



Bayerisches Landesamt für
Umwelt



Den Boden fest im Blick – 25 Jahre Bodendauerbeobachtung in Bayern

LWF Bayerische Landesanstalt
für Wald und Forstwirtschaft

 **LfL**
Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Fachtagung am 13. Oktober 2011

UmweltSpezial

Impressum

Den Boden fest im Blick – 25 Jahre Bodendauerbeobachtung in Bayern
Gemeinsame Fachtagung des LfU und der Landesanstalten für Landwirtschaft (LfL) sowie für Wald und Forstwirtschaft (LWF)
am 13.10.2011

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
Fax: 0821 9071-5556
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Redaktion:

LfU Referat 12

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt / Autoren

Druck:

Eigendruck Bayer. Landesamt für Umwelt

Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier.

Stand:

Oktober 2011

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

Struktur der Bodendauerbeobachtung in Bayern	5
Peter Spörlein, Bayerisches Landesamt für Umwelt; Robert Brandhuber, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft; Alfred Schubert, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft	
Bodendauerbeobachtung in Deutschland – Stand und Perspektiven	7
Frank Glante, Jens Utermann, Stephan Marahrens, Umweltbundesamt	
25 Jahre Regenwurmerfassung auf landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in Bayern	10
Roswitha Walter, Johannes Burmeister, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft	
Ergebnisse aus zwei Jahrzehnten Radioaktivitätsbodendauerbeobachtung	22
Peter Spörlein, Petra Wölfel, Bayerisches Landesamt für Umwelt	
Bleifrei? – Die Belastung der Böden Bayerns vor 25 Jahren und heute (LWF)	31
Alfred Schubert, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft	
Bleifrei? – Die Bleibelastung der Böden Bayerns vor 25 Jahren und heute (LfU)	41
Walter Olbricht, Universität Bayreuth; Peter Spörlein, Bayerisches Landesamt für Umwelt	
Humusgehalte Bayerns – Humuszehrung oder Humusmehrung?	60
Robert Beck, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft	
Humusgehalte in den Böden Bayerns – Mehrung oder Zehrung?	63
Alfred Schubert, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft	
25 Jahre Bodendauerbeobachtung in Bayern – Nutzen und Grenzen? Anmerkungen aus Sicht des Bayerischen Landesamtes für Umwelt	70
Bernd Schilling, Bayerisches Landesamt für Umwelt	
Posterbeiträge	
Untersuchungsergebnisse auf Thüringer Bodendauerbeobachtungsflächen	74
Peter Gullich, Günter Marre, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft	
Untersuchungen zur Regenwurmaktivität auf den Thüringer Bodendauerbeobachtungsflächen	75
Günter Marre, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft	
BDF – Vollzugshilfe für die BBodSchV?	77
Christa Müller, Titus Ebert, Sabine Mikolajewski, Wolfgang Sitte, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft; Irmgard Kern, Uwe Blum, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft	

Evaluation des Gesamtverfahrens zur Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein	78
Rainer Nerger, Claus-Georg Schimming, Nicola Fohrer, Universität Kiel; Marek Filipinski, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein; Oliver Hakemann, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein	
25 Jahre Bodendauerbeobachtung in der Landwirtschaft	81
Melanie Treisch, Christa Müller, Roswitha Walter, Robert Beck, Robert Brandhuber, Gisbert Kuhn, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft	
Tagungsleitung / Referenten / Aussteller	90

Struktur der Bodendauerbeobachtung in Bayern

Peter Spörlein, Bayerisches Landesamt für Umwelt; Robert Brandhuber, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft; Alfred Schubert, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

In Bayern wurde die Bodendauerbeobachtung 1985/86 ins Leben gerufen. Aufgrund verschiedener Ressortzuständigkeiten und Zielrichtungen werden die Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) von drei verschiedenen Landesbehörden betrieben, der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) und dem Landesamt für Umwelt (LfU).

Die BDF von LfL und LWF befinden sich auf überwiegend klassisch land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen, die des LfU an Sonderstandorten. Dies sind spezielle Belastungs-, Naturschutz- und Wasserschutzgebiete.

Die LfL verfügt über 127, die LWF über 77 und das LfU über 60 BDF (siehe Abb. 1).

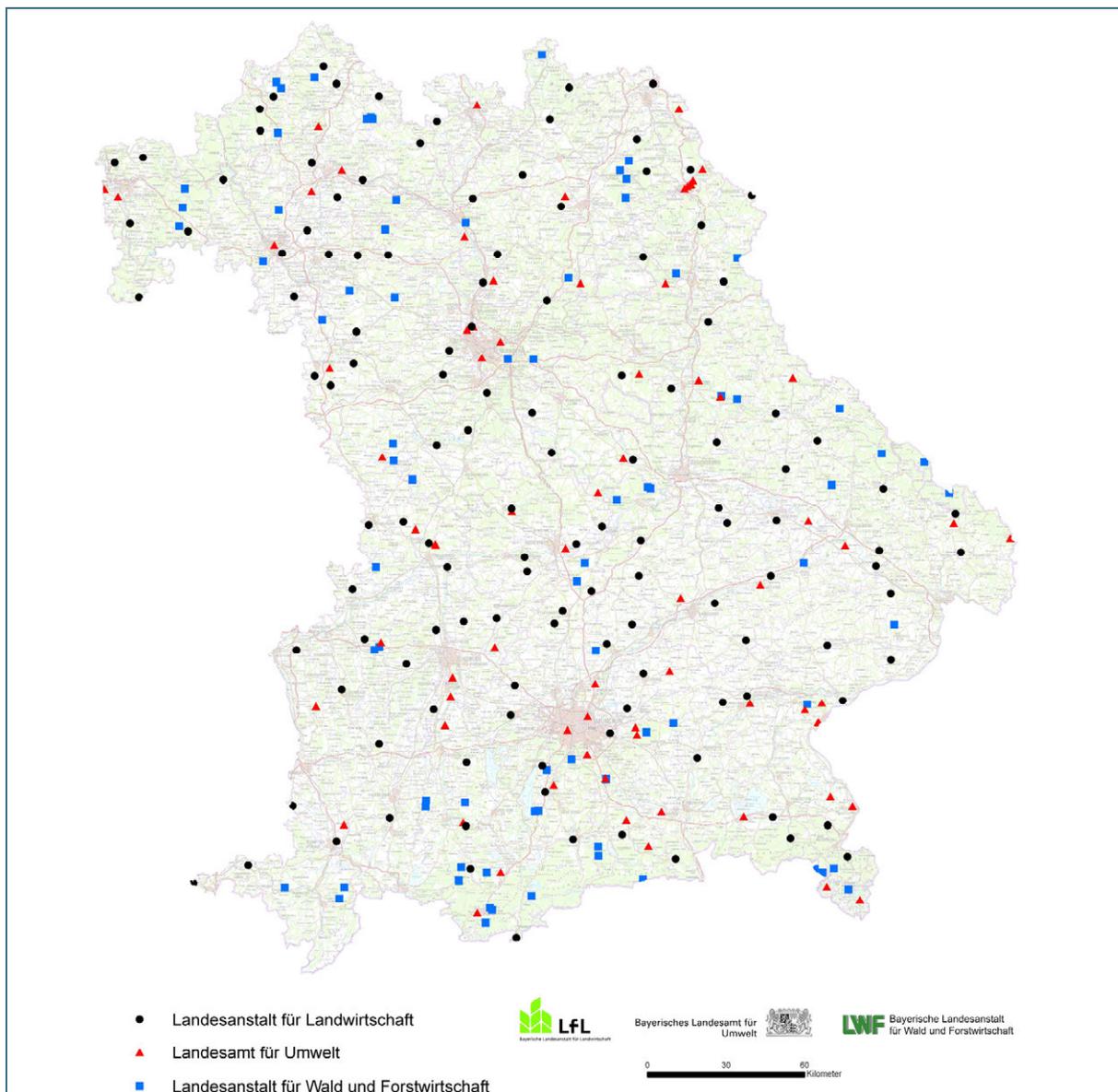


Abb. 1: Überblick über die Bodendauerbeobachtungsflächen in Bayern.

Außerdem gibt es verschiedene Arten von BDF: Auf einem Teil der LWF-BDF mit angrenzenden, sogenannten Waldklimastationen, werden neben der Bodenmatrix z.B. auch Bodenwasser und Immissionen untersucht; an den Radio-BDF des LfU wird u. a. die durch den Tschernobylunfall eingetragene Radioaktivität beobachtet.

Im Fokus der Betrachtungen steht bei der LfL und der LWF die Interaktion Boden-Nutzpflanze-Bewirtschaftungsmaßnahme während das LfU v. a. natürliche Veränderungen der Böden und immisionsbedingte Einflüsse detektieren will.

Die Einrichtung und der Betrieb der BDF richten sich nach bundesweiten, allgemein anerkannten Vorgaben (BARTH et al., 2000).

Die bisher erhobenen Bodendaten aller drei Landesbehörden sind seit 2010 im bayerischen Bodeninformationssystem BIS zusammengeführt und recherchierbar.

Jede Landesbehörde verfügt außerdem über ein umfangreiches Probenarchiv lufttrockener Bodenproben, das am LfU zusätzlich auch bei -18 °C gefrorene Rückstellproben enthält und ein hervorragendes Instrument für die Beweissicherung darstellt (siehe z. B. SPÖRLEIN & HANGEN, 2009).

Das in knapp 25 Jahren gewonnene Wissen der bayerischen Bodendauerbeobachtung wurde bereits vielfach publiziert. So finden sich z. B. Auswertungen zur Entwicklung der Humusgehalte in CAPRIEL & SEIFFERT (2009), Aussagen zur Veränderung der Radioaktivität in Böden in SCHILLING (2005), und Erkenntnisse aus Nadel- und Blattuntersuchen an BDF in SCHUBERT (2004) (weitere Veröffentlichungen siehe Internetadressen im Literaturverzeichnis).

Zwischen den drei Landesbehörden findet seit vielen Jahren ein intensiver Austausch statt.

Literatur

BARTH, N., BRANDTNER, W., CORLSEN, E., DANN, T., EMMERICH, K.-H., FELDHAUS D, KLEEFISCH, B., SCHILLING, B., UTERMANN, J. (Ad hoc AG Bodendauerbeobachtung der LABO) (2000): Boden-Dauerbeobachtung, Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. - Rosenkranz et al. (Hrsg.): Erg. Handbuch Bodenschutz, 9152, 32. Lfg. XI/00; Erich Schmidt Verlag. Berlin.

CAPRIEL, P., SEIFFERT, D. (2009): 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern – Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986 und 2007. LfL-Schriftenreihe 10/2009, <http://www.lfl.bayern.de/iab/boden/36385/index.php>.

SCHILLING, B. (2005): Monitoring der Radioaktivität im Boden – Veränderungen zwischen 1990 und 2003. LfU-Fachberichte 22, 57 S. München.

SCHUBERT, A. (2004): Bayerische Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen – Nadel- Blattuntersuchungen. Materialien der LWF, Nummer 10. 74 S. Freising.

SPÖRLEIN, P., HANGEN, E. (2009): Bodendauerbeobachtung – Ein Archiv für die Zukunft. Zeitschrift Bodenschutz 03/09. Erich Schmidt Verlag. S. 77-79. Berlin.

Weitere Informationen/Veröffentlichungen:

LfL: <http://www.lfl.bayern.de/iab/boden/36385/index.php>

LWF: <http://www.lwf.bayern.de/mitarbeiterverzeichnis/s-z/schubert/34225/index.php>

LfU: <http://www.lfu.bayern.de/boden/bodendauerbeobachtung/index.htm>

Bodendauerbeobachtung in Deutschland – Stand und Perspektiven

Frank Glante, Jens Utermann, Stephan Marahrens, Umweltbundesamt

Um entscheidungsrelevante Informationen über den Zustand der Umwelt zur Verfügung zu stellen, bedarf es einer Dauerbeobachtung, die nicht nur die strukturellen und funktionellen Aspekte – den Zustand –, sondern insbesondere auch Trends und Ursachen für Zustandsveränderungen aufdecken soll.

Bisher werden Monitoringprogramme insgesamt allerdings teilweise noch sektoral und ressortspezifisch durchgeführt. Gerade mit der Fokussierung auf Fragestellungen, wie sich z. B. durch den Klimawandel ergeben, ist es nötig, mehr auf die Kooperation zwischen den verschiedenen Monitoringprogrammen zu setzen (Vernetzung).

Um geeignete Lösungsstrategien zu entwickeln, sind räumlich differenzierte Belastungsdaten erforderlich. Langfristige Beobachtungsreihen werden in der Regel durch die Länder erhoben und ausgewertet.

Dem Bund obliegt es, in Kooperation mit den Ländern nationale Analysen durchzuführen, sowie europäische und internationale Berichtspflichten zu erfüllen und Indikatoren zur Politikberatung und Information der Öffentlichkeit zu erheben. In den Fällen, wo es geregelte Berichtspflichten mit abgestimmten Datenanforderungen gibt, funktioniert das zumindest fachlich gut.

Im Boden-Bereich sind wir in einer Reihe von Fällen nach wie vor bundesweit nicht ausreichend aussagefähig. Es liegen keine eindeutigen Berichtspflichten vor, auch wenn durch die Errichtung der Europäischen Umweltagentur oder die Aufforderung des Bundesrates zur Vorlage eines Bodenschutzberichts der Bundesregierung mittelbar Berichtsnotwendigkeiten vorhanden sind. Auch der Anhang Boden zur Verwaltungsvereinbarung zum Datenaustausch zwischen Bund und Ländern im Umweltbereich unterstützt den Datenfluss zwischen Ländern und Bund. Im Vergleich zu anderen Anhängen der Verwaltungsvereinbarung sollte man Aktualität und Detaillierungsgrad auf den Prüfstand stellen.

Eine weitere Ursache liegt in der aufwändigen Qualitätssicherung. Erschwerend kommt hinzu, dass nicht alle der in Deutschland beim Bodenmonitoring und der Bodenzustandserhebung erhobenen Daten für Dritte verfügbar und mit anderen Aktivitäten vernetzt sind.

Die Boden-Dauerbeobachtungsflächen sind jedoch ein gutes Beispiel zum einen für ein langfristiges Programm mit nunmehr 20 Jahren Dauer, zum anderen für das Potenzial, auch auf neue Fragen zu Bodenveränderungen und Trends Antworten zu geben. Zu Beginn des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms vor nunmehr 25 Jahren (Bayern und Baden-Württemberg) stand die Untersuchung des stofflichen Bodenzustands, besonders von Schwermetallen und Radionukliden im Vordergrund. Im Lauf der Zeit wurden die Programme auf weitere Stoffe erweitert.

Die Zusammenarbeit der beteiligten Institutionen konnte in den vergangenen Jahren – teilweise veranlasst durch die gemeinsam erkannte Notwendigkeit – verbessert werden.

Auf Bundesebene haben wir in den letzten Jahren – auch dank der Zusammenarbeit mit den Bundesländern – die Datenbasis verbessert. Daten der Ersterhebung sind qualitätsgesichert zusammengeführt worden, von einem Drittel der Länder liegen uns auch Daten von Wiederholungserhebungen vor. Aktuell vorliegende Ergebnisse von Repräsentanz und Datenverteilung zeigen das Potenzial der Boden-Dauerbeobachtung.

Es ist wichtig darauf hinzuweisen: Neben Dauerfeldversuchen gehören BDF zu den am besten untersuchten Böden in Deutschland. Dies ist ein Alleinstellungsmerkmal.

Im Rahmen unserer Forschungsprojekte haben wir den Methoden-Code zur Dokumentation der verwendeten Methoden in der BZE-Wald für die BDF umfangreich erweitert und den Ländern zur Nutzung übergeben. Wir sehen dies als gute Möglichkeit zur Interpretation und Vergleichbarkeit von Daten und Informationen. U. a. Thüringen hat ihn in seine Arbeit eingeführt.

Die aktuell vorliegenden Ergebnisse beweisen eindrucksvoll, den Nutzen der Bodendauerbeobachtung für länderübergreifende Aufgaben im Bodenschutz. Der große und heterogene Datensatz ermöglicht die Identifizierung sowohl des Bodenzustandes als auch von Prozessen im Bundesmaßstab bis hin zum Einzelstandort.

Weitere Nutzungsverbesserungen wie eine zentrale Analytik, vereinheitlichte Beprobungszeiträume und die Implementierung eines zeitgemäßen, schnellen Datenaustausches bieten sich unter Rückgriff auf dieses etabliertes Messnetz an, jedoch in zweckmäßiger Bund-Länder Arbeitsteilung und Nutzung dieser Synergien.

Die Politik erwartet von den Monitoringprogrammen (auch von den BDF) – und das zu Recht – Aussagen über die Veränderung des Umweltzustands, über die Treiber der Veränderungen und Maßnahmvorschläge, wie wir den Umweltzustand verbessern.

Ganz konkret haben wir den Auftrag von der LABO, Zustand und Entwicklung der organischen Bodensubstanz anhand der BDF darzustellen. Dazu ist die Aufnahme der Wiederholungsuntersuchungen dringend notwendig, um überhaupt Trends darstellen zu können. Für die Erfassung der Ursachen von Veränderungen und hier sind die bayerischen Untersuchungen ein gutes Beispiel, ist eine Mindestzahl von Informationen über die Bodenbewirtschaftung notwendig. Hier gibt es in einigen Bundesländern Restriktionen. Können diese nicht ausgeräumt werden, kann eine Auswertung für ganz Deutschland nicht durchgeführt werden.

Wir stellen fest: Es gibt eine Notwendigkeit für die Darstellung von Bodenzustand und seinen Veränderungen auf nationaler, europäischer und auch auf globaler Skala. Es gibt einen Bedarf für diese Informationen. Wir erleben aber auch: Wenn die zuständigen Behörden diese Ergebnisse nicht vorlegen können, gibt es Dritte, die solche Ergebnisse produzieren und sich anderer Informationsquellen und Gelder bedienen.

Beispiel: Da die europäischen Mitgliedstaaten (auch Deutschland) keine ausreichenden Informationen über die organische Bodensubstanz vorlegen konnten, hat sich das JRC an die EUROSTAT-Aktivität „Land Use and Cover Assessment“ (LUCAS) angehängt und auf einem Zehntel der LUCAS-Observierungspunkte Bodenproben (ca. 25.000, davon 1.981 in Deutschland) genommen. Erste Ergebnisse liegen vor, diese Proben werden demnächst auch auf Schwermetalle untersucht. Angedacht ist eine Wiederholungsbeprobung im Jahr 2013.

International ist die Global Soil Map ein Beispiel für solche Aktivitäten.

Allein aufgrund möglicher konkurrierender Versionen von Fachthemen, Karten oder Auswertungen sollten wir stärker über die Rolle der BDF-Daten und ihrer Verwendbarkeit nachdenken.

Wir wissen jedoch auch um die teilweise knappen Kapazitäten auf Bundes- und Länderebene für die Erfüllung solcher Aufgaben. Das UBA wird deshalb die Auswertung zu org. Bodensubstanz erneut mit Forschungsmitteln unterstützen.

Forderungen für die Zukunft der Monitoringaktivitäten auf Landes- und Bundesebene:

- Monitoringsysteme müssen an neue Erkenntnisse angepasst werden. Ein breiter Diskussionsprozess, wie er gegenwärtig z. B. in der europäischen und internationalen Bodenszene abläuft, kann die gegenwärtige Bund-Länder-Zusammenarbeit sinnvoll ergänzen.
- Zunehmend fragen Dritte nach BDF-Daten für die Integration in andere Themen (Klima, Gentechnik, Ökosystemforschung). Daten und Informationen müssen so aufbereitet werden, dass die Nachfrage auch bedient werden kann.
- Das Daten- und Informationsmanagement muss verbessert werden, um vorhandene Daten für übergreifende Auswertungen zeitnah auffindbar und verfügbar zu machen. Dabei ist die getrennte Datenhaltung kein Problem. Die Umsetzung der INSPIRE-Richtlinie kann hier eine positive Wirkung entfalten.
- Monitoringergebnisse müssen offensiv für Politik und Öffentlichkeit dargestellt werden. Dazu ist es nötig, die Bekanntheit der Monitoringprogramme zu steigern.
- Die inhaltliche Vernetzung mit anderen Inventurprogrammen (Bodenzustandserhebung) muss weiter vorangetrieben und institutionalisiert werden, um Synergien nutzen zu können.
- Für die folgende länderübergreifende Untersuchung des organischen Kohlenstoffgehaltes ist neben den Parametern der unmittelbaren Begleitanalytik eine Aktualisierung des gesamten Datensatzes anzustreben, um besonders die identifizierten, zu vertiefenden Fragestellungen aus dem vorliegenden Projekt bewerten zu können und um die Trendbetrachtung auf ein solides Fundament zu stellen. Die derzeitige Verfügbarkeit ergänzender und neuerer Datenbestände lässt keinen Zweifel daran, dass damit weitaus aussagekräftigere Ergebnisse vorliegen werden.

25 Jahre Regenwurmerfassung auf landwirtschaftlich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern

Roswitha Walter, Johannes Burmeister, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

1 Einleitung und Fragestellung

Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) haben einen unschätzbaren Wert als Referenz- und Frühwarnsystem für Veränderungen des Bodenzustandes. Nur praxisnahe Dauertestflächen geben Aufschluss über langfristige Veränderungen im Boden, wie sie sich derzeit z. B. unter dem Einfluss des Klimawandels oder im Ergebnis neuartiger Landnutzungssysteme abzeichnen könnten.

Als bodenzoologische Untersuchungsparameter in Agrarökosystemen kommt den Regenwürmern als aggregierender, praxisnaher Indikator, der auf viele Faktoren (Bewirtschaftung, Standortbedingungen, Klima u. a.) reagiert, eine herausragende Rolle zu. Auch für die Strukturstabilität und Fruchtbarkeit von Böden sind Regenwürmer von großer Bedeutung. Im Boden-Dauerbeobachtungsprogramm werden seit 1985 auf 132 landwirtschaftlich genutzten Standorten in ganz Bayern Bestandserhebungen zu Regenwürmern durchgeführt. Nachdem im Jahr 2010 die 3. Probenahmeserie abgeschlossen wurde soll hier in einer zusammenfassenden Darstellung die Entwicklung der Regenwurmpopulationen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen Bayerns (Acker, Grünland, Sonderkulturen) unter dem Einfluss anthropogener und natürlicher Faktoren von 1985 bis 2010 aufgezeigt werden. Geben die erfassten Daten z. B. Hinweise auf Effekte des Klimawandels oder der zunehmend reduzierten Bodenbearbeitung? Diese Fragen sollen über die Indikatoren Artenvielfalt, Abundanz und Biomasse der Regenwürmer insgesamt und über die Abundanz des Tauwurms (*Lumbricus terrestris*) geklärt werden. Insbesondere *Lumbricus terrestris* gilt auf Ackerflächen als Zeigerart für ein ausreichendes Angebot an Streu und Rottematerial auf der Bodenoberfläche bzw. in der obersten Bodenschicht. Zudem ist er mit der hier angewendeten Methode der Formalinaustreibung sehr gut erfassbar (EHRMANN & BABEL 1991, FRÜND & JORDAN 2003, NAGEL 1996).

2 Untersuchungsflächen und Methoden

Die 132 landwirtschaftlich genutzten BDF wurden im Untersuchungszeitraum als Acker (94), Grünland (21) und Sonderkulturen (3 Wein-, 3 Hopfen-, 1 Obstanbaufläche) genutzt. Weitere 10 Flächen erfuhren im Untersuchungszeitraum einen Nutzungswechsel. Von 1985 bis 1988 fand die 1. Beprobung, von 1989 bis 1999 die zweite und von 2000 bis 2010 die dritte Probenahmeserie (im Text häufig als Serie abgekürzt) zur Regenwurmerfassung statt.

Jede BDF umfasst 1000 m² und liegt innerhalb eines größeren Flurstückes um Randeffekte zu vermeiden. Innerhalb der BDF wurden in ungestörten Bereichen zufällig 10 Stichproben von jeweils 1 m² in Äckern, Wein- und Hopfenflächen und jeweils ¼ m² in Grünlandflächen (einschl. der Obstfläche) entnommen. Die Erfassung der Regenwürmer erfolgte im Frühjahr und Herbst bei guten Bodenfeuchtebedingungen und einer Bodentemperatur über 5°C durch Austreibung nach der Formalinmethode (BAUCHENHENS 1982). Dabei wurde eine 0,2 %ige Formalinlösung in 2 Gaben von 2 x 20 l pro m² in Äcker und 2 x 5 l pro ¼ m² im Grünland appliziert. Die innerhalb von 30 Minuten an der Bodenoberfläche auftretenden Tiere wurden aufgesammelt und in 75 %igem Alkohol konserviert. Ermittelt wurden die Abundanz (Individuen/m²) sowie die Biomasse (g/m²) der adulten Tiere und des gesamten Fanges.

Die Daten sind zum Teil in Box-Whisker-Plots dargestellt. Hierbei reicht die Box von 25 % bis 75 % Perzentil, der dunkle Strich entspricht dem Median. Die Ausleger (Whisker) enden sofern es keine Ausreißer gibt, bei den Maxima bzw. Minima-Werten. Ausreißer sind alle Werte die weiter als das 1,5 fache der Länge der Box (Interquartilabstand) außerhalb der Box liegen (durch kleine Kreise gekennzeichnet).

Die statistische Auswertung erfolgte durch eine einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA). Bei Ablehnung der Nullhypothese wurde mit einem paarweisen T-Test (mit nach Bonferroni korrigiertem p-Wert ($\alpha=0,05$)) auf Unterschiede der Gruppen geprüft. Zur Berechnung wurde das Programm R verwendet.

3 Ergebnisse und Diskussion

Bei den ca. 400 von 1985 bis 2010 durchgeführten Beprobungen wurden über 150.000 Regenwürmer gefangen. Insgesamt ließen sich 18 Regenwurmartennachweisen.

3.1 3.1. Grünland

Trotz natürlicher Populationsschwankungen der Regenwürmer im Grünland, blieb die mittlere Regenwurmmabundanz und -biomasse der 3 Probenahmeserien nahezu unverändert ohne signifikante Unterschiede (Abb. 1). Durchschnittlich lag die Besiedlungsdichte der Regenwürmer im Grünland zwischen 185 und 230 Individuen/m² (Tab. 1).

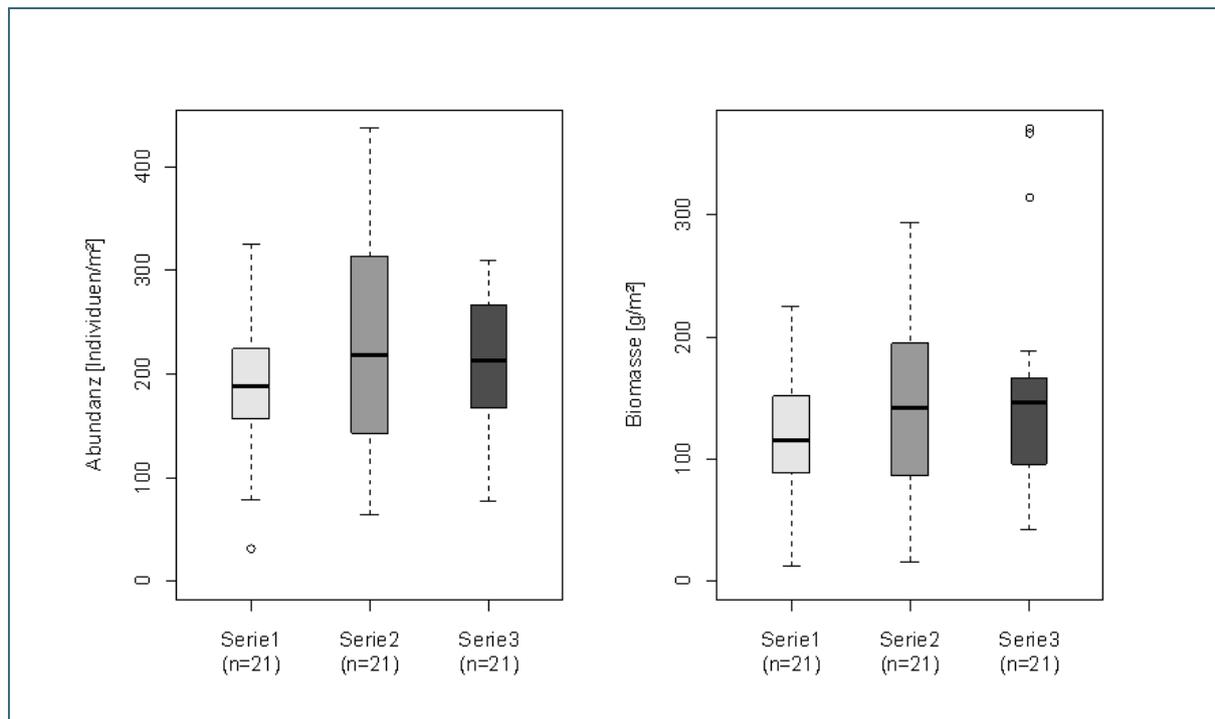


Abb. 1: Box-Whisker-Plots zur Abundanz und Biomasse der Regenwürmer auf Grünland-BDF je Probenahmeserie (Serie 1: 1985-1988, Serie 2: 1989-1999, Serie 3: 2000-2010).

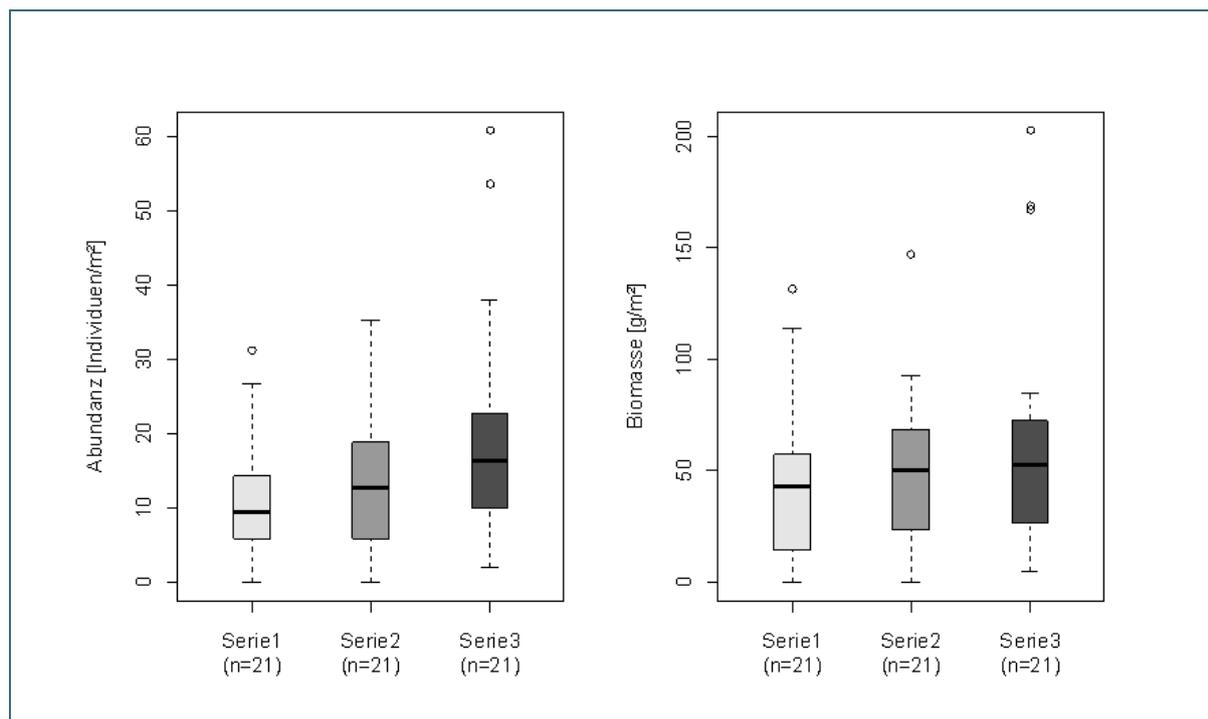


Abb. 2: Box-Whisker-Plots zur Abundanz und Biomasse adulter *Lumbricus terrestris* auf Grünland-BDF je Probenahmeserie (Serie 1: 1985-1988, Serie 2: 1989-1999, Serie 3: 2000-2010).

Der Tiefgräber *Lumbricus terrestris* nahm im Grünland sowohl in der Abundanz als auch in der Biomasse tendenziell zu (Abb. 2). Signifikant war der Anstieg der Abundanz adulter *Lumbricus terrestris* von der 1. zur 3. Serie von im Mittel 11 auf 19 Individuen/m².

Tab. 1: Durchschnittliche Abundanz (Individuen/m²) der Regenwürmer auf Grünland-BDF (n=21) in den 3 Probenahmeserien (Mittelwerte, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Serien; T-Test, Bonferroni korrigiert).

	Serie 1 (1985-1988)	Serie 2 (1989-1999)	Serie 3 (2000-2010)
Regenwürmer – Gesamt	185,4 ^a	230,5 ^a	211 ^a
<i>Lumbricus terrestris</i> (adult)	10,8 ^a	12,8 ^{ab}	19,3 ^b

Insgesamt war damit für die Grünlandflächen sowohl in der Regenwurm-Abundanz und -Biomasse als auch in der Artenvielfalt (s. Tab. 3) eine zwar zwischen den Jahren stärker schwankende aber dennoch weitgehend unveränderte Situation im Untersuchungszeitraum festzustellen. Einzig eine signifikante Zunahme in der Abundanz von *Lumbricus terrestris* von der 1. zur 3. Probenahme-Serie weist auf möglicherweise übergeordnete Einflüsse hin, da sich die Bewirtschaftung kaum veränderte. Da die Grünland-BDF überwiegend in Klimaräumen mit reichlich Niederschlag liegen (Alpen, Alpenvorland, Bayerischer Wald) sind vermutlich meist gute Bodenfeuchtigkeitsbedingungen für die Regenwürmer vorhanden. Einen möglichen Einfluss könnten aber zunehmend wärmere Wintermonate mit höheren Bodentemperaturen gehabt haben. Auch TIMMERMANN et al. (2006) gibt die Winterkälte des vorangegangenen Jahres als wesentlichen Einflussfaktor für starke inter-annuelle Populationsschwankungen von Regenwürmern an. Durch wärmere Winter könnte sich die Aktivitätszeit der Art, die im Wesentlichen im Frühjahr und Herbst liegt, verlängern und somit auch ihr Fortpflanzungszeitraum.

3.2 Acker

Wichtige Einflussfaktoren auf die Regenwurmbesiedlung in Äckern sind Bodeneigenschaften (z. B. die Bodenart) und Bewirtschaftung (EHRMANN 1996, KRÜCK et al. 2006, BEYLICH & GRAEFE 2007, TISCHER et al. 2007). Infolgedessen differenzierte die Hauptbodenartengruppe der Acker-BDF die Regenwurmbundanz und -biomassen (Abb. 3 und 4). In Lehm-, Schluff- und Tonböden wurde eine deutlich höhere Regenwurmdichte als in Sandböden nachgewiesen, die sich noch deutlicher in der Biomasse widerspiegelte (Abb. 4).

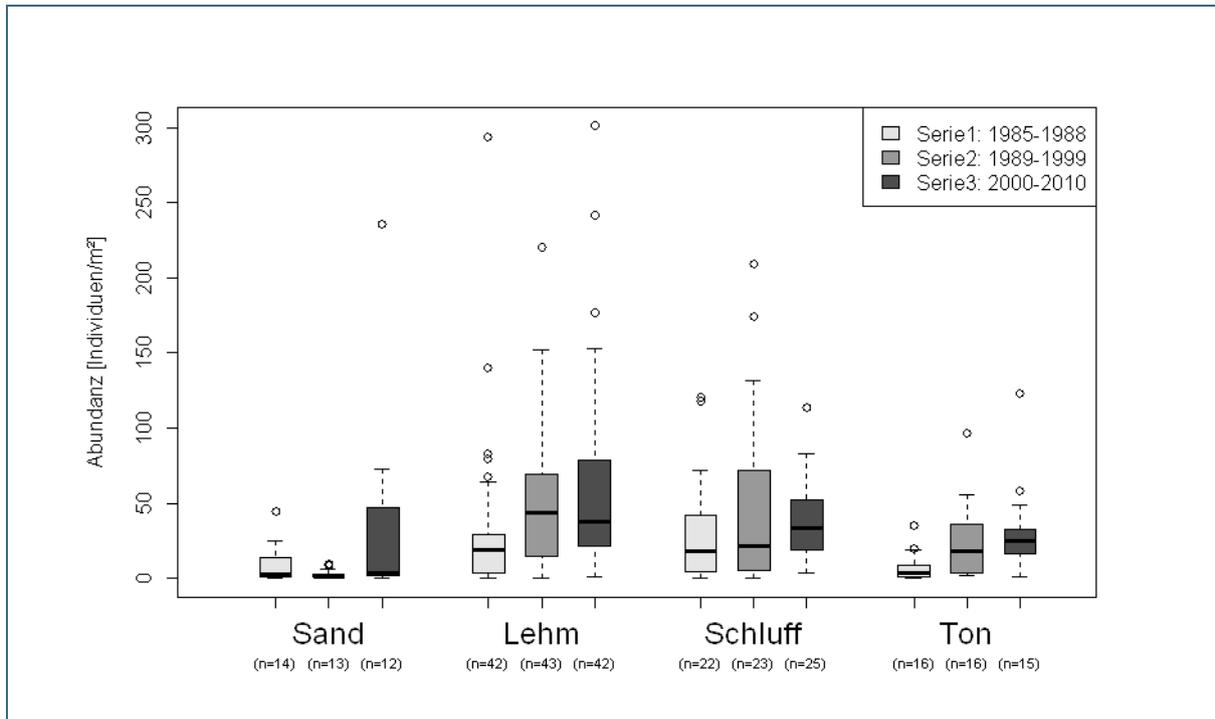


Abb. 3: Box-Whisker-Plots zur Abundanz der Regenwürmer auf Acker-BDF von 1985-2010 je Bodenarten-Hauptgruppe und Probenahmeserie.

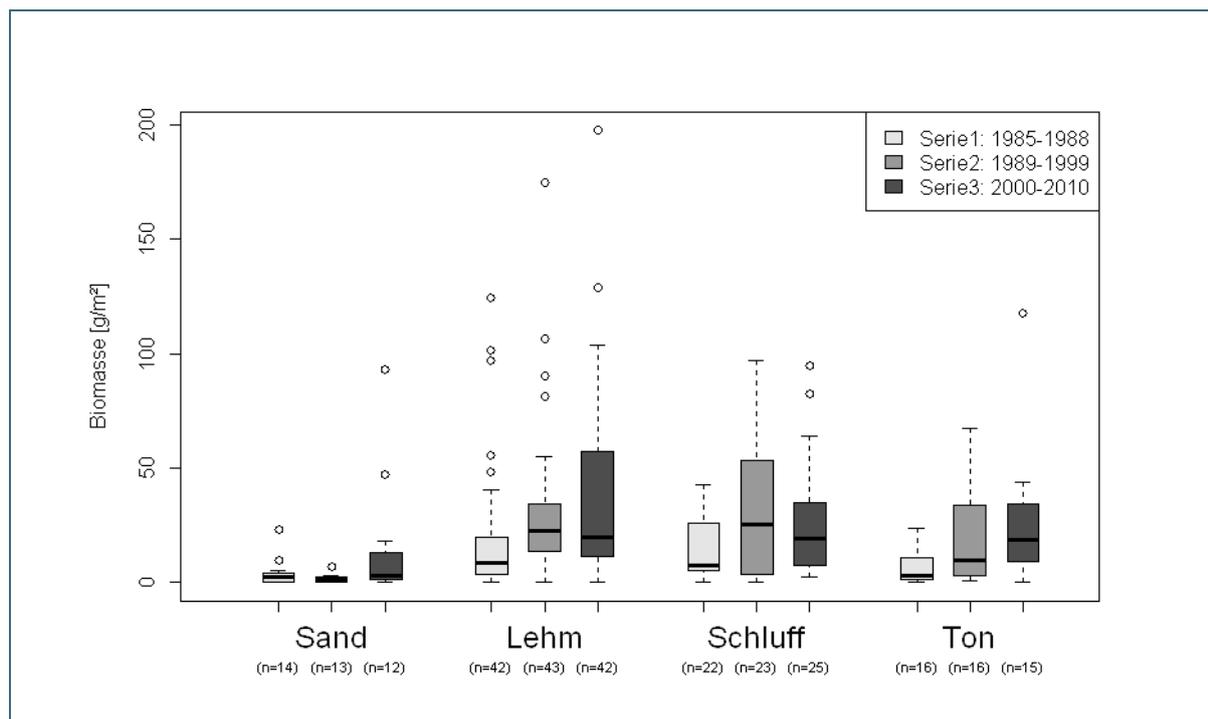


Abb. 4: Box-Whisker-Plots zur Biomasse der Regenwürmer auf Acker-BDF von 1985-2010 je Bodenarten-Hauptgruppe und Probenahmeserie.

Die durchschnittliche Abundanz der Regenwürmer in Acker-BDF stieg zusätzlich mit der Zeit von Serie 1 zur Serie 3 von 24,5 auf 46,8 Individuen/m² signifikant an (Tab. 2). Aufgrund der beachtlichen Streuung und der geringeren Flächenanzahl der Acker-BDF war dies mit Ausnahme von Ton in den jeweiligen Bodenarten-Hauptgruppen nicht mehr signifikant, obwohl sich eine entsprechende Differenzierung andeutete (Abb. 3). Diese wurde deutlicher in den Daten zum Tauwurm (*Lumbricus terrestris*). Innerhalb aller Bodenarten-Hauptgruppen wurden Zunahmen in der Abundanz von *Lumbricus terrestris* mit der Zeit festgestellt, signifikant waren diese für Lehm-, Ton- und Schluffäcker (Tab. 2). Die durchschnittliche Abundanz adulter Individuen von *Lumbricus terrestris* nahm in den Acker-BDF von der 1. zur 3. Serie um ca. das 4-fache von 0,8 auf 3,4 Individuen/m² signifikant zu (Tab. 2). In Sandäckern fanden sich im Mittel in allen Serien deutlich weniger Individuen von *Lumbricus terrestris* als in Lehm-, Schluff- und Tonäckern (Tab. 2).

Tab. 2: Durchschnittliche Abundanz der Regenwürmer in Acker-BDF in den 3 Probenahmeserien (Mittelwerte, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmeserien innerhalb der Bodenarten-Hauptgruppe; T-Test, Bonferroni korrigiert).

	Äcker	Serie 1 (1985-1988)		Serie 2 (1989-1999)		Serie 3 (2000-2010)	
Regenwürmer	Gesamt	24,5^a	(n=94)	38,7^{ab}	(n=95)	46,8^b	(n=94)
<i>L. terrestris</i> (adult)	Sand	0,2 ^a	(n=14)	0,1 ^a	(n=13)	1,4 ^a	(n=12)
	Lehm	1,2 ^a	(n=42)	2,0 ^{ab}	(n=43)	3,8 ^b	(n=42)
	Schluff	0,5 ^a	(n=22)	2,0 ^{ab}	(n=23)	3,6 ^b	(n=25)
	Ton	0,7 ^a	(n=16)	1,8 ^{ab}	(n=16)	3,2 ^b	(n=15)
	Gesamt	0,8^a	(n=94)	1,7^a	(n=95)	3,4^b	(n=94)

In nahezu allen Bodenklimaräumen in Bayern zeigte sich eine Zunahme der Besiedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* (Abb. 5). Auch in Unterfranken, als trockene Region Bayerns, ist ein positiver Bestandstrend festzustellen.

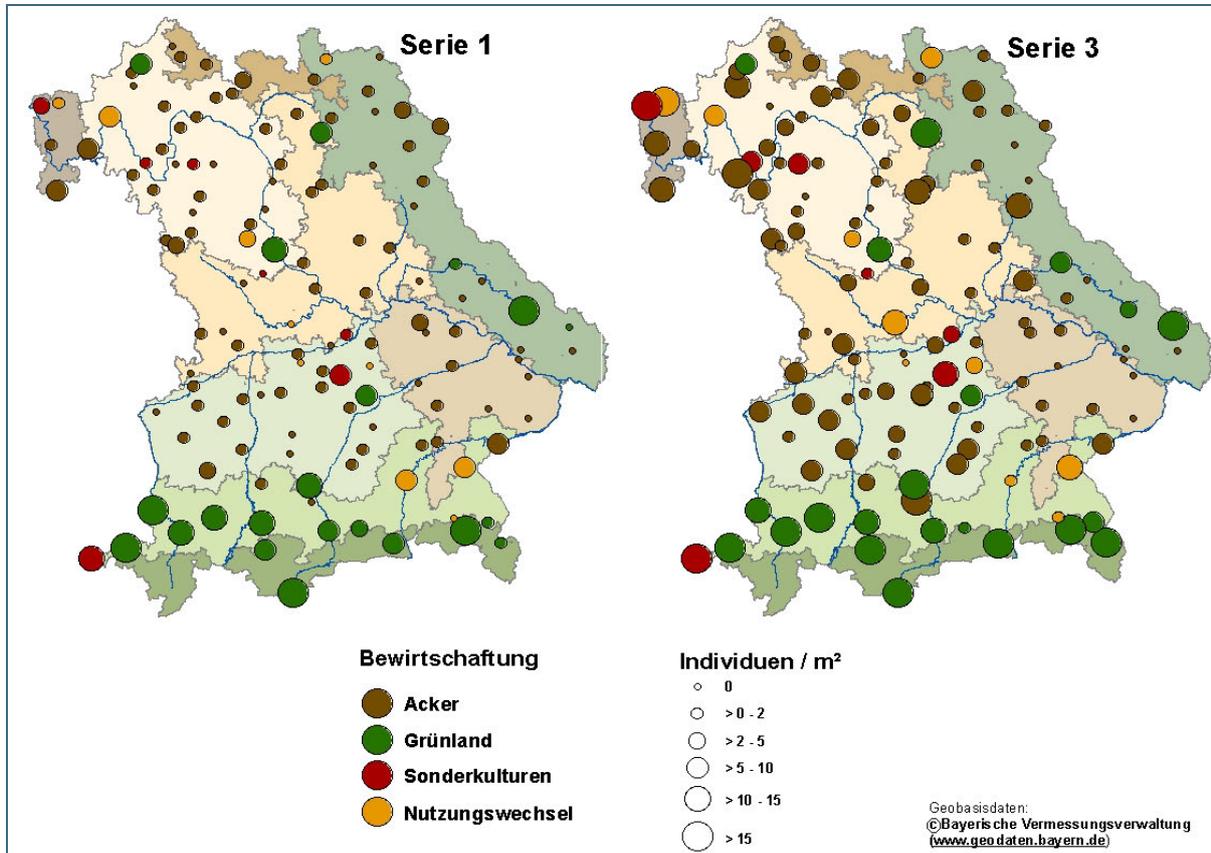


Abb. 5: Abundanz adulter *Lumbricus terrestris* in den Bodenklimaräumen – Vergleich Probenahmeserie 1 und 3.

Die Artenvielfalt der Regenwürmer in Äckern differenzierte ebenfalls zwischen den Bodenarten-Hauptgruppen. Lehm-, Schluff- und Tonäcker wiesen mit durchschnittlich 3,5 bis 4,0 Arten pro Probe eine signifikant höhere Artenzahl auf als Sandäcker mit lediglich 1,7 Arten. Innerhalb jeder Bodenarten-Hauptgruppe nahm die erfasste Artenzahl von der 1. zur 3. Serie zu. Signifikant war diese Zunahme für Lehm- und Schluffböden (Abb. 6).

Im Unterschied zum Grünland stieg die durchschnittlich erfasste Artenzahl der Regenwürmer nur im Acker mit der Zeit signifikant von 2,9 Arten in der Serie 1 auf 3,5 Arten in der Serie 2 bis zu 4,1 Arten in der Serie 3 an (Tab. 3). Die durchgängige Erhöhung der Artenzahl in Äckern über die drei Serien ist vermutlich eine Folge des Anstiegs in der Besiedlungsdichte der Regenwürmer (Tab. 2). Dadurch erreichen Arten mit sehr geringen Siedlungsdichten, erst die für ihren Nachweis erforderliche Häufigkeit.

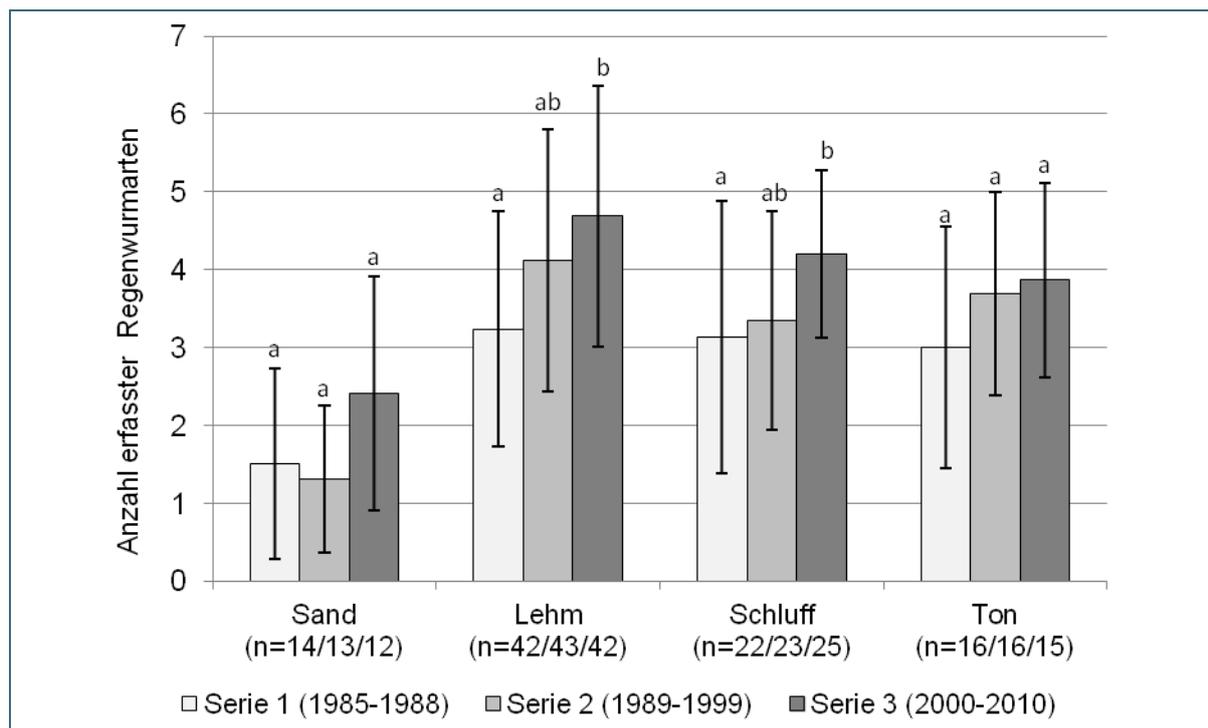


Abb. 6: Durchschnittliche Anzahl Regenwurmartens in Acker-BDF je Probenahmeserie (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Serien innerhalb der Bodenarten-Hauptgruppe; T-Test, Bonferroni korrigiert).

Tab. 3: Durchschnittliche Anzahl erfasster Regenwurmartens für Acker- und Grünland-BDF je Probenahmeserie (Mittelwerte, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Serien innerhalb der Nutzungsart; T-Test, Bonferroni korrigiert).

	Serie 1 (1985-1988)		Serie 2 (1989-1999)		Serie 3 (2000-2010)	
Acker	2,9 ^a	(n=94)	3,5 ^b	(n=95)	4,1 ^c	(n=94)
Grünland	5,7 ^a	(n=21)	6,0 ^a	(n=21)	6,4 ^a	(n=21)

3.3 Mögliche Ursachen für die Zunahme der Regenwürmer in Acker-BDF

Nachdem im Acker von der 1. zur 3. Probenahmeserie deutlich mehr Veränderungen im Regenwurmbestand als im Grünland (nur für *L. terrestris*) zu erkennen waren, liegt es nahe zur Erklärung hierfür Änderungen in der Bewirtschaftung heranzuziehen. Dabei kommt dem Zwischenfruchtanbau, dem Anteil an Blattfrüchten in der Fruchtfolge und der Bodenbearbeitung eine besondere Bedeutung zu. Der Zwischenfruchtanbau blieb allerdings von 1986 bis 2007 im Anteil unverändert innerhalb eines Schwankungsbereiches von 10 bis 20 % (Abb. 7). Ebenfalls auf gleichbleibendem Niveau bewegte sich der jährliche Anteil der Äcker mit Leguminosen als Hauptfrucht.

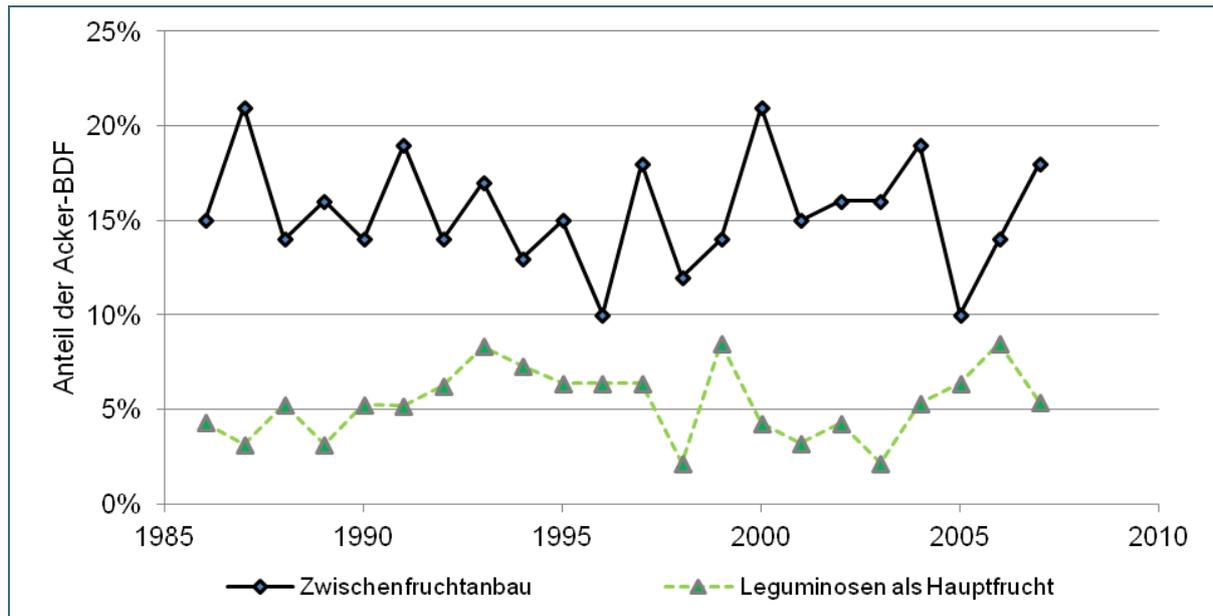


Abb. 7: Anteil der Acker-BDF mit Zwischenfruchtanbau und Leguminosenanbau als Hauptfrucht in den Jahren von 1985 bis 2006 (einbezogen wurden nur die von 1985 bis 2006 durchgehend als Acker bewirtschafteten BDF).

Dagegen nahm die voll wendende Bodenbearbeitung von 1985 bis 2007 um ca. 20 % signifikant ab (Abb. 8, $r = 0,862$, $\alpha = 0,01$) und könnte somit den bayernweiten Trend der Zunahme der Regenwurmdichte in Äckern erklären. Acker-BDF, in denen in höchstens 50 % der Jahre eine wendende Bodenbearbeitung erfolgte, zeigten sowohl in der Gesamtabundanz der Regenwürmer als auch in der Abundanz von *Lumbricus terrestris* sowie in der Artenanzahl höhere Werte als Äcker mit intensiver Bodenbearbeitung (Pflugeinsatz in mehr als > 75 % der Untersuchungsjahre, Tab. 4, Abb. 9). Signifikant war dies nur für *Lumbricus terrestris*, der mit durchschnittlich 4,1 Individuen/m² eine um den Faktor 3 höhere Abundanz auf Äckern mit geringerer Bodenbearbeitung hatte (Abb. 9, Tab. 4). Die positive Wirkung von reduzierter Bodenbearbeitung auf die Regenwurmbesiedlung haben bereits zahlreiche Untersuchungen gezeigt (BAUCHHENß 1988, HOFMANN et al. 2003, JOHNSON-MAYNARD et al. 2007, JOSCHKO et al. 2009, KRÜCK et al. 2001, MAURER-TROXLER et al. 2006). KRÜCK et al. (2001) konnten im sächsischen Lößhügelland durch Pflugverzicht eine Zunahme der Regenwurmbundanz um den Faktor 2,5 nachweisen, wobei der Tiefgräber *Lumbricus terrestris* besonders profitierte. Durch reduzierte Bodenbearbeitung bleiben nicht nur die Wohnröhren von *Lumbricus terrestris* weitestgehend erhalten, sondern von großer Bedeutung ist auch, dass organische Substanz (Ernterückstände) an der Bodenoberfläche verbleibt bzw. nur flach eingearbeitet wird. Dadurch werden für den Tiefgräber *Lumbricus terrestris*, der seine Nahrung an der Bodenoberfläche einsammelt und in seine Röhre zieht, günstigere Nahrungsbedingungen geschaffen.

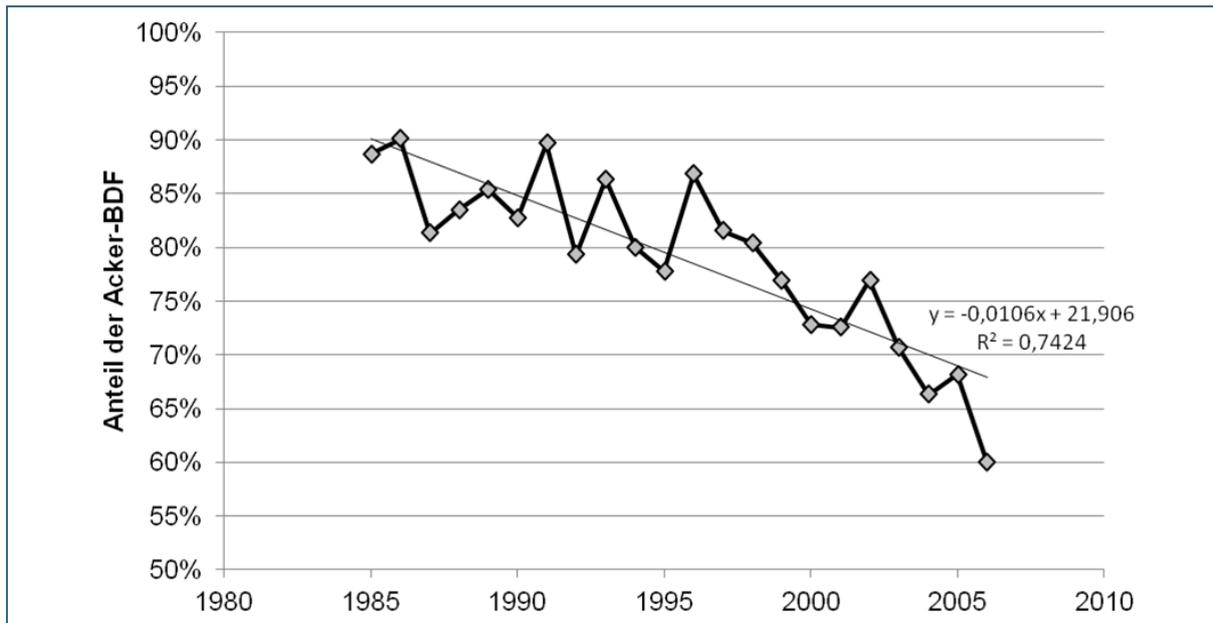


Abb. 8: Anteil der Acker-BDF mit Pflugeinsatz in den Jahren von 1985 bis 2006 (einbezogen wurden nur die von 1985 bis 2006 durchgehend als Acker bewirtschafteten BDF).

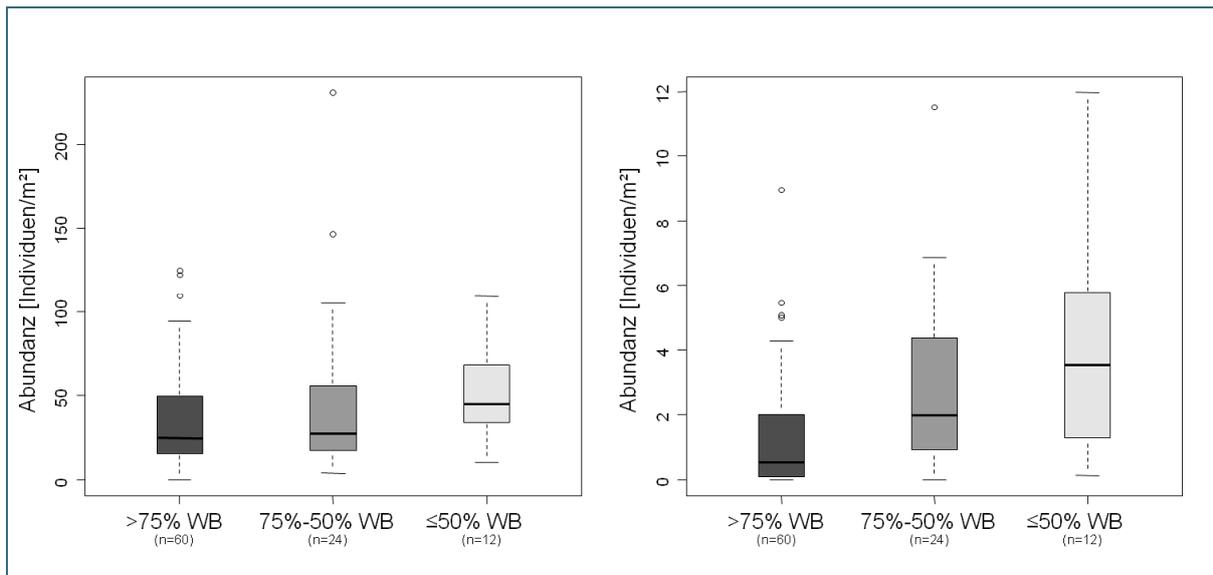


Abb. 9: Box-Whisker-Plots der durchschnittlichen Gesamtabundanz (links) und der durchschnittlichen Abundanz adulter *Lumbricus terrestris* (rechts) auf Acker BDF mit unterschiedlicher Bodenbearbeitungsintensität (Anteil Jahre mit wendender Bodenbearbeitung (WB) von 1985 bis 2006).

Tab. 4: Regenwurmbesiedlung in Acker-BDF mit unterschiedlicher Bodenbearbeitungsintensität (Anteil Jahre mit wendender Bodenbearbeitung (WB, Pflug) von 1985 bis 2006). (Mittelwerte, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsintensitäten T –Test, Bonferroni, korrigiert).

	Anteil Jahre mit Pflugeinsatz		
	>75% (n=60)	75-50% (n=24)	≤50% (n=12)
Gesamt-Abundanz (Individuen/m ²)	35,1 ^a	45,5 ^a	52,5 ^a
<i>L. terrestris</i> : Abundanz adulter Individuen/m ²	1,4 ^a	2,9 ^b	4,1 ^b
Artenzahl	4,8 ^a	4,8 ^a	5,9 ^a

3.4 Sonderkulturen (Hopfen, Wein und Obst)

Alle 3 Hopfen-BDF und alle 3 Wein-BDF wiesen, wenngleich auch in unterschiedlicher Höhe, in der 3. Probenahmeserie höhere Regenwurmabundanzen auf als in der 1. und 2. Serie (Tab. 5). Dies trifft auch für den Tiefgräber *Lumbricus terrestris* zu. Begrünungen und Bodenbedeckung zwischen den Reihenkulturen, die zu einem besseren Streuangebot und zu einem ausgeglicheneren Bodenklima beitragen, haben dabei wahrscheinlich einen wesentlichen Einfluss (BAUCHHENß 1986). Die Regenwurmbesiedlungsdichte der einzigen Obst-BDF liegt in der Größenordnung von Grünlandflächen. Von der 1. zur 3. Serie konnte dort für *Lumbricus terrestris* eine positive Entwicklung festgestellt werden (Tab. 5).

Tab. 5: Durchschnittliche Abundanz (Individuen/m²) der Regenwürmer in den Sonderkulturen.

		Serie 1 (1985-1988)	Serie 2 (1989-1999)	Serie 3 (2000-2010)
Gesamt-Abundanz	Hopfen (n=3)	39,1	9	45
	Wein (n=3)	2,3	5,7	96,8
	Obst (n=1)	63	294	194
L. terrestris (Adult)	Hopfen (n=3)	2,1	0,7	5,5
	Wein (n=3)	1,2	1,1	15,9
	Obst (n=1)	10,4	12,8	27,2

4 Zusammenfassende Beurteilung und Ausblick

Die Ergebnisse aus den Untersuchungen auf den Bodendauerbeobachtungsflächen für die landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns geben keine Hinweise auf eine Abnahme der Besiedlungsdichte und der Artenvielfalt von Regenwürmern. Während die Gesamt-Abundanz und Artenvielfalt der Regenwürmer im Grünland seit 1985 unverändert blieben, waren in Acker-BDF sogar Zunahmen festzustellen. Die Bewirtschaftung der vergangenen 10 Jahre steht demnach nicht im Widerspruch mit dem Erhalt der Regenwurmfauna. Dies gilt nicht für den Grünlandumbruch, da Ackerböden deutlich geringer von Regenwürmern besiedelt sind.

Für den tiefgrabenden Tauwurm (*Lumbricus terrestris*) konnte sowohl für den Nutzungstyp Grünland als auch für Äcker eine signifikante Zunahme von der 1. zur 3. Probenahme-Serie ermittelt werden. Auf Ackerflächen konnte hierbei, wie bereits in anderen Studien zahlreich belegt (BAUCHHENß 1988, JOHNSON-MAYNARD et al. 2007, KRÜCK et al. 2001, MAURER-TROXLER et al. 2006, JOSCHKO et al. 2009), die Bodenbearbeitung als möglicherweise entscheidender Faktor identifiziert werden. Als weitere Erklärung der Zunahme von *Lumbricus terrestris* sind Änderungen der klimatischen Bedingungen zu diskutieren (Winterfrost, Höhenlagen usw.). Insbesondere für die positive Entwicklung im Grünland waren wahrscheinlich klimatische Faktoren, wie kürzere und wärmere Winter, entscheidend.

Methodische Untersuchungen zur Regenwurmerfassung (EHRMANN & BABEL 1991, FRÜND & JORDAN 2003, PELOSI et al. 2009) zeigten mittlerweile, dass für eine gute Bestandserfassung der Regenwürmer eine Austreibungsmethode kombiniert mit einer Handauslese unerlässlich ist. Deshalb wird ab der 4. Serie die Formalinmethode um eine Handauslese ergänzt. Dadurch wird vor allem in Äckern ein deutlich höherer Erfassungsgrad insbesondere der endogäischen Regenwurmart erreicht, um somit bessere standortstypische Kennwerte in der Regenwurmbesiedlungsdichte zu erhalten.

Über die vorliegende Darstellung hinaus wird eine weiterführende Auswertung der Daten zu Standorts- und Bewirtschaftungsfaktoren, den Bodenarten-Hauptgruppen und der Verbreitung der Regenwurmart in Bayern erfolgen. Dabei soll soweit möglich aufgezeigt werden inwieweit sich einzelne acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen innerhalb der Landnutzung auf die Lumbriciden auswirken.

Trendaussagen auf der Ebene der einzelnen BDF dürften erst nach 1 bis 2 weiteren Probenahmen möglich werden. Inter-annuelle Schwankungen der Regenwurmpopulationen (EHRMANN et al. 2007) werden zukünftig durch 1-2 jährige Beprobungen an etwa 5 ausgewählten Acker-BDF dargestellt.

Literatur

- BAUCHHENß, J. (1982): Artenspektrum, Biomasse, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden (Regenwürmer) auf unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandflächen verschiedener Standorte Bayerns. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, 59. Jahrg., Heft 1, 119-124.
- BAUCHHENß, J. (1986): Die Bodenfauna landwirtschaftlich genutzter Flächen. Laufener Seminarbeiträge 7, 18-28.
- BAUCHHENß, J. (1988): Funktion der Bodentiere auf Flächen mit extensiver Bodenbearbeitung. – Schule und Beratung Heft 1-2, Seite III-10 bis III-12.
- BEYLICH, A & GRAEFE, U. (2007): Lumbriciden in der Boden-Dauerbeobachtung: Darstellung von Referenzbereichen, Baselines und Veränderungstendenzen an Beispielen aus Norddeutschland. Texte 34/07 Umweltbundesamt, 33-53.
- EHRMANN, O. & BABEL, U. (1991): Quantitative Regenwurmerfassung – ein Methodenvergleich. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 66, I, 475-478.
- EHRMANN, O. (1996): Regenwürmer in einigen südwestdeutschen Agrarlandschaften: Vorkommen, Entwicklung bei Nutzungsänderungen und Auswirkungen auf das Bodengefüge. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 35, Universität Hohenheim, 135S.
- EHRMANN, O., BRAUCKMANN, H.-J., EMMERLING, C., FRÜND, H.-C. (2007): Erfassung und Bewertung von Regenwurmpopulationen – Vorschlag für ein mehrstufiges Bewertungsverfahren. Texte 34/07 Umweltbundesamt, 72-86.
- FRÜND, H.-C. & JORDAN, B. (2003): Regenwurmerfassung mit Senf oder Formalin? Versuche zur Eignung verschiedener Senfzubereitungen für die Austreibung von Regenwürmern. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen, Band 29, 97-102.
- HOFMANN, B., TISCHER, S., CHRISTEN, O. (2003): Einfluss langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Humusgehalt und biologische Bodeneigenschaften. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 15, 288-289.
- JOHNSON-MAYNARD, J.L., UMIKER, K.J., GUY, S.O. (2007): Earthworm dynamics and soil physical properties in the first three years of no-till management. Soil & Tillage Research 94, 338-245.
- JOSCHKO, M., GEBBERS, R., BARKUSKY, D., ROGASIK, J., HÖHN, W., HIEROLD, W., FOX, C.A., TIMMER, J. (2009): Location-dependency of earthworm response to reduced tillage on sandy soil. Soil & Tillage Research 102, 55-66.
- KRÜCK, S., NITZSCHE, O., SCHMIDT, W. (2001): Verbesserte Regenverdaulichkeit durch Regenwurmkaktivität - Regenwürmer vermindern Errosionsgefahr. Landwirtschaft ohne Pflug-1, 18-21.
- KRÜCK, S., JOSCHKO, M., SCHULTZ-STURMBERG, R., KROSCHESKI, B., TESSMANN, J. (2006): A classification scheme for earthworm populations (Lumbricidae) in cultivated agricultural soils in Brandenburg, Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169, 951-660.

MAURER-TROXLER, C., CHERVET, A., RAMSEIER, L., STRUNEY, W.G. (2006): Zur Bodenbiologie nach 10 Jahren Direktsaat und Pflug ähnlich wie auf Dauergrünland. Landwirtschaft ohne Pflug 6, 14-19.

NAGEL, R., (1996): Die Bedeutung von Regenwürmern für den C- und N-Umsatz in einer heterogenen Agrarlandschaft. FAM-Bericht 11, Shaker Verlag, 126 S.

PELOSI, C., BERTRAND, M., CAPOWIEZ, Y., BOIZARD, H., ROGER-ESTRADE, J. (2009): Earthworm collection from agricultural fields: Comparisons of selected expellants in presence/absence of hand-sorting. European Journal of Soil Biology 45, 176-183.

TIMMERMAN, A., BOS, D., OUWEHAND, J., DE GOEDE, R.G.M. (2006): Long-term effects of fertilisation regime on earthworm abundance in a semi-natural grassland area. Pedobiologia 50: 427-432.

TISCHER, S. (2007): Erfassung und Bewertung von Lumbricidenvorkommen sowie deren Schwermetallgehalte auf BDF von Sachsen-Anhalt und Thüringen. Texte 34/07 Umweltbundesamt, 54-71.

Ergebnisse aus zwei Jahrzehnten Radioaktivitätsbodendauerbeobachtung

Peter Spörlein, Petra Wölfel, Bayerisches Landesamt für Umwelt

1 Einleitung

Zur Überwachung der im Zuge der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl emittierten Strahlung in Waldböden wurden 1990 durch das ehemalige Bayerische Geologische Landesamt (GLA) (jetzt Landesamt für Umwelt (LfU)) acht Bodendauerbeobachtungsflächen (Radio-BDF) im Staatsforst angelegt. Diese vollziehen das Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) von 1986. Die erhobenen Daten dienen als Ergänzung zu den von der Landesanstalt für Landwirtschaft erstellten Daten aus Untersuchungen auf landwirtschaftlich betriebenen Flächen. Diese sind Teil des vom Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) betriebenen IMIS ("Integriertes Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Umweltradioaktivität").

Erste Auswertungen zum Verhalten von geogenen (Kalium 40, Radium 226 und Actinium 228) und durch den Tschernobyl-Fallout immittierten, anthropogenen Radionukliden (Cäsium 134, Cäsium 137, Ruthenium 106, Silber 110, Antimon 125 und Cer 144) in Waldböden Bayerns erfolgten Mitte der 90 er Jahre (SCHILLING, 1994). Diese wurden bislang noch zweimal aktualisiert (SCHILLING et al., 2005; SCHILLING, 2006).

Entsprechend dieser Untersuchungen haben sich die Aktivitäten der geogenen Nuklide im Zeitraum von 1990 bis 2005 aufgrund sehr langer Halbwertszeiten (Kalium 40 mit 1,3 Milliarden Jahren) bzw. dauernder Neubildung als Teil einer Zerfallsreihe (Radium 226 und Actinium 228) nicht nachweisbar geändert. Von den anthropogenen Nukliden sind bis zum Jahre 2003 nur noch Cäsium 134 in den Auflagen und Cäsium 137 über die gesamte Mächtigkeit und in relevanten Mengen vorhanden.

Daher wird im Folgenden in erster Linie Cäsium 137 betrachtet, wobei die im Vergleich zu den oben genannten Auswertungen um drei Jahre erweiterte Datengrundlage die bereits gewonnenen Erkenntnisse aktualisieren und vertiefen soll.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsstandorte

Die Untersuchungsflächen wurden im Süden und Osten Bayerns eingerichtet. Dort traten 1986 erhöhte Radionuklidimmissionen auf (SCHILLING, 1994).

Die Bodentypen an den Untersuchungsstandorten sind vergleichbar, die Bodenformen sind in der Region flächenhaft verbreitet. Das Substrat besteht mit Ausnahme der Fläche bei Bruck in der Oberpfalz (ausschließlich Kreidesande) aus Lößlehm. Im Liegenden finden sich Tertiärsande, Niederterrassenschotter und Moränenmaterial sowie untergeordnet Kreidesande.

Bestockung und Unterwuchs sind weitgehend identisch, so dass insgesamt von homogenen Standortfaktoren ausgegangen werden kann (SCHILLING, 1994).

2.2 Bodenprobenahme

Die 100 x 100 m großen Flächen wurden bis 2008 jährlich an 20 Rasterpunkten im Abstand von 20 x 25 m volumenbezogen (Nmin-Bohrer) für die Beprobungstiefen 0 bis 10 cm und 10 bis 30 cm untersucht. Darüber hinaus wurde die Auflage ohne Horizontunterteilung als Ganzes (L+Of+Oh) ebenfalls

volumenbezogen (10 x 10 cm Stechrahmen) beprobt. Aus dem Material der 20 Probenahmepunkte wurde jeweils eine Mischprobe gebildet, so dass pro Fläche und Jahr drei Proben (Auflage; 0 bis 10 cm; 10 bis 30 cm) generiert wurden (SCHILLING, 1994).

Die Probenahme erfolgte bis 2002 durch das ehemalige GLA, von 2003 bis 2006 durch eine externe Firma und im Anschluss durch die Bodenschutzingenieure der Wasserwirtschaftsämter München und Traunstein.

Aufgrund der Aufgabenkritik im Zuge der Verwaltungsreform wurde die Probenahme ab 2009 ausgesetzt und soll in Zukunft nur noch im fünfjährigen Turnus erfolgen.

2.3 Analytik

Nach Lufttrocknung und Siebung < 2 mm wurden die Proben mit hochauflösender Gammaskopie auf folgende, anthropogenen Nuklide untersucht: Cäsium 134, Cäsium 137, Ruthenium 106, Silber 110, Antimon 125 und Cer 144.

Außerdem wurden auch geogene Nuklide, wie Kalium 40, Radium 226 und Actinium 228 bestimmt. Hierzu wurde die Probe in eine für den Untersuchungszweck geeignete, kalibrierte Messgeometrie gebracht. Die dabei emittierte Gammastrahlung wurde mit einem Reinst-Germanium-Halbleiterdetektor energiedispersiv bestimmt (BMU, 1998).

2.4 Datenaufbereitung

Um die Flächen hinsichtlich ihres Stoffbestands untereinander vergleichen zu können, sind Konzentrationsangaben nicht ausreichend, sondern Stoffvorräte notwendig. Diese berücksichtigen die jeweils beprobten Tiefenintervalle und bodenspezifischen Lagerungsdichten.

Demzufolge wurde der um den Skelettgehalt korrigierte Cs137-Vorrat je Tiefenintervall nach Formel 1 berechnet.

Formel 1:

$$\text{Cs137 - Vorrat [Bq/m}^2\text{]} = \text{spezifische Cs137 - Aktivität [Bq/kg]} \times \text{Umrechnungsfaktor [kg/m}^2\text{]} \times \frac{(100 - \text{Skelettgehalt [\%]})}{100}$$

Der für die Umrechnung der spezifischen Aktivität [Bq/kg] in Vorrat notwendige Umrechnungsfaktor [Bq/m²] je Tiefenintervall im Mineralboden wurde nach Formel 2 bestimmt.

Formel 2:

$$\text{Umrechnungsfaktor}_{\text{Mineralboden}} [\text{kg/m}^2] = \frac{\text{Pr obentrockengewicht [g]}}{\text{Volumen } N_{\text{min}} - \text{Bohrer [cm}^3\text{]}} \times \text{Tiefenintervall [cm]} \times 10$$

Der Umrechnungsfaktor [Bq/m²] für die Auflage wurde entsprechend Formel 3 ermittelt:

Formel 3:

$$\text{Umrechnungsfaktor}_{\text{Auflage}} [\text{kg/m}^2] = \frac{\text{Pr obentrockengewicht [g]}}{\sum_{i=1}^n \text{Auflagenmächtigkeit am Pr obenahmepunkt [cm]} \times \text{Stechrahmenfläche [cm}^2\text{]}} \times \text{mittlere Auflagenmächtigkeit [cm]} \times 10$$

Aus dem Startwert des Cs137-Vorrates von 1990 wurde außerdem über das Zerfallsgesetz die theoretische Abnahme bis 2008 entsprechend Formel 4 ermittelt.

$$\text{Formel 4: } N(t) = N_0 \times e^{\frac{-\ln 2 \times t}{T_{1/2}}}, \text{ wobei}$$

N(t): Zahl der im Zeitpunkt t unzerfallenen Atome,
N₀: Zahl der im Zeitpunkt t₀ = 0 unzerfallenen Atome,

T_{1/2}: Halbwertszeit (Cs137 = 30,17 a),
t: verstrichene Zeit nach Zeitpunkt t₀ = 0.

2.5 Statistik

Die Cs-137-Vorräte wurden mittels Streudiagramm und exponentieller Kurvenanpassung graphisch analysiert, da diese den Atomzerfall am ehesten wiedergibt.

Die zugrundeliegenden Umrechnungsfaktoren wurden analog behandelt, wobei die Kurvenanpassung auf einem linearen Modell basiert.

3 Ergebnisse und Diskussion

Bis 2003 konnte Cs134 noch in den Auflagen nachgewiesen werden (SCHILLING, 2005), ab 2007 ist Cs134 auch dort nicht mehr messbar.

3.1 Umrechnungsfaktoren

Die folgenden Abbildungen zeigen den Verlauf der Umrechnungsfaktoren für Auflage und Mineralboden (0-10 cm, 10-30 cm) von 1990 bis 2008. Zur optischen Orientierung wurden der Mittelwert aller Flächen und eine lineare Regressionsgerade einbezogen.

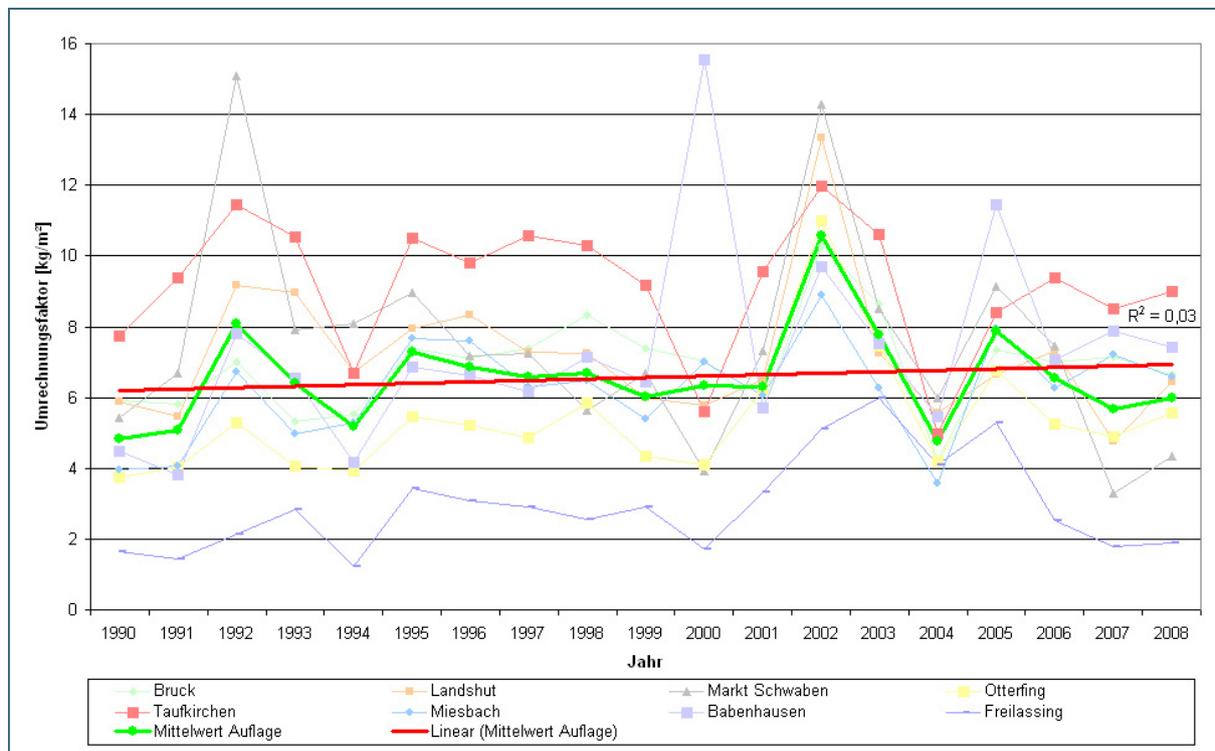


Abb. 1: Verlauf der Umrechnungsfaktoren für die Auflage von 1990 bis 2008

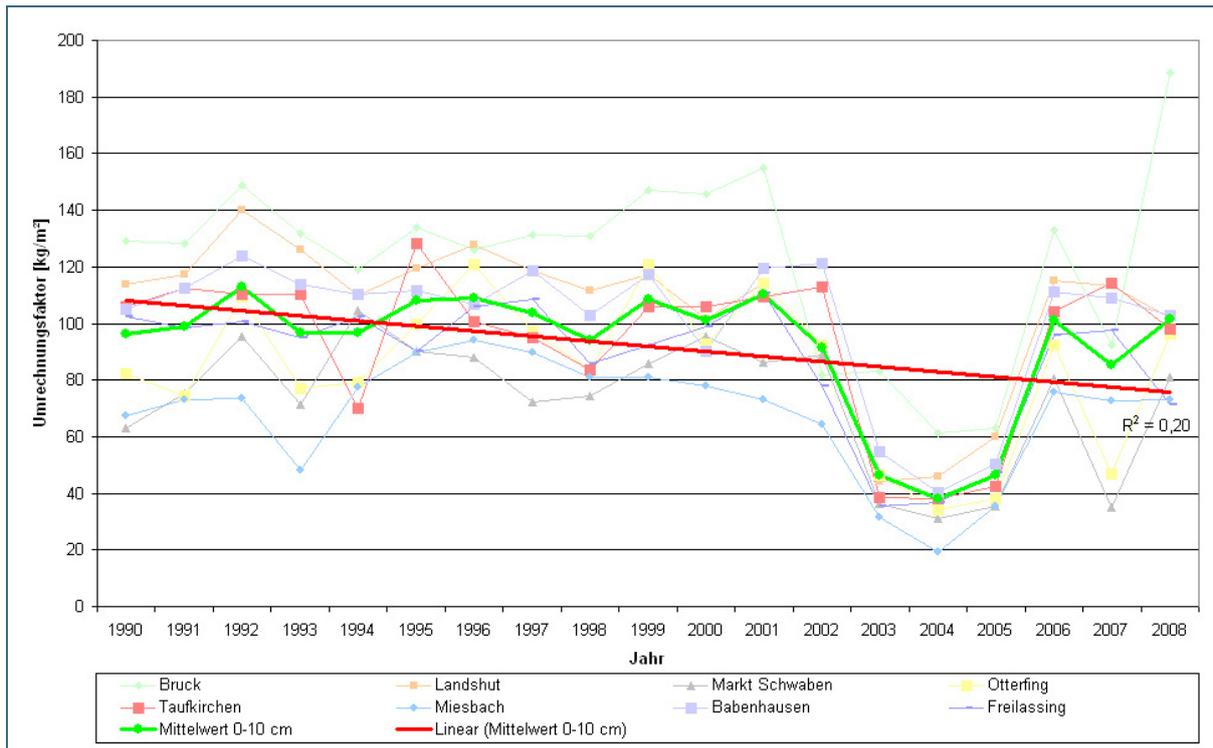


Abb. 2: Verlauf der Umrechnungsfaktoren für den Mineralboden 0 bis 10 cm von 1990 bis 2008

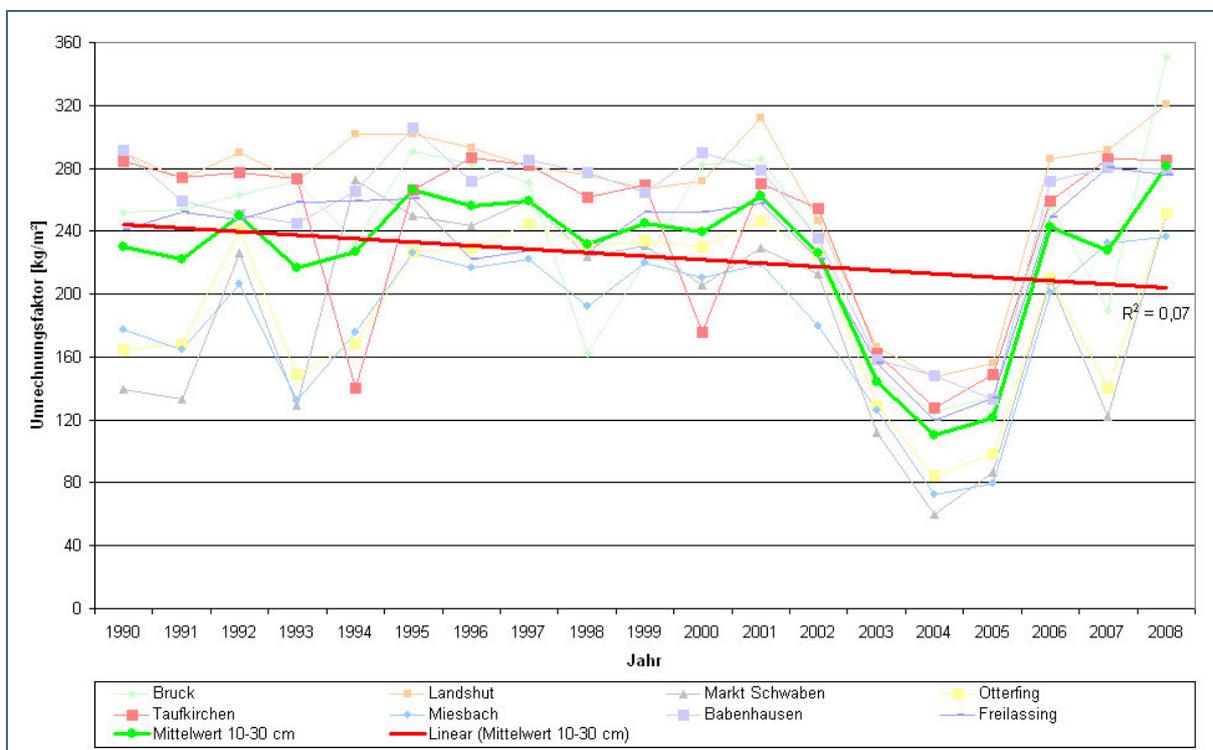


Abb. 3: Verlauf der Umrechnungsfaktoren für den Mineralboden 10 bis 30 cm von 1990 bis 2008

Deutlich erkennbar sind starke Schwankungen sowohl in der Auflage als auch bei den Tiefenintervallen des Mineralbodens. Der im Mineralboden in beiden Tiefenstufen angedeutete Abwärtstrend wird hauptsächlich durch von 2003 bis 2005 auffällige Abnahmen verursacht. Diese könnten auf operationelle Abweichungen hindeuten, da während dieses Zeitraums die Probenahme von einer externen Firma durchgeführt wurde.

Als Ursachen für die starken Schwankungen kommen sowohl natürliche, als auch künstlich erzeugte Faktoren in Frage. Da das Ausgangssubstrat, vorwiegend Lößlehm, relativ homogen aufgebaut sein sollte, sind die Schwankungen wahrscheinlich auf Fehler in der Probenahme zurückzuführen. Deshalb werden im Folgenden die möglichen künstlichen Einflussgrößen der Probenahme (Mächtigkeitsermittlung, Probengewicht, Volumen des Nmin-Bohrers) und deren Auswirkung auf den Umrechnungsfaktor näher beleuchtet (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Mögliche Ursachen für die Veränderungen des Umrechnungsfaktors

Schicht	Umrechnungsfaktorerhöhung	Umrechnungsfaktorerniedrigung
Auflage	a) mangelhafte Trennung von Auflage und Mineralboden =>höheres Probengewicht b) fehlerbehaftete Ermittlung der (mittleren) Mächtigkeit je Probenahmepunkt =>niedrigere Summenmächtigkeit bei gleichbleibendem Probengewicht	fehlerbehaftete Ermittlung der (mittleren) Mächtigkeit je Probenahmepunkt =>höhere Summenmächtigkeit bei gleichbleibendem Probengewicht
0 bis 10 cm	b) Volumenermittlung des Nmin-Bohrers fehlerhaft bzw. unberücksichtigte Verwendung von Nmin-Bohrern mit verschiedenen Volumina	a) fehlerhafte Summenmächtigkeit da Kernverluste nicht dokumentiert =>niedrigeres Probengewicht bei zu großer Summenmächtigkeit b) Volumenermittlung des Nmin-Bohrers fehlerhaft bzw. unberücksichtigte Verwendung von Nmin-Bohrern mit verschiedenen Volumina c) mangelhafte Trennung von Auflage und Mineralboden =>niedrigeres Probengewicht bei gleichbleibender Summenmächtigkeit d) höherer, natürlich bedingter Kohlenstoffanteil im Oberboden an den Probenahmepunkten =>niedrigeres Probengewicht bei gleichbleibender Summenmächtigkeit
10 bis 30 cm	Volumenermittlung des Nmin-Bohrers fehlerhaft bzw. unberücksichtigte Verwendung von Nmin-Bohrern mit verschiedenen Volumina	fehlerhafte Summenmächtigkeit da Kernverluste nicht dokumentiert =>niedrigeres Probengewicht bei zu großer Summenmächtigkeit

Die Werteschwankungen des Umrechnungsfaktors bei Auflage und Oberboden (0-10 cm) sind wahrscheinlich hauptsächlich auf die mangelhafte Trennung dieser beiden Schichten zurückzuführen.

Der Zickzackverlauf in der Tiefenstufe von 10 bis 30 cm kann wohl vornehmlich auf nicht ausreichend dokumentierte Kernverluste zurückgeführt werden.

3.2 Cs137-Vorräte

Den Zeitverlauf der Cs137-Vorräte an den Untersuchungsstandorten zeigen die folgenden Abbildungen. Zur Orientierung sind jeweils die Kurve des Mittelwerts von allen Vorräten, die daraus abgeleitete exponentielle Trendlinie sowie die auf dem ersten Mittelwert von 1990 basierende Kurve des theoretischen Zerfalls dargestellt.

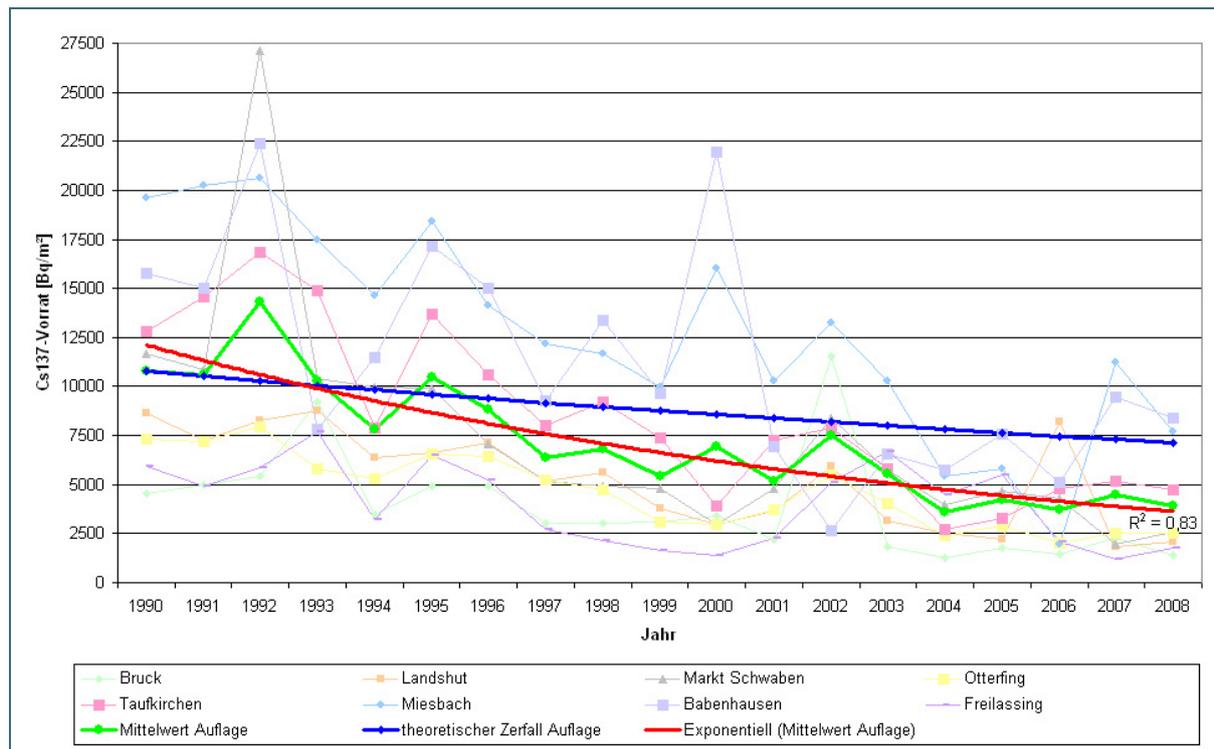


Abb. 4: Verlauf des Cs137-Vorrats in der Auflage aller Radio-BDF von 1990 bis 2008

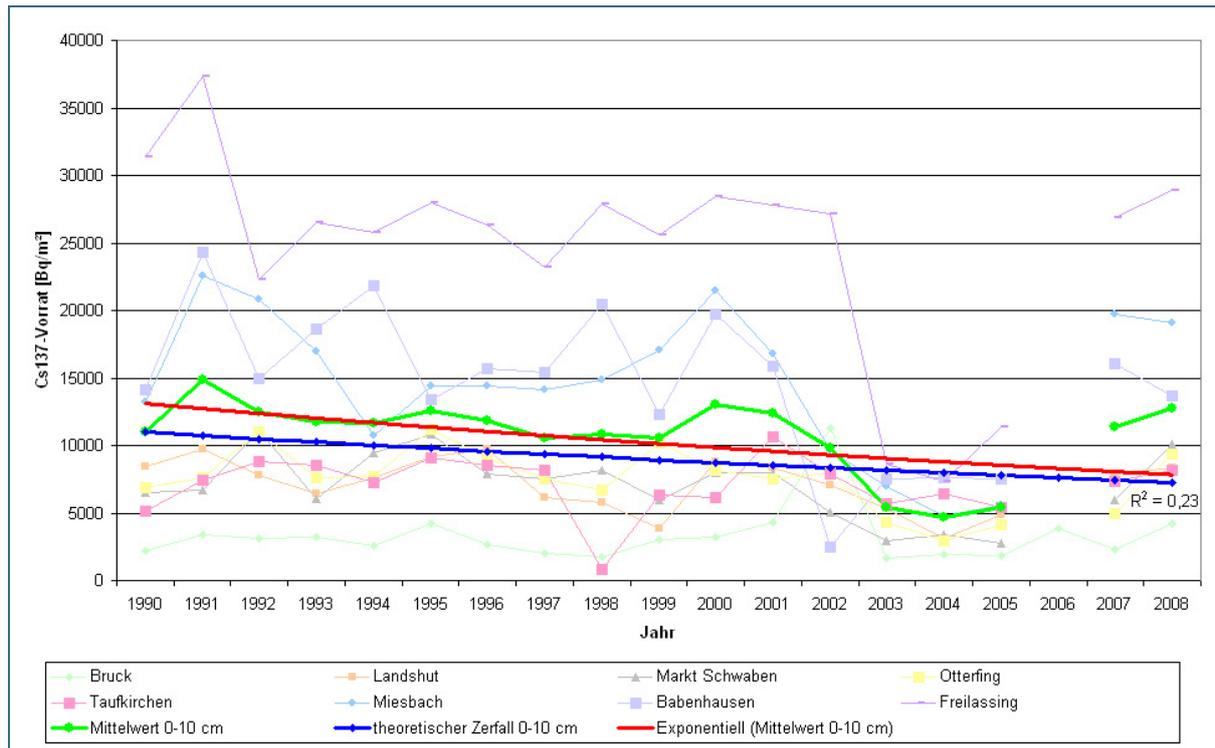


Abb. 5: Verlauf des Cs137-Vorrats im Mineralboden von 0 bis 10 cm aller Radio-BDF von 1990 bis 2008 (Ausreißerbereinigung in 2006)

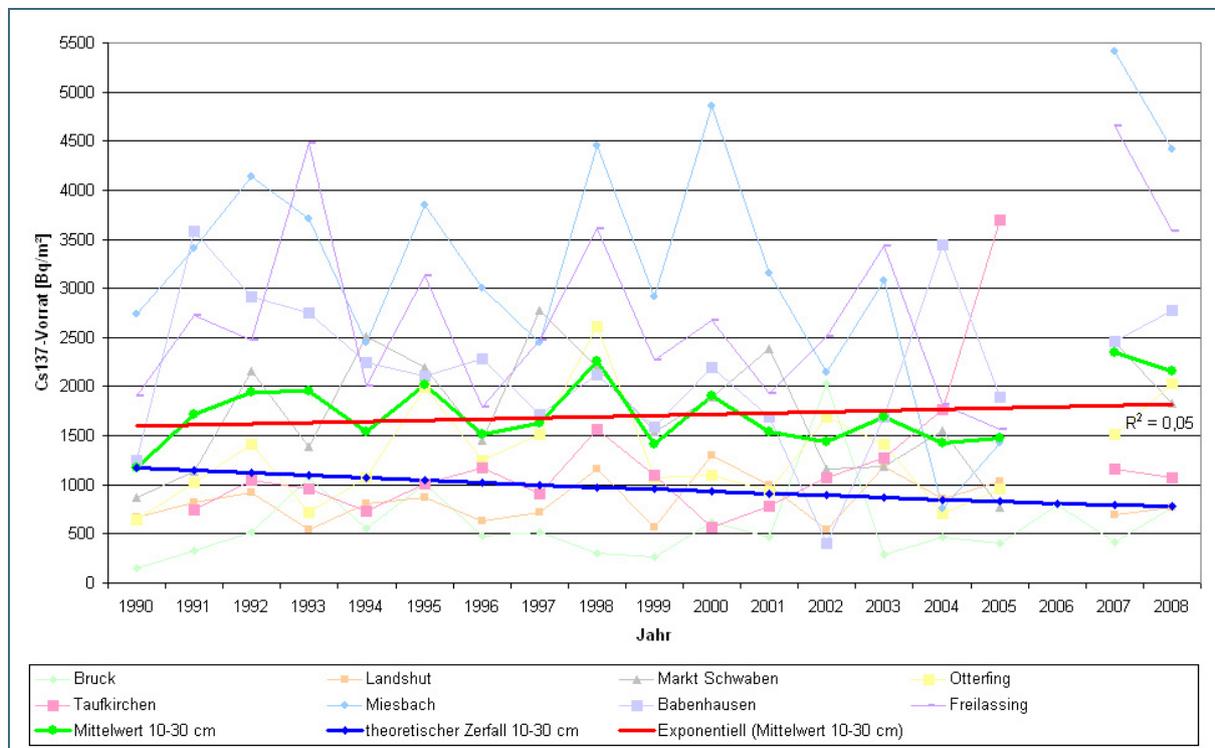


Abb. 6: Verlauf des Cs137-Vorrats im Mineralboden von 10 bis 30 cm aller Radio-BDF von 1990 bis 2008

Die zum Teil deutlichen Schwankungen der Vorräte spiegeln die Variabilität der Umrechnungsfaktoren wider. Die größten Vorräte finden sich nach wie vor in Auflage und der obersten Mineralbodenschicht (0-10 cm). So besteht weiterhin die Gefahr einer radioaktiven Belastung vor allem von Pflanzen, die aus der Humusaufgabe und dem obersten Mineralboden ihre Nährstoffe beziehen (z.B. Pilze, Heidelbeere) und von bodenwühlenden Tieren (z. B. Wildschweine).

Die dem Zerfallsgesetz folgende exponentielle Annäherung an die Mittelwerte erzielt bei der Auflage ein hohes Bestimmtheitsmaß (R^2) und liegt unterhalb der Kurve des theoretischen Zerfalls. Dies weist auf eine deutliche Abnahme hin. Die mögliche Nachlieferung über den Streufall (Vegetationspumpe) dürfte sich deshalb auf nur geringem Niveau bewegen.

Im Tiefenintervall von 0 bis 10 cm ist ebenfalls noch eine Abnahme zu verzeichnen. Diese liegt aber oberhalb der durch das Zerfallsgesetz bestimmten Abnahme und bewegt sich auf geringerem Niveau. Bei der Tiefenstufe von 0 bis 10 cm ist tendenziell eine Zunahme festzustellen. Die Mittelwertkurve verläuft zudem deutlich über der des theoretischen Zerfalls.

Die große Abnahme in der Auflage, die relativ gering ausfallende Abnahme im Tiefenintervall 0 bis 10 cm und die tendenzielle Zunahme in der Tiefenstufe von 10 bis 30 cm weisen auf die sich weiter fortsetzende Tiefenverlagerung von Cs137 hin, die vor allem auf Bioturbation (VÖLKE, 2002) aber auch in geringerem Maße auf Transport mit dem Sickerwasser beruhen könnte (BOSEW, 2004). Bereits bei der ersten Untersuchung vier Jahre nach dem Reaktorunfall war Cs137 auch bereits in tieferen Bodenschichten (> 10 cm) zu finden (SCHILLING, 1994).

Die um drei Messpunkte erweiterten Kurvenverläufe bestätigen damit die bisherigen Erkenntnisse zum Verhalten von Cs137 in Böden Bayerns (SCHILLING, 1994 und 2006; SCHILLING et al., 2005):

- Als einziges Nuklid aus dem Tschernobyl-Fallout ist Cäsium 137 noch in relevanten Mengen im Boden vorhanden.
- Der Hauptanteil des durch den Tschernobylunfall immittierten Cs137 befindet sich in der Auflage bzw. im humusreichen Oberboden.
- Die Abnahme des Cs137-Vorrats ist starken Schwankungen unterworfen. Verantwortlich hierfür sind vornehmlich Fehler bei der Probenahme, die zu starken Schwankungen der Umrechnungsfaktoren geführt haben. Bei der Mineralbodenschicht von 0-10 cm wird die Variabilität der Umrechnungsfaktoren darüber hinaus zusätzlich durch natürlich wechselnde Kohlenstoffgehalte beeinflusst.
- Die Aktivität von Cäsium 137 hat sich von 1990 bis 2008 um ca. ein Drittel reduziert.

3.2 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Dauerbeobachtung der Radioaktivität im Boden hat sich vor allem aufgrund des engen Untersuchungsturnus als geeignetes Instrument zur Überwachung des Tschernobylfallouts in Böden bewährt.

So konnten die durch den Reaktorunfall immittierten Radionuklide Cer 144 und Ruthenium 106 bis zum Beginn der neunziger Jahre des letzten Jahrhunderts bestimmt werden (SCHILLING, 1994). Antimon 125 war Ende der 90er noch nachweisbar (SCHILLING, 2006). Cäsium 134 ist seit 2007 nicht mehr analytisch erfassbar.

Cs137 ist als einziges Radionuklid derzeit noch messbar. Von ihm geht nach wie vor eine Gefährdung für die Umwelt und letztlich auch für den Menschen aus, da sich die größten Vorräte in Auflage und der obersten Bodenschicht befinden und somit Wild, Waldbeeren und Waldpilze belastet sein können.

Bei der Vorratsberechnung hat sich als problematisch herausgestellt, dass die Werte infolge des zugrundeliegenden Umrechnungsfaktors sehr starken Schwankungen unterworfen sind. Dieser wird wesentlich von der Probenahme beeinflusst, weshalb hier in Zukunft noch mehr Wert auf eine detaillierte, lückenlose Dokumentation gelegt werden muss. Grundsätzlich sollte darauf geachtet werden, die Rahmenbedingungen der Probenahme möglichst konstant zu halten. Dies bedeutet den Einsatz von möglichst gleichbleibendem und erfahrenerm Probenahmepersonal und Analyseverfahren.

Wesentliche Grundlage für die fundierten Aussagen ist die große Datendichte in einem kurzen Zeitraum. Nur mit -wenigstens zu Beginn- kurzen Untersuchungsintervallen können in relativ kurzen Zeiträumen belastbare Aussagen getroffen werden.

Zu einer Verbesserung der Aussagen hätte sicherlich noch die Erhöhung der Mischprobenzahl von einer auf drei beigetragen, da dadurch auch Aussagen zu Schwankungen innerhalb einer Probenahme möglich gewesen wären. Mit drei Mischproben wäre auch der Startwert für die Berechnung des theoretischen Zerfalls belastbarer gewesen.

Bei Langzeituntersuchungen ist von Beginn an genau zwischen Aufwand und Nutzen abzuwägen, da durch spätere Auswertungen aufgedeckte Versäumnisse in der Regel nur schwer kompensiert werden können.

Literatur:

BOSSEW, P., DITTO, M., FALKNER, TH., HENRICH, E., KIENZL, K. & RAPPELSPERGER, U. (2001): Contamination of Austrian soil with caesium-137. - Journ. of Environm. Radioactivity, Volume 55/2: 187-194, Pinawa (Manitoba, Canada).

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (1998): Messanleitungen für die Überwachung radioaktiver Stoffe in der Umwelt und externer Strahlung - Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung von Radionukliden in Bodenproben, F-y-SPEKT-BODEN-01. Gustav-Fischer-Verlag. 7 S.

SCHILLING, B. (1994): Untersuchungen zum Verhalten radioaktiver Stoffe auf Monitoringflächen im Zeitraum 1990-94. – GLA Fachberichte, 14: S. 25-47, München.

SCHILLING, B., HAMMERL, J., HOLZNER, G., MAHLER, CH., STIMMELMEIER, G. (2005): Monitoring der Radioaktivität im Boden -Veränderungen zwischen 1990 und 2003. GLA Fachberichte, 22. München. 59 S.

SCHILLING, B. (2006): Teil 2 – Waldböden 20 Jahre nach Tschernobyl. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (Hrsg.) (2006): Bericht über die Veränderungen der Radioaktivität in Böden seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl vor 20 Jahren. Eine Bestandsaufnahme der seitdem in Bayern durchgeführten Untersuchungen. Augsburg. 72 S.

VÖLKEL, J. (2002): Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns. – Regensb. Beitr. f. Bodenkde., Landschaftsökolog. Quartärforsch., 1. Regensburg. 135 S.