungsanlage verblasen. Eine quantitative Aufarbeitung des Adsorbers war nicht möglich. Daher schied dieses Material bereits vor der Analytik der Batchversuche aus.

C18 und Florisil erzielten in den Batchversuchen mit 69 % bzw. 68 % vergleichbare mittlere Wiederfindungsraten über alle getestete PSM (Abbildung 6). Die beiden Adsorber erfassten auch die meisten Einzelsubstanzen vergleichbar gut. Für beide Adsorber lag die Wiederfindung für neun PSM über 60 %, sodass für diese in den SIA eine quantitative Bestimmung möglich ist. Für drei Substanzen lag die Wiederfindung zwischen 30 und 60 %, für die nur halbquantitative bzw. qualitative Messungen möglich sind.

Das C18-Material erwies sich als sehr hydrophob und erreichte im Säulenversuch nur geringe Durchflussraten. In den SIA ist eine hohe Wasserleitfähigkeit wichtig für eine korrekte Erfassung der Wasserflüsse. Zudem besteht bei einem zu hydrophoben Adsorber die Gefahr, dass der Kontakt zur perkolierenden Bodenlösung zu schlecht ist und gelöste PSM nicht erfasst werden können. Daher wurde C18 nach

diesen Beobachtungen bereits vor der Analytik ausgeschlossen.

Für Florisil wurde für die meisten PSM im Säulen- und im Batchversuch eine vergleichbare Wiederfindung erzielt (Abbildung 6). Es ist zu erwarten, dass die Wiederfindung im Säulenversuch gleich oder niedriger ist als im Batchversuch. Warum dies für die meisten PSM in geringem Umfang umgekehrt der Fall war, konnte im Rahmen des Projektes nicht geklärt werden. Ebenso konnte keine Ursache für die extrem hohe Wiederfindung von Iprodion im Säulenversuch ermittelt werden (204 %).

Abbildung 7 zeigt das Verhältnis der Wiederfindung in den inkubierten Proben (S, W, R) und der nicht inkubierten Proben nach dem Inkubationsversuch. Es konnte keine systematische Abweichung des Verhältnisses von 100 % beobachtet werden. Für Fenobucarb ist ein Minderbefund jedoch wahrscheinlich. Die hohen Wiederfindungen für Chlorpyrifos und Thiamethoxam konnten nicht erklärt werden. Die zum Animpfen verwendeten Proben unterscheiden sich deutlich in ihrer Herkunft und ihrer Historie, was den Einsatz von PSM angeht. Insbesondere für die Probe des Waldstandortes ist maximal ein geringer PSM-Hintergrundgehalt zu erwarten. Daher ist es unwahrscheinlich, dass die Proben beim Animpfen in allen drei Varianten gleichermassen durch im Boden enthaltene PSM verunreinigt wurden.

Mithilfe der Laborversuche konnte Florisil als geeigneter Adsorber identifiziert werden, um PSM mit den SIA und FILTRAP erfassen zu können.

4.2 PSM-Monitoring im Red River-Delta

4.2.1 Stoffflussmessungen mit SIA

Während der Trockenzeit wurden auf den beiden Schlägen mit Überflutungsbewässerung (RR und VR) 10 bzw. 11 verschiedene PSM nachgewiesen, von denen die meisten auf diesen Flächen im Untersuchungszeitraum nicht appliziert wurden (Abbildung 8). Eingesetzt wurden im Reisanbau: Chlorpyrifos, Fenobucarb und Isoprothiolan, im Gemüsebau Chlorpyrifos, Fenobucarb und Thiamethoxam (letztes nur in der Trockenzeit). Die Flüsse reichten bis zu $150 \mu\text{g}/\text{m}^2$ (Thiamethoxam unter VR).

In sechs Fällen lag die aus den Frachten errechnete Konzentration im Sickerwasser über dem EU-Grenzwert für Trinkwasser ($0.1 \mu\text{g}/\text{L}$). Auf der Fläche VV ohne Überflutungsbewässerung wurden hingegen lediglich fünf PSM mit maximal $20 \mu\text{g}/\text{m}^2$ nachgewiesen. Vermutlich wurden hier durch die niedrigere Bewässerungsmenge deutlich geringere PSM-Mengen über das Bewässerungswasser eingetragen.

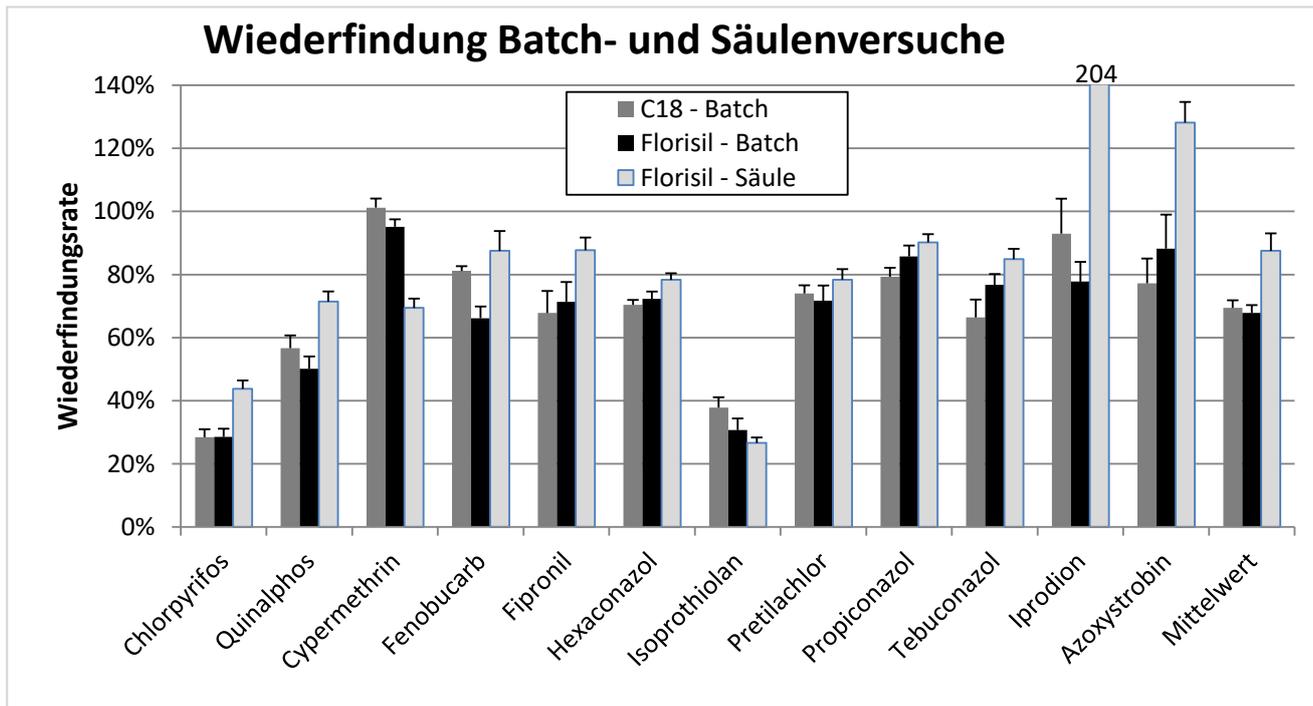


Abbildung 6: Wiederfindung der getesteten Pflanzenschutzmittel im Batch- und im Säulenversuch für C18 und Florisil. Die Fehlerbalken geben den Standardfehler wieder (n = 6 für Batchversuch, n = 3 für Säulenversuch).

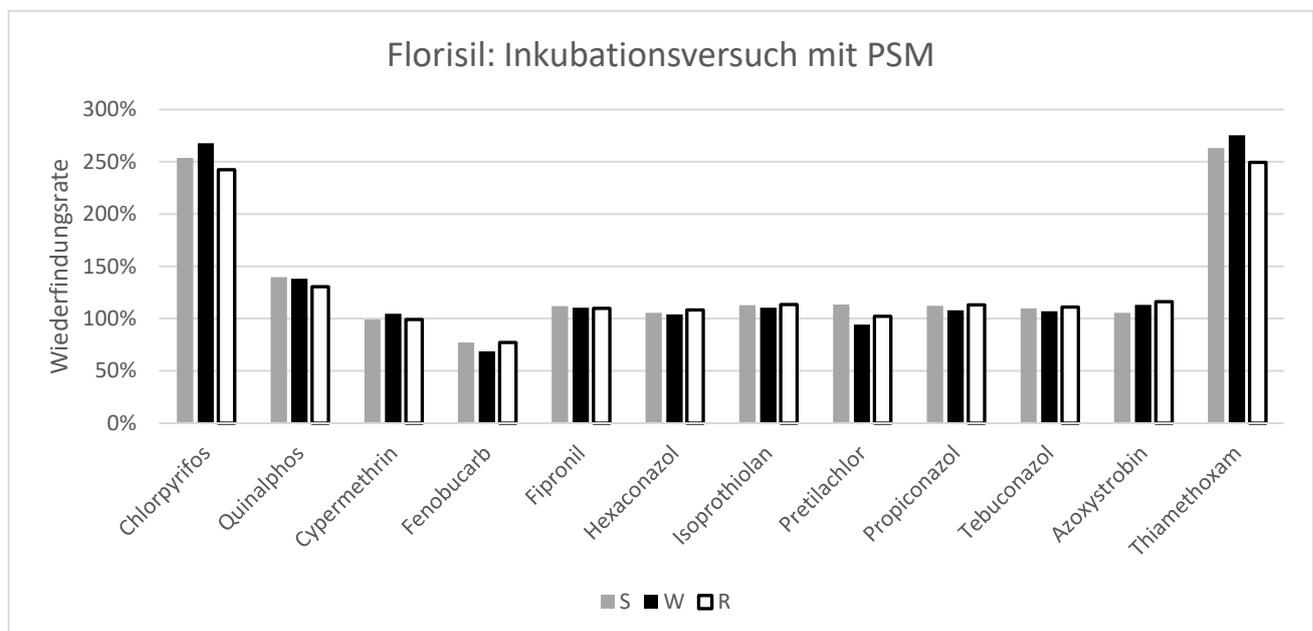


Abbildung 7: Verhältnis der PSM-Wiederfindung zwischen inkubierten und nicht inkubierten Proben im Inkubationsversuch für Florisil (n = 3 für W, n = 2 für S und R); aufgrund des geringen Stichprobenumfangs kann kein Standardfehler angegeben werden.

Während der Regenzeit wurden auf allen drei Schlägen nur maximal fünf PSM mit höchstens $25 \mu\text{g}/\text{m}^2$ nachgewiesen. In der Regenzeit stammte ein Großteil des Bewässerungswassers direkt aus den Niederschlägen, hingegen nur ein kleinerer Anteil aus den Kanälen. Auch TOAN et al. (2013) beobachteten geringere PSM-Konzentrationen in Reisfeldern und den Bewässerungskanälen aufgrund von Verdün-

nungseffekten.

4.2.2 PSM-Konzentrationen in den Bewässerungskanälen (FILTRAP)

Im Juni wurden lediglich 18 der 34 FILTRAP wiedergefunden. Dieser Verlust war zu erwarten, da die Geräte ca. 30 cm aus dem Grund des Kanals herausragten. Unterhaltmassnahmen in den Kanälen (Entfernen von Sediment und Wasserpflanzen), aber

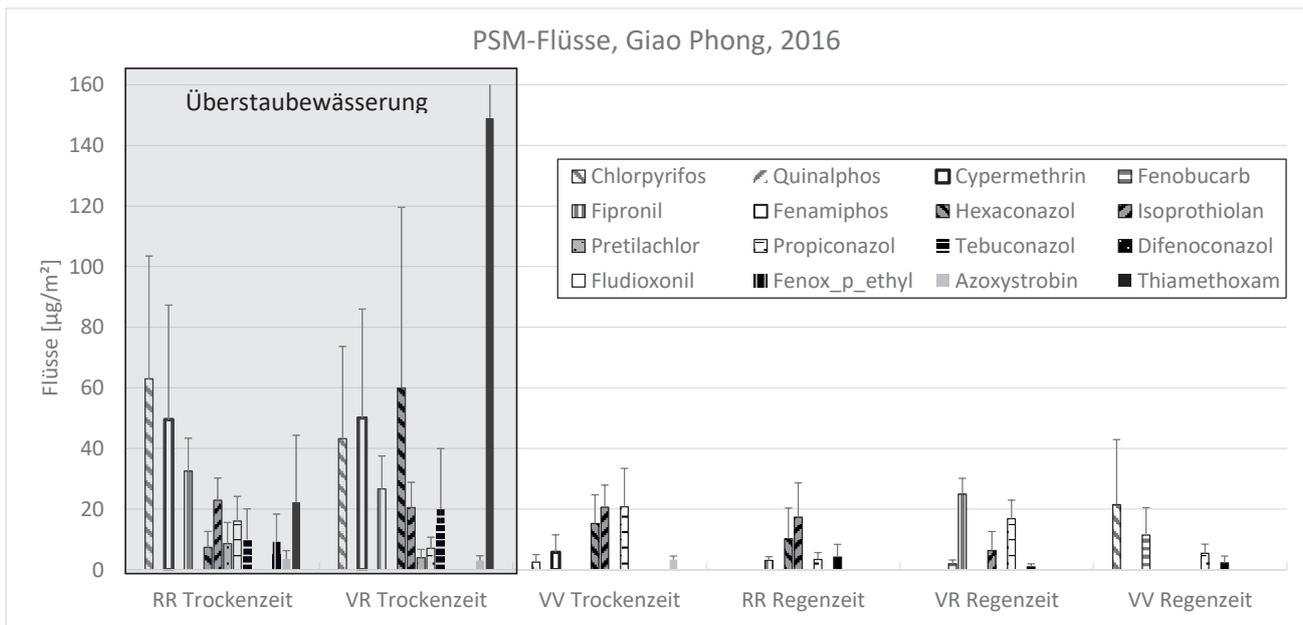


Abbildung 8: PSM-Flüsse in den drei Schlägen während der Trocken- und der Regenzeit 2016 in $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (Fehlerbalken = Standardfehler, $n = 10$).

auch Wasserbüffel und Menschen, die sich in den Kanälen aufhalten, dürften zu einem Verlust einzelner FILTRAP geführt haben. Die wiedergefundenen FILTRAP verteilten sich auf 10 der 16 Transektpunkte und das Gate.

In Fällen, in denen beide Wiederholungen am selben Transektpunkt analysiert werden konnten, waren sowohl das PSM-Spektrum als auch deren Gehalte vergleichbar. Dies zeigt, dass die Methode reproduzierbare Ergebnisse liefert. Zehn der 16 untersuchten PSM wurden mindestens in einem FILTRAP nachgewiesen.

Innerhalb des Kanalsystems wurden PSM in größerem Umfang (Anzahl der Wirkstoffe und nachgewiesene Massen) als am Einlass (Gate) nachgewiesen (Abbildung 9). Dies zeigt, dass die in den Kanälen nachgewiesenen PSM überwiegend aus den Äckern ausgetragen wurden. In den untersuchten Kanälen zweiten Grades traten lokal unterschiedliche PSM-Muster auf, jedoch keine generelle Zunahme vom Einlass zum Auslass. Entgegen der Anfangshypothese fand daher während der Passage durch das Kanalsystem keine Anreicherung statt. Die PSM-Muster in den Kanälen scheinen sich vielmehr aus der lokalen Applikationssituation ergeben zu haben.

Die nachgewiesenen Mengen in den südlichen Transektreihen C3 und C1, die näher am Auslass ins Meer gelegen sind, wiesen eine geringere Anzahl an verschiedenen PSM und eine geringere Masse auf als die weiter nördlich gelegenen Reihen C5 und C7. Die

Belastung war v. a. durch die lokale Applikationssituation geprägt. So wurde Fenobucarb lediglich in den beiden Wiederholungen desselben Transektpunktes nachgewiesen (C7C, Abbildung 9). Tebuconazol gelangte zwar mit dem Flusswasser in die Kanäle, wurde aber nur noch in einem nahegelegenen FILTRAP gefunden (C7C2).

Es wurde weitergehend untersucht, ob ein Zusammenhang zwischen den Ergebnissen der beiden Methoden FILTRAP und Beprobung der Sedimente bestand. Beide Methoden detektierten ein vergleichbares Spektrum an PSM mit einem Schwerpunkt auf Isoprothiolan, Pretilachlor und Propiconazol (BRAUN et al., 2018, Abbildung 10). Für einzelne Stoffe unterschieden sich die beiden Methoden jedoch deutlich. So wurde in den FILTRAP in nahezu allen Transektpunkten Fipronil nachgewiesen, in den Sedimenten hingegen nicht. Auch Quinalphos und Cypermethrin wurden ausschliesslich in den FILTRAP detektiert. Fludioxonil lag hingegen nur in Sedimentproben über der Nachweisgrenze (BRAUN et al., 2018).

Während in den Sedimenten die PSM-Belastung zeitlich über mehrere Jahre integriert wird, wird mit FILTRAP die definierte Zeitspanne während der Installation beprobt. Daher war es zu erwarten, dass die beiden Methoden unterschiedliche PSM-Spektren erfassen. Korrelationen unter Berücksichtigung von physikochemischen Eigenschaften wie Wasserlöslichkeit, Oktanol-Wasser-Koeffizient (KOW), Adsorptionskoeffizient am Boden (KOC) sowie der

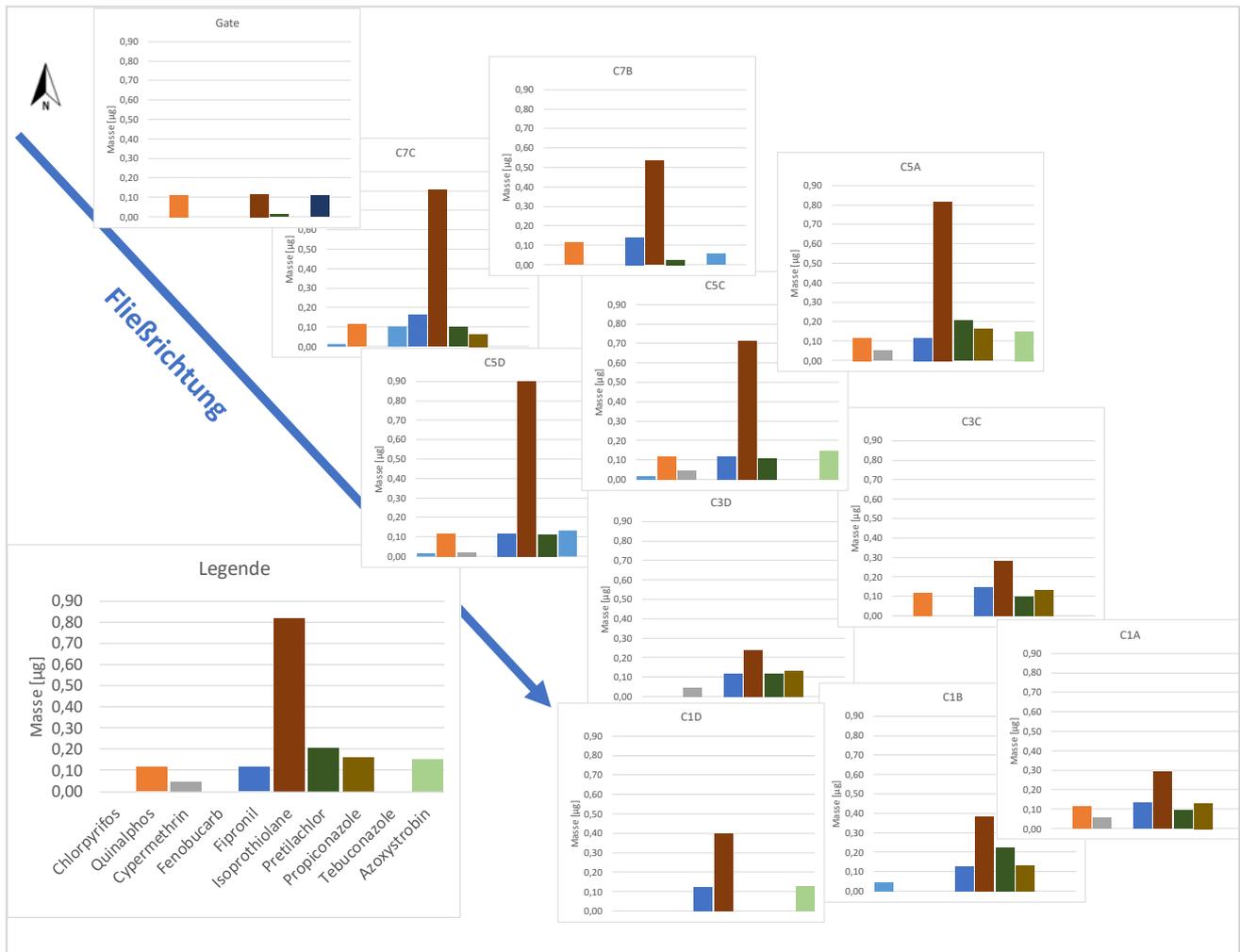


Abbildung 9: Räumliche Verteilung der PSM-Gehalte der FILTRAP auf die Transektpunkte (z. T. Mittelwert aus zwei FILTRAP).

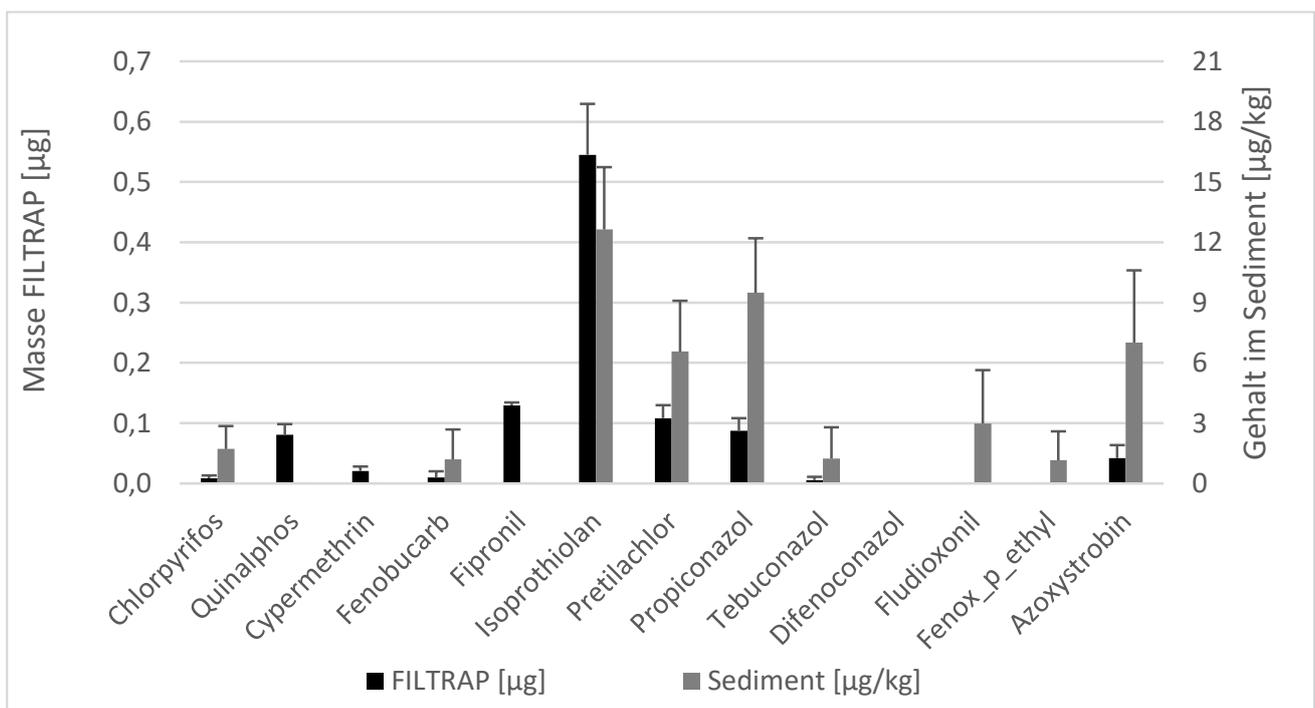


Abbildung 10: Vergleich der mittleren Massen (FILTRAP, linke Skala) und der mittleren Gehalte in den Sedimenten (rechte Skala).

Halbwertszeit in Boden und Wasser führten zu keiner Erklärung der Unterschiede zwischen den beiden Methoden.

5. Schlussfolgerungen

Es konnten robuste Methoden zur zeitintegrierten Erfassung der PSM-Belastung in verschiedenen Kompartimenten im Red River-Delta entwickelt werden.

Durch die Praxis, Bewässerungswasser am Ende der Kultur aus den Feldern wieder in die Kanäle zu entlassen, werden die Kanäle mit einer Vielzahl an PSM belastet, die im Wasser nachgewiesen werden konnten. Der vermutete Gradient zwischen Fluss und Meer konnte nicht beobachtet werden, das PSM-Muster scheint vielmehr von der lokalen Applikationssituation beeinflusst zu werden.

Bei einem hohen Anteil an Überflutungsbewässerung (Überstauabewässerung in der Trockenzeit) gelangte ein breites PSM-Spektrum mit dem Kanalwasser auf die Flächen und führte dort zu einer hohen Belastung des Sickerwassers. Bei gezielter Bewässerung mit Pumpen bzw. bei einem hohen Niederschlagsanteil an der Bewässerung in der Regenzeit nahm die PSM-Belastung deutlich ab.

Diese Ergebnisse unterstützen die Hypothese, dass über die Bewässerungskanäle eine Kreuzkontamination mit PSM und anderen Schadstoffen stattfindet, und verdeutlicht die allgegenwärtig hohe PSM-Belastung in diesem agrarisch intensiv genutzten System.

Dank

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Förderung des Projektes (Förderkennzeichen: 031A287F). Ausserdem danken wir Dr. Ngo The An (Hanoi University of Agriculture) und seinen zahlreichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern sowie den Studentinnen und Studenten für die tatkräftige Unterstützung vor Ort, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Literatur

BISCHOFF, W.-A., 2009: Development and Applications of the Self-Integrating Accumulators: A Method to Quantify the Leaching Losses of Environmentally relevant Substances. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 91, Universität Hohenheim, Stuttgart. 145 S.

BRAUN, G., SEBESVARI, Z., BRAUN, M., KRUSE, J., AMELUNG, W., AN, N. T., RENAUD, F. G., 2018: Does sea-dyke construction affect the spatial distribution of pesticides in agricultural soils? – A case study from the Red River Delta,

Vietnam. *Environmental Pollution* 243 (2018) 890-899, doi: 10.1016/j.envpol.2018.09.050.

GSO (General Statistics Office of Vietnam), 2011: Statistical Publishing House, Hanoi, Vietnam. Retrieved from http://www.gso.gov.vn/default_en.aspx?tabid=466&idmid=3&ItemID=859, accessed: 30 January 2013.

LARSEN A. E., 2013: Agricultural landscape simplification does not consistently drive insecticide use. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (38), p. 15330–15335. DOI: 10.1073/pnas.1301900110.

TOAN, P. V., SEBESVARI, Z., BLÄSING, M., ROSENDAHL, I., RENAUD, F. G., 2013: Pesticide management and their residues in sediments and surface and drinking water in the Mekong Delta, Vietnam. *Science of the Total Environment* 452–453: 28–39.

VAN DIJK, M., HILDERINK, H., ROOIJ, W., RUTTEN, M., ASHTON, R., KARTIKASARI, K., LAN, V. C., 2013: Land-use change, food security and climate change in Vietnam. A global-to-local modelling approach. LEI report 2013-020. ISBN/EAN: 978-90-8615-610-8.

