VBB-Bulletin-BSA Nr. 16, 2015

Die VBB mit neuem Gesicht



Inhalt

Die Arbeitsgruppe VBB feiert 2015 – im Internationalen Jahr des Bodens –	
ihr 20-jähriges Jubiläum	3
Arbeitsgruppe VOLLZUG BODENBIOLOGIE VBB:	
das neue Gesicht der VBB	4
20 Jahre VBB:	
Regenwurmbeprobung im Kocherpark, Bern	6
10 Jahre Bodenmikrobiologie-Monitoring	
im Kanton Aargau	9
Initiative zur Sammlung von bodenbiologischen	
Studien mit Standortbezug in der Schweiz	15
Bodenbiologische Untersuchungen in der	
Nationalen Bodenbeobachtung (NABO)	16
Die mikrobielle Diversität in Böden des KABO-Netzes:	
Das KABO-MiDiBo-Projekt	20
Messung der biologischen Aktivität am Dauerbeobachtungsstandort	
«Oberacker» anhand des Köderstreifentests	21
Einfluss des Einsatzes von Regenwürmern auf einem	
rekultivierten Boden ohne A-Horizont	30

Impressum VBB-Bulletin Nr. 16/2015

Herausgeberin: VBB (Arbeitsgruppe «Vollzug Bodenbiologie»)

Die kantonalen Bodenschutzfachstellen und das Bundesamt für Umwelt (BAFU) haben zusammen mit Forschungsinstitutionen die Arbeitsgruppe VBB 1995 gegründet. Diese widmet sich Fragen zur Bodenbiologie im Hinblick auf den Vollzug des Bodenschutzes und die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit nach der Verordnung über die Belastung des Bodens (VBBo).

Vorsitzende 2015/16

Dr. Elena Havlicek Sektion Boden Bundesamt für Umwelt (BAFU) CH-3003 Bern Tel. 058 465 14 97

E-Mail: elena.havlicek@bafu.admin.ch

Sekretariat und Bezug

Dr. Andreas Fliessbach Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Ackerstrasse CH-5070 Frick Tel. 062 865 72 25 Fax 062 865 72 73

E-Mail: andreas.fliessbach@fibl.org

Diese und auch frühere Ausgaben des VBB-Bulletins finden sich auf der Webseite des Bundesamts für Umwelt:

Weblink: http://www.bafu.admin.ch/bodenschutz/ > Fachinformationen > Massnahmen für den Bodenschutz > Bodenbiologie



1. Editorial

Die Arbeitsgruppe VBB feiert 2015 – im Internationalen Jahr des Bodens – ihr 20-jähriges Jubiläum

Elena Havlicek

Bundesamt für Umwelt, BAFU, Abteilung Boden und Biotechnologie elena.havlicek@bafu.admin.ch

Claudia Maurer

Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern, Fachstelle Bodenschutz claudia.maurer@vol.be.ch

Das Jahr 2015 wurde von der UNO-Generalversammlung zum «Internationalen Jahr des Bodens» erklärt. Mit zahlreichen Aktivitäten und Publikationen (die unter www.boden2015.ch verfügbar sind) wurde die breite Öffentlichkeit für die zahlreichen Funktionen des Bodens sensibilisiert. Im Vordergrund standen dabei die Produktions-, die Regulierungs- und die Lebensraumfunktion, die zu einem bedeutenden Teil von der Aktivität der Bodenlebewesen abhängig sind. Auch in der Vollzugsarbeit des Bodenschutzes soll der biologische Aspekt miteinbezogen werden. Vor 20 Jahren wurde deshalb die Arbeitsgruppe VBB gegründet: Bund, Kantone und Forschungsinstitutionen erarbeiten Grundlagen für den Einsatz biologischer Parameter und koordinieren vollzugsorientierte Projekte.

In den letzten Jahren hat sich das Umfeld der Arbeitsgruppe stark verändert: Es gab zahlreiche personelle Wechsel, die erarbeiteten Methoden werden eingesetzt (nationale und kantonale Bodendauerbeobachtung NABO, KABO, Forschung), neue Methoden werden aktuell und der Koordinationsbedarf nimmt zu (z. B. Biodiversitätsstrategie, Biodiversitätsmonitoring, Bodenstrategie). Aus diesen Gründen überarbeitete die VBB ihre Zielsetzung und Organisationsstruktur. Den ausführlichen Beitrag dazu finden Sie auf Seite 3.

Unser Jubiläums-Ausflug führte in ein städtisches Umfeld: Wir beprobten an zwei verschiedenen Standorten im Kocherpark in der Berner Innenstadt die Regenwürmer und fachsimpelten bei einem gemütlichen Apéro (S. 5). Auch in der Presse fand der Anlass Gehör.

Das Internationale Jahr des Bodens ist vorbei. Die Aufmerksamkeit der Medien und der politische Elan (das Parlament hat am 4. Juni 2015 die Motion Müller-Altermatt über ein nationales Kompetenzzentrum Boden angenommen) sollten genutzt werden, um den Vollzug des Bodenschutzes in den kommenden Jahren voranzutreiben. Zu den Herausforderungen, die es zu bewältigen gilt, zählen die Rolle der Bodenorganismen und der verstärkte Schutz der Funktionen im Zusammenhang mit der biologischen Bodenaktivität.

2. Ausgewählte Projekte der VBB

Arbeitsgruppe VOLLZUG BODENBIOLOGIE VBB: das neue Gesicht der VBB

Elena Havlicek

Bundesamt für Umwelt, BAFU, Abteilung Boden und Biotechnologie elena.havlicek@bafu.admin.ch

Claudia Maurer-Troxler

Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern, Fachstelle Bodenschutz claudia.maurer@vol.be.ch

Zielsetzung:

Die Arbeitsgruppe VBB ist eine Plattform, um vollzugsorientierte Arbeiten im Bereich Bodenbiologie zu koordinieren und bodenbiologische Forschungsprojekte zu unterstützen. Sie ist eine Fachgruppe des Cercle Sol CH.

- Sie setzt sich dafür ein, dass innerhalb der gesetzlichen Vorgaben bodenbiologische Aspekte eingebracht und umgesetzt werden.
- Sie gewährleistet Kontakt und Informationsaustausch zwischen Vollzugs- und Forschungsstellen.
- Sie initiiert, erarbeitet und beurteilt zusammen mit der Forschung praxistaugliche Methoden und Interpretationsgrundlagen im Vollzug.
- Sie erarbeitet und beurteilt Empfehlungsgrundlagen für die Aufnahme bodenbiologischer Methoden insbesondere in die Dauerbeobachtung.
- Sie strebt die Anwendung einheitlicher Methoden an, um eine grösstmögliche Vergleichbarkeit der Daten zu erhalten.
- Sie gibt Empfehlungen ab, wie die entsprechenden Daten verwaltet und deren Qualität geprüft werden sollen.
- Sie setzt sich dafür ein, dass Aspekte der Bodenbiologie auch in nicht-bodenspezifische Projekte (z. B. Biodiversitätsmonitoring, Biodiversitätsstrategie Schweiz) adäquat aufgenommen werden.

- Sie sieht sich als Hilfestellerin und Ansprechpartnerin bei der Interpretation von Daten.
- Sie sensibilisiert Bevölkerung und Bodennutzer für die Bodenbiologie.

Organisation und Funktion der Organe:

In der VBB sind die kantonalen Fachstellen Bodenschutz, das BAFU, das NABO und verschiedene Forschungsinstitutionen vertreten (Abb. 1).

Struktur, Arbeitsweise, Aufgaben und Produkte:

- Das Präsidium wechselt alle zwei Jahre innerhalb der Vollzugsstellen (Bund, Kantone). Die Präsidentin/der Präsident ist Mitglied der Steuerungsgruppe. Sie/er leitet die Sitzungen.
- Das Sekretariat unterstützt die Arbeitsgruppe administrativ: Dokumentenaustausch, Sitzungsvorbereitung, Protokollführung, Redaktion Bulletin, Vorbereitung und Organisation von Fachanlässen etc. Es wird vom BAFU finanziert.
- Die Steuerungsgruppe besteht aus je einem Vertreter/einer Vertreterin des BAFU, der Kantone, des NABO, der Forschungsinstitutionen sowie des Sekretariats. Sie erarbeitet die Stossrichtung, tauscht Informationen aus, bereitet die aktuellen Geschäfte vor und organisiert Vorträge/Fachtagungen. Die Steuerungsgruppe trifft sich nach Bedarf.

- Die Arbeitsgruppe trifft sich ein- bis zweimal jährlich zum Informationsaustausch und entscheidet über die vorbereiteten Geschäfte.
- Zu verschiedensten bodenbiologie-relevanten Themen werden konkrete, zeitlich begrenzte Projekte formuliert und durchgeführt. Dies können VBB-interne, externe
- Forschungs- oder gemeinsame Projekte sein. Bei Bedarf sind auch private Büros vertreten.
- Im Bereich Information und Kommunikation werden Anwendungsgrundlagen publiziert (Konzept, Arbeitshilfe) sowie ein Bulletin herausgegeben (Projekte, Forschungsaktivitäten, Vollzugsgrundlagen).

BODENBIOLOGIE

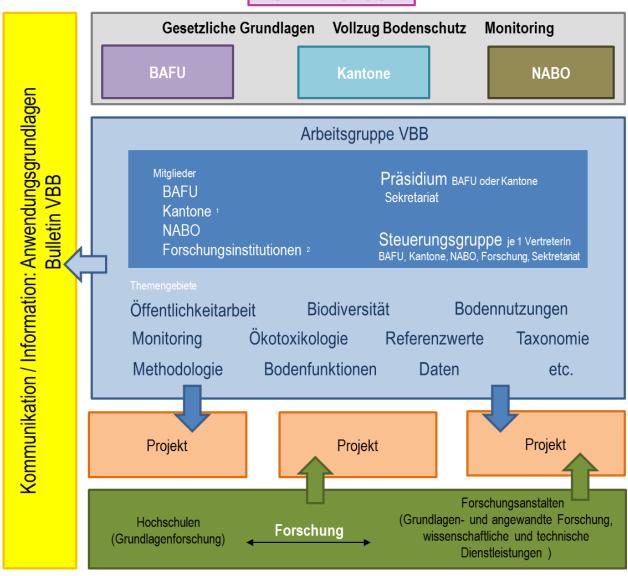


Abbildung 1: Organigramm der VBB (Stand 2014: ¹ AG, BE, FR, SG, SO, ZH; ² Agroscope, FiBL, WSL, Centre Ecotox)

20 Jahre VBB: Regenwurmbeprobung im Kocherpark, Bern

Claudia Maurer

Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern, Fachstelle Bodenschutz claudia.maurer@vol.be.ch

Auch unter den Füssen von Stadtbewohnern lebt es: Im Kocherpark, mitten in der Stadt Bern, verrichten zahlreiche Regenwürmer ihre wichtigen Aufgaben. Sie verwandeln Herbstlaub und Rasenschnitt in fruchtbare Erde und sorgen mit ihren Gängen dafür, dass auch nach einem Gewitterregen der Parkrasen nicht unter Wasser steht.

Standorte und Probenahme

Am 29. April 2015 organisierte die Arbeitsgruppe VBB anlässlich ihres 20-jährigen Jubiläums eine Regenwurmerhebung im Feld (Abb. 2). Wir wählten einen Stadtboden aus, ein bisher bodenbiologisch weitgehend unbekanntes Terrain. Bei optimalen Bedingungen (10–15° C, ausgiebiger Regen nach einem trockenen April) wurden an zwei verschiedenen Standorten - WALD und WIESE - je drei Proben erhoben.



Abbildung 2: Die VBB bei der Regenwurmsuche

Als Standort WALD wurde eine kleine Fläche mit Laubbäumen und Sträuchern gewählt, wo der Boden mit einer unterschiedlich starken Laubschicht bedeckt ist.

Als Standort WIESE wurde ein langjähriger Rasen gewählt. Dieser wird in der Vegetationszeit wöchentlich gemulcht, mit einem Langzeit- und Kalidünger gedüngt, maximal einmal pro Jahr aerifiziert und ab und zu neu übersät.

Für die Probenahme wurde ein Metallrahmen von 50×50 cm ca. 2 bis 3 cm tief in den Boden geschlagen – vorgängig wurde das Gras kurz geschnitten beziehungsweise die Laubstreu entfernt - und 40 Minuten mit einer 0.1%-igen Formalin-Lösung begossen. Die ausgetriebenen Würmer wurden aufgelesen und in 4%-iger Formalinlösung für die Weiterverarbeitung im Labor fixiert. Bei den Wiesenflächen brauchte es etwa 12 l Formalin-Lösung pro Rahmen, im Wald war der Boden extrem durchlässig und es wurden gut 23 I verwendet. Anschliessend wurde die Hälfte der Probefläche 20 cm tief ausgestochen und von Hand auf Regenwürmer abgesucht. Im Labor wurden dann alle Tiere bestimmt, gewogen und auf m²-Werte umgerechnet.

Resultate und Diskussion Arten

Der Standort WALD wird dominiert durch die Tiefgräber-Arten Nicodrilus longus und N. nocturnus. Auch eine - in Landwirtschaftsböden eher seltene – endogäische Gattung Octolasion mit O. cyaneum und O. tyrtaeum wurde häufig gefunden. Streubewohner dagegen fehlten fast vollständig. Insgesamt konnten 10 verschiedene Arten identifiziert werden (Tab. 1).

Bei der WIESE dominierte die Tiefgräber-Art Lumbricus terrestris und die endogäische Art Allolobophora rosea, eine typische Wiesenart. Insbesondere L. terrestris kam in sehr hoher Abundanz vor, das Gewicht eines einzelnen Regenwurms war aber mit durchschnittlich 1,6 g deutlich geringer als üblich (2 bis 6 g). Streuarten wurden keine gefunden. Insgesamt konnten in der Wiese nur 5 Arten unterschieden werden (Tab. 1).

Im schweizerischen Mittelland finden sich in einem Dauergrünland durchschnittlich 8 bis 10 Arten (BUWAL 1997, Schriftenreihe Nr. 291). Der WALD entspricht diesem Durchschnitt, in der WIESE fehlen sowohl die Streubewohner als auch weitere endogäische Arten. Wahrscheinlich gibt es hier eine starke Nahrungskonkurrenz mit der dominanten Art *L. terrestris*.

Abundanz (Anzahl Individuen) und Biomasse (Gewicht)

Am Standort WALD sind die drei Parallelproben sowohl bei der Abundanz als auch bei der Biomasse sehr ähnlich (Abb. 3). Es wurden 278 Individuen/m² gefunden mit einer Biomasse von 323 g/m². Vergleichswerte für den Wald fehlen, der Vergleich mit Durchschnittswerten einer mittelländischen Naturwiese zeigt ein sehr ähnliches Niveau (250–400 g/m², Ø 301 g/m², BUWAL 1997). Im Kanton Bern mit eher leichten Böden liegen die Werte tiefer bei 225 g/m² (VOL, Bodenbericht 2009). In der Waldfläche gibt es demnach eine sehr grosse Regenwurmpopulation. Dies könnte

mit der grossen Menge an gut verwertbarem Streumaterial an diesem feuchten, gut durchlässigen Standort zusammenhängen.

Tabelle 1: Artenliste der Standorte WALD und WIESE, Kocherpark Bern, 29. April 2015

Art	WALD	WIESE
Lumbricus cas- taneus	vereinzelt	fehlt
Lumbricus terrestris	regelmässig	häufig
Nicodrilus longus	häufig	vereinzelt
Nicodrilus nocturnus	häufig	fehlt
Nicodrilus caligino- sus	fehlt	regelmässig
Allolobophora chlo- rotica	vereinzelt	fehlt
Allolobophora icte- rica	häufig	regelmässig
Allolobophora rosea	vereinzelt	häufig
Allolobophora sp.	vereinzelt	fehlt
Octolasion cyaneum	häufig	fehlt
Octolasion tyrtaeum	häufig	fehlt
Total Arten	10	5

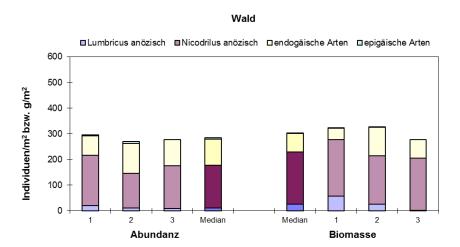


Abbildung 3: Abundanz und Biomasse der drei Parallelproben sowie Median am Standort WALD, Kocherpark Bern, 29. April 2015

Wiese □ Lumbricus anözisch □ Nicodrilus anözisch □ endogäische Arten □ epigäische Arten 600 500 Individuen/m² bzw. g/m² 400 300 200 100 0 **Abundanz**

Abbildung 4: Abundanz und Biomasse der drei Parallelproben sowie Median am Standort WIESE, Kocherpark Bern, 29. April 2015

Am Standort WIESE unterschieden sich die drei Parallelproben bei der Abundanz insbesondere der endogäischen Arten. Die drei Biomassewerte sind ähnlich (Abb. 4). Mit 171 g/m² hat die Wiese deutlich weniger Biomasse als der Wald und auch als die Naturwiesen im Schweizer Mittelland. Die Menge an *L. terrestris* ist zwar sehr hoch, weil die Tiere aber leichter sind als üblich, führt dies zu eher tiefen Gesamtbiomassezahlen. Der wöchentlich anfallende Grasschnitt kann zwar eine grosse Population ernähren, die einzelnen Regenwürmer sind jedoch eher «unterernährt».

Schlussfolgerungen

Auch in einem urbanen Parkboden mitten in der Stadt Bern lassen sich Regenwürmer im Boden finden. Im sehr gut durchlässigen, lockeren, mit einer Streuschicht bedeckten WALD-Boden findet sich mit 10 Arten und 323 g/m² eine vielfältige und sehr grosse Population. Hier dominieren grosse Arten, die beiden Tiefgräber N. longus und N. nocturnus sowie die endogäischen Arten O. cyaneum und O. tyrtaeum.

Unter der WIESE dagegen sind sowohl Artenzahl (5) als auch Biomasse (171 g/m²) deutlich geringer. Der vegetationsmässig eintönige Rasen widerspiegelt sich in einer wenig vielfältigen Regenwurmpopulation: Streubewohner fehlen ganz, lediglich 2 Arten dominieren. Mit dem Rasenschnitt fällt zwar regelmässig Nahrung an für eine relativ grosse Population von anözischen L. terrestris, deren Individualgewichte sind jedoch deutlich geringer als in durchschnittlichen, landwirtschaftlich genutzten Wiesenböden. Beide Standorte - WALD und WIESE - weisen für die Bodenfunktionen Streuabbau und Strukturbildung eine hohe Tiefgräberpopulation auf. Die anfallende Pflanzenbiomasse kann ohne Probleme abgebaut und rezykliert werden, die vertikalen Gänge lassen das Regenwasser ungehindert abfliessen. Lediglich die Diversität der Regenwürmer ist im Rasen des Standortes WIESE stark eingeschränkt.

10 Jahre Bodenmikrobiologie-Monitoring im Kanton Aargau

Dominik Mösch, Matthias Hunziker Kanton Aargau, Abteilung für Umwelt dominik.moesch@ag.ch

Der Boden ist durchsetzt mit einer Menge von Organismen. Sie sind Teil des Bodenökosystems und leisten wertvolle Arbeit. Im Rahmen der kantonalen Bodenbeobachtung führt die Abteilung für Umwelt seit 2005 an ausgewählten Standorten im Kanton bodenmikrobiologische Untersuchungen durch. Die Resultate zeigen den Einfluss von Bodennutzung und abiotischen Bodeneigenschaften auf das Vorkommen und die Aktivität der Bodenmikroorganismen. Umgekehrt kann die Bodenbiologie als Indikator für Veränderungen im Boden herangezogen werden.



Abbildung 5: Eine Amöbe (Amoeba proteus) als Vertreterin der Mikrofauna. Als gefrässiger Einzeller umschliesst sie mit ihren «Scheinfüsschen» ihre Beute (hier ein Pflanzenstück) und lagert sie in eine rundförmige Nahrungsvakuole ein. Foto: Eckard Voelcker & Steffen Clauß, www.penard.de

Boden ist ein vielfältiger Lebensraum für viele Lebewesen. So leben unter einem Quadratmeter Bodenoberfläche neben Wirbeltieren wie Maulwürfen oder Mäusen Dutzende bis Hunderte Regenwürmer, Tausendfüssler, Asseln, Spinnen, Insektenlarven, Schnecken und Käfer. Die Mesofauna - dazu zählen Kleinringelwürmer, Bärtierchen, Rädertierchen, Milben, Springschwänze und Fadenwürmer – kommt mit

vielen Tausend Individuen vor. Die Mikroorganismen, bestehend aus der Mikrofauna (beispielsweise Amöben und Flagellaten, Abb. 5) und der Mikroflora (Bakterien, Pilze und Algen), sind zu Milliarden bis Billionen vertreten und machen dabei 80 bis 90 % der Bodenbiomasse aus.

Der Boden als Teil des Ökosystems erfüllt wichtige Funktionen. Viele dieser Ökosystemleistungen stehen im direkten Zusammenhang mit den Bodenlebewesen. So sind sie massgeblich an folgenden Bodenfunktionen beteiligt:

- 1. Gemeinsam können sie nahezu alle organischen Verbindungen ab- oder umbauen. Daraus resultiert die Nährstoffverfügbarkeit im Boden.
- 2. Sie durchwühlen und durchmischen den Boden (Bioturbation) und bilden so das Bodengefüge mit.
- 3. Sie können Schadstoffe wie Mineralölkohlenwasserstoffe oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (organische Schadstoffe) durch eine teilweise oder vollständige Umwandlung abbauen.
- 4. Sie bilden hochmolekulare Stoffe (Huminstoffe), die für die Nähr- und Schadstoffbindung von Bedeutung sind.
- 5. Sie beeinflussen die Sauerstoffversorgung im Boden und die damit verbunden Prozesse.

Die Auflistung zeigt, dass die Bodenlebewesen für die Bodenfruchtbarkeit essentiell sind. Im Rahmen der kantonalen Bodenbeobachtung (KABO) werden seit zehn Jahren bodenmikrobiologische Parameter an ausgewählten Standorten jährlich gemessen. Die Hintergründe der bodenbiologischen Messungen im Kanton Aargau und die Ergebnisse der ersten drei Messjahre wurden im UMWELT AARGAU Nr. 46, November

2009, bodenmikrobiologische Untersuchungen, Seiten 21 bis 24, ausführlich beschrieben.

Bodenbiologische Parameter als Indikatoren der Bodenqualität

Der Boden – als Lebensraum der Bodenorganismen – wird auf natürliche Weise und durch menschliches Handeln durch chemische, physikalische und biologische Einflüsse gebildet und verändert. Diese widerspiegeln sich in Vorkommen, Diversität und Aktivität der Bodenlebewesen. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass Bodenorganismen sensibel auf Veränderungen ihrer Umwelt reagieren. Aus diesem Grund können sie als Indikatoren für die Bewertung der Bodenfruchtbarkeit genutzt werden. Langjährige bodenbiologische Untersuchungen liefern zudem frühzeitig Hinweise auf schädliche Veränderungen im Boden.

Untersuchungsmethoden

An ausgewählten Standorten wird jährlich im Frühling vor dem Start der Vegetationszeit und vor der ersten Düngergabe der Oberboden beprobt. Per Definition beträgt die Beprobungstiefe bei Grünlandstandorten 0 bis 10 cm und bei Ackerstandorten 0 bis 20 cm. Die vier Mischproben pro Standort werden von der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART analysiert. Dabei werden die mikrobielle Biomasse, die Basalatmung und der metabolische Quotient bestimmt.

Alle Standorte wurden im Jahr 2006 im Rahmen der KABO-Beprobung beurteilt. Dabei wurden für jeden Standort der Bodenkohlenstoffgehalt, der pH-Wert und die Korngrössenverteilung bestimmt. Auf Basis dieser Parameter und der schweizweit ermittelten Regressionsformel können die mikrobiellen Eigenschaften für die untersuchten Standorte mit Hilfe von Referenzwerten abgeschätzt werden. Eine Abweichung des Messwertes vom Referenzwert bedeutet, dass andere Standorteigenschaften die Mikrobiologie mitbeeinflussen. Weiter dienen Vergleichswerte aus der Literatur, die auf nationaler Ebene erhoben wurden, zur Bewertung der Resultate der Aargauer Standorte.

Begriffe

Mikrobielle Biomasse: Die mikrobielle Biomasse ist ein Mass zur Beschreibung des Belebtheits- und Aktivitätszustandes des Bodens. Die Grösse des mikrobiellen Biomassepools ist von verschiedenen Umweltfaktoren abhängig (Klima, Bodeneigenschaften, Bodennutzung und -bewirtschaftung). Die Menge an Mikroorganismen ist eine wichtige Kenngrösse des Bodens, da diese Organismen sowohl für die Abbauleistung des betreffenden Bodens ausschlaggebend sind als auch einen Pool von schnell umsetzbaren Nährstoffen darstellen. Basalatmung: Analog der menschlichen Atmung entsteht beim Abbau organischer Substanz Kohlenstoffdioxid (CO₂). Das produzierte CO2 ist ein Mass für die aerobe Atmungsaktivität aller Bodenorganismen. Unter ungestörten Bedingungen stellt sich im Boden ein ökologisches Gleichgewicht zwischen den Organismen und deren Tätigkeit ein. Die Respiration in diesem Zustand wird als Basalatmung bezeichnet. Bei einer Störung des Gleichgewichtes ändert sich die Respiration infolge einer Veränderung der mikrobiellen Biomasse.

Metabolischer Quotient: Dieser Quotient ist ein Mass für die energetische Effizienz einer Mikroorganismengemeinschaft und entspricht dem Verhältnis zwischen Basalatmung und mikrobieller Biomasse, die mit der substratinduzierten Respirationsmethode (BM-SIR) gemessen wurde. Der Quotient ist eine Kenngrösse für den physiologischen Zustand der Mikroorganismen und gibt einen Näherungswert für den Erhaltungsbedarf der Mikrobenlebensgemeinschaft eines Bodens an. Je grösser der metabolische Quotient ist, desto mehr Substrat wird zu CO₂ veratmet und desto kleiner ist der Substratanteil, der in die mikrobielle Biomasse eingebaut wird.

Die KABO-Standorte werden nach der Nutzungsart (Ackerbau, Grünland) kategorisiert (Tab. 2). Die Kategorie «Grünland» enthält zudem noch zwei zusätzliche Standorte (Nr. 303, 305), deren nährstoffreicher Oberboden abgetragen wurde. Sie agieren nun als

nährstoffarme Magerstandorte. Die Standorte Nr. 304 und 306 liegen unmittelbar neben den «abhumusierten» Flächen und wurden zum gleichen Zeitpunkt wie die Magerstandorte letztmals umgebrochen und dienen als Vergleichsflächen.

Tabelle 2: Die elf KABO-Standorte und die zwei abhumusierten Standorte mit den dazugehörenden Vergleichsflächen

Kürzel	Ortschaft	Nutzung und Bemerkungen	Anzahl Messungen
4000b	Ob a mar i ma m f	Astrodonal Dia	
100Ob	Obermumpf	Ackerland, Bio	9
101He	Hellikon	Ackerland	10
105Me	Merenschwand	Ackerland	7
121Gr	Gränichen	Ackerland mit viel Kunstwiese in der Fruchtfolge	10
122Ku	Küttigen	Grünland, Magerwiese	10
124Ab	Abtwil	Grünland, organischer Boden	7
153Su	Suhr	Ackerland	9
154Ro	Rohr	Grünland, extensiv	9
156Bö	Bözen	Grünland	10
157Sc	Schinznach	Grünland, Reben	9
158Me	Mettau	Ackerland	3
303Ba_abh.	Baden	Grünland, abhumusiert	7
304Ba_Ref.	Baden	Grünland (Referenz), extensiv	7
305Me_abh.	Merenschwand	Grünland, abhumusiert	5
306Me_Ref.	Merenschwand	Grünland (Referenz), extensiv	5

Resultate

Generell zeigen die Resultate, dass die Werte der mikrobiellen Biomasse (Abb. 6) und der Basalatmung (Abb. 7) bei den Grünlandstandorten höher liegen als bei den ackerbaulich genutzten Flächen. Das bedeutet, dass die Abbauleistung und die Umsetzungsraten bei den Grünlandstandorten höher sind. Grund dafür ist, dass bei Grünlandstandorten der organische Kohlenstoffgehalt naturgemäss höher ist als bei Ackerstandorten. Wenn also die Menge der Nahrungsgrundlage grösser ist, kommen die Mikroorganismen mengenmässig häufiger vor und produzieren dadurch auch mehr CO₂. Die Resultate der letzten zehn Jahre für den metabolischen Quotienten zeigen. dass die Daten der Ackerbaustandorte zwischen den Standorten weniger variieren und tendenziell auf tieferem Niveau liegen als jene der Grünlandstandorte.

Im Vergleich zu den berechneten standortspezifischen Erwartungswerten (Referenzwerten) für die Ackerstandorte liegen die gemessenen Werte für die mikrobielle Biomasse und die Basalatmung mit Ausnahme vom Standort Obermumpf (100Ob) generell im statistischen Vertrauensbereich. Der biologische Anbau sowie die günstigen Bodeneigenschaften (guter Kohlenstoffgehalt und pH-Wert) führen beim Standort 100Ob möglicherweise dazu, dass die Messwerte sogar im und über dem Bereich der schweizweit gemessenen Maxima-Werte (Vergleichswerte) liegen.

Die Werte für mikrobielle Biomasse und Basalatmung an den Grünlandstandorten liegen in den oberen 25 Prozent der Vergleichswerte der Schweiz. Für Grünlandstandorte gibt es im Moment noch keine Referenzwerte, weshalb standortspezifische Erwartungswerte nicht abgeschätzt werden können.

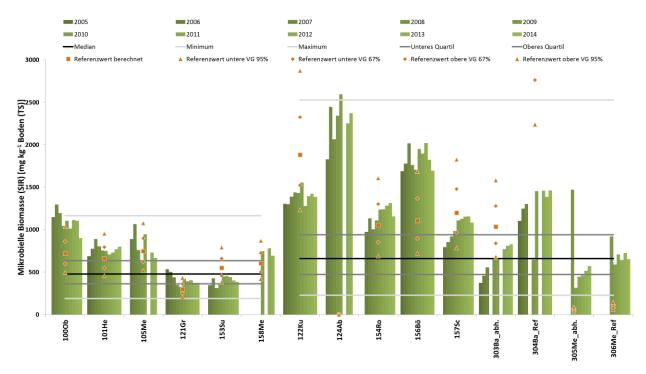


Abbildung 6: Veränderung der mikrobiellen Biomasse auf Acker- und Grünlandstandorten. Es zeigt sich, dass Grünlandstandorte (rechts) in der Regel eine höhere mikrobielle Biomasse aufweisen als Ackerstandorte (links).

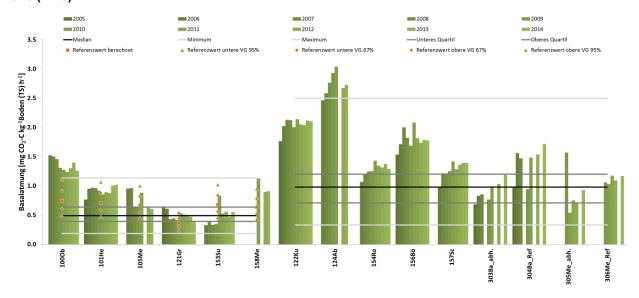


Abbildung 7: Veränderung der Basalatmung auf Acker- und Grünlandstandorten. Wenig intensiv bewirtschaftete Flächen weisen oft eine höhere Basalatmung auf (links Ackerstandorte, rechts Grünlandstandorte).

Die Magerwiese von Küttigen (122Ku) ist hinsichtlich des Nährstoffangebots ein Extremstandort. Die Resultate zeigen eine im Vergleich zum standorttypischen Referenzwert tiefe mikrobielle Biomasse und im schweizweiten Vergleich eine überdurchschnittliche Basalatmung auf. Der metabolische Quotient ist während der zehnjährigen Messperiode vergleichsweise hoch (Abb. 8).

Es scheint, dass die nicht in Massen vorkommenden Mikroorganismen unter diesen äusseren Bedingungen ausharren, dabei eine für sie ungünstige Umsetzungsleistung aufweisen und hinsichtlich des Nährstoffangebots auf bessere Zeiten warten. Denn dann kann die Diversität und Quantität der Mikroorganismen zunehmen und die Stoffwechselprozesse können auf einem besseren Niveau ablaufen.

Von den Ackerbau-Standorten weisen die Flächen Gränichen (121Gr) und Suhr (153Su) die tiefsten Werte bezüglich mikrobieller Biomasse und Basalatmung auf. Die Ergebnisse werden aber durch die standortspezifischen Erwartungswerte bestätigt, wobei der sandige, relativ kohlenstoffarme und schwach saure Standort 121Gr die schlechtesten Bedingungen für die Mikroorganismen darstellt. Beim Standort Gränichen bewegt sich der metabolische Quotient –

kaum verändert – im schweizweiten Vergleich um das obere Quartil. Das heisst, er befindet sich im Viertel mit den höchsten Messwerten. Es scheint, dass die Mikroorganismen an diesem Standort nicht die optimalen Lebensbedingungen vorfinden und somit im Vergleich zu anderen Aargauer Ackerstandorten in geringerer Menge vorkommen (mikrobielle Biomasse), im Ganzen weniger aktiv sind (Basalatmung) und ihre Stoffwechsel weniger effizient ablaufen (metabolischer Quotient).

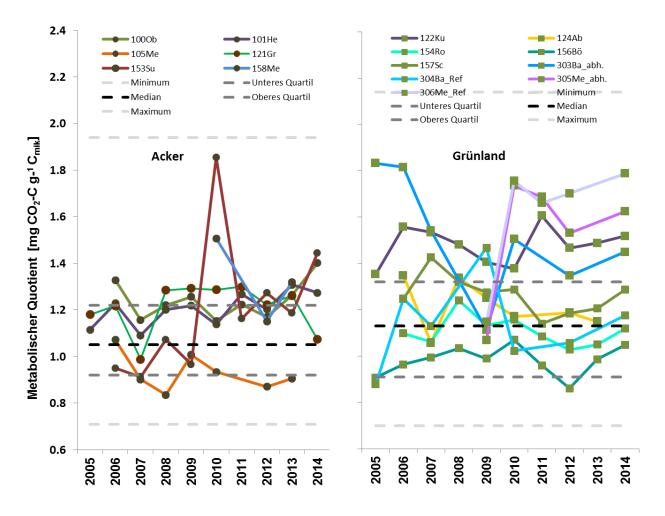


Abbildung 8: Veränderung des metabolischen Quotienten. Die braunen Punkte (links Ackerstandorte) und die dunkelgrünen Quadrate (rechts Grünlandstandorte) stellen Jahre mit Messungen dar. Hohe Werte des metabolischen Quotienten weisen auf eine Störung des Systems und suboptimale Lebensbedingungen für die Mikroorganismen hin.

Der Standort Suhr (153Su) ist ein intensiv genutzter Ackerbaustandort, auf dem Hackfrüchte (beispielsweise Mais) produziert werden. Mehrmaliges Befahren während des Jahres – auch im Herbst während der



Erntezeit – kann zur Schädigung des Bodens führen. Hinsichtlich der mikrobiellen Biomasse liegen die tiefen Messwerte sogar unter dem prognostizierten Erwartungswert. Dieser Standort zeigt als einer der wenigen einen deutlichen Anstieg des metabolischen Quotienten, was vor allem auf die veränderte Basalatmung zurückzuführen ist. Gemäss den untersuchten Parametern scheint dieser Standort bodenbiologisch ungünstig genutzt zu werden.

Die höchsten Werte hinsichtlich mikrobieller Biomasse und Basalatmung weist der Standort Abtwil (124Ab) auf. Dies ist mit dem hohen organischen Gehalt im Boden zu begründen. Die Resultate liegen teilweise über dem maximalen Vergleichswert und ausserhalb der Einsatzgrenze des Referenzwertsystems (C-Gehalt >4 %), weshalb es keine standortspezifischen Abschätzungen für diesen Standort gibt. Beide Flächen in Baden (303Ba_abh., 304Ba Ref), die direkt nebeneinander an einem südostexponierten Hang liegen, zeigen einen Anstieg in der mikrobiellen Biomasse und in der Basalatmung. Der metabolische Quotient zeigt eine Tendenz zur Abnahme bei 303Ba_abh. und eine Stagnation mit grosser Variabilität bei 304Ba Ref. Die bodenbiologischen Parameter weisen demzufolge auf eine Steigerung der mikrobiologischen Aktivität hin, die zu Beginn bedingt durch die Bodenveränderung (Abtrag des Oberbodens bei 303Ba abh resp. Umpflügen der Referenzfläche bei 304Ba Ref) eine weniger effiziente Ausnutzung des organischen Materials verzeichnete.

Ein Eingriff in das System wie jener der Abhumusierung an den Beispielen Baden (303Ba_abh) und Merenschwand (305Me_abh) zeigt, dass die Werte der mikrobiellen Biomasse und damit verbunden jene der Basalatmung in den darauffolgenden Jahren ansteigen und sich dem Ausgangswert der Referenzflächen annähern. Weiter weisen die im Vergleich zu den anderen Grünlandstandorten hohen Werte des metabolischen Quotienten auf eine Störung des Systems und folglich auf suboptimale Lebensbedingungen für die Mikroorganismen hin.

Fazit

Alle bodenbildenden Faktoren wirken gegenseitig in unterschiedlicher Weise aufeinander ein und bieten den Mikroorganismen verschiedene Lebensbedingungen, was sich in der Häufigkeit, der Aktivität und dem Zustand messen lässt. Wie die Resultate des Monitorings der vergangenen zehn Jahre zeigen, können bodenbiologische Parameter gut als Indikatoren für die Bodenqualität herangezogen werden. So ist gerade nach Veränderungen ein Monitoring auch hinsichtlich der Bodenbiologie sehr ratsam. In diesen Situationen sollte aber auf Grund der grösseren Variabilität (wie bei 303Ba_abh. bis 306Me_Ref) eine gut aufgelöste und längere Überwachung gewählt werden, um Fehlinterpretationen vermeiden zu können.

Initiative zur Sammlung von bodenbiologischen Studien mit Standortbezug in der Schweiz

Andreas Fliessbach

Forschungsinstitut für Biologischen Landbau, Frick andreas.fliessbach@fibl.org

Zielsetzung

Viele Untersuchungen, Studien und Erhebungen werden durchgeführt und gelangen nur in beschränktem Umfang an die Öffentlichkeit. Besonders wenn die Erwartungen nicht erfüllt, Hypothesen nicht bestätigt oder keine Unterschiede festgestellt werden können, ist die Motivation, eine Arbeit zu publizieren, gering, und die Arbeit landet in der Schublade. Die hier vorgeschlagene Initiative hat zum Ziel, Arbeiten, die sich mit Organismen in den Böden der Schweiz beschäftigt haben, in einer Datenbank aufzulisten und auf diese Weise einen Überblick zu erhalten, an welchen Standorten welche Untersuchungen durchgeführt worden sind. Im Rahmen dieser Initiative sucht die VBB nach Arbeiten, die bodenbiologische (z. B. Zählung von Organismen) oder bodenbiochemische (organische Bodensubstanz, mikrobielle Biomasse, Bodenatmung, Bodenenzyme, DNA und PLFA als Indikatoren für mikrobielle Gemeinschaften) Indikatoren zur Bewertung der Bodenqualität verwendet haben. Es kann sich bei diesen Arbeiten um Master- oder Bachelorarbeiten, Dissertationen, Manuskripte, aber auch um Berichte oder audiovisuelles Material handeln.

Vorgehen

Eine Adressdatenbank wurde erstellt mit Personen, die an Universitäten, Hochschulen, kantonalen Labors und Fachstellen, naturhistorischen Museen und Bibliotheken tätig sind. Die Personen werden angeschrieben und mit einem Brief über das Projekt informiert. Anschliessend erhalten sie per E-Mail eine Excel-Tabelle, in welche die Studien eingetragen werden können. Da dies für die betroffenen Personen mit einem erheblichen Aufwand verbunden ist, können die Angaben auch in anderer Form (Listen, Datenbanken, Originalarbeiten) geliefert werden.

Verwendung der Daten

Die gesammelten Literaturangaben werden in einer Datenbank erfasst und mit dem Standort sowie mit den angewendeten Methoden oder untersuchten Organismen im Boden verknüpft.

Alle angeschriebenen Personen werden anschliessend auf die so entstandene Datenbank zugreifen und nach Organismengruppen und Regionen abfragen können. Gleichzeitig liefert diese Zusammenstellung Grundlagen zur Erfassung der Bodenbiodiversität im Rahmen der Biodiversitätsstrategie des Bundesamts für Umwelt BAFU und zur Erarbeitung von Bodenbioindikatoren im Rahmen der Nationalen Bodenbeobachtung NABO.

Bodenbiologische Untersuchungen in der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO)

Anna-Sofia Hug

Andreas Gubler, Franco Widmer, Hansrudolf Oberholzer, Reto Giulio Meuli

Agroscope Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH anna.hug@agroscope.admin.ch

Beat Frey

Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL

Zielsetzung

Obwohl die Bodenorganismen für alle wichtigen Stoffkreisläufe in der Natur von zentraler Bedeutung sind, weiss man noch immer sehr wenig über die Zusammenhänge dieser komplexen und weitgehend unbekannten Welt im Boden. Wissensbedarf besteht vor allem zur Rolle der mikrobiellen Gemeinschaften für ökologische Schlüsselfunktionen, wie der Abbau von organischem Material, die Nährstoffverfügbarkeit oder der Abbau und die Immobilisierung von Schadstoffen. Berechnungen haben ergeben, dass sich in 10 Gramm Boden bis zu 10⁷ Bakterien- und Archaeenarten befinden können. Zudem wird vermutet, dass sehr seltene Arten den Hauptanteil dieser enormen Diversität ausmachen und dass diese leicht durch chemische Bodenbelastungen verschwinden können (Curtis et al. 2005).

Die Lebewesen im Boden reagieren sensibel auf Belastungen (z. B. Verdichtung, Schadstoffe, Düngung) und können frühzeitig Hinweise auf Veränderungen im System Boden liefern (Hartmann et al. 2014 und 2015). So ist es für die Nationale Bodenbeobachtung NABO von grossem Interesse, bodenbiologische Parameter routinemässig in ihr Messprogramm aufzunehmen. Dieser Auftrag ist auch durch Artikel 2a VBBo gegeben, nämlich Aussagen über die standorttypischen Lebensgemeinschaften machen zu können (VBBo, 1998). Weiter verlangt die Strategie Biodiversität Schweiz (SBS), dass «die Überwachung der Veränderung von Okosystemen, Arten und der genetischen Vielfalt [...] bis 2020 sichergestellt» sein soll (Strategisches Ziel 10; BAFU, 2012).

Tabelle 3: Messgrössen und Bestimmungsmethoden

Parameter	Bezeichnung	Einheit	Methode
Mikrobielle Biomasse ¹	Biomasse (SIR)	mg C _{mik} kg ⁻¹ TS	B-BM-HM*
Substratinduzierte Respiration			
Mikrobielle Biomasse ^{1,3}	Biomasse (FE)	mg C _{mik} kg ⁻¹ TS	B-BM-FE*
Chloroform-Fumigations-Extraktions-methode			
Basalatmung ^{1,3}	Basalatmung (BA)	mg CO ₂ -C kg ⁻¹ TS h ⁻¹	B-BA-IS*
DNS-Menge ^{2,3}	DNS-Menge	mg DNS kg-1 TS	PicoGreen
pH-Wert ⁴	pH-Wert		pH CaCl ₂
C/N-Verhältnis ⁴	C/N		Trockenveraschung
Raumgewicht Feinerde ⁴	RG FE	g cm ⁻³	
Wassergehalt Feinerde ⁴	WG FE	Gewichts-%	gravimetrisch
Bodentemperatur (-5 cm, -15 cm) ⁴	B.temp.	C°	
Lufttemperatur ⁴	L.temp	C°	

¹ Messungen durch H. R. Oberholzer (Acker- und Graslandstandorte), 2 Messungen durch F. Widmer (Acker- und Graslandstandorte),



³ Messungen durch B. Frey (Waldstandorte), 4 Messungen durch NABO (Acker-, Grasland-, Waldstandorte)

^{*} Referenzmethoden der Eidg. Landw. Forschungsanstalten (FAL, FAW, RAC, 1998)

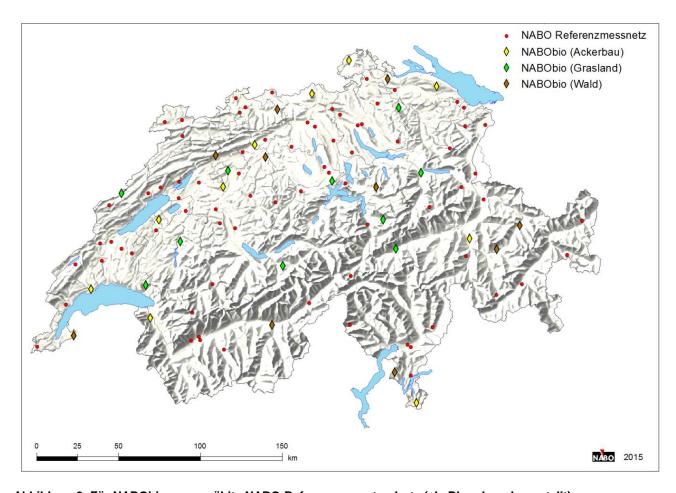


Abbildung 9: Für NABObio ausgewählte NABO-Referenzmessstandorte (als Rhomben dargestellt)

Basierend auf nationalen und internationalen Empfehlungen (Schwab et al. 2006; Oberholzer et al. 2007; Kibblewhite et al. 2008) startete die NABO im Jahr 2012 das Teilprojekt NABObio und begann an 30 Standorten bodenbiologische Parameter zu messen (Abb. 9, Tab. 3). Im Rahmen von NABObio sollen an diesen NABO-Standorten Aussagen über den Zustand bodenbiologischer Eigenschaften gemacht und die erforderlichen methodischen Kriterien für eine Dauerbeobachtung weiter überprüft und festgelegt werden. Die klassischen mikrobiologischen Bestimmungsmethoden werden dabei durch die sich rasch entwickelnde molekulargenetische Analytik ergänzt. Die enormen Fortschritte dieser Technologie eröffnen neue Möglichkeiten in der Erforschung der Diversität von Bodenorganismen und deren Funktionen. Zudem werden wichtige Bodeneigenschaften wie der pH-Wert und das C/N-Verhältnis gemessen.

Neben den chemischen Bodeneigenschaften werden auch der gravimetrische Wassergehalt der feldfrischen Proben und das Raumgewicht Feinerde (Trockensubstanz Feinerde pro Volumeneinheit, RG FE) bestimmt (Tab. 3). Damit kann die Vergleichbarkeit der beobachteten Boden-Trockenmasse und die Vergleichbarkeit des Bodenzustandes (Wassergehalt) zwischen den Erhebungen sichergestellt werden. Im Feld aufgenommen werden auch die Boden- und Lufttemperatur und die aktuelle Fruchtfolge. Auffällige bodenbiologische Messergebnisse sollen mit den Messwerten dieser Begleitparameter umfassender interpretiert werden können. Um beurteilen zu können, ob es sich bei festgestellten zeitlichen Veränderungen der mikrobiologischen Werte um tatsächliche beziehungsweise umweltbedingte oder um vom Messsystem verursachte Veränderungen handelt, werden mit den feldfrischen Proben jeweils standortbezogene und tiefgekühlt (-20°C) gelagerte

Referenzproben der Ersterhebung mitgemessen.

NABObio ist eine Zusammenarbeit der Forschungsgruppen Nationale Bodenbeobachtung, Molekulare Ökologie (F. Widmer) und Bodenfruchtbarkeit/Bodenschutz (H. R. Oberholzer) von Agroscope sowie der Gruppe Rhizosphären-Prozesse (B. Frey) der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL (Tab. 3).

Ergebnisse der ersten drei Erhebungsjahre zeigen, dass die unterschiedlichen Landnutzungsgruppen (Ackerbau, Grasland und Wald) die bodenbiologischen Parameter beeinflussen. Dabei weisen die Ackerstandorte tiefere Werte auf als Graslandstandorte. Dies konnte auch in anderen Studien und Bodendauerbeobachtungsprogrammen nachgewiesen werden (Rutgers et al. 2009; Griffiths et al. 2011; Dequiedt et al. 2011). Waldstandorte hingegen zeigen ein weites Spektrum von hohen und tieferen Biomassegehalten, welche zusätzlich mit einem weiten C/N-Verhältnis auf höhere mikrobielle Biomassen hindeuten als Graslandstandorte. Die Zusammenhänge zwischen den mikrobiologischen Werten, den Bodeneigenschaften, den klimatischen Bedingungen und der Bewirtschaftung sollen nun mit statistischen Auswertungen vertieft untersucht werden. Dabei interessiert, wie stark die Bodeneigenschaften, die klimatischen Bedingungen, aber auch die Bewirtschaftung die mikro- und molekularbiologischen Werte beeinflussen.

Mittels PCR-Amplifikation von spezifischen Markergenen und deren Sequenzierung wurde 2015 damit begonnen, die Zusammensetzung der Pilz- und Bakteriengemeinschaften der 30 NABObio-Standorte zu ermitteln. Basierend auf den Analysen der ersten vier Beobachtungsjahre kann die Zusammensetzung der standorttypischen Lebensgemeinschaften beschrieben werden. Diese Daten können zukünftig als Referenzwerte verwendet werden, um den Zustand der Bodenbiodiversität beurteilen zu können. Die molekularbiologische Analytik stellt

somit bei der Erfüllung des Auftrages, der durch die VBBo (Art. 2a; VBBo, 1998) und die Strategie Biodiversität Schweiz (Strategisches Ziel 10; BAFU, 2012) gegeben ist, ein zentrales Instrument dar.

Im Frühjahr 2016 werden die Standorte zum fünften Mal beprobt. Mit der Verlängerung der Zeitreihe und einer zunehmenden Menge an Messwerten können die Bandbreite von «natürlich» vorhandenen biologischen Bodeneigenschaften (Referenzwerte oder base lines) genauer eingegrenzt und damit weitere Messungen hinsichtlich einer Bedrohung der Bodenfruchtbarkeit besser beurteilt werden. Ab 2017 ist zudem geplant, die DNS von allen rund 100 NABOStandorten zu quantifizieren und analysieren.

Literatur:

BAFU, 2012: Strategie Biodiversität Schweiz. In Erfüllung der Massnahme 69 (Ziel 13, Art. 14, Abschnitt 5) der Legislaturplanung 2007 – 2011: Ausarbeitung einer Strategie zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität.

Curtis, T.P., Sloan, WT. (2005): Exploring Microbial Diversity – A Vast Below. Science 309: 1331–1333.

Dequiedt, S., Saby, N.P.A., Lelievre, M., Jolivet, C., Thioulouse, J., Toutain, B., Arrouays, D., Bispo, A., Lemanceau, R. und Ranjard, L., 2011: Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management. Global Ecol. Biogeogr. 20: 641–652.

Hartmann, M., Niklaus, P.A., Zimmermann, S., Schmutz, S., Kremer, J., Abarenkov, K., Lüscher, P., Widmer, F., Frey, B., 2014: Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction. The ISME Journal 8: 226–244.

Hartmann, M., Frey, B., Mayer, J., Mäder, P., Widmer, F., 2015:. Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. The ISME Journal 9: 1177–1194.

Griffiths, R.I., Thomson, B.C., James, Ph., Bell, Th., Bailey, M. und Whiteley, A.S., 2011: The bacterial biogeography of British soils. Environ. Microbiol. 13(6): 1642–1654.

Kibblewhite, M.G., Jones, R.J.A., Baritz, R., Huber, S., Arrouays, D., Micheli, E. and Stephens, M. (2008). ENVASSO Final Report Part I: Scientific and Technical Activities. ENVASSO Project (Contract 022713) coordinated by Cranfield University, UK, for Scientific Support to Policy, European Commission 6th Framewortk Research Programme.

Oberholzer, H.R., Scheid, S., Bonvicini, A., Müller, S., Brunner, H. und Schwab, P., 2007: Bodenmikrobiologische Kennwerte im NABO-Referenzmessnetz. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART. Zürich.

Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, J., van Eerkeren, N., de Goede, R.G.M., Jagers, G.A.J.M., Akkerhuis, O.P., van der Wal, A., Mulder, C., Brussaard, L. und Breure, M., 2009: Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. Eur. J. Soil Sci. 60: 820-832.

Schwab, P., Weisskopf, P., Oberholzer, H.R., Scheid, S. und Berli, M., 2006: Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften. Pilotprojekt LAZBO. Teil 4: Folgerungen, Empfehlungen und Ausblick für die Langzeitbeobachtung. Agroscope FAL Reckenholz. Zürich.

Schwab, P., Hug, A.S. und Oberholzer, H.R., in Vorb.: Langzeitbeobachtung von biologischen Bodeneigenschaften. Ergebnisse bodenmikrobiologischer Untersuchungen 2001-2006 im Projekt LAZBO - Schlussbericht. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.

VBB, BSA, 2009: Arbeitsgruppe Vollzug Bodenbiologie VBB. Arbeitshilfe zur Anwendung und Interpretation bodenbiologischer Parameter. Frick.



Die mikrobielle Diversität in Böden des KABO-Netzes: Das KABO-Mi-DiBo-Projekt

Franco Widmer

Molekulare Ökologie, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften, Agroscope franco.widmer@agroscope.admin.ch

Hintergrund

Der Boden hat vielfältige Funktionen, welche sich in Produktionsfunktion, Regulierungsfunktion, Lebensraumfunktion, Trägerfunktion, Rohstofffunktion und Archivfunktion einteilen lassen. Mindestens die ersten drei Funktionen haben eine direkte Verbindung zur Bodenbiologie, das heisst, zu den Organismen, welche im Boden leben. Es ist anerkannt, dass insbesondere Mikroorganismen wie Bakterien und Pilze eine wichtige Rolle bei den Bodenfunktionen spielen, da sie für Nährstoffzyklen, Bodenstruktur, Pflanzenernährung, Schadstoffabbau und so weiter von zentraler Wichtigkeit sind. Die Mikroorganismen stellen auch die diverseste Lebensform dar. In einem Gramm Boden können bis zu 10 Milliarden Mikroorganismen leben, welche 10 000 verschiedenen Arten angehören können. Die meisten dieser mikrobiellen Arten und deren Funktionen sind jedoch noch nicht detailliert beschrieben. Weiterhin ist anerkannt, dass die Bodenmikrobiologie, respektive die bodenmikrobiologische Diversität, Veränderungen des Zustandes des Habitats Bodens widerspiegelt und deshalb als sensitiver Indikator von Bodenqualitätsänderungen dienen kann. Um diesen Indikator im Bodenqualitätsmonitoring nutzen zu können, ist es wichtig, die für einen Habitattyp charakteristische mikrobielle Gemeinschaft, zu bestimmen, das heisst, die Habitatspezifität und die zeitliche Stabilität der mikrobiellen Diversität im Boden zu charakterisieren und zu definieren. Dies vor allem vor dem Hintergrund einer allgemeinen Bodenbeobachtung, welche darauf abzielt, Abweichungen eines Systems von der Baseline zu erfassen und so als basales Warnsystem zu dienen.

Ausgangslage

Von der Arbeitsgruppe Vollzug Bodenbiologie (VBB) wurde ein Projekt initialisiert, welches an verschiedenen Standorten der kantonalen Bodenbeobachtung (KABO) und der nationalen Bodenbeobachtung (NABO) das Mykorrhiza-Infektionspotential (MIP) untersucht hat. Dieses sogenannte KABO-MIP-Projekt hat von 154 Standorten Bodenproben und entsprechende DNS-Extrakte geliefert.

Ziel des KABO-MiDiBo Projektes

Das KABO-MiDiBo-Projekt hat das Ziel, die 154 DNS-Proben aus dem KABO-MIP-Projekt für die Erfassung der bodenmikrobiologischen Diversität zu nutzen. Dafür werden modernste Genanalysen für die pilzliche und bakterielle Diversität im Boden durchgeführt, welche die Artenvielfalt und -zusammensetzung (Gemeinschaftsstruktur) an den verschiedenen KABO-Standorten erfassen. Das Projekt wird im Jahr 2015 bearbeitet. Die Analysen und Auswertungen basieren auf modernster Bioinformatik und erfassen die mikrobiologische Diversität im Boden. Dies wird den direkten Vergleich der Datensätze aus den KABO- und NABO-Standorten (siehe Hug et al. S. 15) ermöglichen und viel breiter abgestützte Aussagen über die standorttypischen mikrobiellen Gemeinschaften in Schweizer Böden erlauben.

3. Forum Bodenbiologie in der Praxis

Messung der biologischen Aktivität am Dauerbeobachtungsstandort «Oberacker» anhand des Köderstreifentests

Sophie Campiche,

Émilie Grand, Caroline Gachet Aquillon, Nadzeya Homazava, Etienne Vermeirssen, Inge Werner, Benoît J.D. Ferrari

Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL (Ökotoxzentrum), Lausanne

sophie.campiche@centreecotox.ch

Claudia Maurer, Andreas Chervet, Wolfgang G. Sturny

Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern, Fachstelle Bodenschutz, Zollikofen Rodolphe Schlaepfer

Eidgenössische Technische Hochschule Lausanne (EPFL), Labor für Ökologische System (ECOS), Lausanne; Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Lausanne

Einführung

Bodenorganismen sind entscheidend für die Fruchtbarkeit des Bodens. Sie sind an zahlreichen wichtigen Prozessen und Funktionen beteiligt, so etwa am Abbau von organischem Material, am Nährstoffrecycling und an der Bildung und Erhaltung der Bodenstruktur. Physikalische oder chemische Beeinträchtigungen des Bodens haben unmittelbare Auswirkungen auf die Bodenorganismen. Der Einsatz von organismenbezogenen Methoden zur Identifikation und Quantifizierung solcher Beeinträchtigungen im Rahmen der Bioindikation ist daher für die Beurteilung der Bodenqualität von Vorteil.

Unter den verfügbaren Hilfsmitteln zur Bestimmung biologischer und ökologischer Organismenparameter bietet sich der Einsatz von Köderstreifen als einfache Methode zur in-situ-Messung der funktionalen Aspekte des Ökosystems Boden an. Dabei werden mit Köder befüllte PVC-Stäbchen vertikal in den Boden gesteckt. Der Abbau des Ködermaterials gibt Aufschluss über die gesamthafte Frassleistung (biologische Aktivität) der Bodenorganismen wie Regenwürmer, Enchyträen, Springschwänze und Milben

(von Törne, 1990; Kratz, 1998). Die Methode eignet sich zur Evaluation der Auswirkungen von Chemikalien auf den Boden (z. B. durch Vergleiche belasteter Standorte mit Referenzstandorten), aber auch zur langfristigen Beobachtung der biologischen Bodenqualität. Eine internationale ISO-Norm wird gegenwärtig ausgearbeitet (ISO, 2015). Anthropogene Beeinträchtigungen des Bodens (Verunreinigung, Verdichtung, Erosion) äussern sich in den meisten Fällen in einem Rückgang der Frassleistung der Bodenorganismen (Kula & Römbke, 1998; Filzek et al., 2004). Aber auch abiotische Faktoren wie die Bodenbeschaffenheit oder das Klima beeinflussen die Versuchsergebnisse. Temperatur und Bodenfeuchtigkeit beispielsweise haben nachweislich einen starken direkten Einfluss auf die Aktivität der Organismen (Larink & Kratz, 1994) und somit auf die Ergebnisse, was deren Interpretation erschwert. Über den Einfluss abiotischer Faktoren ist noch wenig bekannt, und es sind nur wenige Daten dazu verfüg-

Im Rahmen dieses Projekts wurde mithilfe des Köderstreifentests auf den Dauerbeobachtungsparzellen «Oberacker» am Inforama Rütti in Zollikofen (BE) die biologische



Aktivität der Bodenorganismen bei verschiedenen Direktsaatkulturen mit und ohne Anwendung von Glyphosat und bei zwei Düngungsvarianten verglichen. Zur Charakterisierung der Variabilität der Ergebnisse wurde die Bodenfeuchtigkeit mitberücksichtigt.

Material und Methode

Biologische Aktivität: Die Köderstreifenversuche auf den Direktsaat-Parzellen des Standorts «Oberacker» wurden 2011 in Kulturen von Mais (Frühling, vor und nach der Saat) und Wintergerste (Sommer-Herbst, nach der Saat) durchgeführt. Die beiden Kulturen wurden je zur Hälfte konventionell

nach GRUDAF (Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau) (Sinaj et al., 2009) beziehungsweise nach Kinsey (Kinsey & Walters, 2014) gedüngt, und dies mit und ohne Anwendung von Glyphosat (Toxer Total®, 360 g/l Aktivsubstanz (AS)). In jeder Kultur wurde die Frassleistung der Bodenorganismen zweimal gemessen, und zwar kurz nach (0-3 Wochen) beziehungsweise mehrere (3-9) Wochen nach der Anwendung von Glyphosat (Anwendungsmenge 5 l/ha bzw. 1800 g AS/ha). Insgesamt wurden somit 4 Versuchsvarianten getestet. Abb. 10 zeigt einen Überblick über die Varianten.

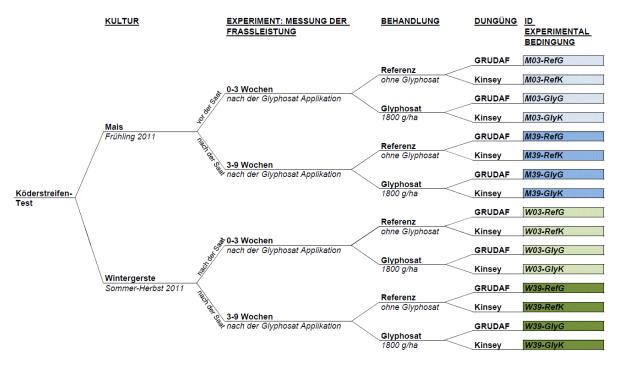


Abbildung 10: Köderstreifentests im Jahr 2011 auf zwei Direktsaat-Parzellen des Standorts «Oberacker» am Inforama Rütti in Zollikofen (BE) zur Messung der Frassleistung der Bodenorganismen in Mais- und Wintergerste bei unterschiedlicher Düngung und mit oder ohne Herbizidapplikation. Für jede Kultur wurde die Frassleistung innerhalb von 0 bis 3 Wochen nach der Applikation von Glyphosat («03») und zum zweiten Mal 3 bis 9 Wochen nach der Applikation («39») ermittelt.

Der Standort «Oberacker» ist gekennzeichnet durch eine tiefe, humose Braunerde; Der Oberboden ist ein sandiger Lehm (Chervet et al., 2001). Zur Messung der Frassleistung wurden Köderstreifen von Terra Protecta GmbH, Berlin, Deutschland (www.terra-protecta.de) verwendet. Die 16 cm langen Stäbchen aus PVC mit je 16 Löchern wurden mit einer Mischung aus

Zellulose, Weizenkleie und Aktivkohle im Verhältnis 70:27:3 befüllt. Sie wurden vertikal in den Boden gesteckt und während 1 bis 3 Wochen – abhängig von den verschiedenen landwirtschaftlichen Arbeiten, die auf den Parzellen durchgeführt wurden - am Ort belassen. Für jede Versuchsvariante wurden insgesamt 64 Köderstreifen verwendet. Diese waren in 4 Blöcken (Wiederholungen) mit je 16 Stäbchen auf einer Fläche von 30 × 30 cm angeordnet (Abb. 11). Am Ende des Versuchs wurde die Frassleistung anhand der an- oder leergefressenen Löcher pro Stäbchen ermittelt, d. h. die Anzahl der von den Bodenorganismen gefressenen Köder wurde gezählt. Die Frassleistung wird durch den prozentualen Anteil der gefressenen Köder ausgedrückt. In anderen Worten: Sie beträgt 100 %, wenn sämtliche Löcher eines Streifens weggefressen sind. Für die Auswertung der Versuchsvarianten wurden die Gesamtfrassleistung (GFL), aller 64 Köderstreifen pro Variante berechnet, sowie deren Verteilung (VFL) in den obersten 8 cm des Bodens. Zuletzt wurden die Werte für die durchschnittliche tägliche Gesamt-Frassleistung (GFLt) sowie die tägliche Verteilung der Frassleistung(VFLt) berechnet, um einen Vergleich der verschiedenen Versuche zu ermöglichen.

Physikalisch-chemische Parameter: Ergänzend zum Köderstreifentest wurden für jede Versuchsbedingung Bodenproben bis in eine Tiefe von 10 cm entnommen, um die physikalisch-chemischen Bodenparameter zu bestimmen, insbesondere die Bodenfeuchtigkeit (gravimetrisch, 105 °C) und die Glyphosat-Konzentration. Die in den Bodenproben vorhandenen Glyphosat-Rückstände wurden gemäss der von Ibanez et al. (2005) entwickelten Methode analysiert. Die Bodenproben wurden während 96 Stunden luftgetrocknet (20 °C) und auf 2 mm gesiebt. Anschliessend wurde mit 0.6 M KOH extrahiert und mit Fluorenymethyloxycarbonylchlorid (Fmoc-Cl) in einem Boratpuffer derivatisiert. Der Nachweis erfolgte mittels Flüssigkeitschromatografie kombiniert mit Tandem-Massenspektrometrie mit Elektrospray-Ionisation (LC-MS/MS).



Abbildung 11: senkrecht in den Boden gesteckte Köderstreifen zur Messung der biologischen Aktivität der Organismen in den obersten 8 cm des Bodens in Mais- (a) und Wintergerstekulturen (b).

Resultate und Diskussion

Glyphosat-Konzentration im Boden: Die chemischen Analysen zeigten, dass Glyphosat nicht nur im Boden der mit dem Herbizid behandelten Mais- und Wintergerstekulturen, sondern in geringerem Masse auch in den unbehandelten Flächen vorhanden war. Abb. 12 gibt Aufschluss über die in den Bodenproben nachgewiesenen Glyphosat-Konzentrationen. Die höchste Glyphosat-Konzentration (AS) wurde bei der Maiskultur gemessen, und zwar in den Proben, die wenige Stunden nach der Applikation des Herbizids entnommen wurden. Die gemessenen Konzentrationen betrugen 1.6 mg/kg Boden Trockensubstanz (TS) am Standort M-GlyK (Code siehe Abb. 10) und 1.2 mg/kg Boden TS am Standort M-GlyD

(Abb. 12a). Bis 39. Tage nach der Applikation von Glyphosat hatten sich die Konzentrationen halbiert und lagen an beiden Standorten bei rund 0.7 mg/kg Boden TS. Tomlin (2000) schätzt die durchschnittliche Halbwertszeit (DT50) von Glyphosat unter Feldbedingungen auf 3 bis 174 Tage. Die gemessenen Werte befinden sich in diesem Bereich. Bei der Wintergerste zeigten die am Tag nach der Herbizidapplikation entnommenen Proben tiefere Glyphosat-Konzentrationen als beim Mais, in der Grössenordnung von 0.4 mg/kg Boden TS (Abb. 12b). Ein Grund dafür könnte eine im Vergleich zur Maiskultur dickere Mulchschicht der Vorkultur Ackerbohne gewesen sein, die das Verlagern des Herbizids in den Boden erschwert haben mag. Ferner zeigte sich, dass die unmittelbar nach der Anwendung im Boden gemessenen Glyphosat-Konzentrationen im Bereich der (durch Modelle) vorausgesagten Konzentrationen in der Umwelt (Initial Predicted Environmental Concentration, initial PEC) lagen. Diese werden nach einmaliger Anwendung auf 0.3

bis 2.4 mg/kg Boden TS geschätzt und ausgehend vom FOCUS-Modell (Forum for the coordination of pesticide fate models and their use) (FOCUS, 2006) berechnet. Auch in den Bodenproben der nicht mit Glyphosat behandelten Referenzflächen beider Kulturen wurden schwache Glyphosat-Konzentrationen zwischen 0.004 und 0.06 mg /kg Boden TS gemessen (Abb. 12a und 12b). Diese rühren wahrscheinlich von früheren Glyphosat-Applikationen her, auch wenn diese auf den fraglichen Parzellen mehr als 2 Jahre zurückliegen. Geht man von der höchsten für Glyphosat erwähnten Halbwertszeit aus, ist es durchaus möglich, dass nach der gegebenen Zeitspanne noch geringe Mengen des Herbizids nachgewiesen werden können. Auch 27 Monate nach der Applikation können noch Glyphosat-Mengen von 0.08 % der ursprünglichen Konzentration nachgewiesen werden. Im vorliegenden Fall entspräche dies einer Konzentration von 0.001 mg/kg Boden TS (Simonsen et al., 2008.)

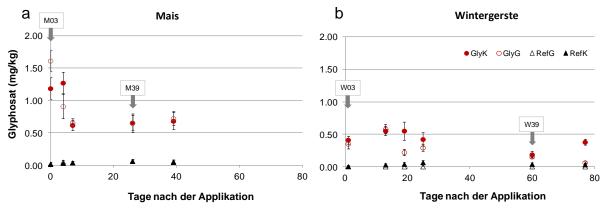


Abbildung 12: Gemessene Glyphosatkonzentrationen (mg/kg Boden TS; Mittelwert ± Standardabweichung) in Bodenproben, die unmittelbar nach sowie zu verschiedenen Zeitpunkten nach der Applikation in den vier Versuchsvarianten entnommen wurden. GlyK = mit Glyphosat behandelte und nach Kinsey gedüngte Fläche; GlyG = mit Glyphosat behandelte und nach GRUDAF gedüngte Fläche; RefG = nicht behandelte, nach GRUDAF gedüngte Referenzfläche; RefK = nicht behandelte, nach Kinsey gedüngte Referenzfläche. Der Beginn der Köderstreifen-Versuche ist jeweils mit Pfeilen gekennzeichnet.

Auf Bodenlebewesen, wie z.B. Eisenia fetida (eine Regenwurmart), Hypoaspis aculeifer (eine Milbenart) und Folsomia candida (eine Springschwanzart) konnte bei Konzentrationen bis zu 473 mg/kg Boden TS für die Fortpflanzung unter Laborbedingungen genannt kein negativer Effekt nachgewiesen werden (Glyphosate RAR, 2013). Die gemessenen Glyphosat-Konzentrationen (MEK) in den beiden Kulturen liegen somit in unserem Fall deutlich unter den unter konventionellen Laborbedingungen erhaltenen Toxizitätswerten. Eine signifikante Verringerung der Anzahl juveniler Regenwürmer von Eisenia andrei wurde iedoch beobachtet, wenn diese in Bodenproben Glyphosat-Konzentrationen von weniger als 0.05 mg/kg ausgesetzt waren (Casabé et al. 2007).

Gesamt-Frassleistung: Mit Hilfe dieses Köderstreifen-Tests konnte bei allen Versuchsvarianten eine biologische Aktivität der Bodenorganismen gemessen werden. Die Resultate belegen grosse Unterschiede zwischen den vier Versuchsvarianten. Über alle Varianten hinweg lag die GFLt (Abb. 13) zwischen 0,26 % (M39-RefK) und 5,44 % (M03-RefG). Diese beiden Werte wurden in einem Abstand von mehreren Wochen in der Maiskultur auf den Referenzflächen gemessen. Ein Vergleich der in verschiedenen Zeitfenstern bleibt schwierig, denn die Frassleistung wird massgeblich durch die Witterungsverhältnisse und insbesondere durch die Bodenfeuchte und -temperatur beeinflusst. Derzeit existieren für Köderstreifen-Tests noch keine Referenzwerte in Bezug auf abiotische Faktoren sowie auf Bodentyp und -nutzung. Die am Standort "Oberacker" festgestellten GFLt-Werte liegen indessen im Bereich der im Rahmen anderer europäischer Untersuchungen auf Ackerflächen beobachteten Grössenordnung (Graenitz & Bauer, 2000; Larink & Sommer, 2002).

In den drei Wochen nach der Applikation von Glyphosat wurde zwischen den Referenzflächen und den Herbizid-behandelten sowohl beim Mais als auch bei der Wintergerste kein signifikanter Unterschied der GFLt festgestellt (Abb. 13a und 13c). Drei bis neun Wochen nach der Glyphosat-Applikation hingegen wurden bei beiden Kulturen zwischen behandelten Flächen und Referenzflächen signifikante Unterschiede in der täglichen Gesamt-Frassleistung beobachtet

(Abb. 13 b und 13 d). Allerdings konnte keine versuchsübergreifende Kohärenz festgestellt werden. Beim Mais wurden Unterschiede auf den nach Kinsey gedüngten Flächen festgestellt, nicht aber auf den nach GRUDAF gedüngten: Auf der Referenzfläche war die Frassleistung signifikant tiefer als auf der mit Glyphosat behandelten Fläche (Abb. 13b). Umgekehrt verhält es sich bei der Wintergerste: Auf der nach GRU-DAF gedüngten Referenzfläche wurde eine höhere Frassleistung gemessen als auf der entsprechenden Glyphosat-Fläche. Zwischen den nach Kinsey gedüngten Flächen konnte kein Unterschied in der Frassleistung zwischen behandelt und unbehandelt festgestellt werden (Abb. 13d). Ferner vermögen die gemessenen Glyphosat-Konzentrationen (Abb. 12) die unterschiedliche Frassleistung bei den verschiedenen Versuchsbedingungen nicht zu erklären. Die Gesamtheit der Ergebnisse deutet darauf hin, dass gewisse Wirkungen möglicherweise durch andere Faktoren – beispielsweise die Feuchtigkeit – maskiert werden konnten.

Bei anderen Studien mit Köderstreifen-Tests und Glyphosat-Applikation in der Landwirtschaft zeigten sich vergleichbare Ergebnisse wie bei unserer Untersuchung. So wurde einerseits ein signifikanter Rückgang der Frassleistung nach einer ungefähr siebenwöchigen Exposition (1440 g/ha, Soja) (Casabé et al., 2007), und andererseits ein signifikanter Anstieg der Frassleistung acht bis zehn Wochen nach der Applikation des Herbizids (1080 g /ha, Reben) (Reinecke et al., 2002) dokumentiert. Beim Vergleich der beiden getesteten Düngungsvarianten zeigten sich keine signifikanten Unterschiede in der GFLt für die vier Versuchsvarianten.



0-3 Wochen nach Anwendung 3–9 Wochen nach Anwendung b а Mais * (p<0.05) С d * (p<0.05) 6 Wintergerste GFL (%) PelC CHG Perc CHE

Abbildung 13: Tägliche Gesamt-Frassleistung (tGFL) der Bodenorganismen in den vier durchgeführten Köderstreifentest-Varianten (Durchschnitt ± Standardabweichung; n=64). a) Mais 0 bis 3 Wochen nach Applikation von Glyphosat, b) Mais 3 bis 9 Wochen nach Applikation von Glyphosat, c) Wintergerste 0 bis 3 Wochen nach Applikation von Glyphosat, d) Wintergerste 3 bis 9 Wochen nach Applikation von Glyphosat. GlyK = mit Glyphosat behandelte Fläche (5 l/ha, Toxer Total®, 360 g/l Aktivsubstanz) mit Düngung nach Kinsey; GlyG = mit Glyphosat behandelte Fläche (5 I/ha, Toxer Total®, 360 g/l Aktivsubstanz) mit Düngung nach GRUDAF; RefG = nicht behandelte Referenzfläche mit Düngung nach GRUDAF; RefK = nicht behandelte Referenzfläche mit Düngung nach Kinsey; *statistisch unterschiedlich, Kruskal-Wallis-und Dunn-Post-hoc-Test

Verlauf der biologischen Aktivität: Abb. 14 zeigt die Frassleistung in den obersten 8 cm für die vier verschiedenen Versuchsvarianten. Ausser bei Mais unmittelbar nach der Anwendung von Glyphosat (M03, Abb. 14a) waren bei den andern Versuchsvarianten ungeachtet von Herbizid- und Düngungseinsatz - keine Unterschiede in der täglichen Frassleistung in den verschiedenen Bodenschichten (Abb. 14b, 14c und 14d) feststellbar. Beim Versuch M03 hingegen war die Frassleistung der Bodenorganismen in den obersten Bodenschichten höher (durchschnittlich 7.5 % in 0,5-1,5 cm Tiefe) als in den tieferen Schichten (2.6 % in 7-8 cm Tiefe) (Abb. 14a). Dieser hyperbelförmige Profil-Verlauf ist charakteristisch für die Frassaktivität der Bodenorganismen in den obersten 8 cm des Bodens und wurde in zahlreichen Untersuchungen beobachtet (Graenitz & Bauer, 2000; Filzek et al., 2004; Römbke et al., 2006). Eine Veränderung des Profilverlaufs scheint auf Bodeneingriffe

hinzuweisen und wird häufig mit einer verminderten biologischen Aktivität in Verbindung gebracht (Sturm et al., 2002; Filzek et al., 2004). Der als erster durchgeführte Köderstreifen-Test (M03, Abb. 14a) ist der einzige der vier Varianten, bei dem sechs Monate vor Versuchsbeginn, abgesehen von der Düngung, keinerlei Feldarbeiten (Ernte, Saat oder Pflugeinsatz in der angrenzenden Parzelle) durchgeführt worden waren. Zudem wurde hier in den oberen Bodenschichten (0-5 cm) eine im Vergleich zu den tieferen Schichten (5-10 cm) leicht höhere Feuchtigkeit gemessen, was bei den anderen Versuchsvarianten nicht der Fall war. Die sich zersetzenden Gründüngungspflanzen auf den M03-Flächen könnten auch eine grössere Zufuhr von organischem Material bewirkt haben als bei den anderen Varianten.



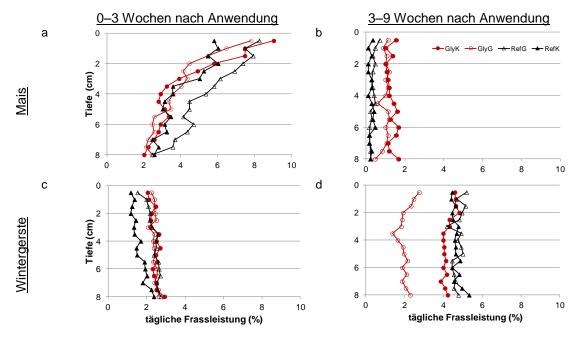


Abbildung 14: Profilverlauf der täglichen Frassaktivität der Organismen in den obersten 8 cm des Bodens für die verschiedenen Versuchs-Varianten. Die Werte entsprechen dem Durchschnitt der Frassleistung an 64 Köderstreifen für jede Tiefe (die Standardabweichungen sind zur besseren Lesbarkeit der Grafik nicht abgebildet). a) Mais 0 bis 3 Wochen nach Anwendung von Glyphosat, b) Mais 3 bis 9 Wochen nach Anwendung von Glyphosat, c) Wintergerste 0 bis 3 Wochen nach Anwendung von Glyphosat, d) Wintergerste 3 bis 9 Wochen nach Anwendung von Glyphosat. GlyK = mit Glyphosat behandelte Fläche (5 I/ha, Toxer Total®, 360 g/l Aktivsubstanz) und Düngung nach Kinsey; GlyG = mit Glyphosat behandelte Fläche (5 I/ha, Toxer Total®, 360 g/l Aktivsubstanz) und Düngung nach GRUDAF; RefG = nicht behandelte Referenzfläche mit Düngung nach GRU-DAF; RefK = nicht behandelte Referenzfläche mit Düngung nach Kinsey.

Einfluss der Bodenfeuchtigkeit: Zwischen den verschiedenen Versuchsvarianten wurden grosse Unterschiede in der Bodenfeuchte festgestellt. Die gemessenen Werte variieren zwischen 9 bis 25 %. Auch dieser Faktor könnte die Frassleistung der Bodenorganismen beeinflusst haben. Deshalb wurden die Bodenfeuchte-Messwerte in die Auswertung integriert. Abb. 15 zeigt die Beziehung zwischen den beiden Parametern. Bodenfeuchte und Frassleistung korrelieren positiv: Die GFLt der Organismen steigt mit zunehmender Bodenfeuchte deutlich an. Dies entspricht den Befunden anderer Untersuchungen mit dem Köderstreifen-Test (Larink, 1993; Filzek et al., 2004; Simpson et al., 2012). In der Tat nimmt die Aktivität der Bodenorganismen bei ungünstigen Feuchtigkeitsbedingungen in der Regel ab; so nimmt zum Beispiel bei verringerter Bodenfeuchte die Abundanz von epigäischen und endogäischen Organismen signifikant ab (Eggleton et al., 2009).

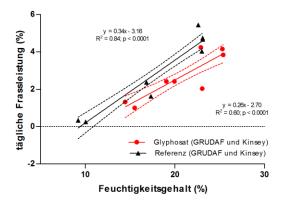


Abbildung 15: Beziehung zwischen Bodenfeuchte und täglicher Frassleistung der Bodenorganismen auf Referenzflächen ohne Herbizidanwendung (schwarze Dreiecke) und Flächen mit Glyphosatapplikation (rote Kreise) (Durchschnittswerte bei n=64 für die Frassleistung und n=3 für die Feuchtigkeit). Die gestrichelten Linien zeigen das Vertrauensintervall von 95 % für die linearen Regressionen.

Wird die Bodenfeuchte beim Vergleich der Frassleistung auf behandelten und unbehandelten Flächen mitberücksichtigt, so

lässt sich feststellen, dass Glyphosat bei einer Bodenfeuchte von mehr als 15 % tendenziell eine Verringerung der biologischen Aktivität der Bodenorganismen bewirkt (Abb. 15).

Fazit und Ausblick

Der Einsatz von Köderstreifen ist eine rasche und einfache Methode, um sich einen ersten Eindruck über die biologische Aktivität der Bodenorganismen zu verschaffen. Zusätzlich zur Gesamteinschätzung ermöglicht es die Methode, die Veränderung der Frassleistung im Profilverlauf bis in eine Bodentiefe von etwa 10 cm zu messen. Dies liefert in der Regel aussagekräftige Zusatzinformationen über Beeinträchtigungen des Bodens. Im Rahmen dieser Studie wurden auf den untersuchten Flächen am Standort "Oberacker" ziemlich unterschiedliche biologische Aktivitäten festgestellt. Diese sind zum Teil auf zeitliche Unterschiede und Umwelteinflüsse (Bodenfeuchte) zurückzuführen, stehen aber auch in Zusammenhang mit dem verwendeten Herbizid. Die Eichung der Resultate von in-Situ-Tests als Funktion der Umweltparameter ermöglicht eine bessere Interpretation der biologischen Daten und erleichtert die Unterscheidung zwischen anthropogenen Einflüssen und Umweltbedingungen. In Zukunft sollten ergänzende Untersuchungen durchgeführt werden, um den Einfluss der Bodenfeuchte auf die Ergebnisse bei Köderstreifen-Tests näher zu bestimmen. Damit liesse sich die Aussagekraft der Testergebnisse stärken.

Auch die potenzielle Toxizität von Glyphosat und anderen Substanzen sollte in diesem Zusammenhang vertieft untersucht werden. In der Tat ist noch wenig darüber bekannt, wie sich Glyphosat beispielsweise unter Feuchtigkeits- und Temperatureinfluss im Boden verhält. Dieses Verhalten könnte sich ebenfalls auf die Bodenorganismen auswirken.

Literatur:

Casabé, N., Piola, L., Fuchs, J., Oneto, M. L., Pamparato, L., Basack, S., Giménez, R., Massaro, R., Papa, J. C., Kesten, E. (2007). Ecotoxicological Assessment of the Effects of Glyphosate and Chlorpyrifos in an Argentine Soya Field. Journal of Soils and Sediments 7 (4) 232-239.

Chervet, A., Maurer, C., Sturny, W. G., Müller, M. (2001). Pratique du semis direct en grandes cultures: effets sur la structure du sol. Revue suisse d'agriculture 33(1): 15-19.

Eggleton P., Inward K., Smith J., Jones D., Sherlock E. (2009). A six year study of earthworm (lumbricidae) populations in pasture woodland in southern England shows their responses to soil temperature and soil moisture. Soil Biology & Biochemistry 41(9): 1857-

Filzek, P. D. B., Spurgeon, D. J., Broll, G., Svendsen, C., Hankard,, P. K., Parekh, N., Stubberud, H. E., Weeks, J. M. (2004). Metal effects on soil invertebrate feeding: Measurements using the bait lamina method. Ecotoxicology, 13, 807-816.

FOCUS. (2006). Guidance Document on Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration. The Final Report of the Work Group on Degradation Kinetics of FOCUS.

Glyphosate RAR. (2013). Renewal Assessment Report. Volume 3. Annex B.9 "Ecotoxicology". Rapporteur Member State assessment reports submitted for the EU peer review of active substances used in plant protection products. European Food Safety Authority. Graenitz, J., Bauer, R., (2000). The effect of fertilization and crop rotation on biological activity in a 90 year long-term experiment. Die Bodenkultur – Journal for Land Management, Food and Environment, 51(2), 99-105.

Ibanez, M., Pozo, O., Sancho, J. V., Lopez, F., Hernandez, F. (2005). Residue determination of glyphosate, glufosinate and aminomethylphosphonic acid in water and soil samples by liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry. Journal of Chromatography A, 1081, 145-155.

ISO (2015). International Organisation for Standardisation. Soil quality -- Method for testing effects of soil contaminants on the feeding activity of soil dwelling organisms -- Bait-lamina test. ISO/FDIS 18311. Geneva, Switzerland.

Kinsey, N., Walters C. (2014). Neal Kinseys Hands-on Agronomy. Der etwas andere Blick auf Bodenfruchtbarkeit und Düngung. Bayer Handelsvertretung, York-Th. Bayer, Berlin.

Kratz, W. (1998). The Bait-Lamina Test - General Aspects, Applications and Perspectives. Environmental Science and Pollution Research, 5, 94-96.

Kula, C., Römbke, J. (1998). Evaluation of soil ecotoxicity test with functional endpoints for risk assessment of plant protection products: State of the art. Environmental Science and Pollution Research, 5, 94-96.

Larink, O. (1993). Bait lamina as a tool for testing the feeding activity of animals in contaminated soils. In Donker, M.H., Eijsackers, H. and F. Heimbach, F. (eds): Ecotoxicology of Soil Organisms, pp. 339-345. Lewis Publishers, Boca Raton, Fl, USA.

Larink, O., Kratz, W. (1994). Bait lamina workshop in Braunschweig - a summing up. Braunschweiger Naturkundliche Schriften, 4, 647-651.

Larink, O., Sommer, R. (2002). Influence of coated seeds on soil organisms tested with bait lamina. European Journal of Soil Biology 38, 287-290.

Reinecke, A. J., Helling, B., Louw, K., Fourie, J., Reinecke, S. A. (2002). The impact of different herbicides and cover crops on soil biological activity in vineyards in the Western Cape, South Africa. Pedobiologia 46, 475-484.

Römbke, J., Höfer, H., Garcia, M. V. B., Martius, C. (2006). Feeding activities of soil organisms at four different forest sites in Central Amazonia using the bait lamina method. Journal of Tropical Ecology, 22: 313-320.

Simonsen, L., Fomsgaard, I. E., Svensmark, B., Spliid, N. H. (2008). Fate and availability of glyphosate and AMPA in agricultural soil. Journal of Environmental Science and Health Part B, 43, 365-375.

Simpson, J. E., Slade, E., Riutta, T., Taylor, M. E. (2012). Factors Affecting Soil Fauna Feeding Activity in a Fragmented Lowland Temperate Deciduous Woodland. PLoS ONE 7(1): e29616. doi:10.1371/journal.pone.0029616.

Sinaj, S., Richner, W., Flisch, R., Charles, R. (2009). Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages (DBF-GCH). Revue suisse d'agriculture 41(1), 1-98

Sturm, J. R. M., Sturm, M., Eisenbeis, G. (2002). Recovery of the biological activity in a vineyard soil after landscape redesign: A three-year study using the baitlamina method. Vitis 41(1), 43-45.

Tomlin CDS, editor (2000). The pesticide manual: a world compendium. 12th ed. Croydon: British Crop Protection Council.

Von Törne, E. (1990). Assessing feeding activity of soil-living animals. Pedobiologia, 34, 89-101.



Einfluss des Einsatzes von Regenwürmern auf einem rekultivierten **Boden ohne A-Horizont**

Gerhard Hasinger

bio-conseil.ch sàrl, Pringy g.hasinger@bio-conseil.ch

Roxane Kohler-Milleret, Séverine Didier Claire Le Bayon

Université de Neuchâtel, Laboratoire d'écologie fonctionnelle claire.lebayon@unine.ch

Einführung

Der Boden ist eine knappe und sehr begehrte Ressource, dies gerade in der dicht besiedelten Schweiz mit ihrer hoch entwickelten Infrastruktur. Immer öfter wird der Boden von Menschen verändert und durch den Bau von Strassen, Industrieanlagen und Siedlungen definitiv versiegelt oder vorübergehend abgetragen, sei es für kurze Zeit (Bau von Gas-, Wasser-, Glasfaserleitungen usw.) oder für längere Zeit (Nutzung des Untergrundes, Kiesabbau usw.). Eine Verschmutzung durch Schadstoffe -wie kürzlich im Wallis durch grosse Mengen von Quecksilber – kann eine Abtragung des Bodens erforderlich machen, damit die Deckschicht behandelt oder entsorgt werden kann. In den genannten Fällen können grossflächige Lücken im A-Horizont der Bodendecke entstehen.

Vor diesem Hintergrund stellen sich mehrere Fragen:

- Wie lange dauert es, bis sich der Boden von einer derartigen Schädigung erholt?
- Welche Faktoren beeinflussen diesen Prozess, und wie?
- Wie kann die Revitalisierung des Bodens gefördert werden?

Diese Fragen wurden teilweise zwischen 2005 und 2010 in einer ehemaligen Kiesgrube der Firma Toggenburger AG in der Nähe von Winterthur untersucht. Die Kiesgrube war mit Material des Horizonts B eines Braunerdebodens aufgefüllt worden.

Ein Horizont A wurde jedoch nicht aufgebracht.

Das Hauptziel der Arbeit war eine Biostimulation zu bewirken durch die Einbringung von Regenwürmern kombiniert mit Gaben von organischem Material, um die Wiederherstellung eines A-Horizonts zu begünstigen. Die Untersuchung wurde von der Hypothese geleitet, dass Regenwürmer als «Ökosystem-Ingenieure» durch Bioturbation die Entstehung eines A-Horizonts beschleunigen, indem sie organisches Material einbauen, Bodenaggregate bilden und Gänge graben.

Vier Forschungsfragen wurden formuliert: F1: Können die auf einer Fläche ohne A-Horizont eingebrachten Regenwürmer überleben?

F2: Falls ja, breiten sich die Regenwürmer aus und kolonisieren sie die Umgebung der inokulierten Zonen?

F3: Hängt der Kolonisationserfolg vom Inokulationsaufwand (d. h. 2 % oder 4 % der Fläche) ab?

F4: Sind die Regenwürmer in der Lage, einen A-Horizont zu bilden und so die Fruchtbarkeit des Bodens zu verbessern?

Material und Methoden

Lage und Chronologie: Die Parzelle «Grossacker» liegt in der Gemeinde CH-8404 Stadel in der Nähe von Winterthur im Kanton Zürich (Koordinaten: 700380/265380; Abb. 16). Sie wird an drei Seiten durch Ackerflächen und an einer Seite durch eine



Autobahnböschung begrenzt. Die Gesamtfläche beträgt rund 1.1 ha.



Abbildung 16: Parzelle «Grossacker», Gemeinde Stadel (ZH)

Tabelle 4: Bewirtschaftung und Eingriffe 1984-

2012	
Zeitraum	Bewirtschaftung/Versuche
1984– 2004	Kiesabbau durch Firma Toggenburger AG
Sommer 2005	Ausbringen von Material des B-Horizonts einer Braunerde und danach von 66 Tonnen Kompost. Aussaat von OH Dormal. 2 Schnitte pro Jahr, das Schnittgut wird liegengelassen.
Sommer 2006	Voruntersuchungen im Hinblick auf die Versuchsanordnung
Mai 2007	Untersuchung und Vorbereitung der Parzelle; Einbringen von 2640 Regenwürmern
2007– 2010	Versuchserhebungen: Regenwurmpo- pulationen, Vegetation und Boden
Oktober 2011	Aussaat von Winterweizen; Übergabe der Parzelle an den Landwirt
Juli 2012	Weizenernte

Versuchsprotokoll: Die Parzelle wurde in 9 Teilparzellen von je 25×15 m unterteilt (Abb. 17). V1, V2 bezeichnen Flächen, die zu 4 % beziehungsweise zu 2 % inokuliert wurden. Mit T bezeichnete Flächen sind Kontrollflächen, die nicht inokuliert wurden. Jede Behandlung wurde in drei Replikaten (a, b und c) getestet. Die 9 Teilflächen wurden wiederum in 3 mal 5 Quadrate von 5x5 m unterteilt, die mit Koordinaten bezeichnet wurden (Cx,y). Jedes dieser Quadrate wurde in 25 Elemente (Ex,y) von 1x1 m

unterteilt. Das zentrale Element E3,3, welches inokuliert werden sollte, wurde mit «ci» kodiert.

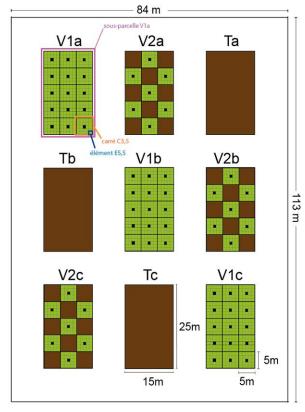


Abbildung 17: Unterteilung der Parzelle und unterschiedliche Behandlungen (V1, V2, T) mit Replikaten (a, b, c). Die schwarzen Punkte in der Mitte der Quadrate (ci) bezeichnen die mit Regenwürmern inokulierten Zonen.

Biostimulationsversuch: Insgesamt 66 Elemente (ci) im Zentrum der Quadrate wurden 20 cm tief ausgehoben. Das Loch wurde mit einer Mulchschicht und anschliessend mit Humus aufgefüllt. Danach wurden Regenwürmer eingebracht, die gemäss der Methode von Lawrence & Bowers (2002) in einer benachbarten Wiese entnommen und visuell in 2 ökologische Kategorien (endogäisch und anektisch) eingeteilt worden waren. In jedes der 66 Elemente wurden insgesamt 40 Regenwürmer (4 anektische und 36 endogäische) eingebracht (Abb. 18, 19 und 20). Je nach Behandlungsart wurden 4 % beziehungsweise 2 % der Fläche der Teilparzellen V1 und V2 inokuliert.



Abbildung 18: visuelle Identifikation und Kategorisierung der Regenwürmer. In jedem Becken befinden sich 40 Individuen.



Abbildung 19: Verteilung der Becken auf die Inokulationszonen ci.



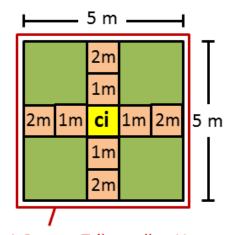
Abbildung 20: Inokulation mit Regenwürmern.

Durchgeführte Erhebungen

Erhebung 1: Zur Beantwortung der Frage F1 (Überleben der Regenwürmer auf einer Fläche ohne A-Horizont) wurde anhand der oberirdischen Ausscheidungen (Kothäufchen) die Aktivität der Regenwürmer bestimmt. Um eine möglichst grosse Zahl von

Vorkommen zu erfassen, konzentrierte sich die Beobachtung auf die Behandlung V1. Die Kothäufchen wurden gezählt und den Elementen ci der Teilparzellen V1a, V1b und V1c zugeordnet.

Erhebung 2: Zur Beantwortung der Frage F2 (Ausbreitung der Regenwürmer und Ko-Ionisierung der Umgebung der inokulierten Elemente (ci)) wurde während der Dauer des Versuchs, und zwar in 2008 und 2010, je eine Entnahme von Regenwürmern gemäss der Methode von Lawrence & Bowers (2002) durchgeführt. Bei der Entnahme wurde die Ausbreitung ausgehend vom ursprünglich inokulierten Element nach allen Seiten berücksichtigt (Abb. 21). Die Abundanz und die Gesamtbiomasse der Individuen wurden bestimmt. 2008 wurden die entnommenen Regenwürmer sofort wieder eingesetzt. 2010 wurden sie in 4%iger Formalinlösung fixiert, um in einem zweiten Schritt im Labor die verschiedenen Arten bestimmen zu können. Diese Erhebung 2 wurde auf den in Abb. 21 dargestellten 9 Elementen der mittleren Quadrate (C2,3) der Teilparzellen V2a, V2b und V2c durchgeführt.



Quadrat C2.3 von Teilparzellen V2a, V_{2b} , oder V_{2c} .

Abbildung 21: Protokoll der Regenwurmentnahme für die Erhebung 2. Das mit Regenwürmern inokulierte Element befindet sich in der Mitte (ci).

Erhebung 3: Zur Bestimmung der Beziehung zwischen Kolonisationserfolg und In-



okulationsaufwand (F3) wurden die Abundanz und die Biomasse der Regenwürmer für die verschiedenen Behandlungen V1, V2 und T quantifiziert. Aus jeder der 9 Teilparzellen wurden 2 Elemente ausgewählt. Auf diesen wurde gemäss demselben Protokoll wie in Erhebung 2 vorgegangen. Zudem wurde ein Mini-Bodenprofil erstellt, um einen allenfalls vorhandenen Horizont A nachzuweisen und diesen zu charakterisieren (F4). Ergänzend dazu wurden Bodenproben für physikalisch-chemische Analysen im Labor genommen (pH_{KCI} und pH_{H2O}, Granulometrie, Glühverlust (LOI), Strukturstabilität, C/N-Verhältnis, CEC).

Resultate und Diskussion

Zustand der Parzelle vor dem Einbringen der Regenwürmer: Die Parzelle besteht aus einer Braunerde mit Ausgangsmaterial Moräne (BRUNISOL: AFES 2009) und weist ausschliesslich einen B-Horizont auf. Dieser besitzt einen Tonanteil von etwa 30 % und einen pH-Wert von 7. Der Skelettanteil ist sehr hoch, und nur die obersten 4 cm sind locker. Der Rest des Profils ist sehr kompakt und besteht aus polyedrischen Aggregaten. Das organische Material ist heterogen verteilt und ist mehrheitlich nicht in die Mineralmatrix integriert. Sehr spärliche oberirdische Ausscheidungen (Kothäufchen) deuten auf das Vorhandensein von einigen Regenwürmern hin. Im Mai 2007 wurden auf der Versuchsfläche an zufällig ausgewählten Stellen in den Teilparzellen V1a, V1b, V1c 3 Entnahmen durchgeführt (Gesamtfläche von 3 m²). Dabei wurde die folgende Anzahl von Regenwürmern festgestellt: 49, 6, und 1.

Erhebung 1: Überleben der Regenwürmer: Die Aktivität der Regenwürmer, die anhand der Entstehung von Kothäufchen quantifiziert wurde, weist auf eine regelmässige Zunahme zwischen 2007 und 2009 hin. Die maximale durchschnittliche Produktion erreichte 244 Kothäufchen/m² im Jahr 2009 (Abb. 22). Offenbar haben die Regenwürmer aufgrund der Massnahmen, die die Inokulation begleitet haben, überlebt (Gaben von organischem Material, Verzicht auf Bodenbearbeitung, Ansaat einer Rekultivierungsmischung). 2010 ging an denselben Standorten die Zahl der Kothäufchen markant zurück, möglicherweise bedingt durch die ausgeprägte Trockenheit im Sommer 2010, insbesondere in den Wochen vor der Beobachtung. Die Aktivität von Regenwürmern hängt eng mit den Milieubedingungen zusammen. Mehrere Wochen ohne Niederschlag führen zu einer Verlangsamung der Aktivität, denn die Individuen gehen in einen Ruhezustand über, bis sich die Bedingungen wieder verbessern.

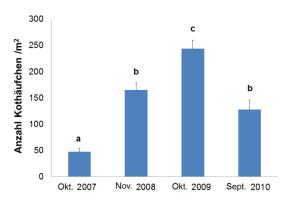
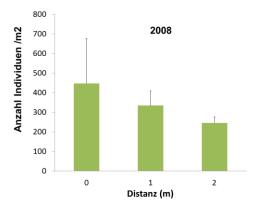


Abbildung 22: Entwicklung der Anzahl Kothäufchen pro m² bei der Behandlung V1. Die Buchstaben a, b und c weisen auf statistische Unterschiede hin.

Erhebung 2: Ausbreitung der Regenwürmer: 1 Jahr nach dem Einbringen von 40 Regenwürmern wurden im Element ci 448 Individuen pro m² gezählt. Zwischen 2008 und 2010 breiteten sich die Regenwürmer relativ homogen vom Inokulationselement (ci) über die gesamte Fläche des Quadrats (25 m²) aus. Dies gilt gleichermassen für 2008 und 2010 (Abb. 23). Allerdings handelt es sich nur um Trends, denn die Unterschiede zwischen den Erhebungen in ci und in 1 beziehungsweise 2 m Entfernung sind nicht signifikant. Die durchschnittliche Biomasse variiert nur geringfügig (unveröffentlichte Daten). 2010 war im Inokulationselement ci die Zahl der Regenwürmer geringer (255 Individuen/m²). Dieser Rückgang lässt sich insbesondere durch das Verschwinden epigäischer Arten erklären (unveröffentlichte Daten). Klammert man die epigäischen Individuen von den Zählungen aus dem Jahr 2008 aus, liegt die Abundanz bei 134 Individuen/m². Unter diesem Blickwinkel ist die Zahl der Individuen also nicht gesunken, sondern gestiegen.



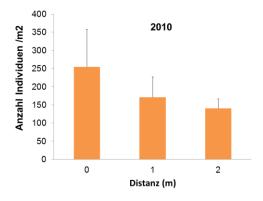


Abbildung 23: Abundanz der Regenwürmer pro m² abhängig von der Entfernung von ci (0 m) in den Jahren 2008 und 2010.

Erhebung 3: Abundanz und Biomasse der Regenwürmer bei den Behandlungen V1, V2 und T: Die durchschnittliche Abundanz der Regenwürmer beträgt für alle 18 Proben der Jahre 2008 und 2010 über die gesamte Parzellenfläche hinweg 249 beziehungsweise 87 Individuen/m2. Vernachlässigt man den 2008 festgestellten Anteil der epigäischen Arten, die 2010 praktisch nicht mehr präsent waren, beträgt die durchschnittliche Abundanz im Jahr 2008 75 Individuen/m² (Tab. 5).

Die ermittelten Werte für die verschiedenen Inokulationsverfahren unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander. Dies lässt

vermuten, dass ergänzend zur Inokulation eine natürliche Kolonisation der Versuchsparzelle ausgehend von den benachbarten Flächen stattgefunden hat. Keine der untersuchten Teilparzellen war ober- oder unterirdisch abgegrenzt. Daher lässt sich nicht feststellen, in welchem Umfang die Inokulation beziehungsweise die Migration von Regenwürmern zur Populationsentwicklung beigetragen haben.

Tabelle 5: Durchschnittliche Abundanz der Regenwürmer nach Behandlung in den Jahren 2008 und 2010. Die kursiv gedruckten Werte verstehen sich abzüglich der epigäischen Arten.

Behand-	V1	V2	Т
lung			
Jahr	Abundanz (Individuen/m²)		
2008	221/66	242/73	283/85
2010	37	110	113

Erhebung 3: Bildung eines A-Horizonts: Die Beobachtungen im Feld und die Analysen im Labor belegen die Bildung eines A-Horizonts mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 6.8 cm (Abb. 24). Innerhalb von 5 Jahren hat sich somit durch das Zusammenspiel der Pflanzenwurzeln und der Regenwürmer als «Bodeningenieure» ein A-Horizont gebildet.



Abbildung 24: Eines der 9 Bodenprofile vom April 2010. Die Untergrenze des Horizonts A ist hervorgehoben.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Der Biostimulationsversuch in einer ehemaligen Kiesgrube, die mit Material aus dem B-Horizont einer Braunerde aufgefüllt wurde, die aber über keinen A-Horizont verfügte,

machte mehrere Phänomene deutlich: Zum einen haben die eingebrachten Regenwürmer überlebt und ausgehend von den Inokulationselementen die angrenzenden Flächen kolonisiert. Parallel dazu sind Regenwürmer von den angrenzenden Parzellen in die Versuchsparzelle eingewandert. Die Unterscheidung zwischen dem Einfluss der Biostimulation und demjenigen der Migration konnte nicht vorgenommen werden. Am Ende des Versuchs wurde, verteilt über die gesamte Parzelle, eine Abundanz von 87 Regenwürmern/m² festgestellt. Unserer Einschätzung nach ist die Rekolonisation der untersuchten Fläche grösstenteils auf die Migration zurückzuführen. Aufgrund der Versuchsanordnung lässt sich jedoch weder der Einfluss der Biostimulation noch derjenige der Migration präzise beziffern. Zum andern hat sich innerhalb von 5 Jahren ein Horizont A von 6.8 cm Mächtigkeit gebildet. Dies ist ein beweiskräftiges Resultat dieses ersten derartigen Versuchs in der Schweiz. Das Ergebnis muss indessen relativiert und in den spezifischen Kontext der untersuchten Parzelle eingeordnet werden. Um diesen Ansatz zur Rekonstitution eines A-Horizonts zu validieren, sind weitere Tests in anderen Situationen nötig.

Einige Fragen bleiben vorerst unbeantwortet:

- Wie gross ist die relative Bedeutung der Migration von Regenwürmern?
- Welche Eigenschaften muss ein B-Horizont zwingend aufweisen, damit sich die Regenwürmer entwickeln können?
- Wie muss die Pflanzendecke beschaffen sein (Dichte, C/N-Verhältnis) und wie muss sie bewirtschaftet werden, damit die Besiedlung durch Regenwürmer und deren Aktivität gefördert werden können?

Was die landwirtschaftliche Produktivität betrifft, so wurde die Parzelle 2011 dem Eigentümer zur landwirtschaftlichen Nutzung übergeben. Im Oktober 2011 wurde Winterweizen gesät. Bei der Ernte 2012 wurde ein Kornertrag von 80 % des Normwerts und

ein Strohertrag von 75 % des Normwerts erzielt (persönliche Mitteilung von J. Weidmann). Diese Ergebnisse sind ebenfalls ermutigend und bestätigen die relativ gute Fruchtbarkeit des Bodens.

Literatur:

Baker G.H., Barrett V.J., Carter P.J., Williams P.M.L., Buckerfield J.C. - 1993. Seasonal changes in the abundance of earthworms (Annelida, Lumbricidae and Acanthodrilidae) in soils used for cereal and lucerne production in South Australia. Australian Journal of Agricultural Research 44, 6: 1291-1301.

Baker G.H., Brown G., Butt K., Curry J.P., Scullion J. - 2006. Introduced earthworms in agricultural and reclaimed land: their ecology and influences on soil properties, plant production and other soil biota. Biological Invasions 8, 6: 1301-1316.

Blanchart E., Albrecht A., Chevalier T., Hartmann C. -2004. The respective roles of roots and earthworms in restoring physical properties of vertisol under a digitaria decumbens pasture (Martinique, WI). Agriculture ecosystems & environment 103, 2: 343-355.

Bouché M.B. - 1972. Lombriciens de France, écologie et systématique. Institut national de la recherche agronomique. Annales de Zoologie-Ecologie animale / numéro hors-série, Paris.

Boyer S., Wratten S.D. - 2010. The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining - A review. Basic and Applied Ecology 11, 3: 196-203.

Brevault T., Bikay S., Maldes J.M., Naudin K. – 2007. Impact of a no-till with mulch soil macrofauna communities in a cotton cropping system.

Buck C., Langmaack M., Schrader S. - 2000. Influence of mulch and soil compaction on earthworm cast properties. Applied Soil Ecology 14, 3: 223-229.

Butt K.R., Frederickson J., Morris R.M. - 1997. The earthworm inoculation unit technique: An integrated system for cultivation and soil-inoculation of earthworms. Soil Biology & Biochemistry 29, 3-4: 251-257.

Butt K.R., Frederickson J., Lowe C.N. - 1999. Colonisation, survival and spread of earthworms on a partially restored landfill site. Pedobiologia 43, 6: 684-690.

Capowiez Y., Cadoux S., Bouchand P., Roger-Estrade J., Richard G., Boizard H. - 2009. Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. Soil Biology & Biochemistry 41, 4: 711-717.

Cuendet G., Suter E., Stähli R. - 1997. Peuplements lombriciens des prairies permanentes du Plateau suisse. OFEFP, Cahier de l'environnement n° 291.

Davis C.A., Austin J.E., Buhl D.A. - 2006. Factors influencing soil invertebrate communities in riparian grasslands of the central Plate River floodplain. Wetlands 26, 2: 438-454.

Derouard L., Tondoh J., Vilcosqui L., Lavelle P. -1997. Effects of earthworm introduction on soil processes and plant growth. Soil biology & Biochemistry 29, 3-4: 541-545.

Duval J. - 1992. L'introduction de vers de terre dans une prairie. Agrobio 310 - 06.

Edwards C.A., Bohlen P.J. - 1996. Biology and ecology of earthworms. Chapman & Hall, London, UK.

Eijsackers H. - 2010. Earthworms as colonisers: Primary colonisation of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. Science of the Total Environment 408, 8: 1759-1769.

Gobat J.M., Aragno M., Matthey W. - 2010. Le Sol vivant. 3ème édition revue et augmentée. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Suisse. 817 S.

Hasinger G., Keller L., Marendaz E., Neyroud J.A., Vökt U., Weisskopf P. - 1993. Le sol cet inconnu! (2ème édition 2001). Editions Agridea, Lausanne, Suisse, 16 S.

Lawrence A.P., Bowers M.A. - 2002. A test of the "hot" mustard extraction method of sampling earthworms. Soil biology & Biochemistry 34, 4: 549-552.

Le Bayon R.C., Milleret R. - 2009. Effects of earthworms on phosphorus dynamics. Dynamic soil, dynamic plant, Global Science Books.

Lee K.E. - 1985. Earthworms, their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press: Sydney, Australia. 411 S.

Lowe C.N., Butt K.R. – 2002. Influence of organic matter on earthworm production and behaviour: a laboratory-based approach with applications for soil restoration. European Journal of Soil Biology 38, 2: 173-

Matthey W., Zettel J., Bieri M. - 1990. Invertébrés bioindicateurs de la qualité des sols agricoles / Wirbellose Bodentiere als Bioindikatoren für die Qualität von

Landwirtschaftsböden. Programme national de recherche « sol », Rapport 56, 1-141.

Milleret R., Le Bayon R.C., Lamy F., Gobat J.M., Boivin P. - 2009. Impact of roots, mycorrhizas and earthworms on soil physical properties as assessed by shrinkage analysis. Journal of Hydrology 373, 3-4: 499-507.

Muys B., Beckers G., Nachtergale L., Lust N., Merchx R., Granval P. - 2003. Medium-term evaluation of a forest soil restoration trial combining tree species change, fertilisation and earthworm introduction. Pedobiologia 47, 5-6: 772-783.

Parmelee R.W., Crossley D.A.J. - 1988. Earthworm production and role in the nitrogen cycle of a non-tillage agroecosystem on the Georgia Piedmont. Pedobiologia 32, 5-6: 355–361.

Pelosi C. – 2008. Modelisation de la dynamique d'une population de vers de terre Lumbricus terrestris au champ. AgroParisTech.

Pfiffner L. – 2011. Magazine spécial Pronatura 2011. Les vers de terre.

Shipalto M.J., Dick W.A., Edwards W.M. - 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. Soil & Tillage Research 53, 3-4: 167-183.

Sparovek G., Lambais M.R., da Silva A.P., Tormena C.A. – 1999. Earthworm (Pontoscolex corethrurus) and organic matter effects on the reclamation of an eroded oxisol. Pedobiologia 43, 6: 698-704.

Urbanek J., Dolezal F. - 1992. Review of some casestudies on the abundance and the hydraulic efficiency of earthworm channels in Czechoslovak soils, with reference to the subsurface pipe drainage. Soil Biology & Biochemistry 24, 12: 1563-1571.

