



**LfL**

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

# 35 Jahre Bodendauerbeobachtung landwirtschaftlich genutzter Flächen in Bayern

Band 5: Regenwürmer



Nummer 02

2022

**Schriftenreihe**

ISSN 1611-4159

## **Impressum**

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)  
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan  
Internet: [www.LfL.bayern.de](http://www.LfL.bayern.de)

Redaktion: Institut für Agrarökologie und Ökologischen Landbau  
Lange Point 12, 85354 Freising-Weihenstephan  
E-Mail: [Agraroeekologie@LfL.bayern.de](mailto:Agraroeekologie@LfL.bayern.de)  
Telefon: 08161 8640-3640

1. Auflage: September 2022

Druck: erscheint als digitale Ausgabe im PDF-Format zum Download

© LfL, alle Rechte beim Herausgeber



**35 Jahre Bodendauerbeobachtung land-  
wirtschaftlich genutzter Flächen  
in Bayern**

**Band 5: Regenwürmer**

**Roswitha Walter & Johannes Burmeister**





---

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1</b>	<b>Einleitung ..... 13</b>
<b>2</b>	<b>Material &amp; Methoden ..... 16</b>
2.1	Probenahme ..... 16
<b>3</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion ..... 19</b>
3.1	Kennwerte der Regenwurmbesiedlung ..... 19
3.1.1	Regenwurmartens der Boden-Dauerbeobachtungsflächen ..... 19
3.1.2	Durchschnittliche Gesamtabundanz, -biomasse und Artenzahl der Regenwürmer auf Acker- und Grünland-BDF seit 2010 (mit der Methodenkombination) ..... 22
3.1.3	Kennwerte für <i>Lumbricus terrestris</i> und zum Shannon-Index..... 26
3.2	Langfristige Entwicklung der Diversität der Regenwürmer sowie der Zeigerart <i>Lumbricus terrestris</i> seit 1985 auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Bayern ..... 29
3.2.1	Acker-BDF ..... 29
3.2.2	Grünland-BDF ..... 36
3.2.3	BDF mit Landnutzungsänderung ..... 41
3.2.4	Sonderkulturen-BDF ..... 43
3.3	Jährliche Populationsschwankungen der Regenwürmer auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ..... 47
3.3.1	Acker-Intensiv-BDF ..... 47
3.3.2	Grünland-Intensiv-BDF ..... 49
3.4	Analyse zu den die Entwicklung der Zeigerart <i>Lumbricus terrestris</i> im Boden landwirtschaftlicher Nutzflächen steuernden Faktoren ..... 53
3.4.1	Acker-BDF ..... 53
3.4.1.1	Ausgewählte erklärende Variablen ..... 53
3.4.1.2	Multiple Modelle ..... 54
3.4.2	Grünland-BDF ..... 57
3.5	Analyse zu den die Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer im Boden unter landwirtschaftlichen Nutzflächen steuernden Faktoren ..... 59
3.5.1	Acker-BDF ..... 59
3.5.1.1	Ausgewählte erklärende Variablen ..... 59
3.5.1.2	Multiple Modelle ..... 62
3.5.2	Grünland-BDF ..... 65
<b>4</b>	<b>Zusammenfassung und Schlussfolgerung ..... 69</b>
4.1	Acker ..... 69
4.2	Grünland ..... 70

---

4.3	Sonderkulturen .....	72
	<b>Danksagung.....</b>	<b>74</b>
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>75</b>

---

## Abbildungsverzeichnis

Seite

- Abb. 1: Regenwurmprobenahme: Austreibungsmethode (oben links: Aufgießen der Austreibungslösung, oben rechts aufsammeln der Regenwürmer von der Bodenoberfläche) und anschließende Handauslese (unten links: Markierung der Ausgrabungsfläche für die Handauslese, unten rechts: ausgraben und zerkrümmeln des Bodenmaterials nach Regenwürmern)..... 18
- Abb. 2: Gesamtabundanz, Gesamtbiomasse und Artenzahl der Regenwürmer auf den Bodendauerbeobachtungsflächen (Acker n = 80, Grünland n = 18, Flächen mit Nutzungsänderung n = 12, Sonderkulturen n = 7), die von 2010-2019 mit der Methodenkombination (Austreibungsmethode mit ergänzender Handauslese) untersucht wurden (bei mehreren Beprobungen derselben BDF in dem Zeitraum wurde ein Mittelwert gebildet)..... 25
- Abb. 3: Durchschnittliche Siedlungsdichte adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* (links) und der Regenwurmdiversität (dargestellt über den Shannon-Index, rechts) der BDF über den Beobachtungszeitraum 1985 bis 2019 für die Nutzungstypen (Acker n = 80, Grünland n = 18, Flächen mit Nutzungsänderung n = 12, Sonderkulturen n = 7, je BDF wurden nur die Daten der Austreibungsmethode dargestellt sowie ein Mittelwert aus mindestens 4 Beprobungsterminen gebildet)..... 28
- Abb. 4: Entwicklung der Diversität der Regenwürmer auf den Acker-BDF (n=80), dargestellt über eine Änderung des Shannon Index als lineare Trends je BDF über den Beobachtungszeitraum von 1985 bis 2019; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regression an, x bedeutet die Differenz Endwert - Anfangswert ..... 30
- Abb. 5: Beispiele für die Entwicklung der Abundanz (adulte Individuen  $m^{-2}$ ) der Zeigerart *Lumbricus terrestris* für vier typische Acker-BDF in Bayern. Je Probenahmetermin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung dargestellt, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie. .... 31
- Abb. 6: Entwicklung der Abundanz adulter Individuen von *Lumbricus terrestris* als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum in Individuen  $m^{-2} a^{-1}$ ; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regression an, x bedeutet die Differenz Endwert - Anfangswert ..... 32
- Abb. 7: Veränderung der Siedlungsdichte adulter Individuen von *Lumbricus terrestris* (links) und der Diversität der Regenwürmer (rechts) für jede Acker-BDF in Bayern über den Beobachtungszeitraum (1985-2019), als Veränderung sind nur die Zu- und Abnahmen berücksichtigt, die über einen linearen Trend mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 > 0,3$  gut erklärbar waren ..... 34
- Abb. 8: Durchschnittliche Abundanz (Individuen/ $m^2$ ) adulter Tiere der Regenwurmart *Lumbricus terrestris* (links) und der Diversität der Regenwürmer auf Acker-BDF von der 1. bis zur 4. Probenahmeserie ..... 35
- Abb. 9: Entwicklung der Diversität der Regenwürmer auf den Grünland-BDF, dargestellt über eine Änderung des Shannon Index als lineare Trends je BDF über den Beobachtungszeitraum; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regression an, x bedeutet die Differenz Endwert - Anfangswert ..... 36
- Abb. 10: Entwicklung des Tauwurms (*Lumbricus terrestris*) als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum in Individuen pro Quadratmeter

---

	und Jahr ( $m^{-2} a^{-1}$ ); Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regression an, x bedeutet die Differenz Endwert – Anfangswert .....	37
Abb. 11:	Veränderung der Siedlungsdichte adulter Individuen $m^{-2}$ von <i>Lumbricus terrestris</i> (links) und der Diversität der Regenwürmer (rechts) für jede Grünland-BDF in Bayern über den Beobachtungszeitraum (1985-2019), als Veränderung sind nur die Zu- und Abnahmen berücksichtigt, die über einen linearen Trend mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 > 0,3$ gut erklärbar waren .....	38
Abb. 12:	Durchschnittliche Abundanz (Individuen $m^{-2}$ ) adulter Tiere von <i>Lumbricus terrestris</i> (links) und der Diversität der Regenwürmer (rechts) auf den Grünland-BDF in Bayern von der 1. bis zur 4. Probenahmeserie .....	40
Abb. 13:	Entwicklung der Abundanz adulter Individuen von <i>Lumbricus terrestris</i> auf den BDF mit einem Nutzungswechsel (v.a. zwischen Acker und Grünland) über den Beobachtungszeitraum. Je Probenahmetermin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung dargestellt, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie. ....	42
Abb. 14:	Trendentwicklung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart <i>Lumbricus terrestris</i> (Individuen/ $m^2$ , obere Reihe) und der Diversität der Regenwürmer (untere Reihe) für die 3 Hopfen-BDF (BDF 61, 62, 83) von der 1. bis 4. Probenahmeserie. Je Probenahmetermin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung angegeben, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie. ....	44
Abb. 15:	Trendentwicklung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart <i>Lumbricus terrestris</i> (Individuen/ $m^2$ , obere Reihe) und der Diversität der Regenwürmer (untere Reihe) für die 3 Wein-BDF (BDF 97,102,108) von der 1. bis 4. Probenahmeserie. Je Probenahmetermin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung angegeben, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie. ....	45
Abb. 16:	Trendentwicklung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart <i>Lumbricus terrestris</i> (Individuen/ $m^2$ , links) und der Diversität der Regenwürmer (rechts) für die Obstbaufläche (BDF 127) von der 1. bis 4. Probenahmeserie. Je Probenahmetermin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung angegeben, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie. ....	46
Abb. 17:	Populationsschwankungen auf 4 von 2012 bis 2016 jährlich im Frühjahr untersuchten Acker-BDF (Mittelwerte über jeweils 10 Stichproben mit Standardabweichung und Trendlinie), BDF 51 liegt in der Oberpfalz bei Freystadt, BDF 32 in Niederbayern bei Straubing und BDF 24 und 133 in Oberbayern bei Pfaffenhofen .....	48
Abb. 18:	Populationsschwankungen von 2 jährlich jeweils im Herbst untersuchten Grünland-BDF (jährliche Mittelwerte über jeweils 10 Stichproben mit Standardabweichung und Trendlinie von 2012 bis 2021). Das Grünland A liegt im Tertiären Hügelland bei Moosburg und wird als ungedüngte KULAP-Fläche nur 2x pro Jahr geschnitten, Grünland B ist eine 5-Schnittwiese im Alpenvorland bei Kempten mit regelmäßiger organischer Düngung (Rindergülle und z.T. Mist, z.B. im Jahr 2014). ....	50
Abb. 19:	Korrelationsmatrix der im linearen Modell zur Erklärung der Entwicklung der Siedlungsdichte adulter Tauwürmer von Acker-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen $p < 0,01$ sind ausgeschlossen und mit einem roten x gekennzeichnet). ....	53

---

Abb. 20: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Abundanz adulter Tiere von Lumbricus terrestris auf Acker-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert) .....	54
Abb. 21: Geschätzte Koeffizienten für die Änderung der Abundanz adulter Tiere von Lumbricus terrestris in Ackerböden mit Konfidenzintervallen für ein gemittelttes Modell (model selection, averaging).....	56
Abb. 22: Korrelationsmatrix der im linearen Modell zur Erklärung der Entwicklung der Siedlungsdichte adulter Tauwürmer von Grünland-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen $p < 0.01$ sind ausgeschlossen und mit einem roten x gekennzeichnet) .....	58
Abb. 23: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Abundanz adulter Tiere von Lumbricus terrestris auf Grünland-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert) .....	59
Abb. 24: Korrelationsmatrix der im linearen Modell zur Erklärung der Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer von 2011 bis 2019 für die Acker-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen $p < 0.01$ sind ausgeschlossen und mit einem roten x markiert). .....	60
Abb. 25: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der von 2011 bis 2019 auf den Acker-BDF ermittelten Regenwurm-Gesamtabundanz mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert) .....	61
Abb. 26: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der von 2011 bis 2019 auf den Acker-BDF ermittelten Regenwurm-Gesamtbio-masse mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert) .....	61
Abb. 27: Konfidenzintervalle der Faktoren der Modellierung (model selection, averaging) für die Gesamtabundanz und Gesamtbio-masse der Regenwürmer im Acker (full averaged coefficients); Datengrundlage der 4. Probenahmeserie ab 2011 (Erfassungsmethode über Austreibungsmethode und ergänzender Handauslese) .....	63
Abb. 28: Korrelationsmatrix der im linearen Modell zur Erklärung der Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer von 2011 bis 2019 für die Grünland-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen $p < 0.01$ sind ausgeschlossen und mit einem roten x gekennzeichnet).....	66
Abb. 29: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der von 2011 bis 2019 auf den Grünland-BDF ermittelten Regenwurm-Gesamtabundanz mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert) .....	67
Abb. 30: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der von 2011 bis 2019 auf den Grünland-BDF ermittelten Regenwurm-Gesamtbio-masse mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert) .....	68

---

## Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1: Anzahl der über den jeweiligen Untersuchungszeitraum auf den Regenwurmbestand beprobten BDF und der je Fragestellung ausgewerteten Anzahl von BDF in Abhängigkeit von der angewandten Methode .....	17
Tab. 2: Seit 1985 auf den Bodendauerbeobachtungsflächen in Bayern nachgewiesene Regenwurmart und die Stetigkeit ihres Auftretens in dem Nutzungstyp. Ergänzend ist für jede Regenwurmart der Rote Liste Status sowie ihre aktuelle Bestandssituation in Deutschland nach Lehmitz et al. 2016 aufgeführt .....	20
Tab. 3: Durchschnittliche Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer auf den BDF sowie deren Erfassungsgrad durch die Austreibungsmethode und die anschließende Handauslese mit Variationskoeffizient (berücksichtigt wurden von 2010 bis 2018 mit der Methodenkombination beprobte BDF, sofern auf einer BDF mehrere Beprobungen stattfanden, ging der Mittelwert ein).....	24
Tab. 4: Probenahme und Kennwerte zu den durchschnittlichen Siedlungsdaten adulter Tiere von Lumbricus terrestris sowie zur Diversität (Shannon-Index) über den Beobachtungszeitraum 1985 bis 2018 für die Nutzungstypen (Variationskoeffizient großräumig = Variationskoeffizient der Mittelwerte der BDF; Variationskoeffizient Probenahme = Mittelwert der Variationskoeffizienten der Stichproben zu einem Probenahmetermin; Variationskoeffizient zeitlich = Mittelwert der Variationskoeffizienten für die Mittelwerte je Termin innerhalb einer BDF) .....	27
Tab. 5: Anzahl und Anteil (in Klammer) der Acker-BDF in Bayern mit einer Veränderung der Regenwurmdiversität von 1985 bis 2018, angegeben als Differenz zwischen dem ersten und letzten Messwert und als Trend (lineare Trendentwicklung über jeweils 4 Messwerte je BDF über den Untersuchungszeitraum).....	30
Tab. 6: Anzahl und Anteil (in Klammer) der Acker-BDF in Bayern mit einer Veränderung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart Lumbricus terrestris von 1985 bis 2018, angegeben als Differenz zwischen dem ersten und letzten Messwert und als Trend (lineare Trendentwicklung über jeweils 4 Messwerte je BDF über den Untersuchungszeitraum).....	33
Tab. 7: Anzahl und Anteil (in Klammer) der Grünland-BDF in Bayern mit einer Veränderung der Regenwurmdiversität von 1985 bis 2018, angegeben als Differenz zwischen dem ersten und letzten Messwert und als Trend (lineare Trendentwicklung über jeweils 4 Messwerte je BDF über den Untersuchungszeitraum).....	36
Tab. 8: Anzahl und Anteil (in Klammer) der Grünland-BDF in Bayern mit einer Veränderung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart Lumbricus terrestris von 1985 bis 2018, angegeben als Differenz zwischen dem ersten und letzten Messwert und als Trend (lineare Trendentwicklung über jeweils 4 Messwerte je BDF über den Untersuchungszeitraum).....	37
Tab. 9: Ergebnisse der gemittelten multiplen Modelle (Anzahl Modelle, die den Prädiktor enthielten (n Modelle) für die Änderung der Abundanz adulter Tiere von Lumbricus terrestris in Ackerböden, Gewichtungsfaktor nach AIC-Rang, Koeffizient des Prädiktors im gemittelten Modell); links ungewichtete Modelle, rechts nach dem Standardfehler der Regression gewichtete Modelle.....	55
Tab. 10: Ergebnisse der gemittelten multiplen Modelle (Anzahl Modelle, die den Prädiktor enthielten (n Modelle), Gewichtungsfaktor nach AIC-Rang, Koeffizient des	

---

Prädiktors im gemittelten Modell); links ungewichtete Modelle, rechts nach dem Standardfehler der Regression gewichtete Modelle..... 62

# 1 Einleitung

Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) haben einen unschätzbaren Wert als Referenz- und Frühwarnsystem für Veränderungen des Bodenzustandes. Praxisflächen geben Aufschluss über langfristige Veränderungen im Boden, wie sie sich derzeit z. B. unter dem Einfluss des Klimawandels oder im Ergebnis sich ändernder Bewirtschaftungsweise abzeichnen könnten. Insbesondere Klima- und Lebensraumveränderungen können Auswirkungen auf die Regenwurmgemeinschaften und ihre Leistungen im Boden haben (Phillips et al. 2019, Singh et al. 2019, Blakemore 2018).

Regenwürmer sind wichtige Nützlinge im Boden, die durch ihre vielseitigen Leistungen die Bodenfruchtbarkeit verbessern (Bertrand et al. 2015, Bieri et al. 1989, Blouin et al. 2013, Dunger 2008, Ehrmann 2015, Lemtiri et al. 2014, Manono 2016). Sie zerkleinern und mischen organische Substanz wie Erntereste, Gülle, Mist oder Mulch in den Boden ein und beschleunigen somit dessen Abbau und damit den Nährstoffrecyclingsprozess (Lemtiri et al. 2014, Manono 2016). Da Regenwürmer zu ihrer aus verrottender organischer Substanz bestehenden Nahrung auch Mineralbodenbestandteile und Mikroorganismen aufnehmen und diese in ihrem Darm intensiv durchmischen, sind sie auch an der Bildung stabiler Ton-Humus-Komplexe beteiligt. Sie können positiv die Bildung stabiler Bodenaggregate beeinflussen und die Widerstandsfähigkeit des Bodenkohlenstoffs erhöhen (Bossuyt et al. 2006, Angst et al. 2019). Ihre wasserführenden Röhren tragen zur besseren Wasserversickerung in den Boden bei und dienen dem Erosionsschutz (Blouin et al. 2013, Ehrmann 2016, Krück et al. 2001, Joschko et al. 1992, Shuster et al. 2002). Orgiazzi & Panagos 2018 empfehlen sogar bodenlebende Organismen in Bodenerosionsmodelle einzubinden, um bessere Vorhersagen zu erhalten und haben als ersten Schritt bereits einen Regenwurmfaktor entwickelt. Regenwürmer unterstützen viele wichtige Funktionen des Bodens, wie eine intakte Bodenstruktur, die Wasserversickerung und den Nährstoffkreislauf. Zudem sind Regenwürmer wichtige Akteure, um verdichtete Böden zu regenerieren (Capowiez et al. 2012). Dennoch stellt die Regeneration des Röhrensystems und der damit verbundenen funktionellen Bodeneigenschaften einen länger andauernden Prozess nach einer Verdichtung dar (Capowiez et al. 2012, Ehrmann 2016). Ein guter und vielfältiger Regenwurmbestand weist somit auf einen gesunden, funktionsfähigen und biologisch aktiven Boden hin. In Agrarökosystemen können die vielseitigen Leistungen der Regenwürmer im Boden zu einem 25 % höheren Ernteertrag beitragen (Groenigen et al. 2014). Die Regenwurmsiedlungsdichte, das Belassen der Erntereste, sowie die Art und Umfang der Düngung beeinflussen dabei im Wesentlichen das Ausmaß dieses positiven Effektes (Groenigen et al. 2014). Auch bei der Unterdrückung von toxischen Pflanzenpathogenen wie *Fusarium*-Arten kann v.a. *Lumbricus terrestris* eine wichtige Rolle übernehmen (Plaas et al. 2019, Capelle et al. 2021). Die Artenzusammensetzung und die Anzahl der im Boden lebenden Regenwürmer können zudem einen günstigen Effekt auf weiter oben in der Nahrungskette befindliche Lebensgemeinschaften haben und somit die Artenvielfalt einer Agrarlandschaft beeinflussen. So dienen Regenwürmer für zahlreiche Tiere in der Agrarlandschaft als Beute (Bauer et al. 2005, Dunger 2008, Graff 1983, Lukasiewicz, J. 1996) und sind eine wichtige Nahrungsquelle, z.B. für Laufkäfer (v.a. *Carabus* Arten), Säugetiere (Spitzmäuse, Igel etc.) und Vögel (Drosseln, Krähen, Kiebitze, Weißstörche etc.).

Die Siedlungsdichte, Biomasse und Artenzusammensetzung der Regenwürmer im Boden wird sowohl von den Standortbedingungen (z.B. Bodentextur, Bodenfeuchte und Boden-pH, Gründigkeit, Humusgehalt) geprägt, als auch von zahlreichen Nutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren beeinflusst (Curry 2004, Dunger 2008, Ehrmann 2015, Jänsch et al.

2013, Jossi et al. 2007, Römbke et al. 2012). Beispielsweise kann ein Rückgang der organischen Substanz im Boden sich ungünstig auf die Entwicklung des Regenwurmbestandes in landwirtschaftlich genutzten Böden auswirken (Blakemore 2018). Als Folge des Klimawandels sind artspezifisch und saisonal unterschiedliche Reaktionen der Regenwürmer möglich (Singh et al. 2019, Singh et al. 2020). Da Regenwürmer auf viele Faktoren (Bewirtschaftung, Standortbedingungen, Klima u.a.) reagieren, kommt ihnen als bodenzoologischer Untersuchungsparameter eine herausragende Rolle zu. In Agrarökosystemen können sie als praxisnahe, aggregierende Indikatoren (Fründ et al. 2011, Lemtiri et al. 2014, Paoletti et al. 1998,) für ein Bodenmonitoring dienen (Péres et al. 2011).

Zur Vermeidung möglicher ungünstiger Auswirkungen des Klimawandels auf das Bodenleben und ihrer damit verbundenen Leistungen bedarf es einer frühzeitigen Prävention (Johnston et al. 2018). Die Trendentwicklungen der Regenwürmer im BDF-Programm in Bayern können und sollen als Warnsystem dienen. Mit 80 Acker-BDF hat Bayern bundesweit eine herausragende Datenbasis, um die Entwicklung des Regenwurmbestandes in Ackerböden aufzuzeigen. In anderen Bundesländern wurden deutlich weniger Acker-BDF für ein Regenwurmmonitoring eingerichtet, z.B. 33 Acker-BDF in Sachsen-Anhalt (Neubert 2015), 24 Acker-BDF in Brandenburg (Krück et al. 2006), 18 Acker-BDF in Niedersachsen (Beylich 2021), 17 Acker-BDF in Schleswig-Holstein (Beylich 2021), 10 Acker-BDF in Thüringen (Marre et al. 2006) und bislang keine Acker-BDF in Baden-Württemberg.

Nach 35 Jahre soll in einer zusammenfassenden Darstellung für Äcker, Grünland und Sonderkulturen die langfristige Entwicklung der Regenwürmer auf den Bodendauerbeobachtungsflächen in Bayern unter dem Einfluss anthropogener und natürlicher Faktoren aufgezeigt werden. Geben die erfassten Daten z. B. Hinweise auf Veränderungen durch Bewirtschaftungseinflüsse oder Effekte des Klimawandels? Bodendauerbeobachtungsflächen, die über den Untersuchungszeitraum einen Nutzungswechsel zwischen Acker und Grünland erfuhren, eignen sich dazu den Einfluss dieser Nutzungsänderung auf den Regenwurmbestand darzustellen.

Zur Erfassung des Regenwurmbestandes im Boden wurde von 1985 bis 2009 ausschließlich eine Austreibungsmethode auf den BDF angewandt. Methodische Studien zeigen allerdings, dass für eine gute Bestandserfassung der Regenwürmer eine Austreibungsmethode kombiniert mit einer Handauslese unerlässlich ist (Ehrmann & Babel 1991, Fründ & Jordan 2003, Pelosi et al. 2009). Deshalb wurden für die Auswertung der langfristigen Entwicklung der Regenwürmer zwei Indikatoren ausgewählt, die mit der Austreibungsmethode ausreichend robust erfasst werden: die Diversität der Regenwürmer sowie die Zeigerart *Lumbricus terrestris*. Beide Indikatoren sind zur Darstellung der langfristigen Trendentwicklung geeignet. So erfüllt *Lumbricus terrestris*, bekannt auch als Tauwurm, viele wichtige ökologische Funktionen im Boden und kann als Schlüsselart unter den Regenwürmern für landwirtschaftliche Nutzflächen bezeichnet werden. Die Art zieht organisches Material von der Bodenoberfläche in den Boden ein und beschleunigt den Nährstoffrecyclingsprozess (Lemtiri et al. 2014, Manono 2016). Sie legt dauerhafte, vertikale Röhren bis in den Unterboden an, die als Wurzelraum dienen und die Wasserinfiltration verbessern (Ehrmann 2016, Joschko et al. 1992, Krück et al. 2001, Shuster et al. 2002). Nach extremen Niederschlagsereignissen kann *Lumbricus terrestris* durch seine Aktivität ungünstige Effekte auf das Pflanzenwachstum z.B. von Weidelgras ausgleichen (Andriuzzi et al. 2015). In verdichteten Böden kann ihre Grabaktivität zur Lockerung beitragen (Joschko et al. 1989) und als Regulator kann die Art zudem zur Unterdrückung von toxischen Pflanzenpathogenen beitragen (Cappelle et al. 2021, Plaas et al. 2019,). Da *Lumbricus terrestris* viele Ökosystemleistungen im

Boden unterstützt und zudem auf Bewirtschaftungseinflüsse wie Bodenbearbeitung reagiert (Briones & Schmidt 2017, Ehrmann 2016, Krück et al. 2001, Moos et al. 2017, Walter et al. 2017a) ist sie als Zeigerart für Agrarökosysteme und für ein Bodenmonitoring prädestiniert. Da mit zunehmender Landnutzungsintensität der Artenreichtum von Regenwürmern abnimmt (Tsiafouli et al. 2015) und Klimaveränderungen Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaft haben können (Singh et al. 2019), ist die Diversität der Regenwürmer ein weiterer wertvoller Indikator, um eine langfristige Trendentwicklung aufzuzeigen.

Um zukünftig allerdings aussagekräftigere Daten zur Regenwurmabundanz und -biomasse auf den Boden-Dauerbeobachtungsflächen zu erhalten, wurde seit 2010 die Austreibungsmethode um eine Handauslese erweitert. Die Anwendung der Methodenkombination seit ca. 10 Jahren ermöglicht die Effektivität der Austreibungsmethode auf den BDF aufzuzeigen und liefert Kennwerte zur Gesamtabundanz, -biomasse und Artenvielfalt der Regenwürmer für die Nutzungstypen. Zudem können, die in der letzten Messkampagne mit der erweiterten Methode gewonnenen Abundanz- und Biomassedaten der Regenwürmer, bereits in explorative Modellanalysen einfließen, um die auf ihren Bestand wirkenden und steuernden Bewirtschaftungs- und Klimafaktoren darzustellen. Abschließend wurden daraus Empfehlungen zur gezielten Förderung von Regenwürmern und damit eines biologisch aktiven Bodens abgeleitet.

## 2 Material & Methoden

### 2.1 Probenahme

Da im Laufe der 35 Jahre manche BDF aus dem Untersuchungsprogramm genommen werden musste und andere hinzukamen variierte die Anzahl der BDF über die Zeit (Band 1, Kap 2). Seit 1985 wurden im Boden-Dauerbeobachtungsprogramm regelmäßige Bestandserhebungen zu Regenwürmern auf 80 konstant als Acker und auf 18 konstant als Grünland genutzte BDF durchgeführt (Tab. 1). Weitere 12 BDF erfuhren im Untersuchungszeitraum einen Nutzungswechsel zwischen Acker und Grünland. Als Sonderkulturen wurden 3 Hopfen-, 3 Wein-, und 1 Obstanbaufläche regelmäßig auf ihren Regenwurmbestand untersucht. Die frühzeitig beendeten oder später hinzugekommenen BDF können nicht in die Analyse der langfristigen Entwicklung einbezogen werden, allerdings zur Darstellung der insgesamt erfassten Regenwurmartarten dienen. Für die Auswertung der langfristigen Trendentwicklung konnten wie bereits erwähnt nur Daten der durchgehend von 1985 bis 2018 angewandten Austreibungsmethode einbezogen werden. Dazu wurden zwei Indikatoren (Zeigerart *Lumbricus terrestris* und die Diversität als Shannon-Index) ausgewählt, die gut über die Austreibungsmethode erfasst werden (Tab. 1).

Zur Ermittlung statistischer Kennwerte der Abundanz, Biomasse und Artenzahl der Regenwürmer für Acker und Grünland wurden die seit 2010, über eine Methodenkombination (Austreibungsmethode ergänzend um Handauslese), gewonnenen Daten herangezogen. Dies trifft auch für die Ermittlung der Methodeneffektivität zu. Für die Auswertung von kurz- bis mittelfristigen (< 10 Jahre) Bewirtschaftungseinflüssen auf die Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der Regenwürmer im Boden kamen ebenfalls nur die mit der erweiterten Methode erhobenen Regenwurmdaten in Betracht. Dazu wurden die Daten der 4. Probenahmeserie von 2011 bis 2018 verwendet. Als möglicherweise erklärende Bewirtschaftungs- und Klimaparameter wurden hierbei die 10 Jahre vor der Probenahme herangezogen. In Tab. 1 sind die für die jeweilige Fragestellung herangezogenen Daten und Zeiträume zusammengestellt.

Innerhalb der BDF wurden in ungestörten Bereichen zufällig verteilt 10 Stichproben von jeweils 1 m<sup>2</sup> (seit 2011, 0,5 m<sup>2</sup>) in Äckern, Wein- und Hopfenflächen und jeweils ¼ m<sup>2</sup> in Grünlandflächen (einschl. der Obstfläche) entnommen. Die Erfassung der Regenwürmer erfolgte im Frühjahr oder Herbst bei guten Bodenfeuchtebedingungen und einer Bodentemperatur über 5°C durch eine Austreibungsmethode (Bauchhenß 1982). Dabei wurde je Stichprobe eine 0,2%ige Formaldehydlösung verteilt in 2 Gaben von 2 x 20 l pro m<sup>2</sup> in Äcker und 2 x 5 l pro ¼ m<sup>2</sup> im Grünland jeweils im Abstand von 15 Minuten appliziert. Unter sehr feuchten Bodenbedingungen wurde die halbe Wassermenge mit einer 0,4%igen Formaldehydlösung aufgegossen. Die innerhalb von 30 Minuten an der Bodenoberfläche auftretenden Tiere wurden aufgesammelt und in 95%igem Ethanol konserviert.

Seit 2010 wurde die Austreibungsmethode um eine Handauslese erweitert. Dazu wurde im Anschluss an die Austreibung ungefähr in der Mitte, der zur Austreibung herangezogenen Probestelle, ein Teil (0,1 m<sup>2</sup> auf Ackerflächen und Sonderkulturen und 0,0625m<sup>2</sup> auf Grünland) mit dem Spaten ca. 30 cm tief (i.d.R. pflugsohlentief) ausgegraben. Das auf eine Folie gelegte Bodenmaterial wurde intensiv von Hand zerbröseln und nach Regenwürmern durchsucht (Abb. 1). Die gefundenen Tiere werden ebenfalls in 95 %igem Alkohol konserviert.

Tab. 1: Anzahl der über den jeweiligen Untersuchungszeitraum auf den Regenwurmbestand beprobten BDF und der je Fragestellung ausgewerteten Anzahl von BDF in Abhängigkeit von der angewandten Methode

	seit 1985 mindestens 1x mit der Austreibungsmethode beprobt	von 1985 bis 2018 mindestens 4x mit der Austreibungsmethode beprobte BDF in der Nutzungsform	von 2010 bis 2018 mit der erweiterten Methode (Austreibung + Handauslese) mindestens 1x beprobt
<b>Acker</b>	95	80	80
<b>Grünland</b>	20	18	18
<b>Flächen mit Nutzungsänderung</b>	14	12	12
<b>Sonderkulturen</b>	7	7	7
<b>Je Fragestellung ausgewertete BDF-Daten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Summe erfasseter Regenwurmarten für die Nutzungstypen</li> <li>• Stetigkeit ihres Auftretens in den Nutzungstypen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Langfristige Entwicklungstendenzen für:               <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ die Zeigerart <i>Lumbricus terrestris</i></li> <li>✓ Diversität der Regenwürmer (Shannon-Index)</li> </ul> </li> <li>• Langfristige Auswirkungen von Bewirtschaftungs- und Klimaeinflüssen auf <i>L. terrestris</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Effektivität der Austreibungsmethode</li> <li>• Kennwerte von Abundanz, Biomasse und Artenvielfalt der Regenwürmer</li> <li>• Kurzfristige Bewirtschaftungs- und Witterungseinflüsse auf die Gesamt-abundanz und -biomasse der Regenwürmer für die Nutzungstypen Acker und Grünland (Daten von der 4. Probenahmeserie 2011-2018)</li> </ul>

Im Labor wurden die Individuen gezählt, die in Alkohol konservierten Tiere gewogen sowie die adulten geschlechtsreifen Tiere auf ihre Art bestimmt. Daraus wurde die Abundanz (Individuen  $m^{-2}$ ), die Biomasse ( $g\ m^{-2}$ ) sowie die Artenvielfalt der Regenwürmer je BDF ermittelt. Entsprechend ihrer Lebensweise wurden die Regenwurmarten in epigäische (streu-bewohnende), endogäische (flachgrabende Mineralschichtbewohner) und anezische (tief-grabende) Arten eingeteilt.

Um jährliche Populationsschwankungen der Regenwürmer von langfristigen Trends zu differenzieren wurden 4 Acker-BDF über 5 Jahre von 2012 bis 2016 jeweils jährlich im Frühjahr auf Regenwürmer beprobt (kurz als Intensiv-BDF bezeichnet). Zudem finden seit 2012 auf zwei Grünland-BDF jährliche Bestandsaufnahmen jeweils im Herbst statt. Auf diesen sechs BDF wurde die oben beschriebene Methodenkombination, bestehend aus Austreibung und einer ergänzenden Handauslese, angewandt. Für die Verteilung der 10 Stichproben werden auch die etwas außerhalb liegenden Randbereiche der Boden-Dauerbeobachtungsflächen mit einbezogen.

Die Auswertung zur Entwicklung der Diversität der Regenwürmer seit 1985 auf den BDF erfolgte über den Shannon-Index, der zur Beschreibung der Vielfalt sowohl die Artenzahl als auch die Abundanz (Anzahl erfasster Individuen je Art) berücksichtigt. Für jede BDF wurde dabei von jeder Regenwurmart die mittlere Abundanz der adulten Tiere je Probenahmetermin ermittelt und in den Shannon-Index einbezogen. Für die Auswertung der langfristigen Trendentwicklung der Regenwürmer im Boden wurden sowohl für die Diversität der Regenwürmer als auch für die Zeigerart *Lumbricus terrestris*, ausschließlich die Daten, der seit Beginn durchgängig angewandten Austreibungsmethode, herangezogen. Die seit 2010 über die Handauslese gewonnenen Daten blieben unberücksichtigt, um das Ergebnis der Trendentwicklung nicht durch eine veränderte Methode zu verfälschen.

Die statistische Auswertungsmethoden zur Analyse der Trendentwicklung der beiden Indikatoren (Abundanz von *Lumbricus terrestris* und Diversität der Regenwürmer) im Boden unter landwirtschaftlichen Böden seit 1985 sind in Band 1, Kap. 4 detailliert beschrieben. Dort findet sich auch, wie die explorative Ursachenanalyse zu den die Trendentwicklung, und die Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der Regenwürmer auf Äcker und Grünland, steuernden Einflussfaktoren über eine multiple Regressionsanalyse erfolgte.



Abb. 1: Regenwurmprobenahme: Austreibungsmethode (oben links: Aufgießen der Austreibungslösung, oben rechts aufsammeln der Regenwürmer von der Bodenoberfläche) und anschließende Handauslese (unten links: Markierung der Ausgrabungsfläche für die Handauslese, unten rechts: ausgraben und zerkrümeln des Bodenmaterials nach Regenwürmern)

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Kennwerte der Regenwurmbesiedlung

##### 3.1.1 Regenwurmarten der Boden-Dauerbeobachtungsflächen

Über alle BDF in Bayern wurden in den vergangenen 35 Jahren in der Summe 22 Regenwurmartarten erfasst, davon 17 Arten auf Äckern und 20 auf Grünland (Tab. 2). Obwohl deutlich weniger Grünland- als Ackerflächen beprobt wurden, liegt die Summe der erfassten Regenwurmartarten unter einer Grünlandnutzung höher als unter einer Ackernutzung. Flächen, die von einem Nutzungswechsel betroffen waren und in Böden unter Sonderkulturen, von denen jeweils eine geringere Anzahl BDF beprobt wurden, lag die insgesamt erfasste Artenzahl bei 11 und 9 Regenwurmartarten.

Auf den Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern wurden ca. 90 % der bislang von der LfL im Boden unter landwirtschaftlichen Nutzflächen in Bayern nachgewiesenen Regenwurmartarten erfasst. Ergänzend zu den BDF hat die LfL umfangreiche Regenwurmdaten aus Feldversuchen sowie von zahlreichen für spezielle Fragestellungen (z.B. zum Einfluss von Blühflächen, mehrjährigen Energiepflanzen oder einer Überflutung auf Regenwürmer) beprobte Praxisflächen. Lediglich von 3 der insgesamt 25 bislang auf bayerischen Nutzflächen nachgewiesenen Arten liegt kein Nachweis von einer BDF vor. Es handelt sich dabei um nicht nur in Bayern, sondern in ganz Deutschland sehr seltene Regenwurmartarten *Murchieona muldali*, *Satchellius mammalis* und *Octodrilus pseudolissaensioides* (Lehmitz et al. 2016). Letztgenannte Art wurde vor wenigen Jahren erstmals in Deutschland in Bayern gefunden. Auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen in Bayern wurden mit 25 Regenwurmartarten bislang mehr als 50 % der insgesamt in Deutschland nachgewiesenen Arten erfasst (Lehmitz et al. 2016). Die Gesamtartenzahl der Regenwürmer, die im Boden unter landwirtschaftlichen Nutzflächen in Bayern gefunden wurden, liegt etwas höher als in Baden-Württemberg mit insgesamt 18 nachgewiesenen Arten über 42 Grünland- und 59 Ackerflächen (Ehrmann 2015).

Auffallend ist, dass auf den BDF viele Regenwurmartarten mit einer sehr niedrigen Stetigkeit auftreten (Tab. 2). Verantwortlich dafür sind beispielsweise spezifische Lebensraumsprüche der Regenwurmartarten. So finden hygrobionte Arten, die eine Präferenz an feuchte Bodenbedingungen haben wie *Aporrectodea handlirschi*, *Aporrectodea georgii*, *Eiseniella tetraedra*, *Fitzingeria platyura*, *Octodrilus transpandanus*, *Proctodrilus antipae*, *Proctodrilus opisthoductus* *Proctodrilus tuberculatus* in landwirtschaftlichen Nutzflächen häufig keine optimalen Lebensraumbedingungen. *Fitzingeria platyura* gilt beispielsweise als eine typische Art von Auwäldern (Lehmitz et al. 2016). Wälder sind das bevorzugte Habitat von den beiden acidotoleranten Arten *Dendrodrilus rubidus* und *Dendrobaena octaedra* (Ehrmann 2015, Jänsch et al. 2013, Lehmitz et al. 2014). Wenngleich Graefe et al. (2019) diese beiden Arten als gleichermaßen im Wald und Offenland vorkommend beschreiben, in Bayern sind sie in landwirtschaftlich genutzten Flächen nur in geringer Stetigkeit vertreten.

Manche Arten zeigen regionale Verbreitungsschwerpunkte. So tritt *Aporrectodea longa* vor allem im westlichen Teil Bayerns auf. Im eher atlantisch geprägten Baden-Württemberg kommt diese Art in einer deutlich höheren Stetigkeit vor (Ehrmann 2015). Dagegen wurden Arten der Gattung *Proctodrilus* und *Octodrilus* bislang nur in Bayern und nicht in Baden-Württemberg (Ehrmann 2015) nachgewiesen, was auf deren eher östliche, kontinentalere Verbreitung hindeutet.

Tab. 2: Seit 1985 auf den Bodendauerbeobachtungsflächen in Bayern nachgewiesene Regenwurmarten und die Stetigkeit ihres Auftretens in dem Nutzungstyp. Ergänzend ist für jede Regenwurmart der Rote Liste Status sowie ihre aktuelle Bestandssituation in Deutschland nach Lehmitz et al. 2016 aufgeführt

	Be- RL stand		Acker		Grünland		Nutzungs- änderung		Sonder- kulturen		Summe LF	
	D	D	Anzahl (n=95)	%	Anzahl (n=20)	%	Anzahl (n=14)	%	Anzahl (n=7)	%	Anzahl (n=136)	%
<b>Streubewohnende Arten</b>												
<i>Aporrectodea handlirschi</i>	D	s	3	3%							3	2%
<i>Dendrobaena octaedra</i>	*	h			1	5%					1	1%
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	*	h	6	6%	4	20%	4	29%	2	29%	16	12%
<i>Eiseniella tetraedra</i>	*	mh	2	2%	1	5%	0	0%			3	2%
<i>Lumbricus rubellus</i>	*	sh	47	49%	20	100%	11	79%			78	57%
<i>Lumbricus castaneus</i>	*	h	45	47%	20	100%	12	86%	1	14%	78	57%
<b>Flachgrabende Arten</b>												
<i>Allolobophora chlorotica</i>	*	h	55	58%	11	55%	7	50%	3	43%	76	56%
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	*	sh	91	96%	20	100%	14	100%	4	57%	129	95%
<i>Aporrectodea icterica</i>	G	mh	1	1%					1	14%	2	1%
<i>Aporrectodea georgii</i>	*	ss			2	10%					2	1%
<i>Aporrectodea rosea</i>	*	sh	76	80%	20	100%	14	100%	3	43%	113	83%
<i>Octodrilus transpadanus</i>	R	es			1	5%					1	1%
<i>Octolasion cyaneum</i>	*	mh	12	13%	2	10%	6	43%			20	15%
<i>Octolasion tyrtaeum</i>	*	h	68	72%	20	100%	13	93%	3	43%	104	76%
<i>Proctodrilus antipae</i>	V	s	3	3%	3	15%					6	4%
<i>Proctodrilus opisthoductus</i>	R <sup>e</sup>	es <sup>e</sup>			2	10%					2	1%
<i>Proctodrilus tuberculatus</i>	*	ss	5	5%	1	5%					6	4%
<b>Tiefgrabende Arten</b>												
<i>Lumbricus terrestris</i>	*	sh	90	95%	20	100%	14	100%	7	100%	131	96%
<i>Aporrectodea longa</i>	*	h	9	9%	7	35%	2	14%	3	43%	21	15%
<i>Fitzingeria platyura</i>	*	ss	1	1%	3	15%					4	3%
<i>Lumbricus polyphemus</i>	*	s	1	1%	1	5%					2	1%
<b>Kulturfolger</b>												
<i>Eisenia fetida</i>	◆	nb			1	5%					1	1%
<b>Summe Arten</b>			<b>17</b>		<b>20</b>		<b>11</b>		<b>9</b>		<b>22</b>	

<sup>1</sup>**RL D: Rote Liste Deutschland** (nach Lehmitz et al. 2016): \* ungefährdet, **D**: Daten unzureichend, **◆**: Art nicht bewertet (Kulturfolger), **V**: Vorwarnliste, **G**: Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, **R**: extrem selten, <sup>e</sup>: eigene Einstufung, da ein Erstnachweis der Art für Deutschland erst vor wenigen Jahren in Bayern erfolgte (nach Erscheinen der Roten Liste von Lehmitz et al. 2016)

<sup>2</sup>**Aktuelle Bestandssituation der Arten in Deutschland** (nach Lehmitz et al. 2016): es: extrem selten; ss: sehr selten, s: selten, mh: mäßig häufig, h: häufig, sh: sehr häufig, nb nicht bewertet, da Kulturfolger

Die als Kulturfolger oder besser als Kompostwurm bekannte Art *Eisenia fetida* profitiert vom reichlichen Angebot an organischem Material im Kompost und Mist. Im Boden landwirtschaftlicher Nutzflächen wird sie nur selten gefunden, meist nur nach einer vorausgehenden Kompost- oder Festmistdüngung.

Die Vielfalt, die Zusammensetzung sowie die Dominanz der Regenwurmarten im Boden wird also von zahlreichen Faktoren geprägt wie von der Nutzungs- und Bewirtschaftungsweise, ihrer Verbreitung sowie auch von den Standortbedingungen (Curry 2004, Jossi et al. 2007, Dunger 2008, Ehrmann 2015, Jänsch et al. 2013, Römbke et al. 2012). Auf Moorstandorten sind häufig *Octolasion tyrtaeum* und *Lumbricus rubellus* die dominanten Regenwurmarten.

Hervorzuheben ist, dass mehrere, der auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Bayern selten nachgewiesenen Regenwurmarten in ganz Deutschland selten sind, wie ihre Bestandseinstufung in der Roten Liste der Regenwürmer zeigt (Lehmitz et al. 2016). Unter den tiefgrabenden Regenwurmarten trifft dies für *Lumbricus polyphemus* und *Fitzingeria platyura* zu. Von der endogäisch lebenden Art *Octodrilus transpadanus* sind aktuell überhaupt nur sehr wenige Fundorte in Deutschland bekannt, ähnlich wie für *Murchieona muldali*, *Satchellius mammalis* und *Octodrilus pseudolissaensioides*, die in Bayern bislang nur auf landwirtschaftlichen Nutzflächen außerhalb der BDF erfasst wurden. Die gefährdete Art *Aporrectodea icterica* wurde in Bayern im Boden der Obst-BDF am Bodensee und auf einer Acker-BDF im Bayerischen Wald gefunden. In Baden-Württemberg ist die Art verbreiteter und tritt mit einer Stetigkeit von 15 % auf Äckern und 17 % auf Grünland auf (Ehrmann 2015). Die feuchtigkeitsliebende und auf der Vorwarnliste stehende Art *Proctodrilus antipae* war bislang auf den bayerischen BDF auf drei Acker- und drei Grünlandflächen nachweisbar. Noch gar nicht in der Roten Liste (Lehmitz et al. 2016) aufgeführt sind die zwei mineral-schichtbewohnenden Arten: *Octodrilus pseudolissaensioides* und *Proctodrilus opisthoductus*. Beide Arten wurden von der LfL vor wenigen Jahren bei Kirchweidach im Landkreis Altötting erstmals für Deutschland nachgewiesen. Das nächste bekannte Vorkommen von *Octodrilus pseudolissaensioides* liegt ca. 60 km entfernt in Österreich. *Proctodrilus opisthoductus* wurde inzwischen auch auf zwei Grünland-BDF im Voralpenland, bei Hohenpeissenberg und in Kempten gefunden. Dies sind wahrscheinlich die nordwestlichsten, bislang in Europa bekannten Vorkommen (mündl. Mitteilung Norbert Höser). Beide Arten wurden bislang ausschließlich über die Handauslese erfasst. Dies unterstreicht die Bedeutung der Methodenkombination bestehend aus einer Austreibung und einer anschließenden Handauslese. Zudem deuten diese Funde darauf hin, dass es in landwirtschaftlich genutzten Böden noch viel zu Vorkommen und Verbreitung von Regenwurmarten zu entdecken gibt.

Bislang noch unklar ist der taxonomische Status von *Aporrectodea nocturna*. In der Schweiz und in Frankreich wird sie bereits als eigene Art unter der Gattung *Nicodrilus* geführt (Bouché 1972, Cuendet 2009). Andere betrachten sie als Morphospezies von *Aporrectodea caliginosa* (Csuzdi & Zicsi 2003, Sims & Gerard 1999), da eine Unterscheidung zu *Aporrectodea longa* und *Aporrectodea giardi* schwierig ist. Demzufolge wird sie in der Checkliste der Regenwürmer Deutschlands (Lehmitz et al. 2014) und in der Roten Liste der Regenwürmer Deutschlands (Lehmitz et al. 2016) noch nicht als eigene Art behandelt. In Bayern wurde, die oft als Schwarzkopfrengenwurm bezeichnete Morphospezies bislang noch in keiner BDF nachgewiesen, allerdings auf einigen Grünlandflächen im Alpenvorland, z.B. im Raum Miesbach, Rosenheim und Weilheim-Schongau.

Lediglich 7 der 22 auf den BDF nachgewiesenen Regenwurmarten treten auf landwirtschaftlichen Nutzflächen mit einer hohen Stetigkeit von über 50 % auf (Tab. 2) und zählen zu den weit verbreiteten und häufigsten Regenwurmarten (Jänsch et al. 2013, Lehmitz et al.

2016). Vor allem diese sieben Arten sind von besonderer Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit und umfassen folgende Lebensformen:

- Zwei streubewohnende Arten (*Lumbricus castaneus*, *Lumbricus rubellus*), die nahe der Bodenoberfläche v.a. in der Streuauflage leben und keine oder nur temporäre Röhren im Boden bilden. Im Grünland kommen Arten dieser Lebensform deutlich häufiger und in einer höheren Stetigkeit als auf Äckern vor.
- Vier endogäische Arten (*Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*, *Octolasion tyrtaeum*), die im Mineralbodenhorizont aktiv sind und ständig neue v.a. horizontal verlaufende Röhren bilden. Ihre hohe Grabaktivität trägt zur Feindurchmischung von organischer Substanz mit dem Mineralboden bei. In allen Nutzungsformen sind diese Arten weit verbreitet.
- Eine tiefgrabende Art (*Lumbricus terrestris*), die vertikale tief in den Unterboden reichende Röhren bildet und nachts an der Bodenoberfläche Pflanzenreste einsammelt und diese tief in den Boden einbringt. Mit einer sehr hohen Stetigkeit kommt die Art in Äckern, Grünland, Sonderkulturen und Flächen mit Nutzungsänderung vor.

Nach Jänsch et al. 2013 haben v.a. *Aporrectodea caliginosa*, *Allolobophora chlorotica* und *Lumbricus terrestris* ihren Vorkommensschwerpunkt in Böden unter Acker- und Grünlandnutzung, während *Lumbricus castaneus*, *Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea rosea* und *Octolasion tyrtaeum* sowohl landwirtschaftlich genutzte Flächen als auch bewaldete Habitate in ähnlicher Häufigkeit besiedeln.

### 3.1.2 Durchschnittliche Gesamtabundanz, -biomasse und Artenzahl der Regenwürmer auf Acker- und Grünland-BDF seit 2010 (mit der Methodenkombination)

Ackerböden unterliegen i.d.R. aufgrund von Fruchtfolge und Bodenbearbeitung einem wesentlich höherem Bewirtschaftungseinfluss sowie einer jährlichen Veränderung als Grünland. Dies spiegelt sich auch in der Siedlungsdichte und Biomasse der Regenwürmer wider. Der Regenwurmbestand auf den Acker-BDF beträgt im Mittel 144 Individuen pro Quadratmeter und 46 g Regenwurmbiomasse (Tab. 3). Auf der Hälfte der Acker-BDF lag die Siedlungsdichte zwischen 74 und 193 Individuen m<sup>-2</sup>. Auf jeweils 25 % der Ackerflächen ist die Bestandsdichte höher bzw. geringer (Abb. 2). Um ca. 80 % höher, bei 261 Individuen m<sup>-2</sup>, liegt die durchschnittliche Individuendichte der Regenwürmer im Boden unter Grünland. Fast um den Faktor 3 höher als im Acker ist im Grünland die durchschnittliche Regenwurmbiomasse mit 127 g m<sup>-2</sup>. Zahlreiche Studien bestätigen einen im Mittel deutlich höheren Regenwurmbestand unter Grünland im Vergleich zu Äckern (Beylich & Graefe 2010, Ehrmann 2015, Römbke et al. 2012, Kanianska et al 2016). In einer ähnlichen Größenordnung wie in Bayern liegen die durchschnittlichen Regenwurmabundanz- und -biomassewerte auch auf den Acker- und Grünland-BDF in Nordwestdeutschland (Beylich & Graefe 2010) und in Sachsen-Anhalt (Tischer 2007, Neubert 2015). In Baden-Württemberg sind die Werte für beide Nutzungstypen etwas höher (Ehrmann 2015), es handelt sich dabei allerdings teilweise um deutlich ältere Daten sowie nicht um Boden-Dauerbeobachtungsflächen, die repräsentativ ausgewählt und regelmäßig beprobt werden.

Die vor allem in den grünlanddominierten Gebieten (Alpenvorland, Bayerischer Wald) liegende Grünland-BDF zeichnen sich durch höhere Niederschlagssummen (s. Band 1, Kap. 5.4) sowie meist durch eine organische Düngung (s. Band 1, Kap. 6.3) der in der Regel milchviehhaltenden Grünlandbetriebe aus. Davon sowie von der Bodenruhe und ganzjährigen Bodenbedeckung von Grünlandflächen profitieren Regenwürmer, insbesondere

streubewohnende Arten wie z.B. *Lumbricus rubellus*, die auf regelmäßig gepflügten Ackerflächen häufig fehlen (Ehrmann 2015, Mazur-Pączka et al. 2019, Beylich 2021). Doch auch endogäische und tiefgrabende Arten weisen unter einer Grünlandnutzung im Mittel höhere Siedlungsdichten auf.

Im Grünland ist die Erfassungseffektivität der Austreibungsmethode höher als im Acker. Durchschnittlich wurden ca. 50 % der Regenwurmindividuen und fast 75 % der Regenwurmbiomasse im Grünland über die Austreibungsmethode erfasst (Tab. 3). Dagegen wurden im Acker deutlich mehr Regenwürmer über die Handauslese nachgewiesen, im Mittel ca. 75 % der Individuen und knapp 60 % ihrer Biomasse (Tab. 3). Die höhere Erfassungseffektivität der Austreibungsmethode im Grünland ist wahrscheinlich ein komplexes Zusammenwirken verschiedener Einflussfaktoren. Zum einen treten streubewohnende Regenwurmartarten im Grünland in höherer Dichte auf, die aufgrund ihrer bodenoberflächennahen Lebensweise gut erfasst werden. Ebenfalls besonders gut mit der Austreibungsmethode gefangen, wird die tiefgrabende Zeigerart *Lumbricus terrestris* (Ehrmann & Babel 1991, Fründ & Jordan 2003, Nagel 1996). Ihre vertikalen Röhren, bleiben im Grünland durch die Bodenruhe erhalten und die Austreibungslösung kann gut eindringen. Hinzu kommt, dass unter einer Grünlandnutzung aufgrund der ganzjährigen Bodenbedeckung und des höheren Wurzelfilz nahe der Bodenoberfläche, die Aktivität der endogäischen Regenwurmartarten wahrscheinlich weiter nach oben verlagert ist. Im Vergleich dazu wird bei Äckern, insbesondere durch eine voll wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug das organische Material eingegraben und das Bodengefüge immer wieder verändert. Dies beeinflusst das Eindringen, die Verteilung sowie die Wirkung der Austreibungslösung und führt auf Äckern zur relativ hohen Streuung in der Erfassung der Regenwürmer über die Austreibungsmethode. Mit fast 70 % wies deshalb der Nutzungstyp Acker den größten Variationskoeffizient in der Erfassung der Regenwurmabundanz über die Austreibungsmethode auf (Tab. 3).

Für das Grünland mit einem gleichbleibenden Bodengefüge war nicht nur eine höhere Effektivität der Austreibungsmethode feststellbar, sondern auch der Variationskoeffizient lag mit 29 % in der Regenwurmabundanz und 20 % in der Regenwurmbiomasse deutlich niedriger. Dies weist daraufhin, dass im Grünland die Austreibungsmethode eine konstantere Effektivität zeigt, während auf Ackerflächen dies für die Handauslese zutrifft. Ergänzend zum Bewirtschaftungseinfluss bestimmt auch die Bodenfeuchte erheblich die Effektivität der Austreibungsmethode. So steigt die Effektivität der Austreibungsmethode bei feuchteren Bodenbedingungen im Acker an (eigene Beobachtungen). Da die höher gelegenen Grünland-BDF im Mittel deutlich höhere jährlichen Niederschlagssummen aufweisen als die Acker-BDF (Band 1, Kap. 5.4), ist die höhere Erfassungseffektivität im Grünland wahrscheinlich auch teilweise auf die dort vorherrschenden feuchteren Bodenbedingungen zurückzuführen.

Durch die seit 2010 erfolgte Methodenerweiterung um die Handauslese stieg vor allem der Erfassungsgrad der endogäischen, im Mineralboden aktiven und horizontal grabenden Arten deutlich an und damit auch die Kennwerte zur Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer im Boden. Diese Lebensform stellt auf vielen landwirtschaftlich genutzten Flächen in Bayern die dominanten Arten. Insbesondere kleine juvenile Tiere der endogäischen Arten gelangen bei der Austreibungsmethode häufig nicht bis zur Bodenoberfläche. So werden sie meist erst bei der anschließenden Handauslese entdeckt. Die Anzahl der juvenilen Regenwürmer liefert allerdings wichtige Daten zur Reproduktionsrate und gibt Aufschluss über die Lebensbedingungen der Regenwürmer im Boden.

Tab. 3: Durchschnittliche Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer auf den BDF sowie deren Erfassungsgrad durch die Austreibungsmethode und die anschließende Handauslese mit Variationskoeffizient (berücksichtigt wurden von 2010 bis 2018 mit der Methodenkombination beprobte BDF, sofern auf einer BDF mehrere Beprobungen stattfanden, ging der Mittelwert ein)

	Acker n=80	Grünland n=18	Flächen mit Nutzungsände- rung n=12	Obst/Wein/Hop- fen n=1/3/3
<b>Gesamtabundanz</b>				
<b>Kennwerte:</b>				
Mittelwert (Individuen m <sup>-2</sup> )	144	261	161	61
Median (Individuen m <sup>-2</sup> )	134	246	146	37
25 % Quartil (Individuen m <sup>-2</sup> )	74	219	93	31
75 % Quartil (Individuen m <sup>-2</sup> )	193	335	215	58
<b>Mittlerer Erfassungsgrad:</b>				
• Austreibung	25 %	52 %	39 %	61 %
• Handauslese	75 %	48 %	61 %	39 %
<b>Mittlerer Variationskoeffizient des Erfassungsgrades:</b>				
• Austreibung	69 %	29 %	42 %	32 %
• Handauslese	23 %	31 %	27 %	50 %
<b>Gesamtbiomasse</b>				
<b>Kennwerte:</b>				
Mittelwert (g m <sup>-2</sup> )	46,4	127	70,6	43,3
Median (g m <sup>-2</sup> )	42,5	132,6	63,6	31,4
25 % Quartil (g m <sup>-2</sup> )	25,6	81,9	36,5	16,4
75 % Quartil (g m <sup>-2</sup> )	65,5	149,5	84,1	59,7
<b>Mittlerer Erfassungsgrad:</b>				
• Austreibung	41 %	74 %	56 %	78 %
• Handauslese	59 %	26 %	44 %	22 %
<b>Mittlerer Variationskoeffizient des Erfassungsgrades:</b>				
• Austreibung	55 %	20 %	25 %	22 %
• Handauslese	38 %	59 %	32 %	79 %

Insgesamt belegen die Ergebnisse zur Methodeneffektivität, dass es zwingend notwendig ist, eine Methodenkombination bestehend aus einer Austreibung und Handauslese anzuwenden. Nur so ist ein guter Erfassungsgrad der Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer erreichbar. Da die Effektivität beider Methoden zwischen Flächen desselben Nutzungstyps, aufgrund von Bodenfeuchte und Bewirtschaftungseinfluss erheblich variieren kann, ist es nicht möglich bei fehlender Handauslese einen Korrekturfaktor zu ermitteln. Vielmehr kann auf die Handauslese nicht verzichtet werden.

Obwohl unter Grünlandnutzung der Regenwurmbestand im Mittel höher ist, können Äcker durchaus einen ähnlich hohen Regenwurmbestand wie unter Grünlandnutzung aufweisen (Abb. 2). Sehr hohe Regenwurmbestandsdichten auf Äckern können v.a. bei einer bodenschonenden, humusmehrenden Bewirtschaftung erreicht werden, z.B. durch eine reichhaltige Fruchtfolge mit Klee gras (Schmidt et al. 2003, Jossi et al. 2007, Blakemore 2018, Walter et al. 2020) und bei einer pfluglosen Bodenbearbeitung mit Mulchsaatverfahren (Capelle

et al. 2012, Ehrmann 2012a, Johnson-Maynard, et al 2007, Krück et al. 2001, Crittenden et al. 2015, Walter et al. 2017a). Dies unterstreicht den großen Bewirtschaftungseinfluss bei einer ackerbaulichen Nutzung. Eine im Mittel etwas höhere Abundanz und Biomasse der Regenwürmer als im Acker wurde auf den Flächen mit einer Nutzungsänderung nachgewiesen. Dies ist wahrscheinlich auf die dort zeitweise erfolgte Grünlandnutzung zurückzuführen, da die Einbindung von Grünland in einer Ackerbau-Fruchtfolge die Erhaltung der bodenbiologischen Vielfalt begünstigt (Hoeffner et al. 2021).

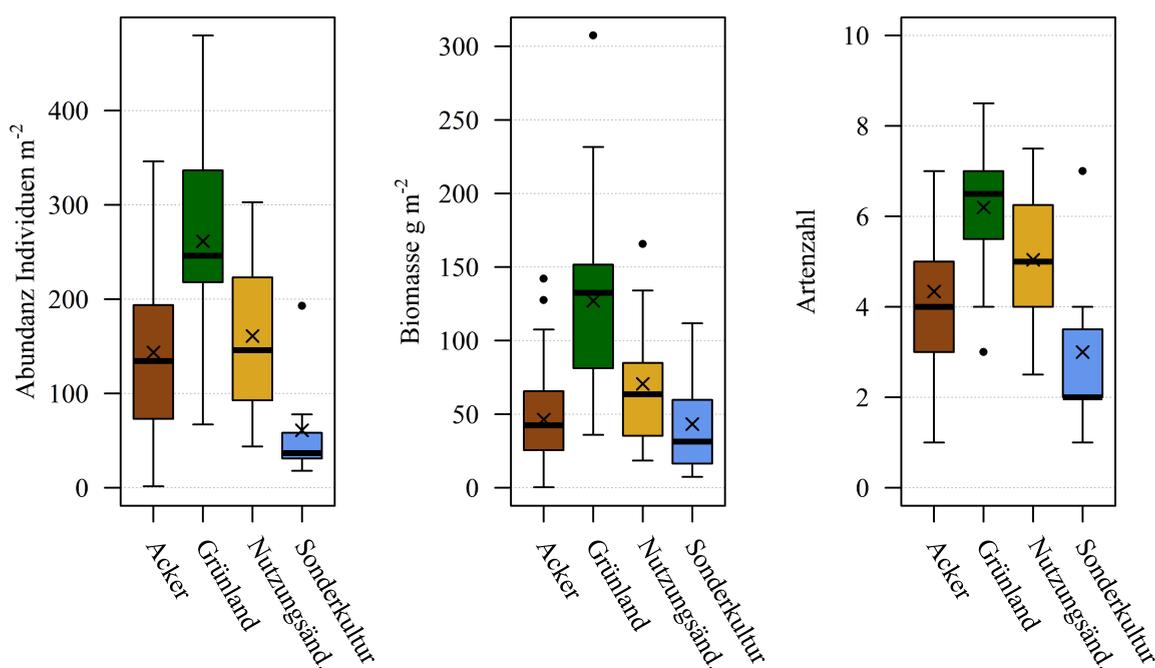


Abb. 2: Gesamtabundanz, Gesamtbiomasse und Artenzahl der Regenwürmer auf den bayerischen Bodendauerbeobachtungsflächen (Acker  $n = 80$ , Grünland  $n = 18$ , Flächen mit Nutzungsänderung  $n = 12$ , Sonderkulturen  $n = 7$ ), die von 2010-2018 mit der Methodenkombination (Austreibungsmethode mit ergänzender Handauslese) untersucht wurden (bei mehreren Beprobungen derselben BDF in dem Zeitraum wurde ein Mittelwert gebildet)

Den geringsten Regenwurmbestand vor allem in ihrer Abundanz weisen im Mittel die Sonderkulturen (Wein/Hopfen/Obst) auf (Tab. 3, Abb. 2). Zum einen ist dies auf die flachgründigen, steilen und südexponierten Standorte der Weinbauflächen zurückzuführen, die Regenwürmern ungünstige Lebensbedingungen bieten. Zum anderen spielt vermutlich eine Kupferanreicherung in den Böden der Sonderkulturen eine Rolle, die zu Bestandsrückgängen bei Regenwürmern führen kann (Paoletti et al. 1998, Eijsackers et al. 2005, Riepert 2009, Jänsch & Römbke 2009). Die Kupfergehalte liegen auf allen Sonderkultur-BDF fast durchwegs über den jeweiligen Vorsorgewerten (Band 3: Schadstoffe, Kap. Bodengehalte Kupfer). Insbesondere flachgrabende endogäische Regenwurmart reagieren empfindlich auf eine Kupferbelastung (Paoletti et al. 1998, Riepert 2009). Nur auf einer der 3 Hopfen-BDF war diese Lebensform über den Beobachtungszeitraum nachweisbar. Dagegen ist die durchschnittliche Bestandsdichte der tiefgrabenden Art *Lumbricus terrestris* vor allem in den Hopfengärten und auf der Obstbaufläche deutlich höher als auf Äckern. Da sich diese Art von der organischen Auflage des Bodens ernährt, in welcher Schwermetalle wie Kupfer

durch die dortige Bindung an organischer Substanz weniger gut verfügbar sind, ist sie von einer Kupferbelastung weniger betroffen (Beylich & Graefe 2010). Zudem profitiert *Lumbricus terrestris* in Sonderkulturen wahrscheinlich von der Bodenruhe auf den Wegen zwischen den Anbaureihen. Dies führt dazu, dass die Regenwurmbiomasse der Sonderkulturen fast den durchschnittlichen Wert von Äckern erreicht. Den höchsten Regenwurmbestand unter den Sonderkulturen weist die Obstbaufläche am Bodensee auf, die bewässert sowie organisch gedüngt wird. Vor kurzem erfolgte dort allerdings eine Nutzungsänderung zum Weinanbau.

Die Artenvielfalt der Regenwürmer steigt ähnlich wie bei ihrer Abundanz und Biomasse von den Sonderkulturen über Äcker und Flächen mit Nutzungsänderung bis zur Grünlandnutzung an (Abb. 2). Im Mittel wurden auf einem Feldstück im Boden unter einer Sonderkultur 3, unter Acker 4, unter einer Fläche mit Nutzungsänderung 5 und unter Grünland 6 Regenwurmartarten nachgewiesen. Die durchschnittliche Artenvielfalt in Acker- und Grünlandböden liegt damit in ähnlicher Größenordnung wie in Baden-Württemberg (Ehrmann 2015) und auch in Nordwestdeutschland (Beylich & Graefe 2010) und Sachsen-Anhalt (Neubert 2015).

### 3.1.3 Kennwerte für *Lumbricus terrestris* und zum Shannon-Index

Über den gesamten Beobachtungszeitraum wurden auf den Acker-BDF von der Zeigerart *Lumbricus terrestris* im Mittel 1,9 adulte Tiere pro Quadratmeter nachgewiesen, im Grünland durchschnittlich 12,8 adulte Individuen m<sup>-2</sup> und damit ein ca. 6 bis 7-fach höherer Wert (Tab. 4, Abb. 3). Relativ ist damit der Unterschied in der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* zwischen Acker und Grünland deutlich größer als in der alle Regenwurmartarten einbeziehenden Gesamtabundanz, die im Grünland im Mittel um knapp den Faktor zwei höher liegt als auf Äckern (s. Tab. 3, Abb. 3). Dagegen stehen die über die Austreibungsmethode gewonnenen Kennwerte zur Diversität der, dargestellt über den Shannon-Index für die 4 Nutzungstypen Acker, Grünland, Flächen mit Nutzungsänderung und Sonderkulturen in einem ähnlichen Verhältnis zueinander (Abb. 3), wie die über die Methodenkombination ermittelten Kennwerte zur Gesamtabundanz und Artenzahl der Regenwürmer (Abb. 2).

Bei den in Tab. 4 und auch in den folgenden Auswertungen angegebenen Abundanzwerten für *Lumbricus terrestris* ist zu beachten, dass diese ausschließlich, die über die Austreibungsmethode erfassten adulten, geschlechtsreifen Individuen von *Lumbricus terrestris* darstellen und die juvenilen Tiere, die häufig 60-80 % der Population bilden, unberücksichtigt blieben. Da die juvenilen Tiere noch keinen Gürtel ausgebildet haben, dessen Position und morphologische Struktur für eine sichere Artbestimmung unerlässlich ist, kann unter dem Mikroskop keine sichere Differenzierung zu anderen Regenwurmartarten vorgenommen werden. Dennoch sind die adulten Tiere geeignete Indikatoren, da ihr Bestand weniger stark kurzfristigen Fluktuationen unterliegt und sie aufgrund ihrer bis zu mehreren Jahren andauernden Lebenszeit einen längeren Zeitraum abbilden.

*Lumbricus terrestris* profitiert im Grünland von der durchgehenden Bodenruhe sowie von der organischen Düngung der meist milchviehhaltenden Grünlandbetriebe. Auch andere Studien bestätigen eine im Mittel deutlich höhere Bestandsdichte von *Lumbricus terrestris* im Grünland im Vergleich zu einer regelmäßig gepflügten Ackernutzung (Tischer 2007, Römbke et al. 2012, Ehrmann 2015, Mazur-Pączka et al. 2019). Dennoch sind in Bayern die Unterschiede in der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* zwischen Acker und Grünland vergleichsweise groß. Dies deutet darauf hin, dass die Äcker in Bayern häufiger

gepflügt wurden. Zudem können die Standortbedingungen für *Lumbricus terrestris* auf den vor allem im Alpenvorland und in den Mittelgebirgen liegenden Grünland-BDF in Bayern günstiger sein (z.B. gute Bodenfeuchtebedingungen durch ausreichend Niederschläge).

Tab. 4: Probenahme und Kennwerte zu den durchschnittlichen Siedlungsdaten adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* sowie zur Diversität (Shannon-Index) über den Beobachtungszeitraum 1985 bis 2018 für die Nutzungstypen der bayerischen BDF (Variationskoeffizient großräumig = Variationskoeffizient der Mittelwerte der BDF; Variationskoeffizient Probenahme = Mittelwert der Variationskoeffizienten der Stichproben zu einem Probenahmetermin; Variationskoeffizient zeitlich = Mittelwert der Variationskoeffizienten für die Mittelwerte je Termin innerhalb einer BDF)

	Acker	Grünland	BDF mit Nutzungsänderung	Obst/Wein/Hopfen
<b>Anzahl BDFs</b>	80	18	12	1/3/3
Anzahl Probenahmen	352	131	55	28
Anzahl Proben	3558	1310	550	280
<b><i>Lumbricus terrestris</i> (adulte Tiere, ohne Handauslese)</b>				
<b>Mittelwert (Individuen m<sup>-2</sup>)</b>	1,9	12,8	6,5	12,9/2,9/6
<b>Median (Individuen m<sup>-2</sup>)</b>	1,5	14,2	7,6	12,8/3,8/5,8
<b>Spannweite</b>	0 – 10	1,4 – 33	0,8 – 13,4	0,2 – 12,9
<b>Variationskoeffizient großräumig</b>	104 %	60 %	65 %	78 %
<b>Variationskoeffizient Probenahme</b>	137 %	86 %	91 %	114 %
<b>Variationskoeffizient zeitlich</b>	111 %	74 %	101 %	106 %
<b>Diversität - Shannon Index</b>				
<b>Mittelwert</b>	0,8	1,3	0,9	1,1/0,5/0,4
<b>Median</b>	0,8	1,4	0,9	1,1/0,5/0,4
<b>Spannweite</b>	0,00 – 1,3	1,0 – 1,6	0,4 – 1,4	0,0 – 1,1
<b>Variationskoeffizient großräumig</b>	33 %	14 %	27 %	63 %
<b>Variationskoeffizient zeitlich</b>	51 %	20 %	48 %	60 %

Auch die Flächen mit einer Nutzungsänderung und die Sonderkulturen wiesen im Mittel, wahrscheinlich aufgrund von längeren Bodenruhezeiten, die zumindest einen Teil des Beobachtungszeitraumes oder der Nutzfläche (Sonderkulturen) umfassen, eine etwas höhere Dichte an adulten Individuen von *Lumbricus terrestris* auf als Ackerflächen. Wird in einer Ackerbau-Fruchtfolge eine zeitweise Grünlandnutzung eingebunden trägt dies somit zur Erhaltung der biologischen Vielfalt im Boden bei (Hoeffner et al. 2021a). Trotz größerer Variation nahm die mittlere Bestandsdichte von *Lumbricus terrestris* in folgender Reihenfolge zu: von einer Ackernutzung über die Sonderkulturen und Flächen mit Nutzungsänderung bis zur Grünlandnutzung (Abb. 3). Diese Reihenfolge stimmt nicht mit der für die durchschnittliche Gesamtabundanz der Regenwürmer beobachteten Reihenfolge (s. Abb. 2) überein. Vor allem die Sonderkulturen schneiden bei *Lumbricus terrestris* deutlich besser ab.

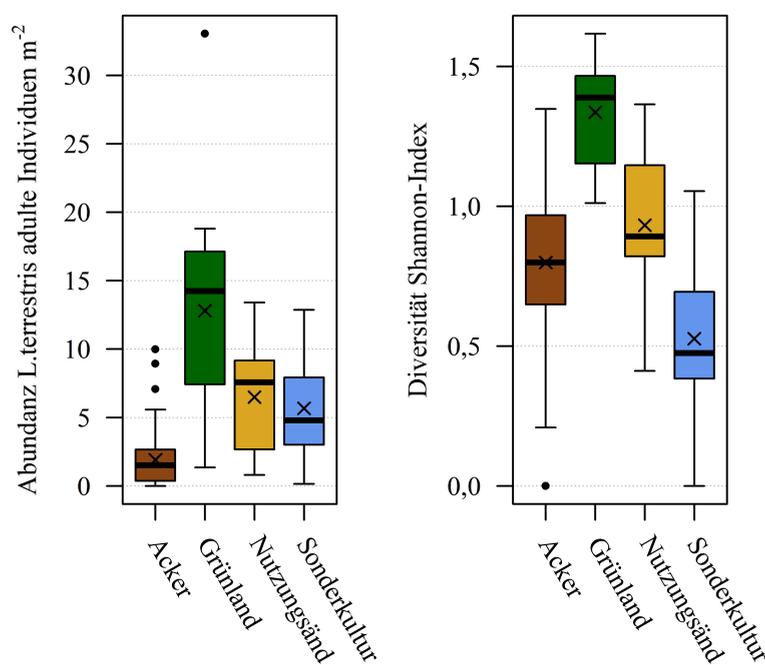


Abb. 3: Durchschnittliche Siedlungsdichte adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* (links) und der Regenwurmdiversität (dargestellt über den Shannon-Index, rechts) der bayerischen BDF über den Beobachtungszeitraum 1985 bis 2018 für die Nutzungstypen (Acker  $n = 80$ , Grünland  $n = 18$ , Flächen mit Nutzungsänderung  $n = 12$ , Sonderkulturen  $n = 7$ , je BDF wurden nur die Daten der Austreibungsmethode dargestellt sowie ein Mittelwert aus mindestens 4 Beprobungsterminen gebildet)

Erstaunlich ist die hohe kleinräumige Variation der Bestandsdichte von *Lumbricus terrestris* innerhalb der 1000 m<sup>2</sup> großen BDF (s. Variationskoeffizient Probenahme in Tab. 4). Für 3 Nutzungstypen (Acker, Grünland, Sonderkultur) ist die kleinräumige Streuung zwischen den 10 Stichproben größer als die großräumige Variation zwischen den BDF oder die zeitliche zwischen den Beprobungsterminen. Dies trifft nur nicht für die BDF mit einer Nutzungsänderung zu. Dort war die zeitliche Variation als Folge des Nutzungswechsels zwischen Acker und Grünland am höchsten.

Die hohe kleinräumige Variation zeigt deutlich, dass keine gleichmäßige Verteilung von *Lumbricus terrestris* über die jeweils 1000 m<sup>2</sup> große Dauerbeobachtungsfläche vorliegt. Vielmehr gibt es darin stärker und schwächer besiedelte Bereiche. Eine hohe kleinräumige Variabilität des Regenwurmbestandes innerhalb eines Ackerschlaages bestätigen auch Schaik et al. 2016. Dies unterstreicht die Notwendigkeit einer höheren Stichprobenanzahl, um die Bestandsdichte der Art gut abbilden zu können. Trotz der kleineren Stichprobenfläche im Grünland ist im Mittel die Variation zwischen den 10 Stichproben je Probenahme auf einer Grünland-BDF geringer als auf einer Acker-BDF (Tab. 4). Auch die Bestandsschwankungen von *Lumbricus terrestris* zwischen den Beprobungsterminen/-jahren und die Variation zwischen den BDF fällt bei Grünland niedriger aus als bei Äckern.

Für die Diversität der Regenwürmer, dargestellt über den Shannon-Index, wurde auf die Darstellung der kleinräumigen Variation zwischen den 10 Stichproben innerhalb einer BDF verzichtet, da häufig auf einer Stichprobe nur juvenile Tiere gefunden wurden, die nicht

eindeutig einer Art zuordenbar waren. Deshalb wurde für die Diversität nur die großräumige und zeitliche Variation der Regenwurmgemeinschaft ermittelt. Bei der Diversität fiel die Variation zwischen den Beprobungsterminen/-jahren und die Variation zwischen den BDF deutlich geringer aus als bei *Lumbricus terrestris* (Tab. 4). Dies deutet darauf hin, dass die Diversität bzw. die Ausgeglichenheit einer Artengemeinschaft einen konstanteren Wert für die jeweiligen Nutzungstypen darstellt und weniger stark durch die Bewirtschaftungsweise oder die Standortbedingungen beeinflusst wird. Im Boden unter Grünland ist der mittlere Variationskoeffizient in der Diversität ebenfalls deutlich geringer als unter einer Ackernutzung.

Zur vergleichsweisen hohen Variation der Abundanz von *Lumbricus terrestris* zwischen den Acker-BDF tragen neben unterschiedlichen Standortseigenschaften (z.B. Bodentextur, Bodenfeuchte und Boden-pH, Gründigkeit, Humusgehalt) vor allem die vielfältigen Bewirtschaftungs- und Witterungseinflüsse bei. Die Fruchtfolgegestaltung, die Vorfrucht, die Bodenbearbeitungsintensität (z.B. Anzahl und Häufigkeit von Mulchsaatverfahren oder einer voll wendenden Bodenbearbeitung mit dem Pflug) wirken stark auf die Regenwurmbestandsdichte im Boden (Ehrmann 2015, Walter et al. 2017a, Walter et al. 2020). Ob nur mineralisch oder organisch gedüngt wird und welche organischen Dünger eingesetzt werden, sind ebenfalls von großer Bedeutung (Burmeister et al. 2020, Blakemore 2018, Leroy et al. 2008, Whalen et al. 1998). Diese Bewirtschaftungsdynamik auf Äckern führt zu größeren Bestandsunterschieden zwischen Ackerflächen sowie zu jährlichen Populationschwankungen der Regenwürmer auf einer Fläche (Jossi et al. 2007) und damit auch zur zeitlichen Variation. Davon betroffen ist auch *Lumbricus terrestris*. Hinzu kommen milde Winter, die sich günstig, und Extremereignisse wie Trockenperioden, die sich ungünstig auf Regenwurmgemeinschaften auswirken können (Ehrmann 2021, Singh et al. 2019).

## **3.2 Langfristige Entwicklung der Diversität der Regenwürmer sowie der Zeigerart *Lumbricus terrestris* seit 1985 auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Bayern**

### **3.2.1 Acker-BDF**

Über die vergangenen 35 Jahre war auf den Acker-BDF eine positive Trendentwicklung in der Diversität der Regenwürmer zu beobachten, die, wenn auch knapp, signifikant ausfiel (Abb. 4). Die über den Shannon-Index dargestellte Diversität bezieht sowohl die Artenzahl als auch die Anzahl der Individuen je Art (Abundanz) mit ein. So zeigt der Shannon-Index auch an wie ausgeglichen eine Artengemeinschaft ist oder ob z.B. wenige Arten dominieren. Zunahmen in der Diversität wurden auf 29 BDF mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 > 0,3$  festgestellt (Tab. 5). Davon lag auf 21 BDF sogar das  $R^2 > 0,5$ . Demgegenüber waren Abnahmen in der Diversität der Regenwürmer lediglich auf 16 BDF mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 > 0,3$  nachweisbar, wovon bei 8 BDF der abnehmende Trend bei einem  $R^2 > 0,5$  lag.

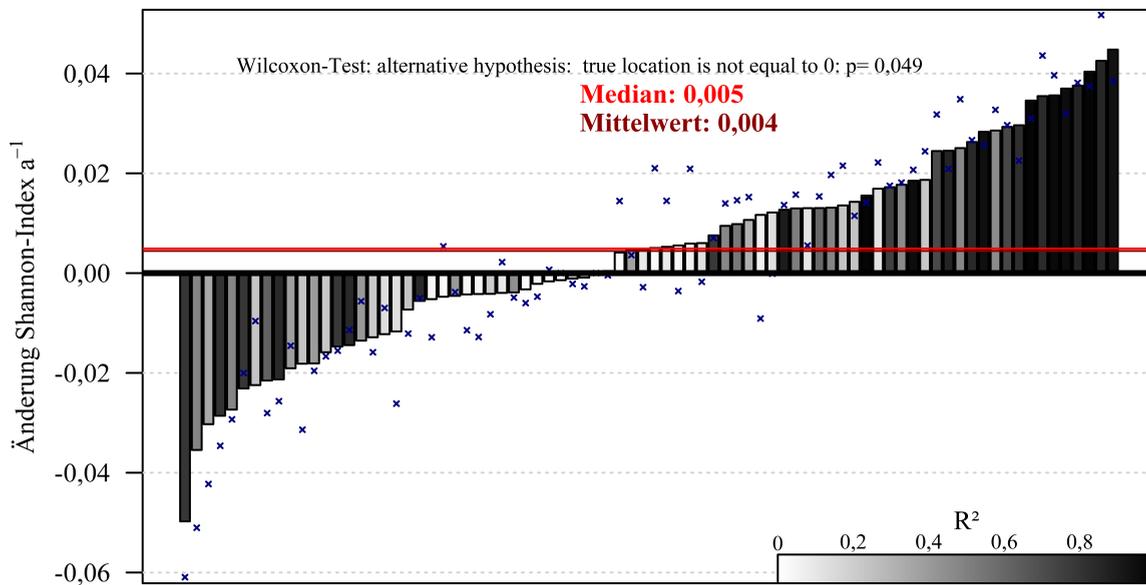


Abb. 4: Entwicklung der Diversität der Regenwürmer auf den Acker-BDF ( $n=80$ ), dargestellt über eine Änderung des Shannon Index als lineare Trends je BDF über den Beobachtungszeitraum von 1985 bis 2018; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regression an,  $x$  bedeutet die Differenz Endwert - Anfangswert

Tab. 5: Anzahl und Anteil (in Klammer) der Acker-BDF in Bayern mit einer Veränderung der Regenwurmdiversität von 1985 bis 2018, angegeben als Differenz zwischen dem ersten und letzten Messwert und als Trend (lineare Trendentwicklung über jeweils 4 Messwerte je BDF im Untersuchungszeitraum)

	Abnahme	Zunahme	Keine Änderung
Differenz: Endwert - Anfangswert	37 (46 %)	41 (51 %)	2 (2,5 %)
Trend	35 (44 %)	44 (55 %)	1 (1 %)
davon mit $R^2 > 0.3$	16 (20 %)	29 (36 %)	

Zu berücksichtigen ist allerdings, dass in der hier vorliegenden Auswertung zur langfristigen Trendentwicklung der Regenwurmdiversität über den Shannon-Index nur Daten der Austreibungsmethode berücksichtigt werden konnten, da nur diese Methode von 1985 bis 2018 durchgängig auf den BDF angewandt wurde. Wie bereits erwähnt bedarf es, um einen guten Erfassungsgrad der Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der Regenwürmer zu erhalten, einer Methodenkombination bestehend aus einer Austreibungsmethode und Handauslese (Kapitel 3.1.2). Für die Erfassung der Artenvielfalt der Regenwürmer ist zwar die ausschließliche Anwendung einer Austreibungsmethode nicht optimal, allerdings immer noch ausreichend robust genug, um wichtige Hinweise zur langfristigen Entwicklung der Regenwurmdiversität zu erhalten. So ist die wesentlich höhere Anzahl der BDF, für die über die ausschließliche Anwendung der Austreibungsmethode eine Zunahme, als eine Abnahme

der Diversität zu beobachten war, zumindest ein klarer Hinweis, dass die Diversität der Regenwürmer auf den Äckern in den vergangenen 35 Jahren anstieg.

Da die natürliche Ausbreitungsgeschwindigkeit von Regenwürmern durchschnittlich nur bei fünf bis zehn Meter pro Jahr liegt (Ehrmann 1996), stellt eine Neubesiedlung von Flächen als Reaktion auf sich verändernde Bewirtschaftungs- oder Klimabedingungen bei dieser Artengruppe ein sehr langsamer Prozess dar. Wahrscheinlich kam deshalb der Anstieg der Diversität weniger über eine Neubesiedlung der Flächen zustande als vielmehr über eine Zunahme der Bestandsdichte von einzelnen Arten. Manche Arten traten vermutlich zu Beginn des Boden-Dauerbeobachtungsprogrammes in einer so geringen Dichte auf, dass sie kaum oder nicht nachweisbar waren. So führt eine ausgeglichenerere Artengemeinschaft auch zu einem Anstieg des Shannon Diversität-Index.

Wie sich die Abundanz adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* auf den einzelnen Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum entwickelte sowie der jeweils daraus abgeleitete Trend zeigen einige typische in Abb. 5 dargestellte Beispiele. Es sind Zu- und Abnahmen in unterschiedlicher Stärke sowie kontinuierliche als auch sprunghafte Verläufe zu erkennen.

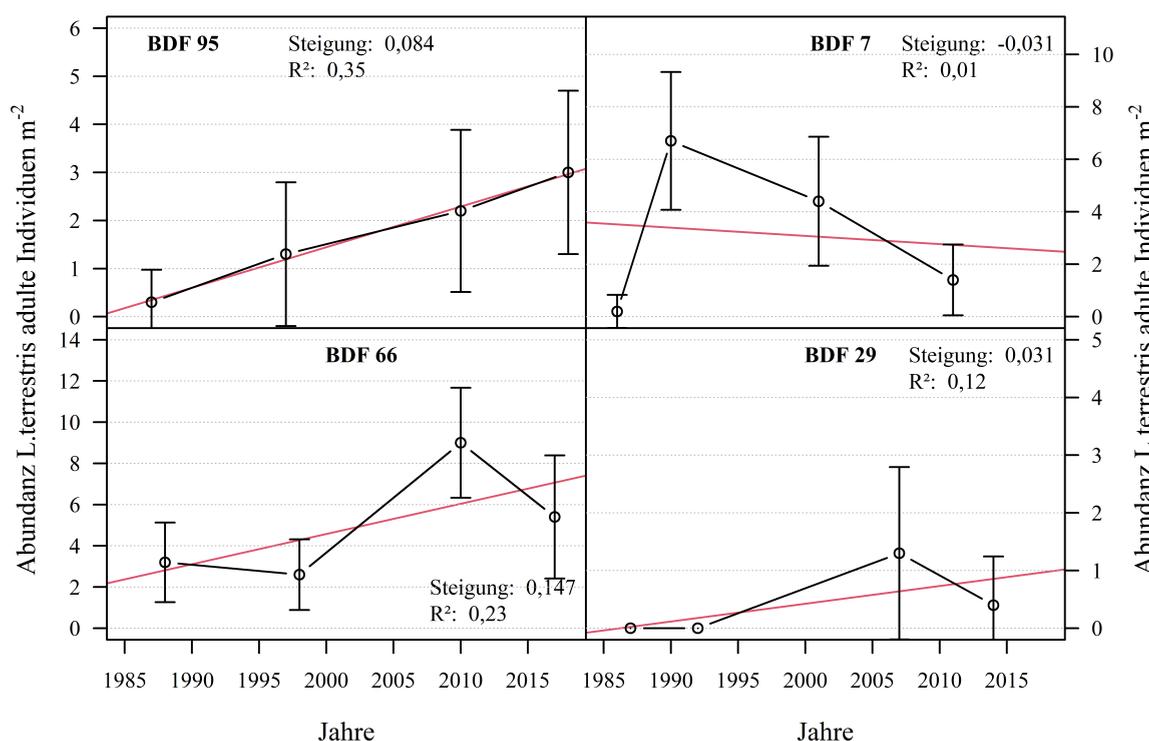


Abb. 5: Beispiele für die Entwicklung der Abundanz (adulte Individuen  $m^{-2}$ ) der Zeigerart *Lumbricus terrestris* für vier typische Acker-BDF in Bayern. Je Probenahme-termin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung dargestellt, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie.

Von allen vier hier ausgewählten BDF-Beispielen sind auch die Verläufe zur Entwicklung der Corg-Gehalte im Band 4: Humus (Kap. 3.3.1) zu finden. Bei zwei BDF (BDF 66 und 29) zeigte sich in der Abundanz adulter *Lumbricus terrestris* ein ähnlicher Trend wie für die Corg-Gehalte, wengleich die beobachteten Zunahmen bei *Lumbricus terrestris* deutlich schwächer ausfielen. Auf zwei BDF (95, 7), die jeweils eine starke Abnahme der Corg-

Gehalte zeigten, war für *Lumbricus terrestris* auf einer Fläche trotz eines sprunghaften Verlaufs kaum eine Veränderung über den Beobachtungszeitraum (BDF 7) feststellbar und auf der anderen Ackerfläche fiel der angepasste lineare Trend für *Lumbricus terrestris* sogar deutlich positiv aus (BDF 95). Dies deutet daraufhin, dass die Entwicklung der Corg-Gehalte und der Abundanz von *Lumbricus terrestris* nicht immer gleichgerichtet verlaufen und für die Bestandsentwicklung der Zeigerart noch einige weitere Einflussfaktoren von Bedeutung sind.

Für die Zeigerart *Lumbricus terrestris* war über die 35 Jahre des Boden-Dauerbeobachtungsprogrammes in Bayern ein positiver Trend in ihrer Abundanz feststellbar (Abb. 6, Tab. 6). So wurde auf insgesamt 56 Acker-BDF (70%) ein positiver Bestandstrend beobachtet, wengleich dieser auf einigen BDF sehr gering ausfiel, v.a. wenn wie in Abb. 6 dargestellt, der jährliche Zuwachs betrachtet wird. Doch für 16 Acker-BDF (20%) ergab sich ein durch den linearen Trend gut erklärbarer Anstieg mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 > 0,3$ . Zu einem abnehmenden Bestandstrend der Zeigerart kam es zwar auf 20 Acker-BDF, allerdings war auf keiner Fläche die Abnahme durch den linearen Trend gut erklärbar, da das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) bei allen unter 0,3 lag. Auf 4 Acker-BDF ist kein Trend über die Zeit darstellbar, da auf diesen Flächen *Lumbricus terrestris* über den gesamten Beobachtungszeitraum nicht nachweisbar war.

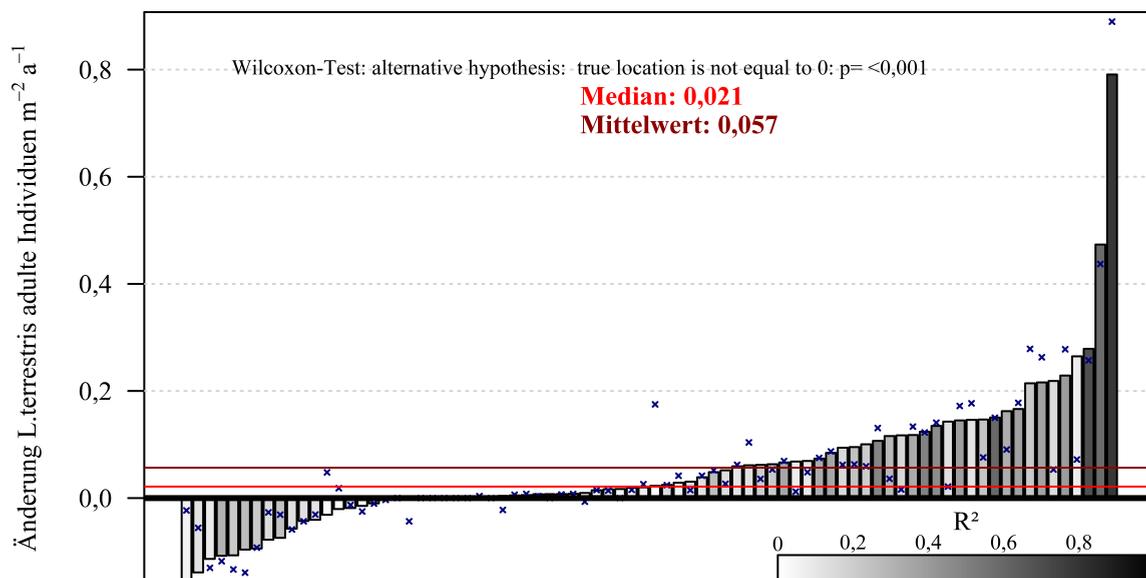


Abb. 6: Entwicklung der Abundanz adulter Individuen von *Lumbricus terrestris* als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum in Individuen  $m^{-2} a^{-1}$ ; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regression an,  $x$  bedeutet die Differenz Endwert - Anfangswert

Da insgesamt die Bestandszunahmen von *Lumbricus terrestris* deutlich überwiegen nahm im Mittel aller Acker-BDF ihre Bestandsdichte um 0,06 Individuen pro  $m^2$  und Jahr zu. Über 20 Jahre entspricht dies etwa einem adulten Tier von *Lumbricus terrestris* pro  $m^2$  und einer Verdoppelung bzw. einer durchschnittlichen Zunahme um etwa 100 %. Auf etwa einem Viertel der BDF ergaben sich auch Zunahmen von über 0,1 Individuen pro  $m^2$  und Jahr.

Bezogen auf einen Hektar entspricht dies dort in 20 Jahren 20 000 adulten Tieren mit einer Regenwurmbiomasse von etwa 80 kg/ha.

Tab. 6: Anzahl und Anteil (in Klammer) der Acker-BDF in Bayern mit einer Veränderung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart *Lumbricus terrestris* von 1985 bis 2018, angegeben als Differenz zwischen dem ersten und letzten Messwert und als Trend (lineare Trendentwicklung über jeweils 4 Messwerte je BDF über den Untersuchungszeitraum)

	Abnahme	Zunahme	Keine Änderung
Differenz: Endwert - Anfangswert	19 (24%)	52 (65%)	9* (11%)
Trend	20 (25 %)	56 (70%)	4* (5%)
davon mit $R^2 > 0.3$		16 (20%)	

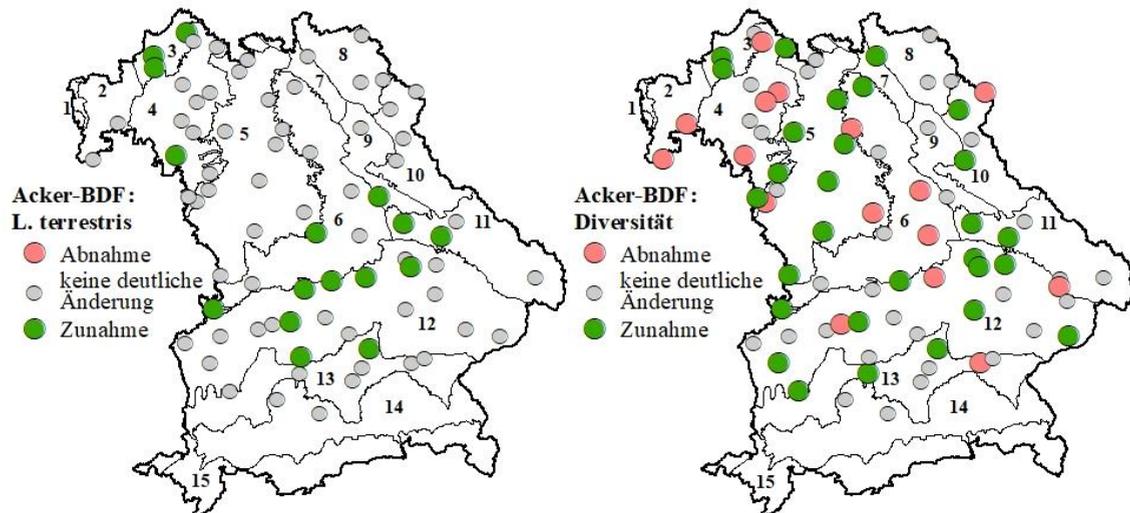
\*Auf 4 BDF davon war *L. terrestris* über den gesamten Beobachtungszeitraum nicht nachweisbar

Die stärkste Zunahme wurde auf einer BDF (115) im Landkreis Dillingen und auf BDF 94 im Landkreis Bad Kissing festgestellt. Auf beiden konventionell bewirtschafteten Flächen waren in den 80er Jahren keine Vorkommen von *Lumbricus terrestris* nachgewiesen worden. Wahrscheinlich war der Bestand so niedrig, dass er unter der Nachweisgrenze lag. Darauf stieg die Siedlungsdichte der Art kontinuierlich an und erreichte auf der BDF im Lkr. Dillingen im Jahr 2014 den höchsten auf Äckern der Bodendauerbeobachtung je festgestellten Wert von etwa 26 adulten Tiere von *Lumbricus terrestris* pro m<sup>2</sup>. Damit lag der Wert dort höher als durchschnittlich im Grünland mit ca. 13 adulten Tieren pro m<sup>2</sup>. Beide Äcker werden langjährig pfluglos bearbeitet, BDF 115 seit 1994 (einmalig gepflügt 2003) und BDF 94 etwa seit 1994. Die BDF 94 ist ein viehloser Betrieb, BDF 115 düngt regelmäßig mit Geflügelmist (Stroh und Fruchtfolge eher unauffällig im Mittelfeld).

Die positive Trendentwicklung von *Lumbricus terrestris* auf zahlreichen Acker-BDF könnte auch zu einer ausgeglicheneren Artengemeinschaft beitragen und damit auch die Diversität, dargestellt über den Shannon-Index, positiv beeinflussen. Allerdings stimmen die BDF für die, die stärksten Zuwächse von *Lumbricus terrestris* in der Abundanz beobachtet wurden (BDF 115, 94, 56,18), nicht mit den BDF überein, deren Trendentwicklung in der Diversität (BDF 86, 5, 29, 105) am besten ausfiel. Dasselbe trifft für die vier BDF mit den jeweils stärksten Rückgängen in der Diversität (BDF 78, 123, 45, 107) und in der Abundanz von *Lumbricus terrestris* (BDF 54, 125, 90, 75) zu. Dies weist zumindest auf keinen engen Zusammenhang dieser beider Parameter hin, wie auch Abb. 7 verdeutlicht.

Die stärkste Abnahme von *Lumbricus terrestris* war auf einer Acker BDF (75) in Oberfranken im Fichtelgebirge ( $r^2=0.3$ , Änderung  $-0.11/m^2*a$ ) feststellbar. Diese jährlich gepflügte Ackerfläche liegt in einem Wasserschutzgebiet und wurde die letzten 5 Jahre nur einmal organisch mit Grüngutkompost gedüngt. Bei der letzten Probenahme 2015 wies sie allerdings mit über 300 Individuen m<sup>-2</sup> einen überdurchschnittlich hohen Bestand an endogäischen Regenwürmern auf. Diese Werte deuten auf insgesamt keine schlechten Lebensraumbedingungen für Regenwürmer hin. Möglicherweise hat sich der Grundwasserflurabstand auf der Fläche erhöht. So meidet *Lumbricus terrestris* durchnässte, phasenweise luftarme Böden (Graefe 1998, Wilkens 2002) und legt seine senkrechten Wohnröhren in gut

belüfteten, wasserungesättigten Böden an. In Auen kennzeichnet *Lumbricus terrestris* somit Bereiche mit relativ hohem Grundwasserflurabstand (Höser 2003, Höser 2005, Wilkens 2002).



**Hauptlandschaftseinheiten (Wittmann, 1991):**

- |   |   |   |
|---|---|---|
| 1 Rhein-Main-Niederung                          | 6 Fränkische und Schwäbische Alb          | 12 Tertiärhügelland, Iller-Lechplatte und Donautal  |
| 2 Spessart-Odenwald                             | 7 Obermain-Schollenland                   | 13 Schwäbisch-Bayer. Schotterplatten und Altnoränen |
| 3 Rhön  | 8 Frankenwald Fichtelgebirge und Vogtland | 14 Schwäb.-Bayer. Jungmoräne und Molassevorberge    |
| 4 Fränkische Platten                            | 9 Oberpfälzer Becken und Hügelland        | 15 Bayerische Alpen                                 |
| 5 Fränkisches und Schwäbisches Keuper-Lias-Land | 10 Oberpfälzer Wald                       |   |
|   | 11 Bayerischer Wald                       |   |

Abb. 7: Veränderung der Siedlungsdichte adulter Individuen von *Lumbricus terrestris* (links) und der Diversität der Regenwürmer (rechts) für jede Acker-BDF in Bayern über den Beobachtungszeitraum (1985-2018), als Veränderung sind nur die Zu- und Abnahmen berücksichtigt, die über einen linearen Trend mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 > 0,3$  gut erklärbar waren

Ein deutlicher Anstieg der durchschnittlichen Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* war von der ersten (1985-1988) über die zweite (1989 – 1999) bis zur dritten (2000 – 2010) Probenahmeserie feststellbar (Abb. 8). Von der dritten zur vierten (2011-2018) Serie ist allerdings kein weiterer Anstieg mehr erkennbar. In der 4. Serie ist der Median nahezu gleich wie in der 3. Serie, der Mittelwert ist im vierten Probenahmedurchgang sogar niedriger als im dritten. Dennoch wurde in der 4. Serie mit 26 adulten Tieren von *Lumbricus terrestris* je Quadratmeter, der größte Ausreißer erfasst (Abb. 8).

Dass es von der 3. zur 4. Probenahmeserie zu keinem weiteren Anstieg von *Lumbricus terrestris* kam, obwohl die pfluglose Bodenbearbeitung weiter zunahm (s. Band 1, Kap. 6.2.3.2) und diese als Haupteinflussfaktor für die positive Entwicklung der Art identifiziert wurde (s. Kap. 3.4.1 in diesem Band), könnte ein Warnzeichen sein und auf mögliche ungünstige Auswirkungen des Klimawandels hindeuten. Im Mittel über alle Acker-BDF ging der Jahresniederschlag um  $3,2 \text{ mm a}^{-1}$  deutlich zurück, was über den Beobachtungszeitraum von 35 Jahren einem Rückgang von 109 mm Jahresniederschlag entspricht (s. Band 1, Kap. 5.4.3.2). Verantwortlich für diese hohen Änderungen sind nicht nur extreme Jahre gegen

Ende des Beobachtungszeitraums, sondern ein kontinuierlicher Rückgang der Niederschlagsmenge und das Ausbleiben feuchter Jahre. Gleichzeitig kam es seit 1985 zu einem Anstieg in der Jahresdurchschnittstemperatur um etwa 1,6 °C (s. Band 1, Kap. 5.4.3.1), der zu einer höheren Verdunstung beitrug. Die daraus resultierenden zunehmenden trockenen Bodenbedingungen beeinflussen die Regenwürmer im Boden, zumal ihre Abundanz und Biomasse auf Äckern mit der Bodenfeuchte korreliert (Kanianska et al. 2016). Von steigenden Temperaturen als Folge des Klimawandels profitieren Regenwürmer nur bei ausreichend hoher Bodenfeuchte (Singh et al. 2019). Auch Populationsrückgänge von Regenwürmern durch längere Trockenphasen, v.a. zu ihrer Hauptaktivitätszeit im Frühjahr oder Herbst sind bekannt (Ehrmann 2012). Die tiefgrabende Zeigerart *Lumbricus terrestris* kann sich zwar bei Trockenheit tiefer in den Boden zurückziehen, allerdings nutzt sie nicht wie endogäisch lebende Regenwurmarten ein Ruhestadium, um ungünstige Phasen mit Hilfe einer reduzierten Stoffwechselrate, zu überdauern. So können längere Trockenperioden für sie kritisch werden (Ehrmann 2021). Um ungünstige Auswirkungen des weiter voranschreitenden Klimawandels zu vermeiden ist es wahrscheinlich unerlässlich Vorsorge zu betreiben und die Förderung bodenschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen wie eine konservierende Bodenbearbeitung weiter voranzutreiben (Johnston et al. 2018, s. dazu auch Kap. 3.4.1 in diesem Band).

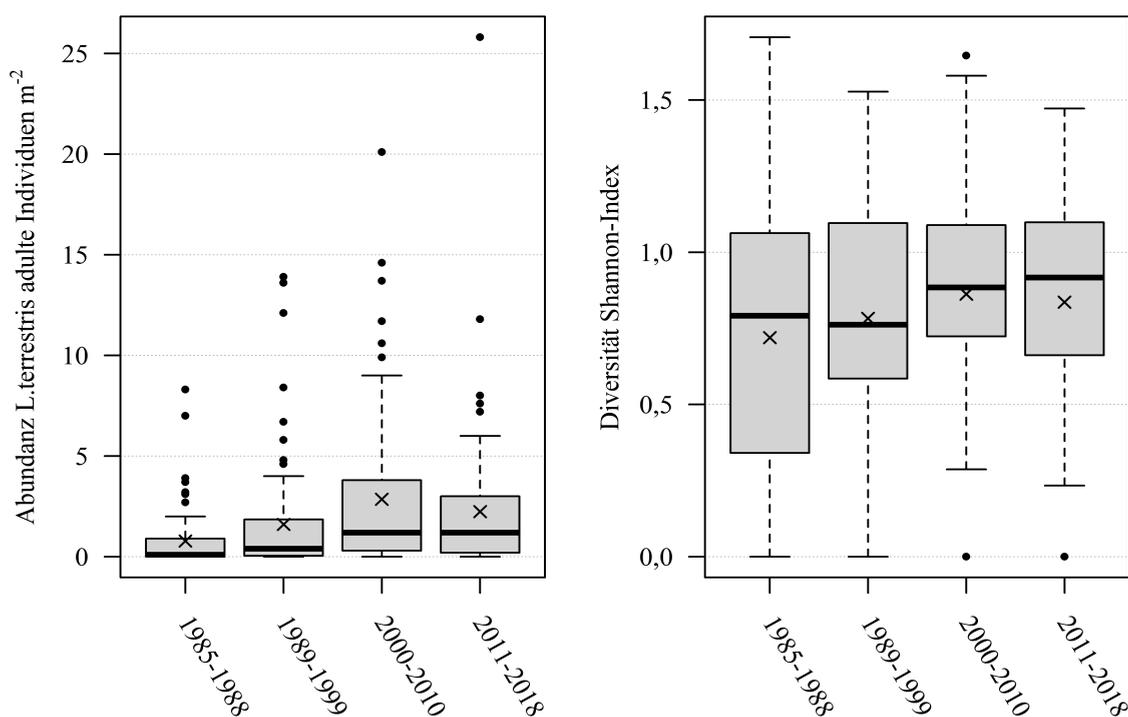


Abb. 8: Durchschnittliche Abundanz (Individuen/m<sup>2</sup>) adulter Tiere der Regenwurmart *Lumbricus terrestris* (links) und der Diversität der Regenwürmer auf den bayerischen Acker-BDF von der 1. bis zur 4. Probenahmeserie

### 3.2.2 Grünland-BDF

Insgesamt kam es auf den 18 durchgängig als Grünland genutzten BDF in den vergangenen 35 Jahren zu keiner generellen signifikanten Trendentwicklung weder in der Diversität der Regenwürmer (Abb. 9), noch in der Abundanz der Zeigerart *Lumbricus terrestris* (Abb. 10).

Dennoch überwiegen in der Diversität der Regenwürmer, dargestellt über den Shannon-Index, leicht die Zunahmen, die auf 11 Grünland-BDF zu beobachten waren, davon 8 mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 > 0,3$  (Tab. 7). Dagegen kam es nur auf 7 BDF zu einer abnehmenden Trendentwicklung in der Regenwurmdiversität, die auch insgesamt etwas geringer ausfielen, wenn wie in Abb. 9 die jährlichen Abnahmen betrachtet werden. Lediglich 3 Flächen wiesen davon ein Bestimmtheitsmaß von  $R^2 > 0,3$  auf (Tab. 7).

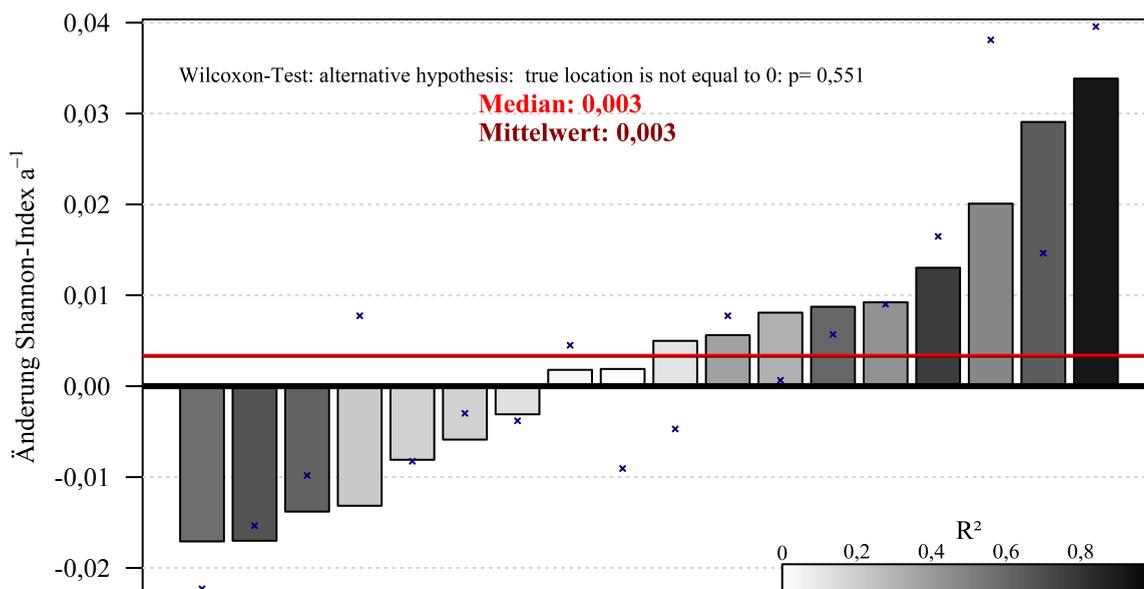


Abb. 9: Entwicklung der Diversität der Regenwürmer auf den bayerischen Grünland-BDF, dargestellt über eine Änderung des Shannon Index als lineare Trends je BDF über den Beobachtungszeitraum; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regression an,  $x$  bedeutet die Differenz Endwert - Anfangswert

Tab. 7: Anzahl und Anteil (in Klammer) der Grünland-BDF in Bayern mit einer Veränderung der Regenwurmdiversität (Shannon-Index) von 1985 bis 2018, angegeben als Differenz zwischen dem ersten und letzten Messwert und als Trend (lineare Trendentwicklung über jeweils 4 Messwerte je BDF über den Untersuchungszeitraum)

	Abnahme	Zunahme
Differenz: Endwert - Anfangswert	8 (44%)	10 (56%)
Trend	7 (39%)	11 (61%)
davon mit $R^2 > 0.3$	3 (17%)	8 (44%)

In der Trendentwicklung der Bestandsdichte von *Lumbricus terrestris* wurden zwar bezogen auf die Anzahl der Grünlandflächen etwas mehr Abnahmen (auf 10 BDF) als Zunahmen

(auf 8 BDF) festgestellt (Tab. 8), allerdings war der rückläufige Bestandstrend auf 5 BDF sehr niedrig und auf 3 BDF kaum erkennbar (Abb. 10). Demgegenüber kam es v.a. auf 2 Grünland-BDF zu stärkeren Bestandszunahmen bezogen auf den jährlichen Zuwachs (Abb. 10). Dadurch fiel die durchschnittliche Änderung der Siedlungsdichte von *L. terrestris* über alle Grünland-BDF sogar leicht positiv aus, ähnlich wie für die Diversität der Regenwürmer.

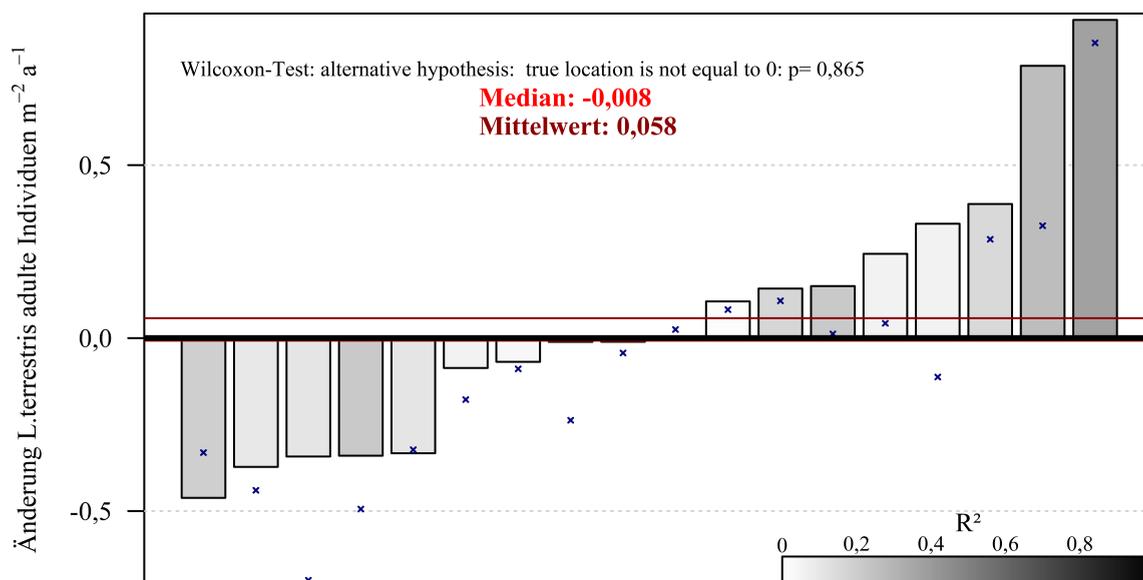


Abb. 10: Entwicklung der Abundanz adulter Individuen von *Lumbricus terrestris* als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum in Individuen pro Quadratmeter und Jahr ( $m^{-2} a^{-1}$ ); Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regression an,  $x$  bedeutet die Differenz Endwert – Anfangswert

Tab. 8: Anzahl und Anteil (in Klammer) der Grünland-BDF in Bayern mit einer Veränderung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart *Lumbricus terrestris* von 1985 bis 2018, angegeben als Differenz zwischen dem ersten und letzten Messwert und als Trend (lineare Trendentwicklung über jeweils 4 Messwerte je BDF über den Untersuchungszeitraum)

	Abnahme	Zunahme
Differenz: Endwert - Anfangswert	10 (56%)	8 (44%)
Trend davon mit $R^2 > 0.3$	10 (56%)	8 (44%) 1 (6%)

Zu berücksichtigen ist dabei, dass die Anzahl von 18 Grünland-BDF, die überwiegend im Alpenvorland und in den Mittelgebirgen liegen (Abb. 11), zu gering ist und nicht ausreichend die Verbreitung der Grünlandflächen in Bayern abbilden, um gesicherte Aussagen über einen allgemein gültigen Entwicklungstrend der Regenwürmer für das Grünland in Bayern seit 1985 treffen zu können. So sind die Grünland-BDF auch nicht repräsentativ auf die Bodentypen verteilt (s. Band 1, Kap. 5). Es fehlen v.a. Grünland-BDF auf Moor-, Auen und Tonböden. Dennoch liefern die erhobenen Regenwurmdaten wichtige Hinweise.

Ein Vergleich der Grünland BDF, die die stärksten Zunahmen in der Regenwurm-Diversität und in der Abundanz von *Lumbricus terrestris* aufwiesen ergab, dass es sich hierbei um unterschiedliche BDF handelte. So wurden die stärksten Zunahmen in der Diversität auf den BDF 128, 96 und 12 und die stärksten Zuwächse in der Abundanz der Zeigerart *L. terrestris* auf BDF 44, 2 und 14 beobachtet. Dies deutet darauf hin, dass kein Zusammenhang zwischen der Diversität und der Abundanz von *Lumbricus terrestris* besteht, wie auch in Abb. 11 zu erkennen ist.

Die BDF 44 mit dem stärksten Bestandszuwachs von *Lumbricus terrestris* liegt im Bayerischen Wald. Es handelt sich dabei um eine Mähweide mit meist 3 Schnitten und Beweidung. Seit 2005 finden dort Agrarumweltmaßnahmen zur Grünlandextensivierung statt (von K10, K34 über A23, A49 bis zu B20, B26). Die organische Düngung erfolgt seit 2011 über Biogasgärreste, zuvor über Rindergülle. Die maximale je auf einer Grünland-BDF in Bayern gemessene Bestandsdichte der Art lag bei über 60 adulten Tieren je Quadratmeter und wurde auf einer Mähweide im Ostallgäu mit i.d.R. 5 Schnitten und einer organischen Düngung mit Rindergülle nachgewiesen.

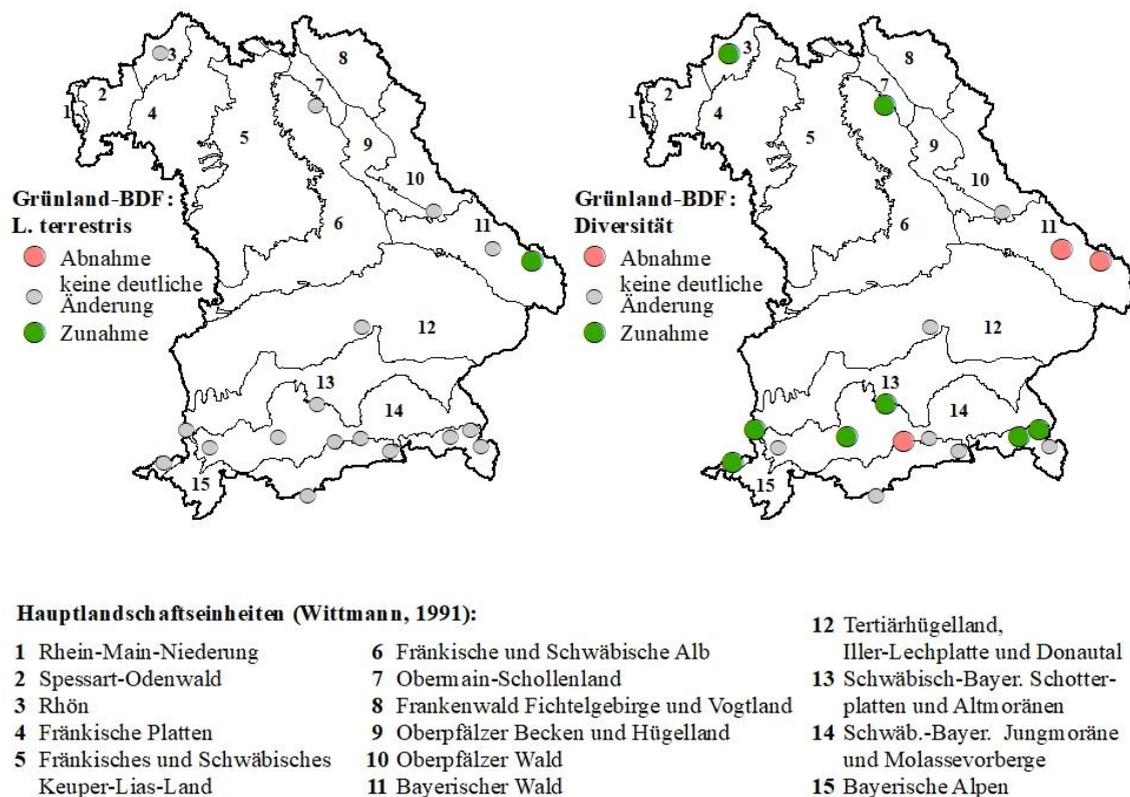


Abb. 11: Veränderung der Siedlungsdichte adulter Individuen  $m^{-2}$  von *Lumbricus terrestris* (links) und der Diversität der Regenwürmer (Shannon-Index, rechts) für jede Grünland-BDF in Bayern über den Beobachtungszeitraum (1985-2018), als Veränderung sind nur die Zu- und Abnahmen berücksichtigt, die über einen linearen Trend mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 > 0,3$  gut erklärbar waren

Ähnlich wie auf den Acker-BDF war im Mittel über alle Grünland-BDF ein deutlicher Anstieg der durchschnittlichen Siedlungsdichte des Tauwurms *Lumbricus terrestris* von der ersten (1985 - 1988) über die zweite (1989 - 1999) bis zur dritten (2000 - 2010)

Probenahmeserie feststellbar (Abb. 12). Auffallend ist, dass es von der dritten zur vierten Probenahmeserie zu einem deutlichen Bestandsrückgang der Zeigerart kam und ihre Abundanz auf das Ausgangsniveau zurückfiel. So war zwar, bezogen auf den gesamten Beobachtungszeitraum, keine über den linearen Trend gut erklärbare Veränderung nachweisbar, dennoch traten erhebliche Schwankungen über die Zeit auf. Auch die Diversität der Regenwürmer, dargestellt über den Shannon-Index, lässt eine leichte Zunahme von der ersten bis zur dritten Fangperiode erkennen und danach wieder einen Rückgang. Wenngleich dieser rückläufige Trend deutlich schwächer als bei *Lumbricus terrestris* ausfiel, so weist dies dennoch auf einen übergeordneten Effekt hin, der sowohl auf die Zeigerart als auch auf die Diversität der Regenwürmer wirkt.

Für den Bestandsanstieg von *Lumbricus terrestris* von der ersten bis zur dritten Probenahmeserie im Grünland können mehrere Faktoren in Betracht kommen, deren Wirkung sich addieren kann. Möglicherweise könnten mildere Winter als Folge des Klimawandels einen günstigen Einfluss auf Regenwürmer haben, zumal langanhaltende kalte Winter zu Populationseinbrüchen führen (Timmermann et al. 2006). In milderem Winter könnte sich die Aktivitätszeit der Regenwürmer, die i.d.R. im Frühjahr und Herbst liegt, in die Wintermonate hinein verlängern. Zudem ist die Bodentemperatur in 5 und 20 cm Tiefe ein die Regenwurmabundanz und –biomasse bestimmender Einflussfaktor im Dauergrünland (Kanianska et al. 2016). Seit Beginn des Boden-Dauerbeobachtungsprogrammes stieg die Jahresdurchschnittstemperatur auf den Grünland-BDF um 1,3°C an (s. Band 1, Kap. 5.4.3.1). Mildere Temperaturen könnten v.a. für die überwiegend höher gelegenen Grünlandstandorte wie im Alpenvorland und in den Mittelgebirgen von besonderer Bedeutung sein und zum Anstieg der Abundanz von *Lumbricus terrestris* von der ersten bis zur dritten Probenahmeserie beigetragen haben.

Des Weiteren zeigen viele Studien, dass eine organische Düngung im Grünland zu einer Steigerung des Regenwurmbestandes führen kann (Bauchhenß 1982, Behrens et al. 2007, De Goede et al. 2003, Edwards & Lofty 1982, Blakemore 2018). Inwieweit dies auf die BDF zutrifft bleibt unklar, da Angaben zur ausgebrachten Menge der organischen Dünger auf den Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum fehlen. Dennoch zählt *Lumbricus terrestris*, die sich von der organischen Auflage ernährt, zu den Regenwurmart, die besonders auf eine organische Düngung reagiert (Edwards & Lofty 1982). Auch in der Analyse zur Gesamtbioasse der Regenwürmer im Grünland wurde die organische Düngung als positiv wirkender Einflussfaktor auf die Regenwurmbioasse identifiziert (Kap. 3.5.2 in diesem Band).

Was führte allerdings zu dem Bestandsrückgang von *Lumbricus terrestris* von der 3. zur 4. Probenahmeserie? Obwohl die Grünland-BDF überwiegend in sehr niederschlagsreichen Naturräumen wie im Alpenvorland liegen, so könnte dennoch ein zunehmender Rückgang des durchschnittlichen Jahresniederschlages seit 1985 (s. Band 1, Kap. 5.4.2.2) sowie extreme Trockenphasen, die zu einer Trockenheit bis in den Unterboden führen, möglicherweise einen ungünstigen Effekt auf die tiefgrabende Art haben. Daraufhin deutet auch der in der Korrelationsanalyse (Kendall's Tau) ermittelte signifikant positive Zusammenhang der Regenwurmabundanz mit der Änderung des Jahresniederschlages während des Beobachtungszeitraums (s. Kap. 3.5.2 in diesem Band). Nahmen im Beobachtungszeitraum die Niederschläge weniger stark ab, wirkte sich dies somit günstig auf die Regenwurmsiedlungsdichte aus. Von steigenden Temperaturen als Folge des Klimawandels profitieren Regenwürmer nur bei ausreichend hoher Bodenfeuchte (Singh et al. 2019). Wie bereits erwähnt, kann sich die tiefgrabende Zeigerart *Lumbricus terrestris* bei Trockenheit tiefer in den Boden zurückziehen. Um ungünstige Phasen zu überdauern, begibt sie sich allerdings

nicht, wie endogäische Regenwurmarten, in ein Ruhestadium mit stark reduziertem Stoffwechsel. Deshalb können längere Trockenperioden für sie kritisch werden (Ehrmann 2021). Vor allem Extremereignisse wie Dürre wirken sich am schädlichsten auf Regenwurmgemeinschaften aus (Singh et al. 2019) und es kann Jahre dauern bis sich eine Regenwurmpopulation davon erholt (Ehrmann 2012b). Treten Dürreperioden in zwei aufeinanderfolgenden Jahren auf, ist dies besonders ungünstig (Ehrmann 2012b). Zukünftige Klimaszenarien mit stark verringerten Niederschlägen im Sommer lassen eine tendenziell geringere Häufigkeit aktiver Regenwürmer im Spätsommer und Herbst erkennen (Singh et al. 2021). Saisonal unterschiedliche Effekte sind also möglich, die allerdings mit dem derzeitigen Probenahmedesign nicht aufgezeigt werden können, dafür würden mehrere Probenahmen im Jahr erforderlich sein (z.B. Frühjahr und Herbst).

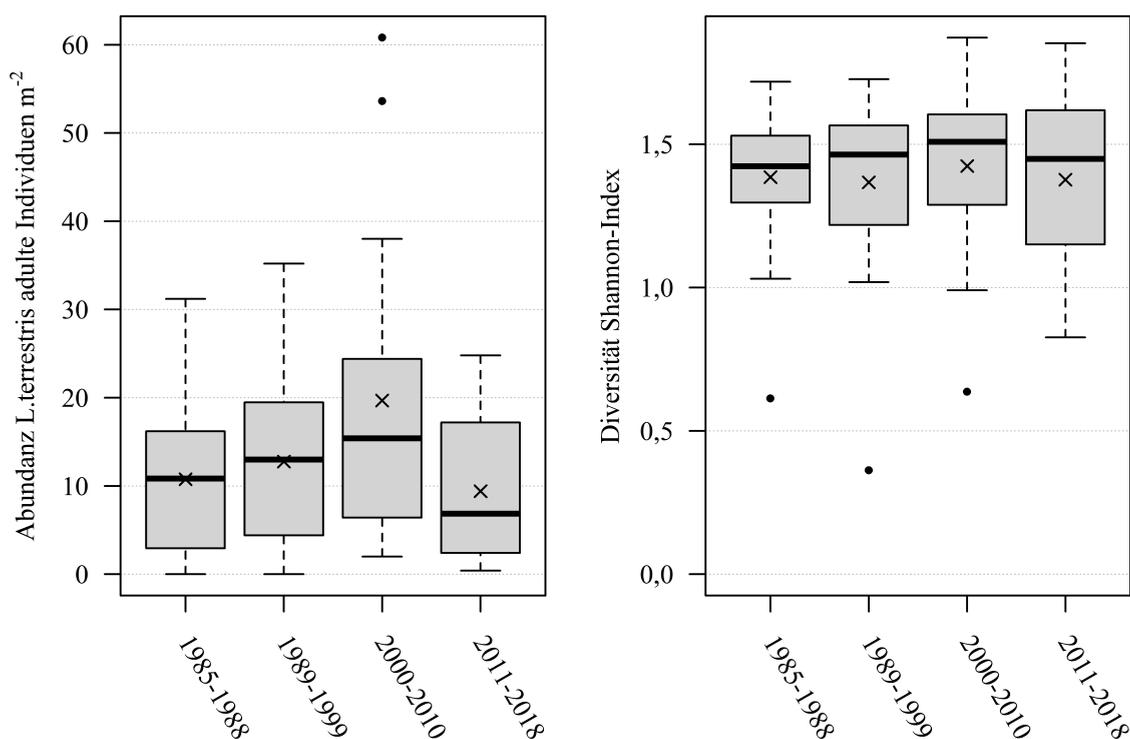


Abb. 12: Durchschnittliche Abundanz (Individuen m<sup>-2</sup>) adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* (links) und der Diversität der Regenwürmer (Shannon-Index, rechts) auf den Grünland-BDF in Bayern von der 1. bis zur 4. Probenahmeserie

Unter extremen Trockenbedingungen spielt wahrscheinlich zudem die Pflanzenartenvielfalt des Grünlandes eine wichtige Rolle. Eine höhere Pflanzenartenvielfalt insbesondere das Vorkommen von Leguminosen im Grünland wirkt sich günstig auf *Lumbricus terrestris* aus (Milcu et al. 2008, Singh et al. 2021). Von kleinen Pflanzen mit einem geringen Deckungsgrad auf Grünlandflächen profitieren insbesondere in Dürreperioden tiefgrabende Regenwurmarten (Mariotte et al. 2016). So war nach einer Trockenphase die Biomasse von *Lumbricus terrestris* bei Anwesenheit kleiner Pflanzenarten mit geringer Deckung deutlich höher und ihre Abundanz korrelierte signifikant mit dem Gamander-Ehrenpreis *Veronica chamaedryas* (Mariotte et al. 2016). Im Rahmen des Klimawandels mit zunehmenden Trockenperioden im Sommer bietet somit eine höhere Pflanzenartenvielfalt im Grünland

wahrscheinlich resilientere Bedingungen, um ungünstige Effekte auf den Regenwurmbestand und deren damit verbundenen Leistungen im Boden abzupuffern.

### 3.2.3 BDF mit Landnutzungsänderung

Boden-Dauerbeobachtungsflächen, auf denen über den Untersuchungszeitraum eine Nutzungsänderung zwischen Acker und Grünland stattfand, eignen sich zwar nicht, um langfristige Entwicklungstendenzen abzuleiten, allerdings um den Einfluss dieser Nutzungsänderung auf den Regenwurmbestand aufzuzeigen. Dazu wurde für jede BDF mit Nutzungsänderung entlang der Zeitachse die Bestandsdichte der Zeigerart mit der aktuellen Nutzungsform dargestellt (Abb. 13). Bei einigen BDF nahm wie erwartet bei einer Nutzungsänderung von Acker zu Grünland die Abundanz adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* zu (BDF 27, 71, 101) und bei einem Wechsel von Grünland zu Acker ab (BDF 15, 130). Kam es auf einer BDF zu einem mehrmaligen Nutzungswechsel war eine Zunahme von einer Acker- zu Grünlandnutzung sowie eine Abnahme bei einer späteren Ackernutzung feststellbar (BDF 21, 79). Bei zwei BDF (69, 89) fand bei einem Nutzungswechsel von Acker in Grünland zunächst ein Anstieg der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* statt, der danach allerdings wieder zurückging (Abb. 13). Eine zunehmend extensive Grünlandnutzung ohne Düngung mit nur einem Schnitt ist wahrscheinlich für diese Abnahme auf der BDF 69 verantwortlich. Seit 2005 finden dort Agrarumweltmaßnahmen statt. Bei BDF (89) war dieser Rückgang nur zur letzten Probenahme im Jahr 2015 zu beobachten, der wahrscheinlich auf die über 6 Jahre vor der letzten Probenahme ausbleibende Mistdüngung zurückgeführt werden kann. Zuvor wurde von 2000 bis 2008 auf BDF 89 mit Ausnahme von einem Jahr jährlich Mistdünger ausgebracht. Eine positive Wirkung von organischer Düngung auf die Bestandsdichte von Regenwürmern auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, ist aus zahlreichen Studien bekannt (Blakemore 2018, Burmeister et al. 2020, Edwards & Lofty 1982, Leroy et al. 2008, Whalen et al. 1998). Insbesondere *Lumbricus terrestris* zählt zu den Regenwurmart, die darauf besonders reagieren (Edwards & Lofty 1982). Ohne organische Düngergaben wird das Nahrungsangebot für *Lumbricus terrestris*, der nachts an der Bodenoberfläche organisches Material einsammelt und in den Boden einzieht, verringert. Dies kann schließlich zu einem Rückgang in seiner Bestandsdichte führen.

Bei einer Änderung der Nutzung von Hopfen zu Ackerbau im Jahr 2000 (BDF 60) kam es zu einer Bestandszunahme der Zeigerart (Abb. 13). Begünstigt wurde dieser Anstieg wahrscheinlich durch die dort gleichzeitig zum Ackerwechsel erfolgte Umstellung in eine ökologische Bewirtschaftung mit einer reichhaltigen Fruchtfolge und regelmäßigem Zwischenfruchtanbau.

Eine BDF (121) wurde lediglich unmittelbar vor Beginn des Boden-Dauerbeobachtungsprogrammes bis 1983 als Grünland genutzt. Seither erfolgt dort ausschließlich eine Ackernutzung. Der Grünlandumbruch im Jahr 1984 führte wahrscheinlich zu einem starken Einbruch der Bestandsdichte von *Lumbricus terrestris*, der allerdings über die letzten 35 Jahre wieder langsam anstieg. Ein regelmäßiger Zwischenfruchtanbau, z.T. mit Leguminosen sowie eine häufigere Mistdüngung in den vergangenen 10 Jahren sind wahrscheinlich für diese Bestandszunahme verantwortlich. So beeinflusst die Bewirtschaftungsweise von Äckern z.B. ob organisch gedüngt wird oder wie die Fruchtfolge gestaltet ist, den Regenwurmbestand im Boden (Burmeister et al. 2020, Blakemore 2018, Schmidt et al. 2003, Ehrmann 2015, Walter et al. 2020).

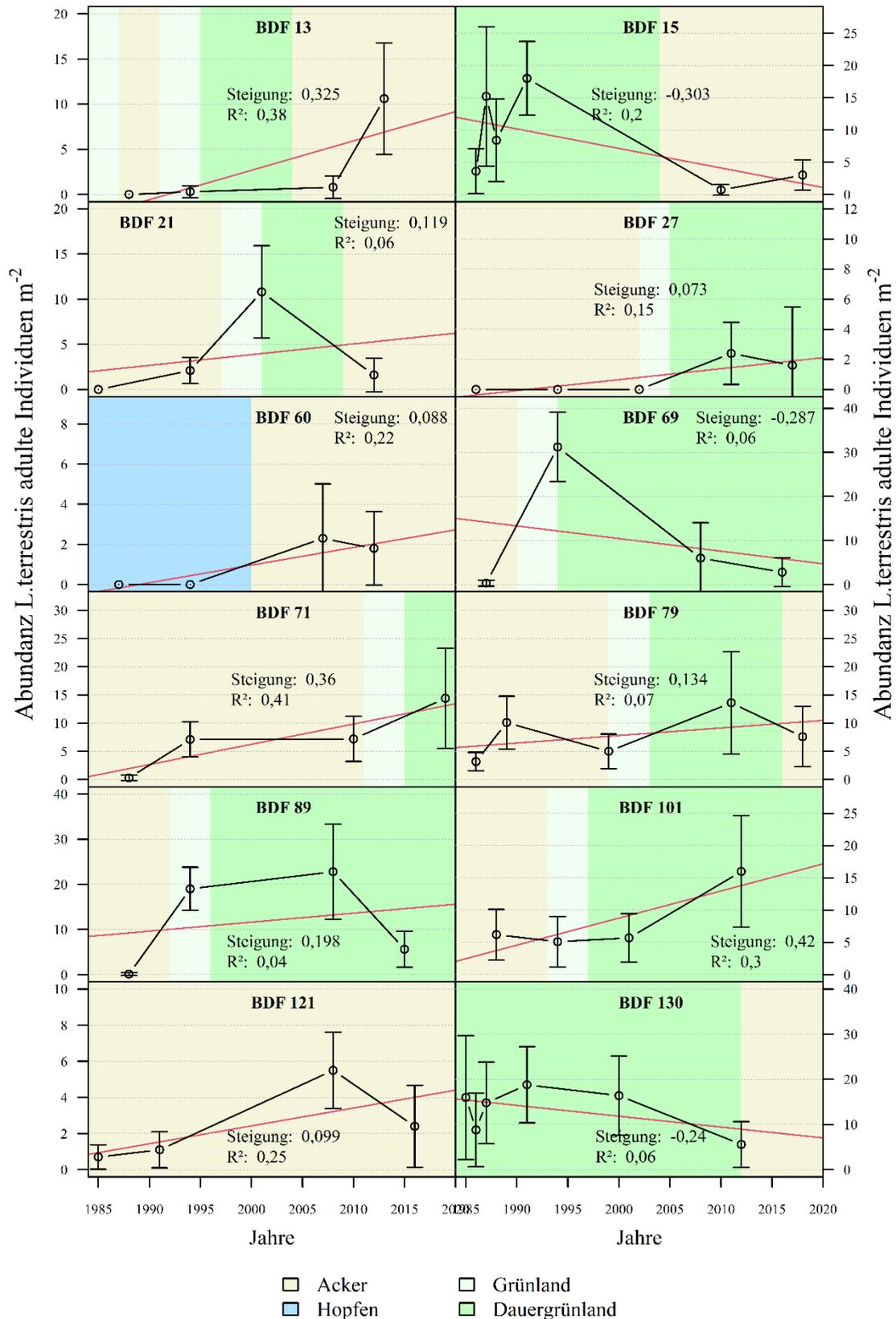


Abb. 13: Entwicklung der Abundanz adulter Individuen von *Lumbricus terrestris* auf den BDF mit einer Nutzungsänderung (v.a. zwischen Acker und Grünland) über den Beobachtungszeitraum. Je Probenahmetermin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung dargestellt, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie.

Obwohl kurzfristige Einflüsse durch die z.T. sehr langen Zeitabstände der Probenahme nicht ausreichend abbildbar sind, zeigte sich dennoch, dass die Zeigerart *Lumbricus terrestris* i.d.R. auf eine Nutzungsänderung von Acker zu Grünland mit einer positiven Bestandsentwicklung und auf eine Änderung von Grünland zu Acker mit Bestandsrückgängen reagiert. Dies bestätigt, den positiven Effekt einer Grünlandnutzung auf *Lumbricus terrestris* (Abb. 3). Zudem kann eine Einbindung von Grünland in einer Ackerbau-Fruchtfolge die Erhaltung der Bodenstruktur sowie der biologischen Vielfalt begünstigen (Hoeffner et al. 2021a).

### 3.2.4 Sonderkulturen-BDF

Die Anzahl der auf den Regenwurmbestand beprobten Sonderkulturen stellen mit 3 Wein-BDF, 3 Hopfen-BDF und 1 Obstbau-BDF keine repräsentativ ausreichende Auswahl dar, um gesicherte Aussagen über einen allgemein gültigen Trend in Bayern seit 1985 für diese drei Nutzungstypen treffen zu können. Dennoch kann die Entwicklung der Abundanz adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* und der Diversität der Regenwürmer auf diesen Flächen wichtige Hinweise liefern (Abb. 14).

Unter den 3 als Hopfengärten genutzten BDF ergab sich über den Beobachtungszeitraum nur für eine Hopfen-BDF (BDF 61) ein durch den linearen Trend gut erklärbarer Anstieg in der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 > 0,3$ . Auf den anderen Hopfengärten traten größere Schwankungen sowohl in der Populationsgröße von *Lumbricus terrestris* als auch in der Diversität der Regenwürmer von einer Probenahme zur nächsten auf bzw. es zeigten sich keine deutlichen Veränderungen (Abb. 15). Auffallend ist, dass auf der BDF 61 über den gesamten Beobachtungszeitraum mit der tiefgrabenden Art *Lumbricus terrestris* stets nur eine Regenwurmart nachgewiesen werden konnte, weshalb die Diversität (Shannon-Index) gleich null ist. Dennoch stieg dort kontinuierlich die Populationsgröße von *Lumbricus terrestris* über die 35 Jahre an. Vermutlich trugen die seit 2005 auf der BDF 61 regelmäßig durchgeführten Agrarumweltmaßnahmen dazu bei. So fanden von 2005 bis 2011 in dem Hopfengarten Mulchsaatverfahren (K32, A 33) und von 2012 bis 2016 eine Winterbegrünung (A32) statt. Ab 2015 wurde dort regelmäßig mit Rebhäcksel organisch gedüngt. Alle drei Bewirtschaftungsmaßnahmen (Mulchsaatverfahren, Winterbegrünung und eine organische Düngung) sind dafür bekannt, dass sie sich positiv auf den Regenwurmbestand im Boden auswirken. Im Hopfengarten kann eine Winterbegrünung die Regenwurmabundanz verdoppeln und die Regenwurmbiomasse um mehr als den Faktor 3 erhöhen, wie ein Feldversuch in der Hallertau zeigt (Brandhuber et al. 2015). Insbesondere *Lumbricus terrestris* profitiert von einer Winterbegrünung.

Auf allen 3 Wein-BDF war zumindest ein leicht positiver Bestandstrend sowohl für den Tauwurm *Lumbricus terrestris* als auch für die Diversität der Regenwürmer zu beobachten (Abb. 15). Besonders deutlich mit einem durch den linearen Trend gut erklärbaren Anstieg (Bestimmtheitsmaß  $R^2 > 0,3$ ) fielen die Zunahmen in der Diversität auf der BDF 102 und in der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* auf der BDF 108 aus. Eine Stilllegung der Wein BDF 102 von 2006 bis 2011 und ein Zwischenfruchtanbau mit wechselzeiliger Dauerbegrünung von 2012 bis 2020 beeinflusste dort wahrscheinlich positiv die Diversität der Regenwürmer. Auf der BDF 108 trugen vermutlich die regelmäßige Winterbegrünung ab 2005, die durch eine wechselseitige Dauerbegrünung ab 2016 ersetzt wurde und Grünkompostgaben in den Jahren 2007 und 2008 sowie eine regelmäßige Düngung mit Rebhäcksel ab 2013 zu der positiven Entwicklung von *Lumbricus terrestris* bei.

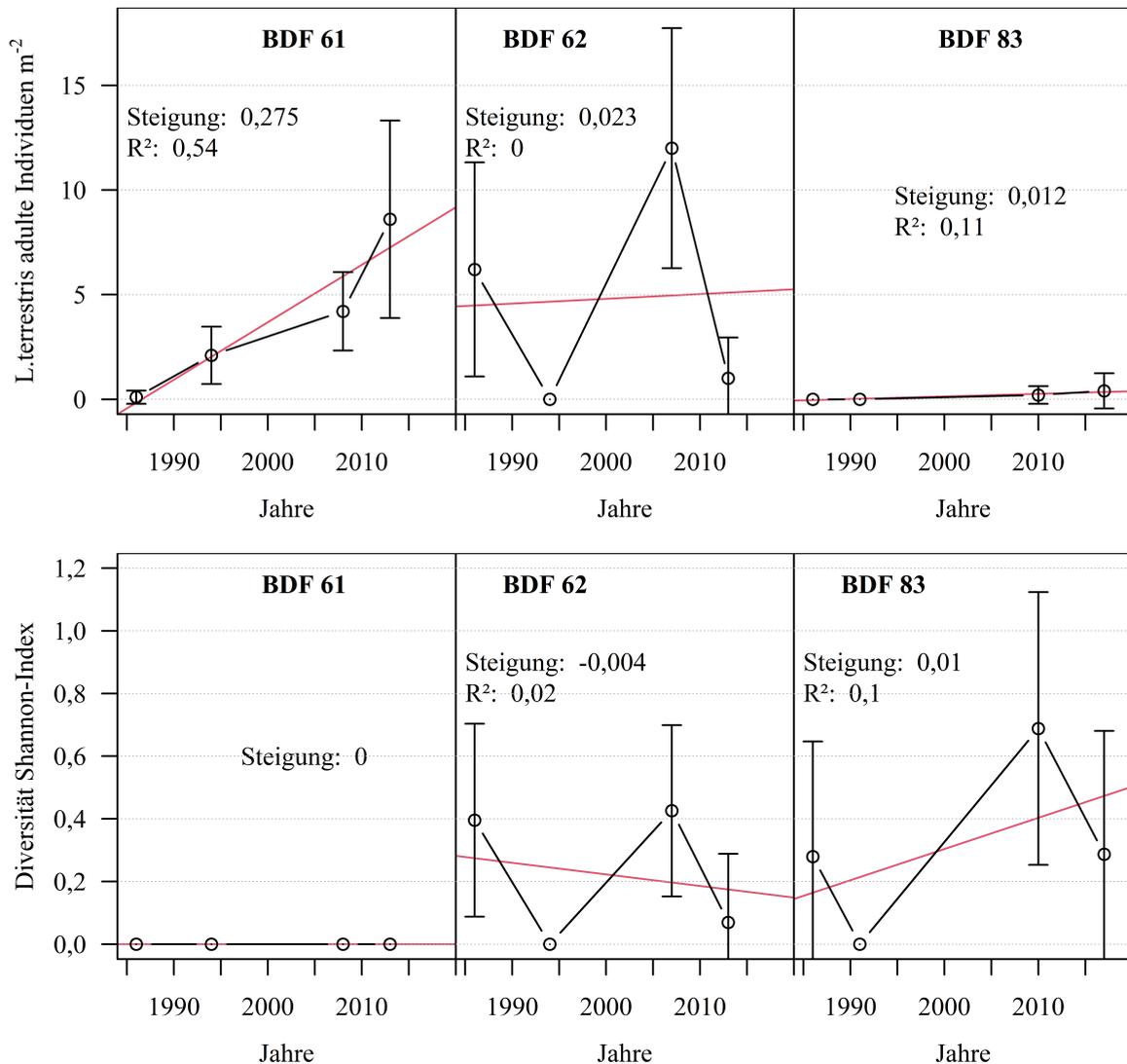


Abb. 14: Trendentwicklung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart *Lumbricus terrestris* (Individuen/m<sup>2</sup>, obere Reihe) und der Diversität der Regenwürmer (Shannon-Index, untere Reihe) für die 3 bayerischen Hopfen-BDF (BDF 61, 62, 83) von der 1. bis 4. Probenahmeserie. Je Probenahmetermin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung angegeben, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie.

Pères et al. (1998) fanden in ihrer Studie, dass eine Applikation organischer Dünger bereits im Abstand von 2 Jahren die Abundanz und Biomasse der Regenwürmer im Boden unter Weinbau steigern kann. Eine permanente Grünbedeckung sowie eine Bodenbedeckung mit Stroh wirkt sich in steilen Weinbergen nicht nur günstig auf den Regenwurmbestand im Boden aus, sondern trägt auch zum Erosionsschutz bei (Vrsic 2011). Erfolgt unter trockenen Bedingungen im Frühjahr eine reduzierte Bodenbearbeitung in nur jeder zweiten Zwischenreihe im Weinberg, während die andere Reihe bewachsen bleibt, beeinflusst dies den Regenwurmbestand im Boden nicht (Faber et al. 2017). Insbesondere im extrem trockenen Sommer 2003 wies die Bodenbedeckung mit Stroh gute Lebensbedingungen für Regenwürmer auf (Vrsic 2011). Durch die Bodenbedeckung werden bei einer extremen Trockenheit,

feuchtere Bodenbedingungen erhalten, wovon Regenwürmer profitieren, da ihr Bestand in Weinbergen positiv mit der Bodenfeuchtigkeit korreliert (Faber et al. 2017).

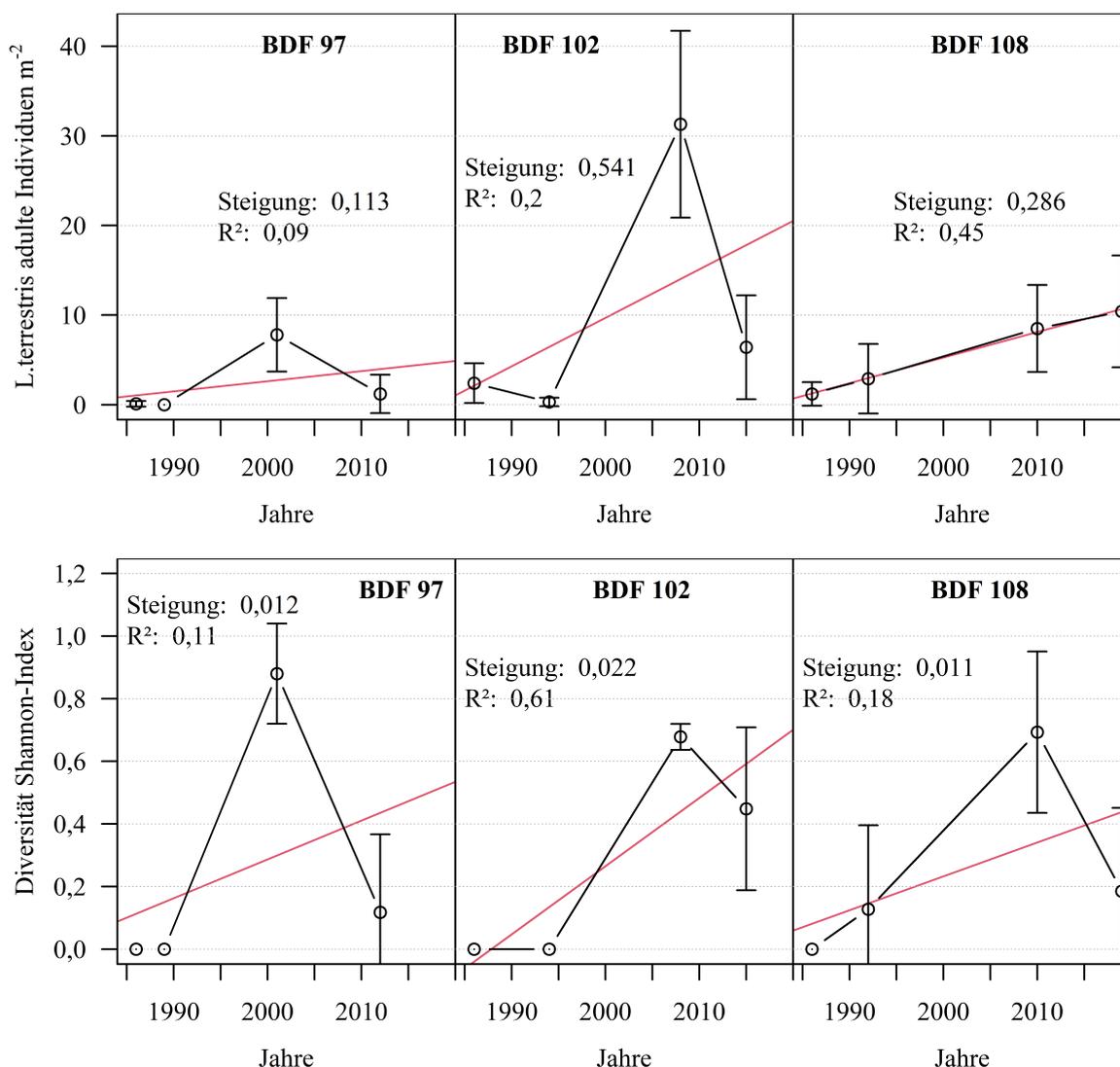


Abb. 15: Trendentwicklung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart *Lumbricus terrestris* (Individuen/m<sup>2</sup>, obere Reihe) und der Diversität der Regenwürmer (untere Reihe) für die 3 bayerischen Wein-BDF (BDF 97, 102, 108) von der 1. bis 4. Probenahmeserie. Je Probenahmetermin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung angegeben, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie.

Auch auf der einzigen Obstbau-BDF im Bodenseeraum kam es zu einer tendenziell positiven Trendentwicklung sowohl in der Abundanz von *Lumbricus terrestris* als auch in der Diversität der Regenwürmer, wengleich diese eher gering ausfielen (Abb. 16). Zu berücksichtigen ist dabei das vergleichsweise hohe Ausgangsniveau. Mit ca. 10 adulten Individuen lag dort die Individuendichte der Zeigerart bereits im Jahr 1985 fast so hoch wie im Mittel auf einer Grünlandfläche. Die bereits zu Beginn des BDF Programms vorhandene Dauerbegrünung auf der Obstbau-BDF und das Mulchen des Aufwuchses sind wahrscheinlich dafür verantwortlich. So wirkt sich der Verzicht einer Bodenbearbeitung günstig auf die Abundanz und Biomasse von Regenwürmern im Obstbau aus (Paoletti et al. 1998). Eine

Beregnungsanlage, die Austrocknung im Sommer verhindert, wirkte sich ebenfalls positiv auf den Regenwurmbestand im Boden aus. Ende 2017 wurden die Obstbäume auf der BDF entfernt und mit Reben bestockt. Seit 2018 erfolgt dort nun ein Weinanbau.

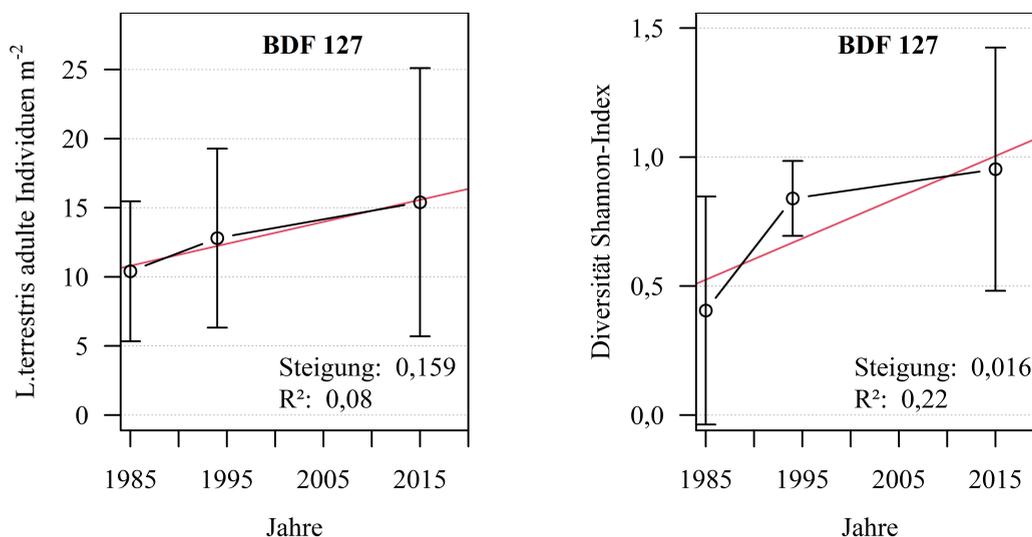


Abb. 16: Trendentwicklung der Abundanz adulter Tiere der Zeigerart *Lumbricus terrestris* (Individuen m<sup>-2</sup>, links) und der Diversität der Regenwürmer (Shannon-Index, rechts) für die bayerische Obstbaufläche (BDF 127) von der 1. bis 4. Probenahmetermin. Je Probenahmetermin ist der Mittelwert aus 10 Stichproben mit Standardabweichung angegeben, rot eingezeichnet ist die berechnete lineare Trendlinie.

Insgesamt lassen die auf den sieben Sonderkultur-BDF gewonnenen Daten eine positive Bilanz zu, da es auf keiner der sieben BDF zu einem erkennbaren Rückgang weder in der Abundanz der tiefgrabenden Zeigerart noch in der Diversität der Regenwürmer kam. Vielmehr war auf allen sieben Sonderkulturen zumindest ein geringer positiver Bestandstrend für *Lumbricus terrestris* feststellbar. Für die Diversität traf dies für fünf Sonderkulturen-BDF zu. Dennoch ist die Anzahl von drei Wein-BDF, drei Hopfen-BDF und einer Obstbau-BDF bei weitem nicht ausreichend, um den tatsächlichen Trend für die jeweiligen Nutzungstyp repräsentativ abzubilden.

Vor allem auch im Hinblick auf die Kupfereinträge in den Sonderkulturen ist eine humusmehrende, bodenschonende Bewirtschaftungsweise besonders wichtig. Die Kupfergehalte auf den Hopfen-, Obst- und Wein-BDF liegen fast durchwegs über den jeweiligen Vorsorgewerten (Band 3: Schadstoffe, Kap. Bodengehalte Kupfer). Besonders hoch sind die Kupfergehalte bei Hopfen-BDF 61 (mit bis 183,7 mg Cu, in 2006 und 167,3 mg Cu in 2015) und auf der Wein-BDF 108 (bis 161,7 mg Cu/kg Boden, in 2015) – beide BDF mit Hauptbodenart Lehm/Schluff. Obwohl die Menge der Kupferapplikationen durch Pflanzenschutzbehandlungen in den letzten Jahren auf den Sonderkulturen stark zurückgegangen ist (s. Band 3: Schadstoffe, Kap. Einträge von Kupfer), waren die Einträge an Reinkupfer in den vergangenen Jahrzehnten hoch und führten auf allen 7 Sonderkultur-BDF zu einem Anstieg des Kupfergehaltes im Boden. Eine Kupferanreicherung aufgrund einer langjährigen Anwendung von kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln kann zu Bestandsrückgängen bei Regenwürmern führen (Paoletti et al. 1998, Eijsackers et al. 2005, Riepert 2009, Jänsch & Römbke 2009). Eine verminderte Grabaktivität im Boden ist die Folge (Eijsackers et al.

2005) genauso wie eine Verringerung der Biodiversität und eine Veränderung der Artensammensetzung (Jänsch & Römbke 2009, Riepert 2009). Insbesondere endogäische Regenwurmarten reagieren empfindlich auf eine Kupferbelastung (Paoletti et al. 1998, Riepert 2009, Beylich & Graefe 2010). In der organischen Auflage des Bodens sind Schwermetalle wie Kupfer durch die dortige Bindung an organischer Substanz weniger gut verfügbar. Deshalb werden streubewohnende und tiefgrabende Regenwurmarten, die sich überwiegend von der Streu- und Mulchauflage ernähren, weniger von einer Kupferbelastung beeinträchtigt (Beylich & Graefe 2010). Die Trendentwicklung des Shannon-Index ergab zwar für 5 von 7 Sonderkulturen-BDF zumindest einen leicht positiven Trend in der Diversität der Regenwürmer, dennoch waren auf zwei Hopfen-BDF mit der Hauptbodenart Lehm/Schluff über den gesamten Beobachtungszeitraum bereits keine endogäischen Regenwurmarten nachweisbar. Auf einer davon kam nur *Lumbricus terrestris* vor und auf der anderen Hopfen-BDF ergänzend zu der tiefgrabenden Art noch eine streubewohnende Art. Lediglich auf der sandigen Hopfen-BDF 83, wo die Verfügbarkeit des Kupfers verringert ist, wurden 3 endogäische Regenwurmarten erfasst, während dort *Lumbricus terrestris* bei einem niedrigen Tongehalt von 8% (in einer Tiefe bis 15 cm) und 11 % (in einer Tiefe von 30-50 cm) ungünstige Bedingungen vorfindet.

Ab welchem Schwellenwert durch eine Kupferanreicherung im Boden unter Sonderkulturen ökologische Schädigungen, z.B. bei Regenwürmern auftreten ist von zahlreichen Faktoren abhängig wie z.B. von den Bodeneigenschaften (v.a. vom pH-Wert und der Bodenart), den Aufwandmengen und der Bewirtschaftungsform (Jänsch & Römbke 2009, Riepert 2009). Aufgrund der bekannten langjährigen Anwendung von Kupfer wird auf vielen Sonderkulturen bereits von ungünstigen Auswirkungen auf die Bodenzönose ausgegangen, wobei die bekannte Datenlage keine Angaben zu dessen Ausmaß erlaubt (Jänsch & Römbke 2009). Umso wichtiger ist es weitere Kupfereinträge zu vermeiden sowie bodenschonende Praktiken, wie z.B. eine Bodenbedeckung durch Begrünung, Strohbedeckung und organische Düngung verstärkt in den Sonderkulturen anzuwenden. Dadurch können sich größere Regenwurmpopulationen aufbauen (Pérès et al. 1998, Vrsic 2011, Paoletti et al. 1998), die wahrscheinlich zudem aufgrund der bereitgestellten günstigeren Lebensraumbedingungen mit einem guten Nahrungsangebot resilienter sind. Auch durch die im Rahmen des Klimawandels zu erwartenden häufigeren Trockenperioden mit sehr trockenen Bodenbedingungen gewinnen bodenschonende, humusmehrende Praktiken an Bedeutung, um ungünstige Effekte auf Regenwürmer abzupuffern. So kann eine ökologische Bewirtschaftung z.B. im Obstbau ungünstige Umwelteinflüsse im Vergleich zu einer konventionellen Bewirtschaftungsweise reduzieren und es werden größere Regenwurmarten mit einer längeren Lebensdauer gefördert (Castro et al. 2019).

### **3.3 Jährliche Populationsschwankungen der Regenwürmer auf landwirtschaftlichen Nutzflächen**

#### **3.3.1 Acker-Intensiv-BDF**

Auf Äckern sind durch die Fruchtfolgegestaltung und Bodenbearbeitung zumindest kurzfristig stärkere Bewirtschaftungseinflüsse auf den Lebensraum Boden und somit auf die Regenwürmer zu erwarten als im Grünland. Um jährliche Populationsschwankungen der Regenwürmer zu identifizieren wurden 4 Acker-BDF über 5 Jahre von 2012 bis 2016 jeweils jährlich im Frühjahr auf Regenwürmer beprobt (kurz als Intensiv-BDF bezeichnet). Dies erfolgte über die Methodenkombination bestehend aus Austreibung und einer ergänzenden

Handauslese, so dass die Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer betrachtet werden kann. Auffallend ist, dass es auf allen vier Ackerflächen zu einem rückläufigen Trend kam (Abb. 17). In der Abundanz der Regenwürmer lag auf drei von vier Äckern das  $R^2 > 0,4$ , in der Biomasse sogar auf allen vier BDF. Des Weiteren ist zu erkennen, dass der Bestands-einbruch, zumindest in der Abundanz auf allen vier Äckern im Frühjahr 2014 erfolgte. Dies deutet auf einen übergeordneten, z.B. witterungsbedingten Effekt wie Trockenheit hin. Doch auf zwei Äckern wurde im Vorjahr jeweils eine Hackfrucht (BDF 32 Zuckerrübe, BDF 24 Kartoffel) angebaut. Einen ungünstigen Effekt von Hackfrüchten auf Regenwürmer, insbesondere der Kartoffel ist bekannt (Walter et al. 2020, Maurer-Troxler et al. 2006).

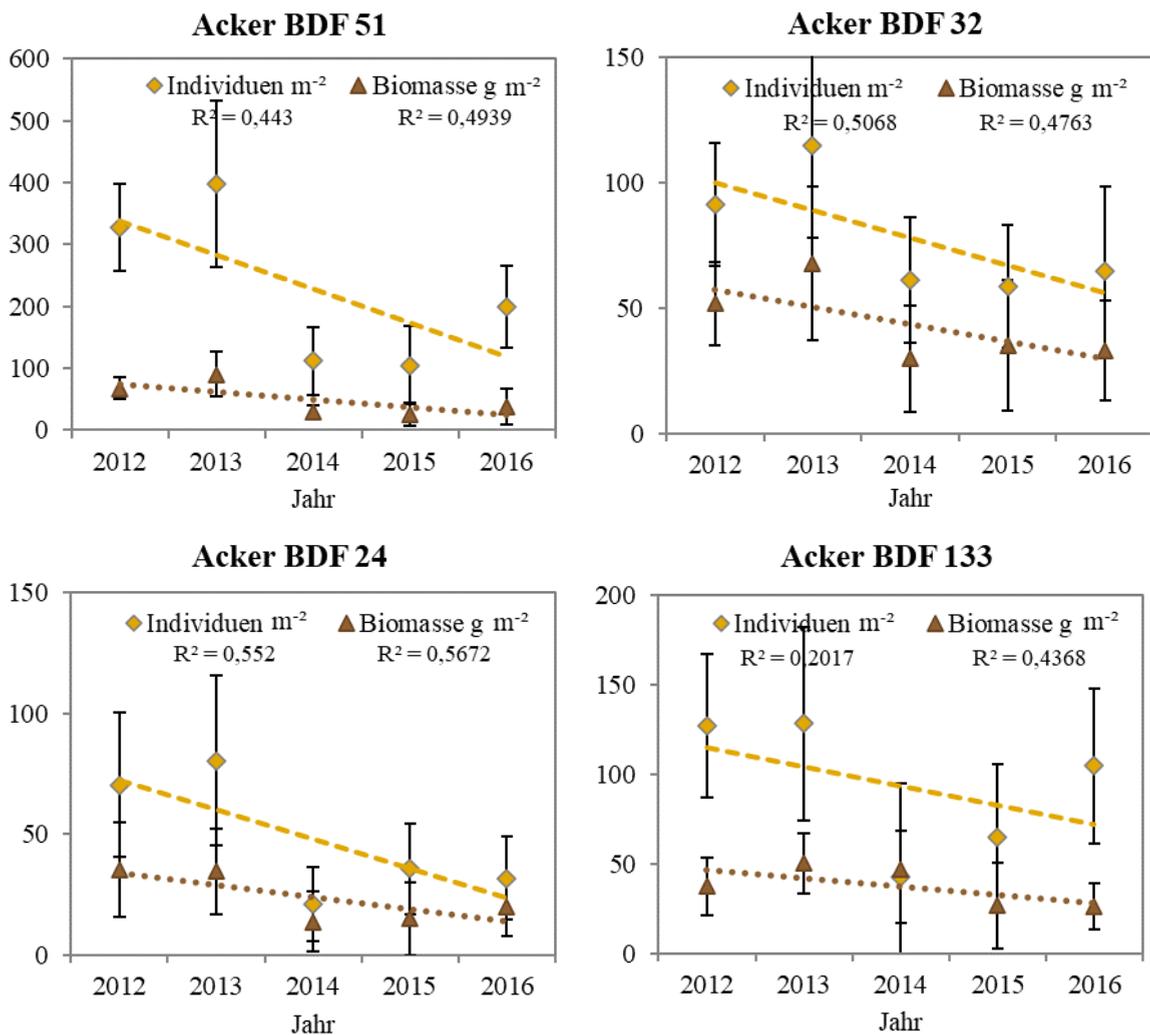


Abb. 17: Populationsschwankungen der Regenwürmer auf vier von 2012 bis 2016 jeweils jährlich im Frühjahr untersuchten bayerischen Acker-BDF (jährliche Mittelwerte zur Abundanz und Biomasse der Regenwürmer über jeweils 10 Stichproben mit Standardabweichung und Trendlinie), BDF 51 liegt in der Oberpfalz bei Freystadt, BDF 32 in Niederbayern bei Straubing und BDF 24 und 133 in Oberbayern bei Pfaffenhofen

Auf einer weiteren Ackerfläche (BDF 51, mit relativ hohem Tongehalt von 48 %) fielen im Oktober zuvor höhere Niederschlagsmengen. Um den Winterweizen nicht zu spät zu säen, erfolgte dort die Saat bei zu feuchten Bodenbedingungen. Die dabei entstandenen Fahrspuren durch die mechanische Bodenbelastung waren im darauffolgenden Frühjahr 2014 zur Probenahme der Regenwürmer noch deutlich erkennbar sowie in der Handauslese spürbar. Die bodenphysikalischen Untersuchungen bestätigten die Abnahme der Luftkapazität auf der BDF 51, die dort sogar von allen 25 daraufhin untersuchten Acker-BDF am stärksten ausfiel und in der Pflugsohle von 5,7 % (2001) auf 2,8 % (2017) zurückging (Band 2: Bodenphysik, Kap. 3.2.3). Auch unterhalb der Pflugsohle sank die Luftkapazität auf der BDF 51 in diesem Zeitraum um etwa 5,3 %. Mehrere Studien bestätigen, dass eine mechanische Bodenbelastung zu geringeren Siedlungsdichten bei Regenwürmern führen kann (Söchtig & Larink 1992, Radford et al. 2001, Kramer et al. 2008). Insbesondere die endogäisch lebenden und horizontal grabenden Regenwurmarten, die auf dieser BDF dominant vorkamen, reagieren besonders empfindlich auf eine mechanische Bodenbelastung (Söchtig & Larink 1992). Ihre Röhren sind von Bodenverdichtung besonders betroffen (Jégou et al. 2002).

Die ökologisch bewirtschaftete BDF 133 ließ in der Regenwurmbiomasse 2014 keine Abnahme erkennen. Dies ist vermutlich auf die Vorfrucht Klee gras zurückzuführen. Doch erfolgte im Spätherbst 2013 bereits ein Klee gras Umbruch mit dem Pflug. Eine raue unbedeckte Winterfurche, die bis zur Regenwurmprobenahme Ende März 2014 noch bestand, könnte zu einer geringen Reproduktionsrate der Regenwürmer und somit zu ihrer niedrigeren Abundanz geführt haben. Da 2014 auf dieser BDF Kartoffel angebaut wurde, könnte der Hackfruchtanbau zu dem geringen Regenwurmbestand im darauffolgenden Jahr 2015 beigetragen haben. Wie bereits erwähnt wirkt sich Kartoffel in der Fruchtfolge bzw. als Vorfrucht ungünstig auf die Abundanz und Biomasse der Regenwürmer aus (Mauerer-Troxler et al. 2006, Walter et al. 2020).

Obwohl für alle vier Acker-BDF nachvollziehbare Erklärungen für die Bestandseinbrüche gefunden werden konnten, ist dennoch eine Interaktion vieler unterschiedlicher Einflussfaktoren wahrscheinlich. Auch Marre et al. 2006 führten die stärkeren Schwankungen des Regenwurmbestandes der im Abstand von 2 Jahren beprobten Acker-BDF in Thüringen, auf ein Zusammenspiel zahlreicher Bewirtschaftungseinflüsse wie z.B. Kulturarten, unterschiedliche Bodenbearbeitung, Pflanzenschutz und Applikation organischer Dünger zurück. Zudem können Witterungseinflüsse wie z.B. Trockenperioden oder die Länge und Härte des Winters die Lebensbedingungen von Regenwürmern und ihre Reproduktion wesentlich beeinflussen (Ehrmann 2012b), zumal die Abundanz und Biomasse der Regenwürmer auf Äckern mit der Bodenfeuchte korreliert (Kanianska et al. 2016). Dennoch konnte auf den jährlich beprobten Acker-BDF aufgezeigt werden, wie stark jährliche Fluktuationen bei Regenwurmpopulationen innerhalb einer Fruchtfolgerotation ausfallen können und dass dabei die Bewirtschaftungsweise eine wesentliche Rolle spielt.

### 3.3.2 Grünland-Intensiv-BDF

Grünlandflächen liefern durch die gleichbleibende Kultur sowie die ständige Bodenruhe und -bedeckung konstantere Lebensbedingungen für Regenwürmer als Äcker. Wahrscheinlich ist deshalb dieser Nutzungstyp besser geeignet, Veränderungen des Regenwurmbestandes als Folge des Klimawandels abzubilden. Um jährliche Populationsschwankungen der Regenwürmer von langfristigen Trends zu differenzieren, werden seit 2012 auf zwei

Grünland-BDF jeweils jährlich im Herbst Bestandsaufnahmen zur Abundanz und Biomasse der Regenwürmer mit der Methodenkombination (Austreibung und eine ergänzende Handauslese) durchgeführt (Abb. 18).

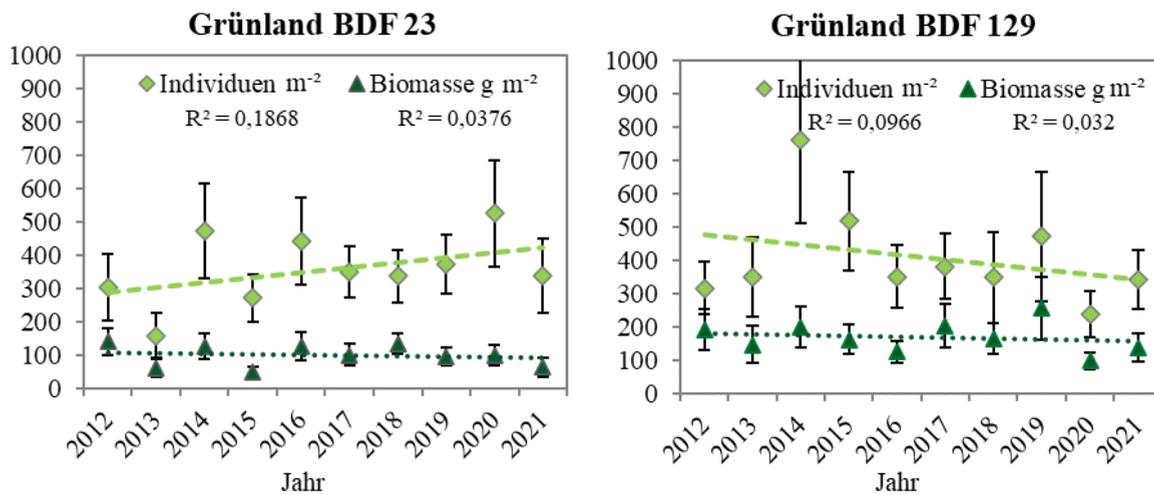


Abb. 18: Populationsschwankungen der Regenwürmer von zwei jährlich jeweils im Herbst untersuchten Grünland-BDF (jährliche Mittelwerte zur Abundanz und Biomasse der Regenwürmer über jeweils 10 Stichproben mit Standardabweichung und Trendlinie von 2012 bis 2021). Die Grünland BDF 23 liegt im Tertiären Hügelland bei Moosburg und wird als ungedüngte KULAP-Fläche nur 2x pro Jahr geschnitten, die Grünland BDF 129 ist eine 5-Schnittwiese im Alpenvorland bei Kempten mit regelmäßiger organischer Düngung (Rindergülle und z.T. Mist, z.B. im Jahr 2014).

Im Mittel wies die organisch gedüngte Grünlandfläche BDF 129 über die 10 Untersuchungsjahre eine deutlich höhere Regenwurmbiomasse (ca. 170 g m<sup>-2</sup>) auf im Vergleich zur extensiv genutzten Grünland-BDF 23 (ca. 100 g m<sup>-2</sup>). Viele Studien belegen den positiven Einfluss einer organischen Düngung auf Regenwürmer im Grünland (Bauchhenß 1982, Behrens et al. 2007, De Goede et al. 2003, Edwards & Lofty 1982). Auch in der Analyse der auf den Regenwurmbestand im Grünland wirkenden Einflussfaktoren wurde eine signifikant positive Korrelation der Regenwurmbiomasse mit einer organischen Düngung festgestellt (s. Kap. 3.5.2. in diesem Band). Auf der intensiv bewirtschafteten Grünland-BDF 129 lässt sich im Herbst 2014 ein positiver Effekt der zusätzlichen Mistdüngung in diesem Jahr mit einer überdurchschnittlich hohen Siedlungsdichte von 760 Individuen/m<sup>2</sup> erkennen. Als Folge einer nahezu jährlichen organischen Düngung liegt der Corg-Gehalt der Grünland-BDF 129 auch um den Faktor 2 höher als auf der extensiv genutzten Grünland-BDF 23 und stieg dort seit 1985 deutlich stärker an (s. Band 4: Humus, Kap. 3.3.2.2). Andere Studien bestätigen ebenfalls den positiven Einfluss des Humusgehaltes im Boden auf den Regenwurmbestand unter Grünland (Höffner et al. 2021b, Blakemore 2018).

Sofern gleiche Standortbedingungen mit einem hohen Humusgehalt vorliegen, kann eine extensive Nutzung von Grünland (2 Schnitte, keine Düngung) im Vergleich zu einer intensiven Grünlandnutzung (4 Schnitte, moderate Düngung) durchaus eine höhere Regenwurmbiomasse aufweisen, wie Singh et al. 2021 in ihrer Studie bei Halle auf karbonatreichem Lösssubstrat feststellten. Sie führen dies auf die unterschiedliche, Pflanzenartenvielfalt und -zusammensetzung zurück, da das intensiv genutzte Grünland mit 5 Grasarten artenarm war,

während das extensive Grünland bestehend aus 14 Grasarten, 10 Leguminosenarten und 32 weitere Kräuterarten, einen sehr artenreichen Vegetationsbestand aufwies (Singh et al. 2021). Auch die Untersuchungen von Milcu et al. 2008 im „Jena Biodiversity Experiment“ zeigen, dass die Biomasse und auch die Abundanz der Regenwürmer im Boden durch eine zunehmende Pflanzenartenvielfalt im Grünland ansteigt und Leguminosen zu einer ca. 30 % höheren Abundanz und einer ca. 52 % höheren Biomasse der Regenwürmer beitragen können.

Auffallend ist, dass obwohl die extensiv genutzte Grünland BDF 23 eine niedrige Regenwurmbiomasse aufwies, die Regenwurmbiomasse dort durchaus das Niveau wie die praxisüblich, intensiver genutzte Grünlandfläche erreichte. Dies weist auf eine unterschiedliche Artengemeinschaft der Regenwürmer auf den beiden BDF hin. So treten in der intensiver genutzten BDF 129 die größeren tiefgrabenden Arten wie *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa* in einer deutlich höheren Abundanz auf und tragen dort wesentlich zur Regenwurmbiomasse bei. Auf der extensiv genutzten BDF 23 wurden bislang keine Vorkommen von *Aporrectodea longa* nachgewiesen. Dagegen kommen dort kleinere endogäische Arten wie *Aporrectodea rosea* und *Proctodrilus tuberculatus* in einer höheren Bestandsdichte vor. Die zuletzt genannte Art wurde bislang nicht auf der BDF 129 gefunden, allerdings die nahe verwandten Arten *Proctodrilus opisthoductus* (sehr seltene Art in Deutschland) und *Proctodrilus antipae* (Art der Vorwarnliste, Lehmitz et al. 2016) in jeweils sehr geringer Abundanz. Beide Grünland-BDF weisen nicht nur eine unterschiedliche Artengemeinschaft auf, sondern zeigten auch eine unterschiedliche Trendentwicklung in der Gesamtabundanz der Regenwürmer. So war auf der extensiv genutzten Grünland-BDF 23 eher eine leichte Zunahme zu beobachten (Abb. 18). Dies ist dort v.a. auf eine positive Entwicklung der endogäisch lebenden, flachgrabende Regenwürmer wie z.B. *Proctodrilus tuberculatus* zurückzuführen. Dagegen kam es auf der Grünlandfläche BDF 129 über den gleichen Zeitraum eher zu einem rückläufigen Trend in der Gesamtabundanz der Regenwürmer (Abb. 18). Zurückzuführen ist dies dort wahrscheinlich auf *Lumbricus terrestris*. Trotz erheblicher Streuung ihrer Einzelmesswerte, die auf eine kleinräumig heterogene Verteilung der Art innerhalb der BDF 129 hinweisen, zeigt sich ein rückläufiger Bestandstrend seit 2012 (Abb. 19). Dagegen blieb die Bestandsituation der endogäischen Arten auf der BDF 129 über den ca. 10-jährigen Beobachtungszeitraum weitgehend unverändert. Erstaunlich ist, dass auch auf der extensiv genutzten BDF 23 ein rückläufiger Entwicklungstrend von *Lumbricus terrestris* erkennbar ist (Abb. 19), bei ähnlich hoher Streuung der Messwerte. Da *Lumbricus terrestris* auf der BDF 23 allerdings in deutlicher geringerer Häufigkeit auftritt bzw. eine geringere Dominanz hat, wird ihr Rückgang von der dort zu beobachtenden positiven Entwicklung der endogäischen Regenwurmart überdeckt und ist in der Trendentwicklung der Gesamtabundanz nicht erkennbar. Die Ergebnisse bestätigen, dass art- und regionalspezifisch unterschiedliche Entwicklungen auftreten können. Zudem kann die jährliche Datenerfassung zu *Lumbricus terrestris* auf den Intensiv-BDF und ihr dabei zu beobachtender langsam voranschreitender Rückgang dazu dienen, Bestandsveränderungen der Art auf Grünland-BDF, die in einem deutlich längeren zeitlichen Abstand beprobt werden, besser einzuordnen. So wird der im Mittel über alle Grünland-BDF von der 3. zur 4. Probenahmeserie auftretende Rückgang der Zeigerart (Abb. 12) plausibler. Die Abnahme der Abundanz von *Lumbricus terrestris* könnte eine Folge von zunehmend trockeneren Bedingungen im Sommer und Herbst sein, zumal auf beiden Intensiv-BDF die Beprobung jeweils im Herbst stattfand. Zukünftige Klimaszenarien mit stark verringerten Niederschlägen im Sommer lassen eine tendenziell geringere Häufigkeit aktiver Regenwürmer im Spätsommer und Herbst erkennen (Singh et al. 2021). Bei Trockenheit kann die Art sich zwar tiefer in den Boden zurückziehen, sie begibt sich allerdings nicht, wie endogäische

Regenwurmarten, in ein Ruhestadium mit stark reduziertem Stoffwechsel. Möglicherweise reagiert *Lumbricus terrestris* deshalb empfindlicher auf Trockenstress und längere Trockenperioden können für sie kritischer werden (Ehrmann 2021). Somit ist die Art wahrscheinlich sensitiv gegenüber den zu erwartenden Veränderungen im Rahmen des Klimawandels.

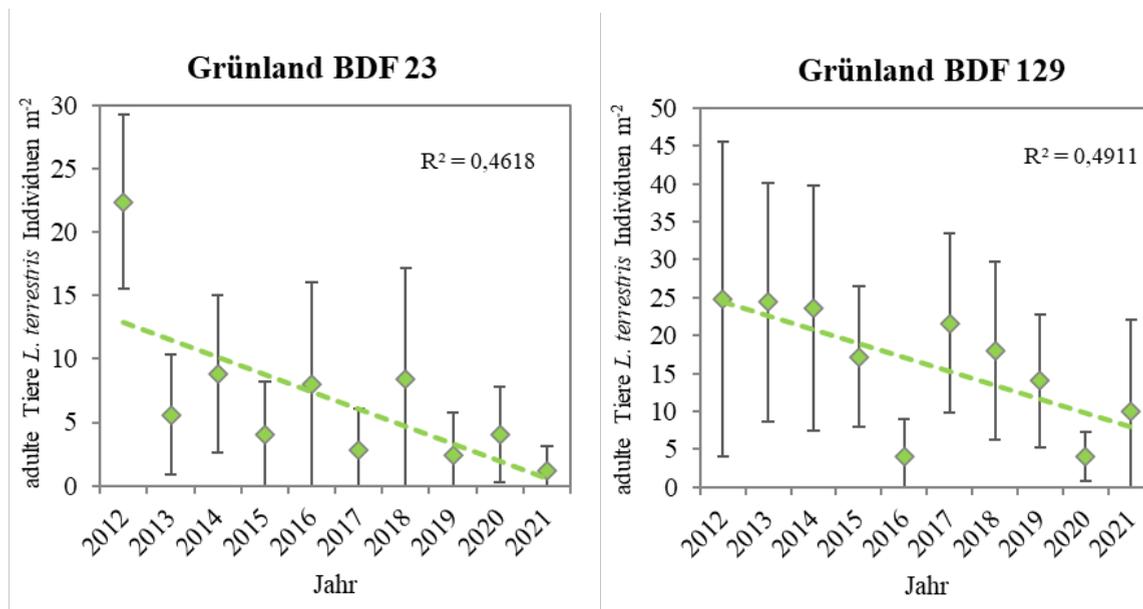


Abb. 19: Jährliche Abundanz adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* von den zwei jeweils im Herbst beprobten Grünland-BDF (jährliche Mittelwerte aus je 10 Stichproben mit Standardabweichung) und Trendlinie über den ca. 10-jährigen Untersuchungszeitraum

Des Weiteren machen die 10-jährigen Ergebnisse der beiden Intensiv-BDF deutlich, dass die Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren um 100 % variieren kann, ohne dass sich die Bewirtschaftungsweise geändert hat (Ausnahme 2014 Mistdüngung in BDF 129). Somit führen wahrscheinlich kurzfristige Witterungseinflüsse wie eine längere Trockenheit (Ehrmann 2012) vor allem zu ihrer Hauptaktivitätszeit im Frühjahr oder Herbst zu natürlichen, nicht zu vernachlässigenden Populationsschwankungen bei Regenwürmern. Diese zeigen sich verstärkt in der Abundanz der Regenwürmer, wahrscheinlich als Folge unterschiedlicher Reproduktionsraten, denn der Großteil einer Regenwurmpopulation im Boden besteht aus juvenilen, noch nicht geschlechtsreifen Tieren. Häufig sind 60-80 % der erfassten Tiere juvenil. Die Regenwurmbiomasse ist somit wahrscheinlich ein stabilerer Parameter, während die Abundanz stärker auf kurzfristige Einflüsse reagiert. Für die Regenwurmbiomasse sind deshalb langfristige Beobachtungen notwendig, um sichere Aussagen zu deren Entwicklungstrend machen zu können.

Insgesamt zeigen die auf den Intensiv-BDF gewonnen Erkenntnisse, dass jährliche Bestandserhebungen zur besseren Nachvollziehbarkeit von Veränderungen dienen können, v.a. wenn ein Großteil der BDF in einen längeren zeitlichen Abstand beprobt wird. Zudem lassen sich dadurch kurzfristige Veränderungen bzw. Populationsschwankungen der Regenwürmer klarer von langfristigen Entwicklungen differenzieren.

### 3.4 Analyse zu den die Entwicklung der Zeigerart *Lumbricus terrestris* im Boden landwirtschaftlicher Nutzflächen steuernden Faktoren

#### 3.4.1 Acker-BDF

##### 3.4.1.1 Ausgewählte erklärende Variablen

Für eine Analyse von Faktoren, welche für die beobachteten Veränderungen der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* im Boden unter Ackernutzung verantwortlich sind bzw. diese beeinflussen können, wurden neben Standort- und Klimavariablen zahlreiche Bewirtschaftungsfaktoren ausgewählt. Als potenzielle Einflussfaktoren berücksichtigt wurden beispielsweise Bodenbearbeitungsverfahren, wie eine pfluglose Bodenbearbeitung, der Anbau von Klee gras, Hackfrüchte, eine Bodenbedeckung im Winter (Winterbegrünung) sowie der Verbleib bzw. die Rückführung organischer Reststoffe. Sofern es auf einer BDF über den Beobachtungszeitraum von 35 Jahren zu einer generellen Änderung in der Bewirtschaftungsweise kam (s. Band 1, Kap. 4.3), so wurde dies ebenfalls in die Analyse einbezogen und z.B. als orgDünger\_Wechsel kenntlich gemacht. Boden und Klima, sowie die Folgen der Klimaänderung sind weiterhin wichtige zu berücksichtigende Faktoren, die die Siedlungsdichte der Zeigerart beeinflussen können. Die ausgewählten unabhängigen Variablen als potentiell erklärende Faktoren sowie die Korrelationen der verwendeten Prädiktoren sind in Abb. 20 dargestellt. Es findet sich beispielsweise ein positiver Zusammenhang zwischen organischer Düngung und Maisanteil sowie ein negativer Zusammenhang zwischen verbleibendem Stroh und Hackfruchtanbau.

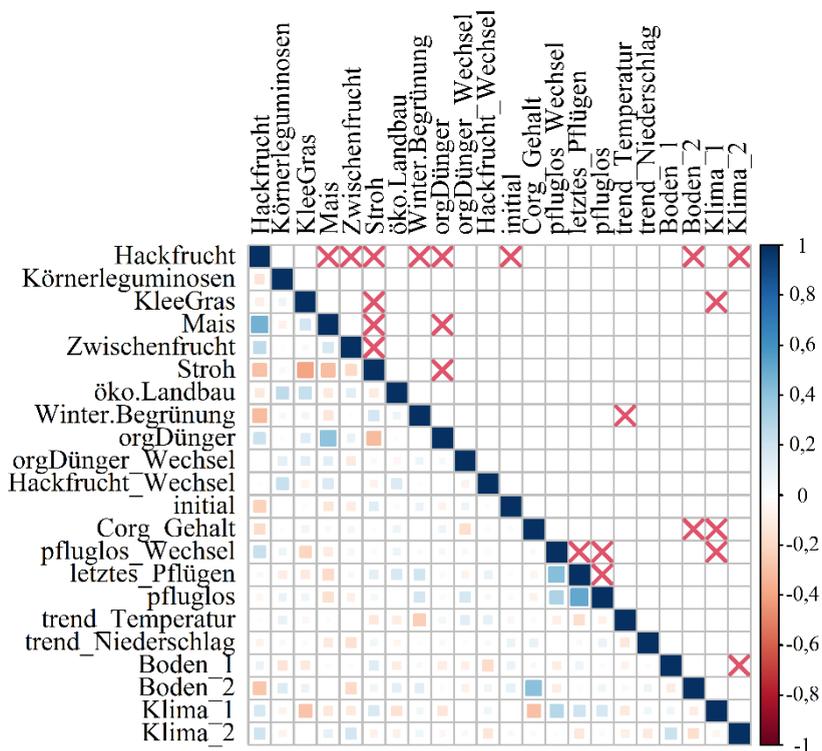


Abb. 20: Korrelationsmatrix der im linearen Modell zur Erklärung der Entwicklung der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* auf den bayerischen Acker-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen  $p < 0,01$  sind ausgeschlossen und mit einem roten x gekennzeichnet).

Die Entwicklung der Siedlungsdichte (Abundanz) adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* war signifikant negativ mit dem initialen Bestandswert der Art korreliert (Abb. 21). Eine signifikant positive Korrelation zeigte sich für den Anteil der Jahre ohne Pflügen (pfluglos). Je weniger Jahre gepflügt wurden, desto günstiger wirkt sich dies auf die Populationsentwicklung von *L. terrestris* aus. Noch stärker war ein signifikant positiver Zusammenhang zum zeitlichen Abstand des letzten Pflugeinsatzes (letztes\_Pflügen) erkennbar, d.h. je mehr Zeit seit dem letzten Pflügen vergangen ist, desto stärker profitiert die Zeigerart davon.

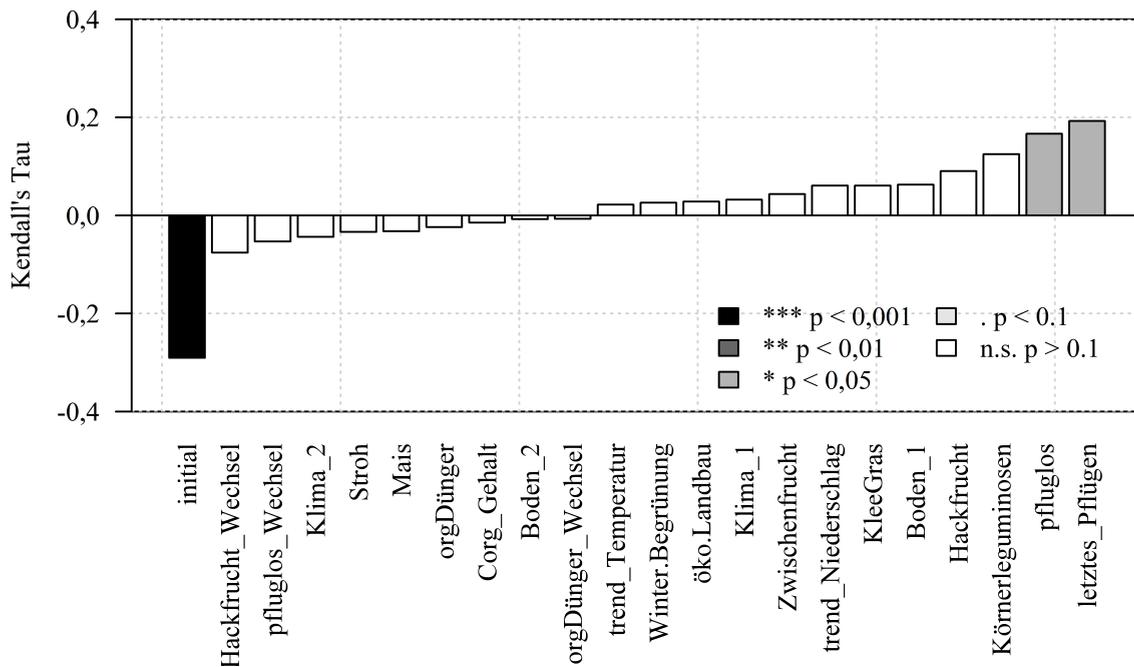


Abb. 21: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Abundanz adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* auf den bayerischen Acker-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert)

### 3.4.1.2 Multiple Modelle

Um die wichtigsten Einflussfaktoren auf die beobachteten Veränderungen in der Siedlungsdichte adulter *Lumbricus terrestris* im Boden unter Acker-BDF zu identifizieren wurden 35055 multiple lineare Modelle mit bis zu 6 Prädiktoren angepasst (s. Band 1, Kap. 4.7). Hiervon zeigten etwa 62 % einen niedrigeren AIC Wert als das Null-Modell (nur Intercept). Das nach dem AIC beste Modell für die Erklärung der Änderungen in der Abundanz von *Lumbricus terrestris* enthielt die Variablen initialer Bestandswert von *Lumbricus terrestris*, den zeitlichen Abstand zum letzten Pflugeinsatz (letztes\_Pflügen), den Anteil der Jahre mit Körnerleguminosen und ökologischem Landbau im Beobachtungszeitraum. Es erklärte etwa 46 % der Varianz der beobachteten Trends.

Für das Modellmittlungsverfahren wurden die besten 243 Modelle (deltaAIC-Wert <4) ausgewählt. In Tab. 9 ist die Anzahl der Modelle, die die erklärende Variable enthalten und die entsprechenden Gewichtungen anhand der AIC-Werte, aufgeführt. Die gemittelten Modelle zeigten kaum eine Verbesserung der Anpassung gegenüber den besten Modellen (lediglich um einen Prozentpunkt,  $R^2:0,47$ ). Insgesamt kamen 19 der 22 ausgewählten

Prädiktoren im gemittelten Modell vor. Die für die beobachteten Änderungen in der Abundanz von *Lumbricus terrestris* wichtigsten erklärenden Faktoren, die auch in allen Modellen enthalten waren, war der initiale Bestandwert der Art sowie der zeitliche Abstand zum letzten Pflugeinsatz (letztes\_Pflügen). Die Koeffizienten dieser Prädiktoren waren auch signifikant von Null verschieden (Tab. 9, Abb. 22).

Für das nach dem Standardfehler der Regression in der Abundanz von *Lumbricus terrestris* über die Zeit auf den einzelnen BDF gewichtete, gemittelte, multiple Modell ergaben sich 289 herangezogene Einzelmodelle, die auch dieselben 19 Prädiktoren enthielten (Tab. 9). Das beste Modell beinhaltete hier nur die initiale Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* und den Zeitpunkt seit dem letzten Pflügen und erklärte 46 % der Varianz. Den größten Erklärungswert unter Berücksichtigung des Standardfehlers der Regression lieferte somit der initiale Bestandwert der Art sowie der zeitliche Abstand zum letzten Pflugeinsatz (letztes\_Pflügen). Die geschätzten gemittelten Koeffizienten dieser Parameter waren signifikant von Null verschieden.

Tab. 9: Ergebnisse der gemittelten multiplen Modelle (Anzahl Modelle, die den Prädiktor enthielten (n Modelle) für die Änderung der Abundanz adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* in Ackerböden, Gewichtungsfaktor nach AIC-Rang, Koeffizient des Prädiktors im gemittelten Modell); links ungewichtete Modelle, rechts nach dem Standardfehler der Regression gewichtete Modelle

Gemitteltes Modell				Gemitteltes gewichtetes Modell		
Anzahl Modelle	243			289		
R <sup>2</sup>	0,47			0,46		
	n Modelle	Gewichtung	Koeffizient	n Modelle	Gewichtung	Koeffizient
<b>Letztes Pflügen</b>	<b>243/243</b>	<b>1,00</b>	<b>0,070</b>	<b>289/289</b>	<b>1,00</b>	<b>0,051</b>
<b>Initial</b>	<b>243/243</b>	<b>1,00</b>	<b>-0,053</b>	<b>289/289</b>	<b>1,00</b>	<b>-0,042</b>
Öko.Landbau	111/243	0,49	-0,019	132/289	0,48	-0,018
Boden_1	64/243	0,28	0,016	142/289	0,53	0,012
Körnerleguminosen	155/243	0,66	0,020	46/289	0,14	0,007
KleeGras	66/243	0,28	0,015	128/289	0,46	0,015
Winter.Begrünung	46/243	0,15	-0,011	50/289	0,15	-0,007
orgDünger	24/243	0,08	-0,007	64/289	0,22	-0,009
Hackfrucht_Wechsel	27/243	0,09	-0,007	45/289	0,13	-0,006
Boden_2	22/243	0,07	0,006	39/289	0,11	0,007
Corg_means	27/243	0,09	0,008	29/289	0,08	0,004
orgDünger_Wechsel	16/243	0,06	-0,005	40/289	0,11	-0,005
Stroh	34/243	0,13	-0,013	10/289	0,03	-0,003
trend_Niederschlag	13/243	0,04	0,001	37/289	0,11	0,006
Zwischenfrucht	24/243	0,08	-0,007	22/289	0,06	-0,003
Klima_2	23/243	0,08	0,008	22/289	0,06	0,006
Mais	13/243	0,05	-0,002	30/289	0,09	-0,006
Klima_1	31/243	0,10	-0,010	11/289	0,03	0,002
trend_Temperatur	13/243	0,04	0,001	18/289	0,05	-0,001

Die nicht genannten Prädiktoren aus Tab. 9 waren zwar teilweise in den Modellen vertreten, können aber anhand der vorliegenden Daten nicht als von großer Bedeutung eingestuft werden. Wichtig ist, auch die vorhandenen Korrelationen zwischen den Parametern zu beachten. Zwar findet das Verfahren die besten erklärenden Faktoren, jedoch können sich korrelierte Variablen gegenseitig überdecken.

Der initiale zu Beginn des BDF Programmes vorhandene Abundanzwert von *Lumbricus terrestris* steht in enger Verbindung damit, in welche Richtung die Trendentwicklung der Zeigerart erfolgt. So führen niedrige Ausgangswerte eher zu einer Zunahme bzw. zu einem positiven Bestandstrend der Zeigerart und ein hoher Initialwert eher zu Abnahmen. Die Wahrscheinlichkeit durch bodenschonende Bewirtschaftungspraktiken eine niedrige Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* zu steigern, liegt folglich höher als bei einer bereits vorhandenen hohen Bestandsdichte der Art nahe ihrem Optimum. Gleichzeitig ist es schwieriger ein hohes Bestandsniveau der Zeigerart im Boden zu erhalten und somit wahrscheinlicher, dass es zu rückläufigen Entwicklungen kommt. Zu berücksichtigen ist zudem, dass die Höhe des Ausgangswertes bei bislang erst vier Probenahmedurchgängen noch einen stärkeren Einfluss auf die Regressionsgerade hat sowie bei hohen Messunsicherheiten und Schwankungen an Bedeutung gewinnt.

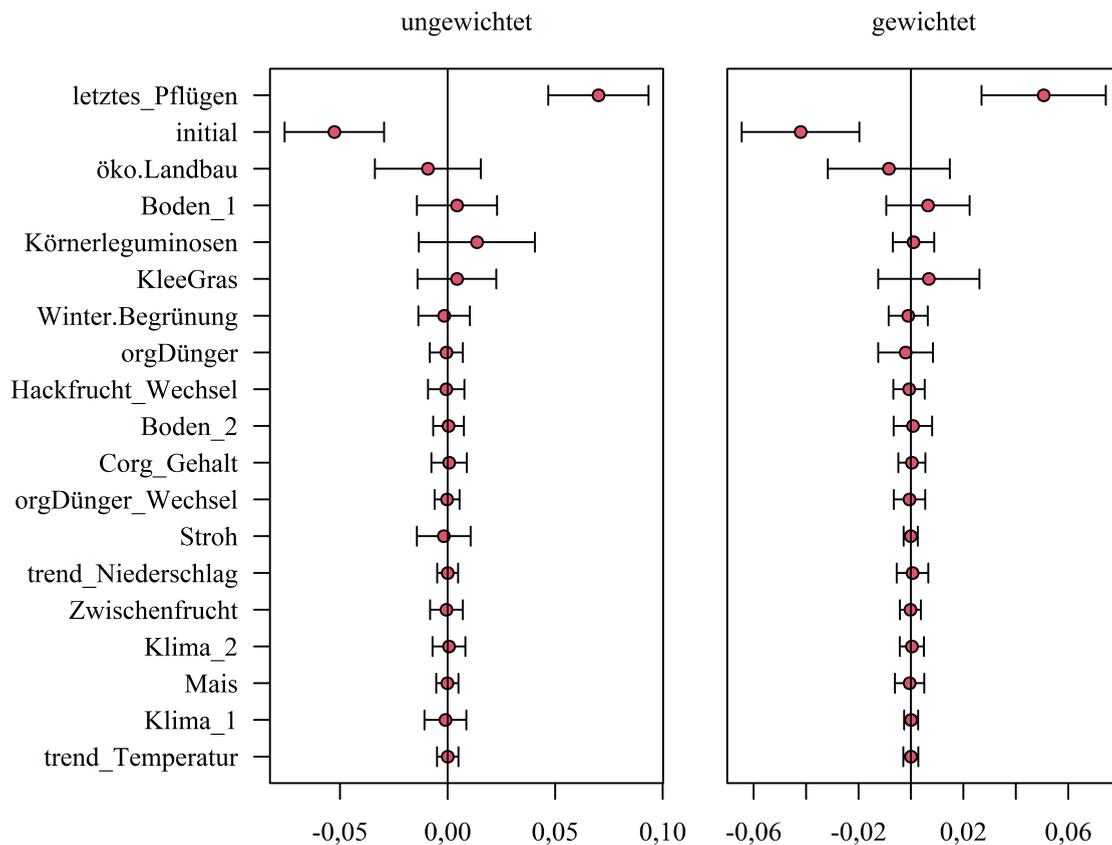


Abb. 22: Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten (standardisiert) für das ungewichtete und das mit RMSE gewichtete gemittelte Modell für die Änderung der Abundanz adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* in den bayerischen Acker-BDF (model selection, averaging)

Die Analysen belegen deutlich, dass die Bodenbearbeitung ein entscheidender die Zunahme von *Lumbricus terrestris* bestimmender Schlüsselfaktor unter Ackernutzung ist. Insbesondere die Häufigkeit und der zeitliche Abstand des Pflugeinsatzes sind wichtig und können in einem Fruchtfolgesystem zu Populationsschwankungen der Art führen. Zahlreiche Studien belegen eine positive Wirkung einer pfluglosen Bodenbearbeitung auf Regenwürmer und auf die tiefgrabende Art *Lumbricus terrestris* (Briones & Schmidt 2017, Capelle et al.

2012, Ehrmann 2012a, Ehrmann 2016, Johnson-Maynard, et al 2007, Moos et al. 2017, Krück et al. 2001, Pelosi et al. 2014, Walter et al. 2017a). Die positiven Reaktionen sind ausgeprägter, wenn die pfluglose Bodenbearbeitung über eine längere Zeit erfolgt (>10 Jahre) und organisches Material wie Erntereste an der Bodenoberfläche verbleiben (Briones & Schmidt 2017). Durch eine Applikation des Herbizids Glyphosat wurde die Reaktion der Regenwürmer nicht signifikant beeinflusst (Briones & Schmidt 2017). Bei einer voll wendenden Bodenbearbeitung werden die vertikalen Röhren von *Lumbricus terrestris* zerstört und v.a. ihre Nahrung von der Bodenoberfläche in den Boden eingepflügt. Die Entfernung der Streu von der Bodenoberfläche gilt als ein Haupttreiber für Bestandsrückgänge von *Lumbricus terrestris* bei einer Pflügenwendung (Johnston et al. 2018).

Im ökologischen Landbau führt eine reduzierte Bodenbearbeitungsintensität ebenfalls zu einer Steigerung der Abundanz (+ 90%) und Biomasse (+67%) der Regenwürmer (Moos et al. 2017). Lediglich eine Reduzierung der Pflugtiefe ist dabei allerdings nicht ausreichend, um den Regenwurmbestand im Boden zu fördern (Metzke et al. 2007, Moos et al. 2017).

Findet mehrere Jahre in Folge eine pfluglose Bodenbearbeitung statt führt dies zu einer Verschiebung in der Artengemeinschaft der Regenwürmer, wobei insbesondere *Lumbricus terrestris* zu den Gewinnern zählt (Moos et al. 2017, Briones & Schmidt 2017). Seine Abundanz nimmt bei einer reduzierten Bodenbearbeitung im Mittel um 124 % zu (Briones & Schmidt 2017). Wenn bereits nur alle vier Jahre gepflügt wird, profitiert die tiefgrabende Art, wie Feldversuche bei Donauwörth in einer Körnermais-Winterweizen-Fruchtfolge zeigen (Walter et al. 2017b). Dies bestätigt die Bedeutung des zeitlichen Abstandes zum letzten Pflügeinsatz für *Lumbricus terrestris*.

In Bayern ging in den letzten 35 Jahren, unter anderem als Folge einer gezielten Förderung von Mulchsaatverfahren zu Reihenkulturen für den Erosionsschutz, der Einsatz des Pfluges zur Grundbodenbearbeitung deutlich zurück (s. Band 1: Bewirtschaftung, Kap. 6.2.3.2). So stieg der Anteil der jährlich pfluglos bewirtschafteten Acker-BDF von unter 20 % zu Beginn des Bodendauerbeobachtungsprogramms im Jahr 1985 auf aktuell knapp 40 % an. Diese zunehmende pfluglose Bodenbearbeitung führte wahrscheinlich zu dem auf den Acker-BDF beobachteten Anstieg der Siedlungsdichte der tiefgrabenden Art *Lumbricus terrestris*. Für den Bodenschutz wurden also bereits positive Erfolge erzielt. Hervorzuheben ist, dass die Häufigkeit der pfluglosen Bodenbearbeitung in Bayern große regionale Unterschiede aufweist. Im trockenen Unterfranken ist, um Wasserverluste aus dem Boden zu vermeiden, der Anteil nicht gepflügter Böden am größten (s. Band 1: Bewirtschaftung, Kap. 6.2.3). Unter den zukünftig zu erwartenden trockeneren und wärmeren Bodenbedingungen wird sich eine voll wendende Bodenbearbeitung wahrscheinlich noch ungünstiger auf die Populationsgröße von *Lumbricus terrestris* auswirken (Johnston et al. 2018). So können wärmere Bedingungen zu erhöhten Stoffwechselraten bei *Lumbricus terrestris* führen. Eine voll wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug stellt allerdings nur ein verringertes Nahrungsangebot an der Bodenoberfläche zur Verfügung. Als Vorsorge, um auf ggf. zukünftig auftretende ungünstige Effekte des Klimawandels zu reagieren bzw. um diese abzumildern ist eine weitere Reduktion der Pflughäufigkeit anzustreben bei der Ernterückstände an der Bodenoberfläche belassen werden (Johnston et al. 2018).

### 3.4.2 Grünland-BDF

Für eine Analyse von Faktoren, welche für die beobachteten Veränderungen der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* im Boden unter Grünlandnutzung verantwortlich sind bzw.

diese beeinflussen können, wurden neben Standort- und Klimavariablen verschiedene Bewirtschaftungsfaktoren ausgewählt. Berücksichtigt wurden beispielsweise die Art der Düngung, die Mahdhäufigkeit und die Weidenutzung. Boden und Klima, sowie die Folgen der Klimaänderung sind weiterhin wichtige zu berücksichtigende Faktoren, die die Siedlungsdichte der Zeigerart beeinflussen können. Die ausgewählten unabhängigen Variablen als potenziell erklärende Faktoren sowie die Korrelationen der verwendeten Prädiktoren sind in Abb. 23 dargestellt. Es findet sich beispielsweise ein negativer Zusammenhang zwischen Weidenutzung und der Durchschnittstemperatur wieder. Dies weist darauf hin, dass eine Weidehaltung vor allem in kühleren Naturräumen stattfindet.

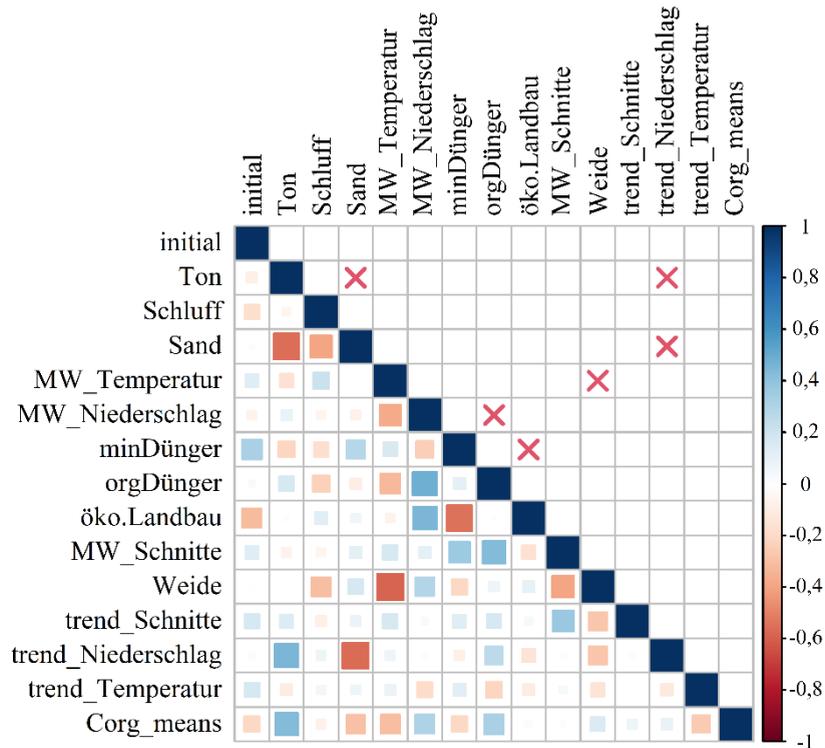


Abb. 23: Korrelationsmatrix der im linearen Modell zur Erklärung der Entwicklung der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* auf den Grünland-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendall's Tau, hochsignifikante Korrelationen  $p < 0.01$  sind ausgeschlossen und mit einem roten x gekennzeichnet)

Die Entwicklung der Siedlungsdichte (Abundanz) adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* auf den Grünland-BDF war lediglich signifikant negativ mit dem initialen Bestandwert der Art korreliert (Abb. 24). Mit allen anderen ausgewählten Variablen wurde kein Zusammenhang festgestellt.

Die beobachteten Veränderungen von *Lumbricus terrestris* auf Grünland, können somit nur mit dem zu Beginn des BDF-Programms vorhandenen Abundanzwert von *Lumbricus terrestris* in Verbindung gebracht werden. Der Initialwert beeinflusst wesentlich die Richtung der Trendentwicklung der Zeigerart. So führen niedrige Ausgangswerte eher zu einer Zunahme bzw. zu einem positiven Bestandstrend der Zeigerart und ein hoher Initialwert eher zu Abnahmen. Die Wahrscheinlichkeit beispielsweise durch eine humusmehrende

Bewirtschaftung eine niedrige Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris* zu steigern, liegt folglich deutlich höher als bei einer bereits vorhandenen hohen Bestandsdichte der Art nahe ihrem Optimum. Gleichzeitig ist es schwieriger ein hohes Bestandsniveau der Zeigerart im Boden unter Grünland zu erhalten und somit wahrscheinlicher, dass es zu rückläufigen Entwicklungen kommt. Zudem ist zu berücksichtigen, dass die Höhe des Ausgangswertes bei bislang erst vier Probenahmedurchgängen auf jeder Grünland-BDF noch einen wesentlichen Einfluss hat. Auch bei hohen Messunsicherheiten gewinnt der Initialwert für die Regressionsgerade an Bedeutung.

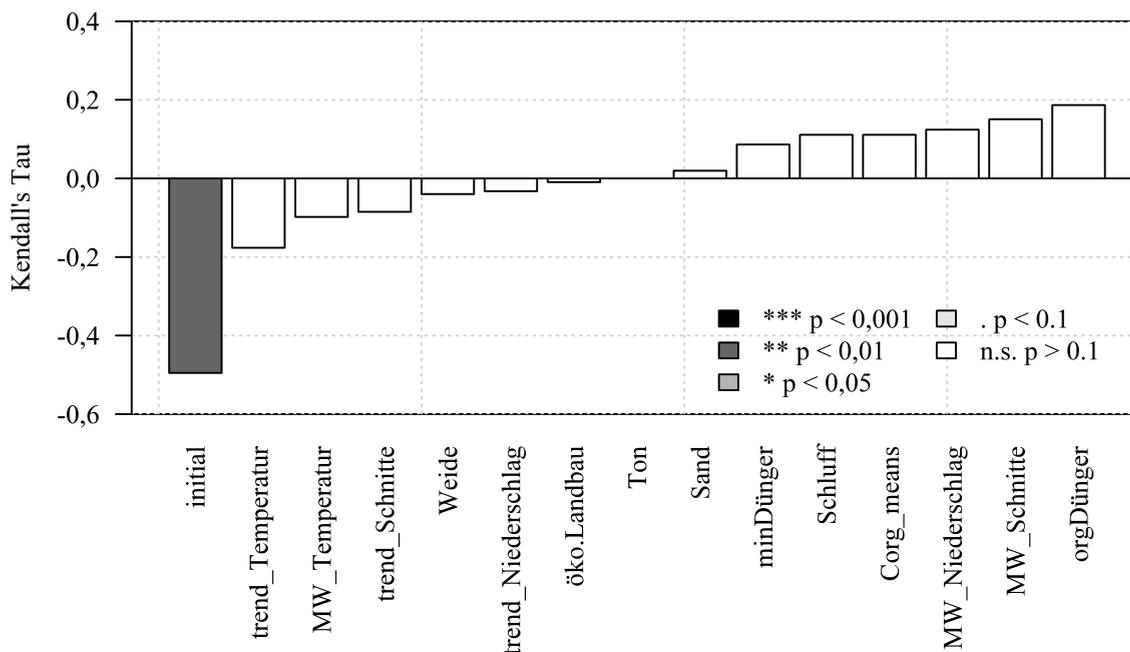


Abb. 24: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Abundanz adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* auf den bayerischen Grünland-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert)

### 3.5 Analyse zu den die Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer im Boden unter landwirtschaftlichen Nutzflächen steuernden Faktoren

#### 3.5.1 Acker-BDF

##### 3.5.1.1 Ausgewählte erklärende Variablen

Neben den langfristigen Änderungen der Siedlungsdichte der Zeigerart *Lumbricus terrestris*, wurde auch für die Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer mit Hilfe von gemittelten multiplen Regressionen versucht entscheidende Einflussfaktoren zu ermitteln. Da für diese Auswertung nur ein Probenahmedurchgang von 2011 bis 2018, der mit einer Methodenkombination aus Austreibung und Handauslese beprobt wurde, zur Verfügung stand, wurden nicht die Trends der einzelnen BDF betrachtet, sondern die in der 4. Probenahmeserie auf den Acker-BDF ermittelte Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer. Um diese Werte zu erklären, wurden neben den Standortsfaktoren (s. Band 1, Kap. 4.8

zu Dimensionsreduktion von Standortfaktoren), zahlreiche Bewirtschaftungsfaktoren 10 Jahre vor der Probenahme der einzelnen Acker-BDF herangezogen. Als potenzielle Einflussfaktoren, wurden vor allem die Bodenbearbeitung, der Anbau von Hackfrüchten und hierbei besonders Kartoffeln, der Anbau von Zwischenfrüchten und Klee-Grasgemengen, die Bodenbedeckung im Winter (Winterbegrünung), der Verbleib von Stroh, sowie die Ausbringung von organischem Dünger einbezogen. Zudem wurde der Corg-Gehalt der Acker BDF (aus der letzten Probenahmenserie) berücksichtigt. Die verwendeten Prädiktoren und deren Korrelationen für diesen Zeitraum sind Abb. 25 zu entnehmen. Auch für diesen deutlich kürzeren Zeitraum findet sich der Zusammenhang zwischen organischer Düngung und Maisanteil sowie zwischen verbleibendem Stroh und Zwischenfruchtanbau wieder.

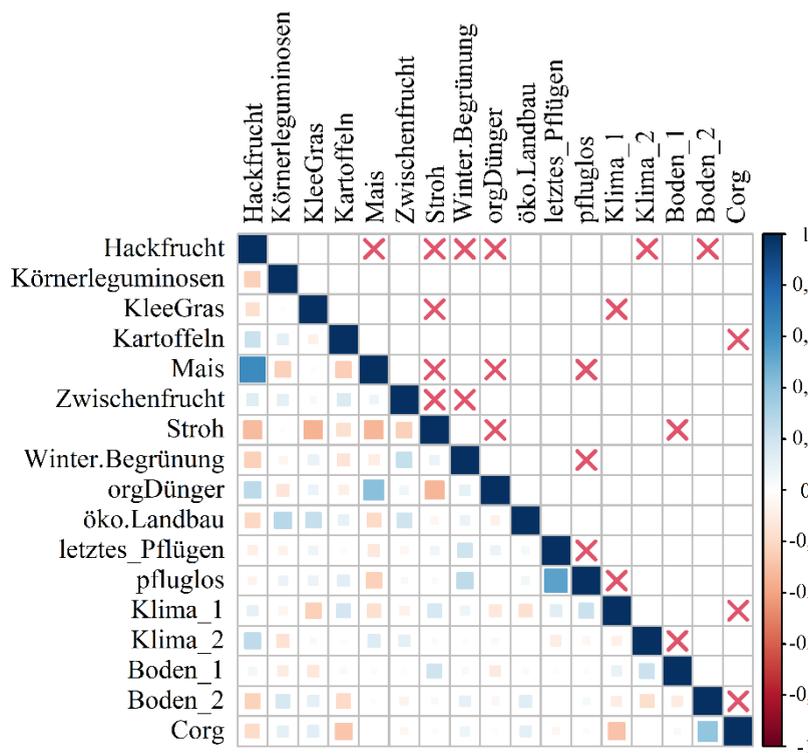


Abb. 25: Korrelationsmatrix der im linearen Modell zur Erklärung der Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer von 2011 bis 2018 für die Acker-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendall's Tau, hochsignifikante Korrelationen  $p < 0.01$  sind ausgeschlossen und mit einem roten x markiert).

Die Regenwurmsiedlungsdichte war signifikant positiv mit dem Anteil an Klee gras in den zehn Jahren vor der Probenahme und dem Corg-Gehalt korreliert (Abb. 26). Ein leichter Zusammenhang bestand auch mit dem Anteil an Jahren in denen Stroh auf dem Feld verblieb. Eine als Tendenz feststellbare negative Korrelation wurde für die Regenwurmsiedlungsdichte mit dem Anteil an Hackfrüchten in der Fruchtfolge festgestellt. Für die Regenwurmbiomasse zeigte sich neben einer hochsignifikanten Korrelation mit dem Klee grasanteil in den zehn Jahren vor der Probenahme, auch eine positive Korrelation mit den ökologisch bewirtschaftenden Acker-BDF (Abb. 27). Es waren zwar nur vier ökologisch bewirtschaftete Äcker, alle zeigten jedoch eine überdurchschnittliche Regenwurmbiomasse. Ein weniger starker, allerdings positiver Zusammenhang der Regenwurmbiomasse konnte mit

der Zeitspanne seit dem letzten Pflügen und dem Corg-Gehalt festgestellt werden (Abb. 27). Negativ war der Anteil an Hackfrüchten sowie etwas schwächer auch der Maisanteil und Klima\_1, also trockene und warme Lagen, mit der Regenwurmbiomasse korreliert.

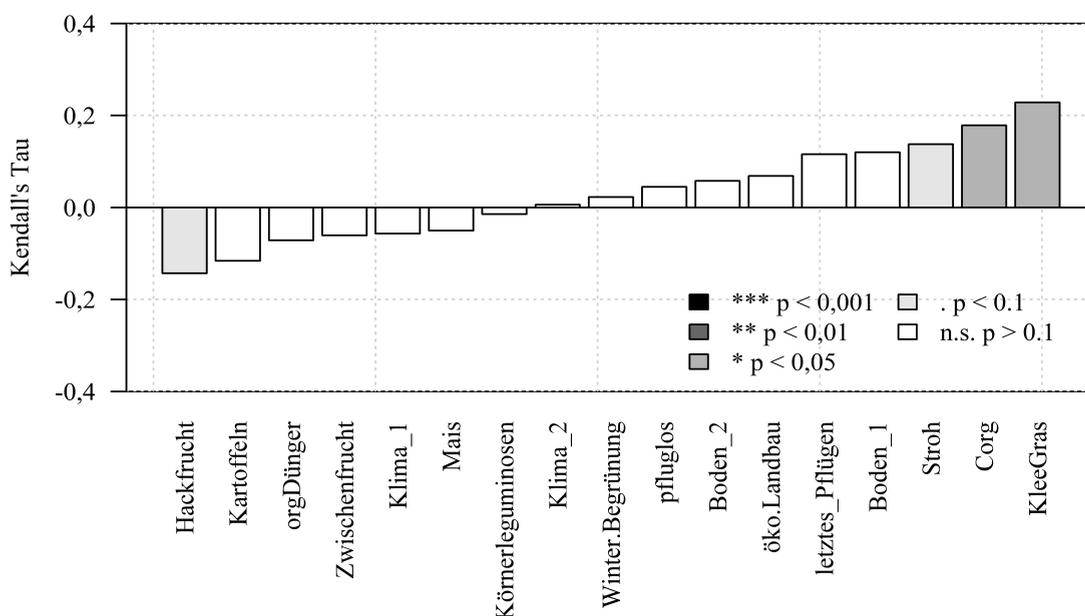


Abb. 26: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der von 2011 bis 2018 auf den Acker-BDF ermittelten Regenwurm-Gesamtabundanz mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert)

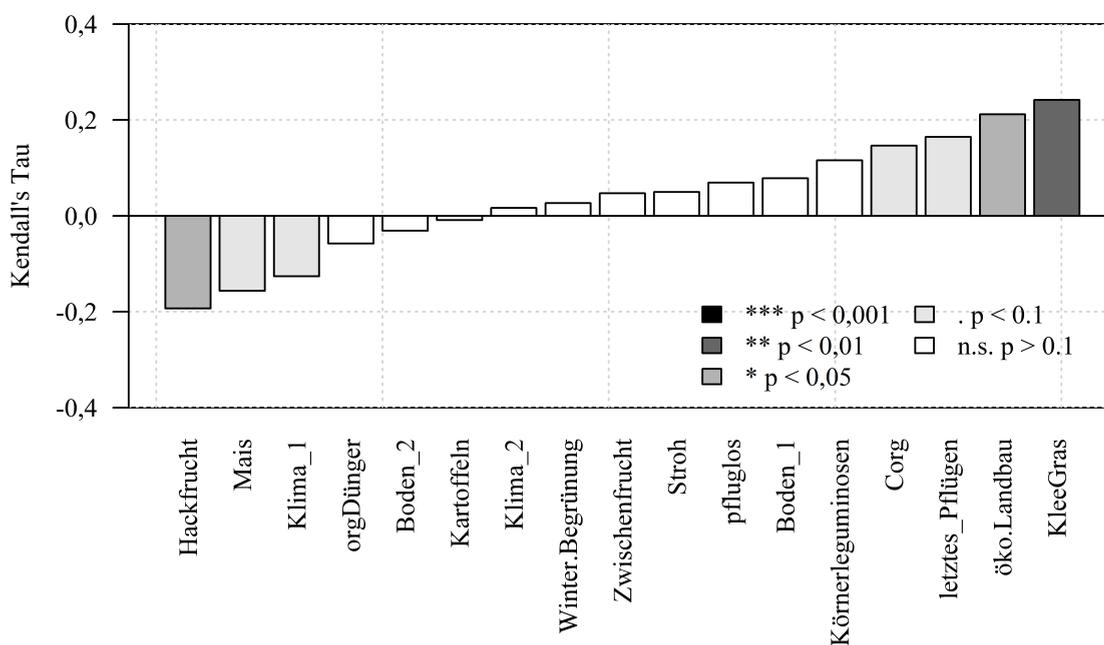


Abb. 27: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der von 2011 bis 2018 auf den Acker-BDF ermittelten Regenwurm-Gesamtbiomasse mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert)

### 3.5.1.2 Multiple Modelle

Um die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Siedlungsdichte und Biomasse der Regenwürmer auf den Acker-BDF zu identifizieren wurden jeweils 3507 Modelle mit bis zu sechs Prädiktoren angepasst. Bei der Siedlungsdichte (Abundanz) zeigten nur etwa 10 % einen niedrigeren AIC Wert als das Null-Modell (nur Intercept). Das beste Modell für die Erklärung der Siedlungsdichte enthielt hierbei die Variablen Boden\_1 und den Anteil an Klee gras und konnte 13 % der Varianz erklären. Die Biomasse ließ sich besser durch die gegebenen Prädiktoren erklären, hier zeigten 34 % der Modelle einen niedrigeren AIC Wert als das Null Modell. Das beste Modell erklärte 20 % der Varianz und enthielt die Prädiktoren Hackfrucht- und Klee grasanteil, sowie den Standortfaktor Boden\_1 (sandig bis schluffig) und den Abstand der Probenahme zum letzten Einsatz eines Pfluges.

Für das Modellmittlungsverfahren wurden bei der Siedlungsdichte 59 und bei der Biomasse 117 Modelle (delta AIC Wert <4) ausgewählt (Tab. 10). Die gemittelten Modelle zeigten eine Verbesserung der Anpassung gegenüber den besten Modellen um 3-4 Prozentpunkte (Abundanz R<sup>2</sup>: 0,16, Biomasse R<sup>2</sup> 0,23).

Tab. 10: Ergebnisse der gemittelten multiplen Modelle (Anzahl Modelle, die den Prädiktor enthielten (n Modelle) für die Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer in der 4. Probenahmeserie von 2011-2018 (Gewichtungsfaktor nach AIC-Rang, Koeffizient des Prädiktors im gemittelten Modell)

Abundanz				Biomasse		
Anzahl Modelle	59			117		
R <sup>2</sup>	0,16			0,23		
	n Modelle	Gewichtung	Koeffizient	n Modelle	Gewichtung	Koeffizient
<b>Klee gras</b>	<b>59/59</b>	<b>1,00</b>	<b>25,6</b>	<b>113/117</b>	<b>0,98</b>	<b>6,7</b>
<b>Boden_1</b>	<b>55/59</b>	<b>0,95</b>	<b>20,9</b>	68/117	0,66	5,1
<b>Letztes Pflügen</b>	13/59	0,18	8,0	<b>117/117</b>	<b>1,00</b>	<b>7,4</b>
Kartoffeln	18/59	0,32	-13,2	18/117	0,11	-1,2
Körnerleguminosen	6/59	0,08	-1,9	44/117	0,37	4,0
Ökolandbau	7/59	0,09	-4,2	18/117	0,11	3,3
Hackfrucht	8/59	0,12	-8,1	25/117	0,22	-4,0
Corg	11/59	0,18	10,6	20/117	0,14	2,2
Mais	4/59	0,06	-2,2	35/117	0,26	-3,7
Boden_2	4/59	0,06	0,6	17/117	0,13	-2,8
orgDünger	15/59	0,19	-8,6	8/117	0,05	-1,1
Zwischenfrucht	7/59	0,09	3,5	14/117	0,09	0,4
Winter.Begrünung	7/59	0,09	-4,2	18/117	0,12	-2,3
Pfluglos	5/59	0,07	-1,8			
Klima_2				2/117	0,02	1,1

Der wichtigste die Siedlungsdichte der Regenwürmer erklärender Faktor war der Anteil an Anbaujahren mit Klee gras (10 Jahre vor der Beprobung der BDF). Dieser Faktor war in allen Modellen enthalten, gefolgt von der Bodentextur (Boden\_1, Gradient von sandigen zu schluffigen Böden). Die geschätzten gemittelten Koeffizienten dieser Parameter waren signifikant von Null verschieden (Tab. 10, Abb. 28). Für die Regenwurmbiomasse war die Textur weniger bedeutsam, dafür zeigte sich ein signifikanter Effekt der Zeitspanne seit dem letzten Pflügen. Die nicht genannten Prädiktoren aus Tab. 10 und Abb. 28 waren zwar teilweise in den Modellen vertreten, können aber anhand der vorliegenden Daten nicht als von großer Bedeutung eingestuft werden. Zu beachten sind zudem die vorhandenen

Korrelationen zwischen den Parametern. Zwar findet das Verfahren die besten erklärenden Faktoren, jedoch können sich korrelierte Variablen gegenseitig überdecken.

Der Anbau von Klee gras ist der wichtigste die Gesamtabundanz und die Gesamtbiomasse der Regenwürmer im Boden unter Ackernutzung erklärende Einflussfaktor. Viele Studien belegen die positive Wirkung von Klee gras gemenge sowie Luzerne gras auf Regenwürmer (Ehrmann 1996, Schmidt et al. 2001, Schmidt et al. 2003,) deren Wirkung auch noch deutlich in der nachfolgenden Kultur erkennbar ist (Walter et al. 2017b, Walter et al. 2020). Bereits 2 Jahre nach der Ansaat von Klee gras streifen auf einem Acker fanden Prendergast-Miller et al. (2021) dort eine um das vierfach höhere Regenwurmabundanz als auf der angrenzenden Ackerfläche. Diese schnelle Bestandszunahme verdeutlicht, dass Klee gras sehr günstige Lebensbedingungen für Regenwürmer liefert und zum Aufbau von Populationen dienen kann. Insbesondere im ökologischen Landbau spielt der Klee gras anbau eine wichtige Rolle. Über den Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) wurde auch ein signifikant positiver Zusammenhang der Regenwurmbiomasse mit dem ökologischen Landbau festgestellt, obwohl nur vier ökologisch wirtschaftenden Acker-BDF in diese Korrelationsanalyse einfließen.

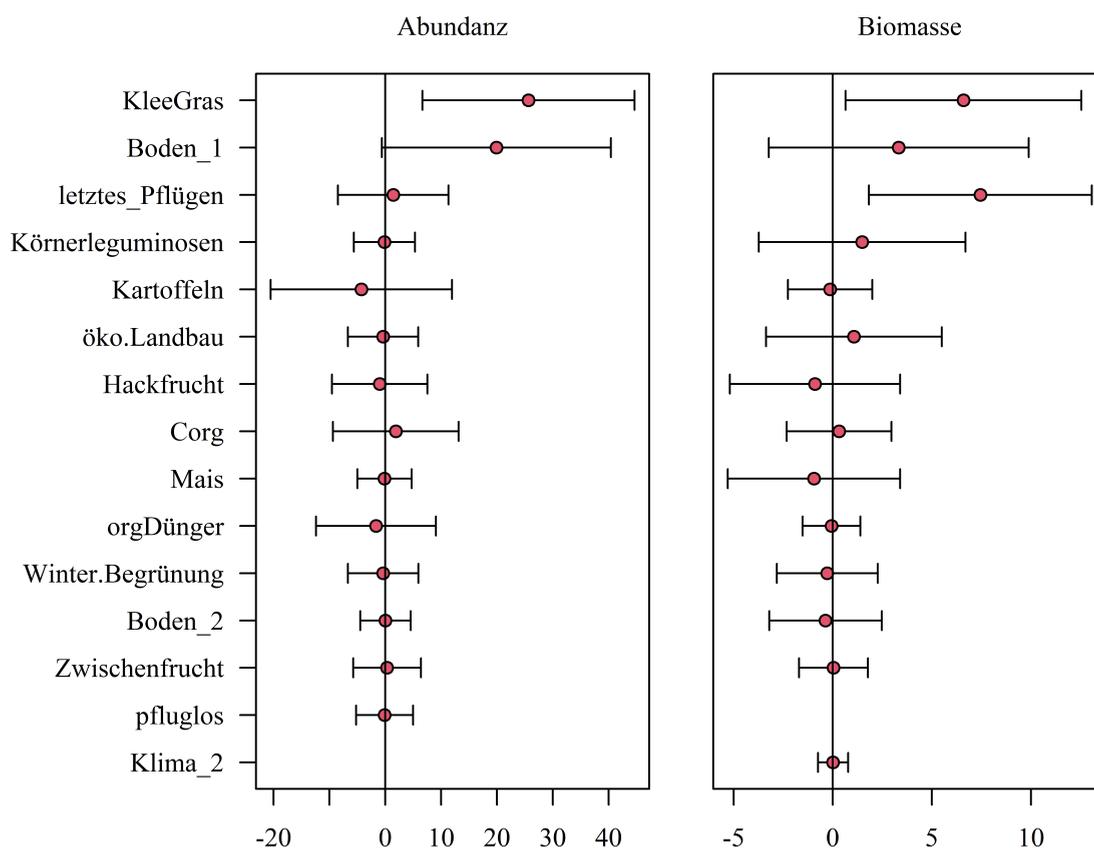


Abb. 28: Konfidenzintervalle der Faktoren der Modellierung (model selection, averaging) für die Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse der Regenwürmer im Acker (full averaged coefficients); Datengrundlage: 4. Probenahmeserie der Acker-BDF von 2011-2018 (Erfassungsmethode über Austreibungsmethode mit ergänzender Handauslese)

Als weiterer erklärender, auf die Gesamtabundanz der Regenwürmer wirkender Faktor, wurde zudem ein Standorteinfluss ermittelt. Von sandigen Böden mit geringerer

Ertragsfähigkeit hin zu schluffigen, ertragsreicheren Böden nahm ihre Gesamtabundanz deutlich zu. Der in der Korrelationsanalyse (Kendall's Tau) festgestellte positive Zusammenhang der Regenwurmabundanz und -biomasse mit dem Corg-Gehalt im Boden deutet ebenfalls auf einen günstigen Einfluss von fruchtbaren Ackerböden hin. Diese liefern Regenwürmern i.d.R. ein gutes Nahrungsangebot sowie durch eine gute Wasserspeicherfähigkeit günstige Lebensbedingungen. Auch tiefgründige Standorte auf Löss sind schluffige, ertragsreichere Böden mit guter Wasser- und Nährstoffhaltefähigkeit, die tiefgrabenden Regenwürmern, günstige Bedingungen, z.B. zur Anlage ihrer Röhren, liefern. Andere Studien bestätigen ebenfalls einen Standorteinfluss auf Regenwürmer. Sandige Äcker zeigen eine durchschnittlich geringere Abundanz und Artenvielfalt der Regenwürmer im Vergleich zu lehmigen und tonigen Äckern (Römbke et al 2012, Beylich & Graefe 2007). Sinkt der Tongehalt im Boden unter 10 % finden tiefgrabende Arten i.d.R. keine geeigneten Bedingungen, um ihre vertikalen Röhren anzulegen (Beylich & Graefe 2007). In reinen Sandböden beeinflusst v.a. der Gehalt der organischen Bodensubstanz und die Grundwassernähe den Regenwurmbestand (Krück et al. 2006).

Als signifikant positiv auf die Gesamtbio­masse der Regenwürmer wirkender Einflussfaktor wurde zudem der zeitliche Abstand zum letzten Pflugeinsatz ermittelt. Letzteres ist wahrscheinlich vor allem auf den *Lumbricus terrestris* zurückzuführen. Entsprechend seiner Lebensweise als Tiefgräber, der vertikale Röhren anlegt und nachts an der Bodenoberfläche verrottendes organisches Material einsammelt, wurde für diese Art die Bodenbearbeitung als Schlüsselfaktor auf Äckern identifiziert (s. Kap. 3.4.1, Abb. 21, Abb. 22). Die Art reagiert empfindlich auf eine voll wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug, wie auch zahlreiche Studien bestätigen (Capelle et al. 2012, Johnson-Maynard, et al 2007, Krück et al. 2001, Walter et al. 2017a). Bei länger andauerndem Pflugverzicht kann die Art größere Populationen aufbauen (Briones & Schmidt 2017).

Von einer pfluglosen Bodenbearbeitung profitiert zwar insbesondere *Lumbricus terrestris* (Moos et al. 2017, Briones & Schmidt 2017), doch v.a. auch die epigäischen, in der Streuauflage lebenden Regenwurmarten können davon begünstigt werden, die geringsten Effekte finden sich für die endogäischen Arten (Briones & Schmidt 2017). In trockenen Klimaräumen wie in Franken wirkt sich allerdings eine pfluglose Bodenbearbeitung auch positiv auf die endogäischen Arten aus, wahrscheinlich weil dadurch die Bodenfeuchte und somit ihre Lebensbedingungen verbessert werden, die zu einer höheren Reproduktionsrate führen (Walter et al. 2017b). Aufgrund der unterschiedlichen Lebensweise der Regenwurmarten gibt es artspezifisch unterschiedlich stark wirkende Einflussfaktoren. Zudem können regionalspezifische Effekte, z.B. aufgrund von unterschiedlichen Witterungsbedingungen, auftreten.

Auffallend ist, dass die organische Düngung, die Regenwürmer eine günstige Nahrungsressource bietet und deren positive Wirkung auf den Regenwurmbestand in vielen Studien belegt ist (Blakemore 2018, Burmeister et al. 2020, Leroy et al. 2008, Sizmur et al. 2017, Whalen et al. 1998), in unserer Analyse nicht als erklärender Einflussfaktor ermittelt wurde. Obwohl die Anzahl der Acker-BDF, die organisch düngen, über den Beobachtungszeitraum von 1985 bis 2018 stetig zunahm (s. Band 1, Kap. 6.2.3.4), zeigte sich in der Analyse keine positive Wirkung auf die Abundanz oder Biomasse der Regenwürmer. Die Gründe dafür sind wahrscheinlich komplex. Beispielsweise standen für die statistische Analyse keine Mengenangaben der ausgebrachten organischen Dünger zur Verfügung. Des Weiteren könnten Wechselwirkungen eine Rolle spielen, da die organische Düngung mit dem Anbau von Hackfrüchten und Mais korreliert (Abb. 25). Eine ungünstige Wirkung von Hackfrüchten wie der Kartoffel, v.a. als Folge einer erhöhten Bodenbearbeitungsintensität, ist bekannt

(Walter et al. 2020). So ist es möglich, dass der positive Effekt einer organischen Düngung durch den negativen Einfluss eines Hackfruchtanbaus weitestgehend aufgehoben wird. Abhängig von der Bewirtschaftungsweise kann also eine organische Düngung möglicherweise nicht langanhaltend über die Regenwurmabundanz und -biomasse abbildbar sein. Ein zeitlicher Beprobungsabstand der Regenwürmer von ca. 8-10 Jahren, wie dies auf den Acker-BDF erfolgt, ist wahrscheinlich dafür nicht ausreichend. Wird allerdings nur der Düngefaktor variiert und alle weiteren Bewirtschaftungsfaktoren, z.B. Fruchtfolge, Bodenbearbeitung bleiben konstant, wie dies in Feldversuchen erfolgt, z.B. im Gärrestversuch Bayern, dann zeigt sich ein signifikant positiver Einfluss sowohl einer Gärrestdüngung und noch stärker einer Rindergülle-Düngung auf die Abundanz und Biomasse der Regenwürmer im Vergleich zu einer rein mineralischen Düngung (Burmeister et al. 2020). Nach der Rindergülle zählt der Gärrest zu den am häufigsten ausgebrachten organischen Düngern in Bayern (s. Band 1, Kap. 6.2.3.4). Der Humuserhalt durch eine organische Düngung ist nach Blakemore 2018 ein entscheidender Faktor für die Erhaltung eines guten Regenwurmbestandes in landwirtschaftlich genutzten Böden. Als wichtigster Faktor für zunehmende Corg-Gehalte im Boden der Acker-BDF wurde der ökologische Landbau ermittelt (s. Band 4: Humus, Kap. 3.4.1).

### 3.5.2 Grünland-BDF

Neben den langfristigen Änderungen der Siedlungsdichte der Zeigerart *Lumbricus terrestris* auf Grünland, wurde auch für die Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer mit Hilfe von gemittelten multiplen Regressionen versucht entscheidende Einflussfaktoren zu ermitteln. Da für diese Analyse nur ein Probenahmedurchgang von 2011 bis 2018, der mit einer Methodenkombination bestehend aus einer Austreibung und Handauslese beprobt wurde, zur Verfügung stand, wurden nicht die Trends der einzelnen BDF betrachtet, sondern die in der 4. Probennahmeserie auf den Grünland-BDF ermittelte Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer. Um diese Werte zu erklären, wurden neben den Standorts- und Klimafaktoren (s. Band 1, Kap. 4.8 zur Dimensionsreduktion von Standortfaktoren) auch Bewirtschaftungsfaktoren 10 Jahre vor der Probenahme der einzelnen Grünland-BDF berücksichtigt. Als potenzielle Einflussfaktoren wurden vor allem die Ausbringung von organischem Dünger, eine Weidenutzung sowie die Anzahl der Schnitte einbezogen. Zudem wurde der Corg-Gehalt der Grünland-BDF (aus der letzten Probenahmen Serie) berücksichtigt. Die verwendeten Prädiktoren und deren Korrelationen für diesen Zeitraum sind Abb. 29 zu entnehmen. Beispielsweise findet sich ein positiver Zusammenhang zwischen einer mineralischen Düngung und der mittleren Anzahl der Schnitte wieder und etwas schwächer ausgeprägt auch zwischen der organischen Düngung und der mittleren Anzahl der Schnitte.

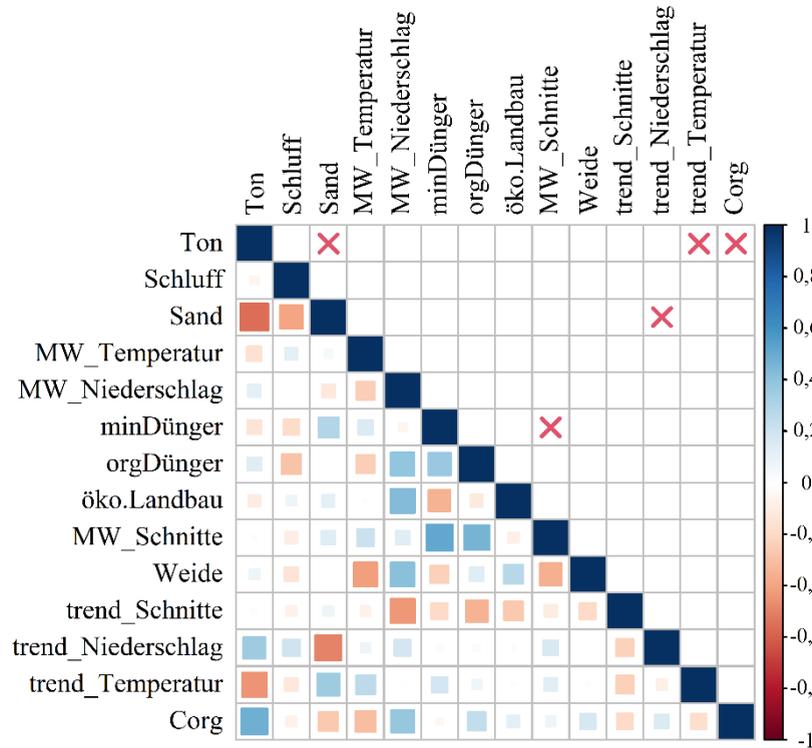


Abb. 29: Korrelationsmatrix der im linearen Modell zur Erklärung der Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer von 2011 bis 2018 für die Grünland-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen  $p < 0.01$  sind ausgeschlossen und mit einem roten x gekennzeichnet)

Die Regenwurmabundanz auf den Grünland-BDF korrelierte signifikant positiv mit dem Niederschlagstrend (Abb. 30). Im betrachteten 10 Jahres Zeitraum vor den Probenahmen lag die Änderung des Jahresniederschlags auf den Grünland-BDF zwischen einer Zunahme um  $18 \text{ mm a}^{-1}$  und einer Abnahme von  $40 \text{ mm a}^{-1}$ . Obwohl die Grünland-BDF überwiegend in sehr niederschlagsreichen Naturräumen wie im Alpenvorland und den Mittelgebirgen liegen wirkte sich ein geringerer Rückgang der Niederschläge günstig auf die Regenwurmabundanz aus und dies stärker als der mittlere Jahresniederschlag. Hierbei spielen neben dem betrachteten Zehnjahreszeitraum auch die regional unterschiedlichen Niederschlagsmengen eine entscheidende Rolle. Dennoch deutet dieses Ergebnis darauf hin, dass der Niederschlag und die daraus resultierenden Bodenfeuchtebedingungen die Siedlungsdichte der Regenwürmer und ihre Reproduktionsrate im Boden unter Grünland beeinflussen. Zukünftige Klimaszenarien mit stark verringerten Niederschlägen im Sommer lassen auch eine tendenziell geringere Häufigkeit aktiver Regenwürmer im Spätsommer und Herbst erkennen (Singh et al. 2021).

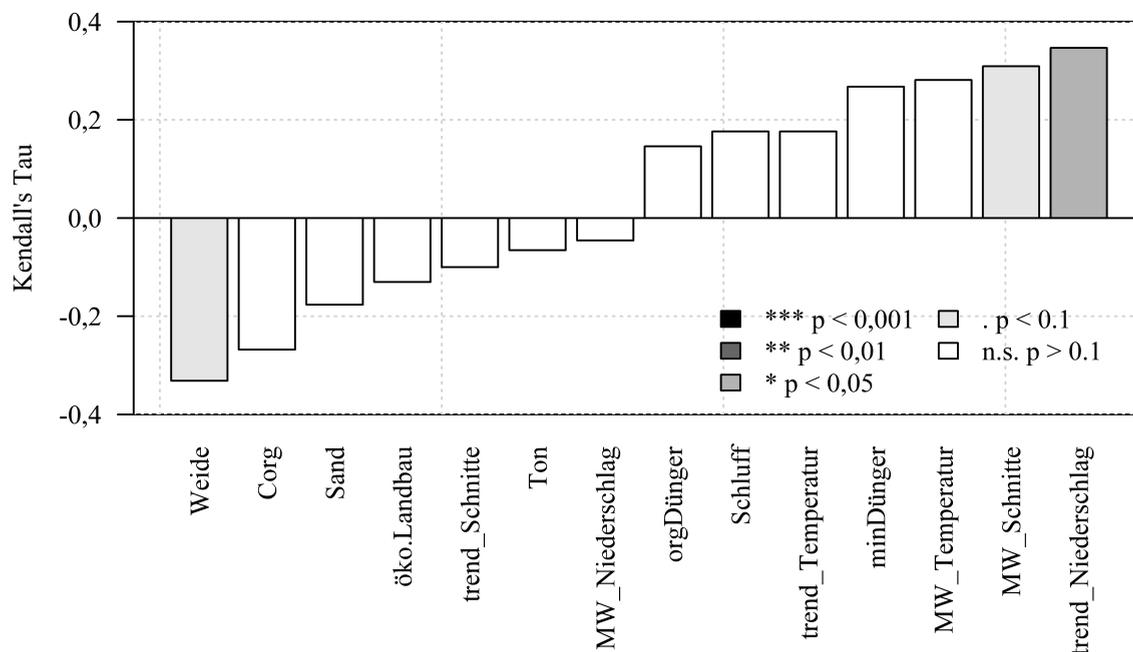


Abb. 30: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der von 2011 bis 2018 auf den Grünland-BDF ermittelten Regenwurm-Gesamtabundanz mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert)

Ein schwach negativer Zusammenhang der Regenwurmabundanz wurde mit der Weidenutzung festgestellt. Die Trittbelastung der Weidetiere könnte vor allem bei feuchten Bedingungen das Bodengefüge verändern und einen negativen Einfluss auf Regenwürmer ausüben. So fanden Höffner et al. 2021b einen Rückgang der Regenwurmbiomasse von tiefgrabenden Regenwürmern bei einem höherem Viehbesatz (Großvieheinheiten/ha) im Grünland und führen dies auf Trittschäden zurück, die sich ungünstig auf die Bodenstruktur und Regenwurmröhren auswirken. Auch endogäisch lebende, horizontal grabende Regenwurmartens reagieren empfindlich auf eine Bodenverdichtung (Söchtig & Larink 1992). Dies trifft auch für das i.d.R. tragfähigere Grünland zu (Walter et al. 2015). Zu berücksichtigen ist zudem, dass Kuhfladen auf einer Weide Regenwürmer in einem Umkreis von mehreren Metern anziehen und dort eine viermal höhere Abundanz der Regenwürmer gefunden wurde (Bacher et al. 2018). Diese kleinräumige Aggregation führt also zu einer ungleichmäßigen räumlichen Verteilung der Regenwürmer auf einer Weide, die möglicherweise methodisch einen höheren Beprobungsaufwand bedarf und hier nicht ausreichend abbildbar war.

Als Tendenz ließ sich eine positive Korrelation zwischen ermittelter Gesamtabundanz und der mittleren Anzahl an Schnitte feststellen. Die Regenwurmbiomasse der Grünland-BDF war deutlich signifikant positiv mit der organischen Düngung in den zehn Jahren vor der Probenahme und der durchschnittlichen Anzahl der Grünlandschnitte korreliert (Abb. 31). Zu berücksichtigen ist dabei, dass ein Zusammenhang zwischen der Schnitanzahl und der Düngung besteht (Abb. 29). Je mehr Schnitte erfolgen, desto häufiger wird i.d.R. in der Grünlandbewirtschaftung organisch gedüngt. Regenwürmern liefert die organische Düngung eine günstige Nahrungsressource und wirkt sich günstig auf ihre Biomasse aus. Viele Studien bestätigen den positiven Einfluss einer organischen Düngung von Grünland auf Regenwürmer (Bauchhenß 1982, Edwards & Lofty 1982, De Goede et al. 2003, Behrens et al. 2007). Der Anstieg des Gehalts an organischer Substanz im Boden und des pH-Wertes

geben Hoeffner et al. (2021b) als die Faktoren an, die die Abundanz und Biomasse, insbesondere der endogäisch lebenden Regenwurmart im Grünland begünstigen.

Nach Edwards & Lofty (1982) soll der Düngungseffekt auf Regenwürmer im Boden unter Grünlandnutzung allerdings geringer als bei Ackernutzung ausfallen. Dies konnte mit unserer Analyse nicht bestätigt werden. Möglicherweise ist allerdings der positive Effekt einer organischen Düngung bei einer Grünlandnutzung besser nachweisbar als bei einer Ackernutzung, wo viele weitere Bewirtschaftungsfaktoren wie Bodenbearbeitung und Fruchtfolge die positive Wirkung einer organischen Düngung überlagern können.

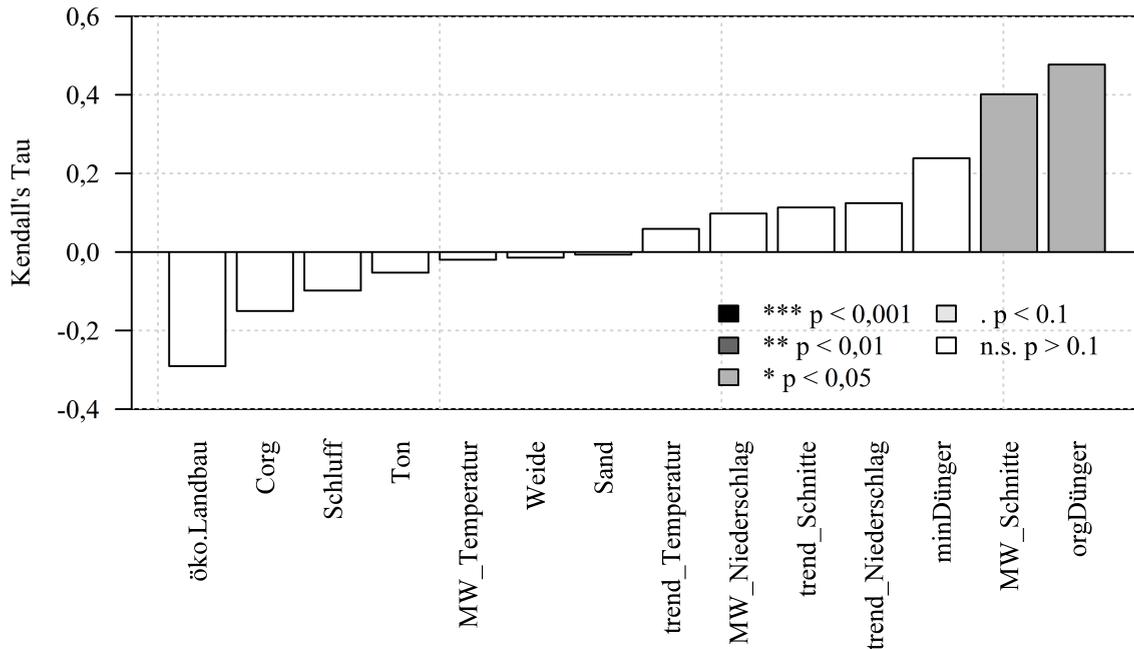


Abb. 31: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der von 2011 bis 2018 auf den Grünland-BDF ermittelten Regenwurm-Gesamtbiomasse mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert)

## 4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

### 4.1 Acker

Insgesamt wurden 17 Regenwurmarten auf den seit 1985 beprobten Acker-BDF (96 Standorte) nachgewiesen. Davon traten 7 Arten, mit einer hohen Stetigkeit auf, die von besonderer Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit sind. Von den restlichen 10, auf den Acker-BDF meist selten nachgewiesenen Regenwurmarten, gelten fünf auch in Deutschland als selten. Auf einem Feldstück kommen im Mittel 4 Regenwurmarten vor.

Von 1985 bis 2009 wurde zur Erfassung der Regenwürmer auf den BDF in Bayern ausschließlich eine Austreibungsmethode angewandt. Ab 2010 wurde diese um eine anschließende Handauslese ergänzt, um einen besseren Erfassungsgrad zu erhalten. Lediglich 25 % der Individuen der Regenwürmer und ca. 40 % der Regenwurmbiomasse werden im Mittel auf Äckern über die Austreibungsmethode erfasst. Ein Großteil wird erst über die anschließende Handauslese gefunden. Dies ergab eine Auswertung zur Effektivität der Austreibungsmethode auf 80 Acker-BDF, die seit 2010 mit der Methodenkombination beprobt wurden. Wenngleich die Effektivität der Austreibungsmethode abhängig vom Standort, der Bodenfeuchte und der Bewirtschaftung im Acker stark variieren kann, belegen die Ergebnisse dennoch deutlich die Wichtigkeit der Anwendung einer Methodenkombination.

Als Kennwerte zur Regenwurmbesiedlung von bayerischen Äckern wurde mit der seit 2010 auf 80 Acker-BDF durchgeführten Methodenkombination eine durchschnittliche Siedlungsdichte der Regenwürmer (Abundanz) von 144 Individuen pro Quadratmeter und eine Regenwurmbiomasse von 46 g/m<sup>2</sup> ermittelt.

Für die Auswertung der langfristigen Trendentwicklung der Regenwürmer im Boden wurden ausschließlich Daten, der seit Beginn durchgängig angewandten Austreibungsmethode, herangezogen. Die seit 2010 über die Handauslese gewonnenen Daten blieben dabei unberücksichtigt, um das Ergebnis nicht durch eine veränderte Methode zu verfälschen. Zur Darstellung des langfristigen Trends wurden zwei Indikatoren ausgewählt, die mit der Austreibungsmethode ausreichend robust erfasst werden: die Diversität der Regenwürmer, dargestellt über den Shannon Index und die Bestandsdichte der tiefgrabenden Zeigerart *Lumbricus terrestris*.

Über die vergangenen 35 Jahre war auf den 80 durchgängig als Acker genutzten bayerischen BDF eine positive Trendentwicklung in der Diversität der Regenwürmer, als auch in der Abundanz adulter Tiere von *Lumbricus terrestris* feststellbar. Für beide Indikatoren war dies signifikant (Wilcoxon-Test  $p < 0,05$ ), wenngleich es für die Diversität nur knapp ausfiel. Ein positiver Bestandstrend von *Lumbricus terrestris* wurde auf insgesamt 56 Acker-BDF (70 %) beobachtet, davon ergab sich für 16 Acker-BDF (20 %) ein durch den linearen Trend gut erklärbarer Anstieg (Bestimmtheitsmaß  $R^2 > 0,3$ ). Die Analysen zeigten deutlich, dass die Bodenbearbeitung der entscheidende, die Zunahme von *Lumbricus terrestris* erklärende, Schlüsselfaktor unter Ackernutzung ist. Insbesondere ein längerer zeitlicher Abstand zum letzten Pflugeinsatz wirkt sich günstig auf die Art aus. In Bayern stieg in den letzten 35 Jahren, der Anteil der jährlich pfluglos bewirtschafteter Acker-BDF von unter 20 % im Jahr 1985 auf aktuell knapp 40 % an. Diese zunehmende, pfluglose Bodenbearbeitung führte wahrscheinlich zu dem beobachteten Anstieg der Siedlungsdichte von *Lumbricus terrestris*. Für den Bodenschutz wurden also bereits positive Erfolge erzielt.

Dennoch sind unter den zukünftig zu erwartenden trockeneren und wärmeren Bodenbedingungen, ungünstige Auswirkungen auf Regenwürmer und ihre Populationsgröße möglich.

So fanden die Zunahmen von *Lumbricus terrestris* auf den bayerischen Acker-BDF von der ersten bis zur dritten Probenahmeserie statt, während es danach zu keinem weiteren Anstieg kam, obwohl die Anzahl der pfluglos bearbeiteten Äcker weiter zunahm. Dies könnte ein Warnzeichen sein und weist auf die Notwendigkeit zur Vorsorge hin, um auf ggf. zukünftig auftretende ungünstige Effekte auf die Bodenfruchtbarkeit zu reagieren bzw. um diese abzumildern.

Anhand der in vierten Probenahmeserie seit 2011, mit der um eine Handauslese erweiterten Erfassungsmethode, gewonnen Regenwurmdaten auf den Acker-BDF in Bayern wurde eine explorative Analyse zu den die Gesamtabundanz und -biomasse der Regenwürmer steuernden Einflussfaktoren durchgeführt. Diese ergab, dass vor allem der Anbau von Klee gras den Regenwurmbestand von Äckern steigern kann und ein längerer zeitlicher Pflugabstand sich vor allem positiv auf die Gesamtbio masse der Regenwürmer auswirkt. Letzteres ist wahrscheinlich vor allem auf den *Lumbricus terrestris* zurückzuführen, da diese Art besonders von einer pfluglosen Bodenbearbeitung profitiert. Als weiterer den Regenwurmbestand in den bayerischen Ackerböden steuernden Faktor wurde zudem ein Standorteinfluss ermittelt. Von sandigen Böden mit geringerer Ertragsfähigkeit hin zu schluffigen, ertragsreicheren Böden nahm ihre Gesamtabundanz signifikant zu. Der in der Korrelationsanalyse (Kendall's Tau) festgestellte positive Zusammenhang der Regenwurmabundanz und -biomasse mit dem Corg-Gehalt der Acker-BDF deutet ebenfalls auf einen günstigen Einfluss von fruchtbaren Ackerböden mit guter Wasser- und Nährstoffhaltefähigkeit hin. Zudem fand sich in der Korrelationsanalyse ein signifikant positiver Zusammenhang der Regenwurm biomasse mit dem Ökologischen Landbau. Die organische Düngung konnte in der Modellanalyse nicht als erklärender, den Regenwurmbestand beeinflussender, Faktor ermittelt werden. Als Folge der Korrelation der organischen Düngung mit dem Anbau von Hackfrüchten, könnte möglicherweise der positive Effekt einer organischen Düngung durch den negativen Einfluss eines Hackfruchtanbaus überdeckt sein.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass zur Erhaltung eines guten Regenwurm bestandes im Boden unter Äckern und der damit verbundenen funktionalen Leistungen für die Bodenfruchtbarkeit, die bodenschonenden Bewirtschaftungsweisen weiter voranzutreiben sind. Basierend auf den Ergebnissen der Korrelationsanalysen und der explorativen Modellanalysen zu den auf Regenwürmer wirkenden Einflussfaktoren können folgende Maßnahmen als besonders zielführend abgeleitet werden:

- pfluglose Bodenbearbeitung mit Mulchauflage an der Bodenoberfläche, v.a. ein längerer Zeitabstand zum Pflügen
- ein vermehrter Anbau von Klee gras gemenge in die Ackerfruchtfolge
- Humuserhalt und -aufbau
- ökologischer Landbau

## 4.2 Grünland

Seit 1985 wurden insgesamt 20 Regenwurmartens im Boden der Grünland-BDF (20 Standorte) nachgewiesen. Davon traten 7 Arten mit einer hohen Stetigkeit auf. Unter den restlichen 13 auf den Grünland-BDF erfassten Regenwurmartens gelten sieben auch in Deutschland als selten. Im Mittel waren 6 Regenwurmartens auf einer Grünlandfläche feststellbar. Im Vergleich zum Acker kommen streubewohnende Arten mit einer höheren Stetigkeit im Boden unter Grünland vor.

Zur Erfassung des Regenwurmbestandes wurde ab 2010 auch auf den Grünland-BDF die Austreibungsmethode um eine Handauslese ergänzt. Im Vergleich zum Acker war im Boden unter Grünland ein höherer Anteil des Regenwurmbestandes über die Austreibungsmethode nachweisbar, im Mittel ca. die Hälfte der Individuen der Regenwürmer und 74 % ihrer Biomasse. Dennoch ist auch im Grünland für einen guten Erfassungsgrad der Regenwürmer die Anwendung einer Methodenkombination, bestehend aus einer Austreibung und Handauslese, unerlässlich.

Die seit 2010 über die Methodenkombination auf den Grünland-BDF ermittelte Siedlungsdichte der Regenwürmer (Abundanz) lag im Mittel bei 261 Individuen pro Quadratmeter mit einer Regenwurmbiomasse von 127 g/m<sup>2</sup>. Der Regenwurmbestand unter Grünland ist damit deutlich höher als unter einer Ackernutzung. Erfolgte auf einer BDF eine Landnutzungsänderung reagierte die Zeigerart *Lumbricus terrestris* i.d.R. von Acker zu Grünland mit einer positiven Bestandsentwicklung und umgekehrt.

Ähnlich wie für die Acker-BDF wurde die langfristige Entwicklung der Regenwürmer seit 1985 im Boden der Grünland-BDF über die Diversität der Regenwürmer (Shannon-Index) und die Bestandsdichte der tiefgrabenden Zeigerart *Lumbricus terrestris* aufgezeigt, da beide Indikatoren mit der seit 1985 durchgehend angewandten Austreibungsmethode ausreichend robust erfasst werden. Die seit 2010 über die Handauslese erfassten Regenwurmdaten blieben bei der langfristigen Trendanalyse unberücksichtigt.

In den vergangenen 35 Jahre war keine signifikante Trendentwicklung weder in der Diversität der Regenwürmer noch in der Abundanz der Zeigerart *Lumbricus terrestris* auf den 18 durchgängig als Grünland genutzten BDF feststellbar. Die Anzahl der BDF für die ein zu- oder abnehmender Trend auftrat, hielten sich ungefähr die Waage. Zu berücksichtigen ist dabei allerdings, dass die Anzahl von 18 Grünland-BDF, die überwiegend im Alpenvorland und den Mittelgebirgen liegen, wahrscheinlich keine ausreichend repräsentative Anzahl und Verteilung für Bayern darstellen, um gesicherte Aussagen über einen allgemein gültigen Trend für das Grünland seit 1985 treffen zu können. Dennoch liefern sie wichtige Hinweise.

Auffallend war, dass im Mittel der Grünland-BDF, ähnlich wie auf den Acker-BDF, von der ersten (1985 - 1988) über die zweite (1989 - 1999) bis zur dritten (2000 - 2010) Probenahmeserie ein deutlicher Anstieg der Siedlungsdichte der Zeigerart *Lumbricus terrestris* zu beobachten war. In der Folge kam es allerdings von der dritten zur vierten Probenahmeserie zu einem deutlichen Bestandsrückgang, der dazu beitrug, dass bezogen über den gesamten Beobachtungszeitraum, keine über den linearen Trend gut erklärbare Veränderung nachweisbar war. Dieser Effekt zeigte sich auch für die Diversität der Regenwürmer, wenngleich in schwächerer Ausprägung. Auf zwei Grünland-BDF, die von 2012 bis 2021 jährlich untersucht wurden, zeigt sich ein kontinuierlich voranschreitender Rückgang der Zeigerart im Laufe der vierten Probenahmeserie. Jährliche Erfassungen auf Intensiv-BDF können somit dazu dienen, Bestandsveränderungen, die in einem deutlich längeren zeitlichen Abstand beobachtet werden, besser einzuordnen. Zudem lassen sich damit kurzfristige Veränderungen bzw. Populationsschwankungen der Regenwürmer klarer von langfristigen Trends differenzieren.

Für den zunächst erfolgten Bestandsanstieg von *Lumbricus terrestris* auf den Grünland-BDF bis zur dritten Probenahmeserie ist ein Einfluss mehrerer Faktoren wahrscheinlich, die sich möglicherweise in ihrer Wirkung addieren. Einerseits wird die organische Düngung diskutiert, da in der Korrelationsanalyse, zu den die Regenwürmer beeinflussenden Faktoren, ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen der Regenwurmbiomasse und der organischen Düngung, gefunden wurde. Zudem wird ein günstiger Einfluss von milden

Wintern, als Folge des Klimawandels vermutet. Vor allem in den höher und kühler gelegenen Grünland-BDF (Alpenvorland, Mittelgebirgen) könnte der beobachtete Anstieg der Jahresdurchschnittstemperatur um 1,3°C an (s. Band 1, Kap. 5.4.3.1) positiv die Aktivität von *Lumbricus terrestris* beeinflusst haben, da die Bodentemperatur ein die Regenwurmbundanz und –biomasse bestimmender Einflussfaktor im Dauergrünland ist.

Für den im letzten Jahrzehnt, von der dritten zur vierten Probenahmeserie, zu beobachteten Bestandsrückgang von *Lumbricus terrestris* auf den Grünland-BDF wird eine zunehmende Trockenheit diskutiert, da Regenwürmer von steigenden Temperaturen als Folge des Klimawandels nur bei ausreichend hoher Bodenfeuchte profitieren können. In der Korrelationsanalyse (Kendall's Tau) fand sich auch ein signifikant positiver Zusammenhang der Regenwurmbundanz bei im Beobachtungszeitraum von 10 Jahren weniger stark abnehmenden Niederschlägen. Extreme Trockenphasen wie Dürre können sich schädlich auf Regenwurmgemeinschaften auswirken und es kann Jahre dauern bis sich eine Regenwurmpopulation davon erholt. Unter extremen Trockenbedingungen gewinnt vermutlich die Vielfalt und Zusammensetzung der Pflanzenarten im Grünland für Regenwürmer an Bedeutung.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass zunächst eine positive Entwicklung der Regenwürmer im Grünland erfolgte, vermutlich aufgrund von milderem Wintern und durch organische Düngung. Im letzten Jahrzehnt fiel der Regenwurmbestand der tiefgrabenden Art allerdings auf das Ausgangsniveau zurück, möglicherweise als Folge von zunehmenden Trockenperioden. Saisonal unterschiedliche Effekte sind möglich. Zukünftig gilt es die Herausforderungen des Klimawandels anzunehmen, um ungünstige Effekte auf den Regenwurmbestand und deren Leistungen im Boden zu vermeiden. Resilientere Bedingungen könnten möglicherweise eine höhere Pflanzenartenvielfalt im Grünland, nicht nur für die oberirdische Biodiversität, sondern auch für die Regenwürmer im Boden, bieten.

### 4.3 Sonderkulturen

Die Anzahl von nur 7 beprobten Sonderkulturen-BDF (3 Wein-, 3 Hopfen- und 1 Obst-BDF) ist bei weitem nicht ausreichend, um repräsentative Kennwerte für Regenwürmer zu ermitteln oder den Entwicklungstrend für den Nutzungstyp repräsentativ abzubilden. Vielmehr liefert diese geringe BDF Anzahl erste Anhaltspunkte.

Auf den Sonderkulturen erfolgt auch seit 2010, ergänzend zur Austreibung eine Handauslese, um den Erfassungsgrad des Regenwurmbestandes zu optimieren. Im Boden der Sonderkulturen war mit der Methodenkombination im Mittel die geringste Abundanz (61 Individuen/m<sup>2</sup>) und Artenvielfalt (3 Arten) der Regenwürmer feststellbar. Die durchschnittliche Bestandsdichte der tiefgrabenden Art *Lumbricus terrestris* lag dort allerdings deutlich höher als bei den Acker-BDF. Wahrscheinlich profitiert diese Art in den Sonderkulturen von der Bodenruhe auf den Wegen zwischen den Anbaureihen. Dadurch erreicht die Gesamtbio-masse der Regenwürmer mit im Mittel 43 g/m<sup>2</sup> unter Sonderkulturen fast den durchschnittlichen Wert wie auf den Acker-BDF. Aufgrund der höheren Dominanz von *Lumbricus terrestris* war in den Sonderkulturen der durchschnittliche Erfassungsgrad über die Austreibungsmethode mit 61 % vergleichsweise gut.

Die langfristige Trendanalyse der Regenwürmer auf den Sonderkulturen, die wie bei den Acker- und Grünland-BDF ausschließlich mit den Daten der Austreibungsmethode erfolgte, lässt eine positive Bilanz zu. Auf keiner der sieben BDF kam es zu einem erkennbaren Rückgang, weder in der Abundanz der tiefgrabenden Zeigerart *Lumbricus terrestris*, noch in der Diversität der Regenwürmer. So war auf allen sieben Sonderkulturen-BDF zumindest

ein geringer positiver Bestandstrend für *Lumbricus terrestris* feststellbar. Für die Diversität traf dies für fünf Sonderkultur-BDF zu. Diese positive Entwicklung ist wahrscheinlich auf eine zunehmend bodenschonende und humusmehrende Bewirtschaftung zurückzuführen. So deuten die Bewirtschaftungsdaten der Sonderkulturen vermehrt auf eine Winterbegrünung, die Anwendung von Mulchsaatverfahren und organische Düngung mit Rebhäckseln hin.

Die geringe Regenwurmabundanz und -artenvielfalt unter Sonderkulturen ist einerseits eine Folge der flachgründigen, steilen und südexponierten Standorte der Weinbauflächen, die Regenwürmer ungünstige Lebensbedingungen bieten. Zum anderen spielt vermutlich die Kupferanreicherung im Boden eine Rolle. Die Kupfergehalte auf den Hopfen-, Obst-, Wein-BDF liegen fast durchwegs über den jeweiligen Vorsorgewerten und auf allen 7 Sonderkultur-BDF war ein Anstieg des Kupfergehaltes im Boden über die 35 Jahre zu beobachten, wenngleich die ausgebrachten Mengen im Rahmen von Pflanzenschutzmittelbehandlung in den letzten Jahren zurückging (s. Band 3: Schadstoffe). Eine Kupferanreicherung kann zu Bestandsrückgängen bei Regenwürmern führen. Insbesondere endogäische Regenwurmartarten reagieren empfindlich auf eine Kupferbelastung. Ein erstes Anzeichen könnte die geringe Artenvielfalt der Regenwürmer auf den BDF-Sonderkulturen sein. Auf zwei Hopfen-BDF waren bereits keine endogäischen Regenwurmartarten im gesamten Beobachtungszeitraum nachweisbar.

Aufgrund der im Rahmen des Klimawandels zunehmend zu erwartenden trockeneren und wärmeren Bodenbedingungen sowie unter Berücksichtigung der Kupferbelastung ist bei Sonderkulturen die Anwendung von humusmehrenden, bodenschonenden Praktiken sehr wichtig, wie z.B. eine Bodenbedeckung durch Begrünung, Strohbedeckung und organische Düngung. Dadurch können größere Regenwurmpopulationen aufgebaut werden, die wahrscheinlich zudem aufgrund der bereitgestellten günstigeren Lebensraumbedingungen mit einem guten Nahrungsangebot resilienter sind.

## **Danksagung**

Für die zahlreichen Probenahmen auf den Boden-Dauerbeobachtungsflächen und die Aufarbeitung der Proben im Labor (Bestimmung der Regenwurmarten und ihrer Biomasse) bedanken wir uns bei zahlreichen Kolleginnen und Kollegen: Sabine Topor, Josefa Weinfurtner, Michael Weber, Finn Beyer, Michaela Layer, Erhard Zell, Christel Schäfer und vielen weiteren Helferinnen und Helfer. Bei Melanie Treisch bedanken wir uns für die Organisation und Betreuung des BDF-Programms.

Ein großer Dank geht auch an die beteiligten Landwirtinnen und Landwirte für ihre Bereitschaft zur Teilnahme am BDF-Programm und ihre Rücksichtnahme bei einer Regenwurm-Probenahme sowie an Dr. Thomas Kreuter und Dr. Johannes Bauchhenß, die den Teil Bodenfauna im BDF-Programm viele Jahre betreut haben.

Beim bayerischen StMELF bedanken wir uns für die langfristige Finanzierung des BDF-Programms.

## Literaturverzeichnis

- Andriuzzi, W.S., Pulleman, M.M., Schmidt, O., Faber, J.H., Brussaard, L., 2015. Anecic earthworms (*Lumbricus terrestris*) alleviate negative effects of extreme rainfall events on soil and plants in field mesocosms. *Plant and Soil*, 397, 103-113. DOI:10.1007/s11104-015-2604-4.
- Angst, G., Mueller, C.W., Prater, I., Angst, S., Frouz, J., Jilkova, V., Peterse, F., Nierop, K.G.J., 2019. Earthworms act as biochemical reactors to convert labile plant compounds into stabilized soil microbial necromass. *Commun Biol* 2, 441 (2019). <https://doi.org/10.1038/s42003-019-0684-z>
- Bacher, M. G., Fenton, O., Bondi, G., Creamer, R.E., Karmarkar, M., Schmidt, O. 2018. The impact of cattle dung pats on earthworm distribution in grazed pastures. *BMC Ecol.* 2018 Dec 19;18(1):59. doi: 10.1186/s12898-018-0216-6. PMID: 30567522; PMCID: PMC6299995.
- 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.
- Bauer, H.-G., Bezzel, E., Fiedler, W., 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. - Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.
- Behrens, M., Artmeyer, C., Stelzig, V., 2007. Das Nahrungsangebot für Wiesenvögel im Feuchtgrünland – Einfluss der Bewirtschaftung und Konsequenzen für den Vogelschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39 (11), 346-352.
- Bertrand, M., Barot, S., Blouin, M., Whalen, J., De Oliveira, T., 2015. Earthworm services for cropping systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, 2015, 35 (2), pp.553-567. <10.1007/s13593-014-0269-7>. <hal-01284301
- Beylich, A., Graefe, U., 2007. Lumbriciden in der Boden-Dauerbeobachtung: Darstellung von Referenzbereichen, Baselines und Veränderungstendenzen an Beispielen aus Norddeutschland. *UBA TEXTE* 34/07, 33-52.
- Beylich, A., Graefe, U., 2010. Regenwürmer und Kleinringelwürmer als Bioindikatoren im Bodenmonitoring. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 70, Nr. 4, 119-123.
- Beylich, A. 2021. Monitoring der Bodenfauna in Norddeutschland. <https://www.lbeg.niedersachsen.de/aktuelles/veranstaltungen/veranstaltungsberichte/onlineveranstaltung-30-jahre-boden-dauerbeobachtung-in-niedersachsen-vom-01-bis-02-12-2021-204929.html>
- Bieri, M., Cuendet, G., 1989. Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen. *Schweiz. - Landwirtschaftliche Forschung, Recherche agronomique en Suisse* 28(2), 81-96.
- Blakemore, R.J., 2018. Critical Decline of Earthworms from Organic Origins under Intensive, Humic SOM-Depleting. *Agriculture. Soil Syst.* 2018, 2, 33. <https://doi.org/10.3390/soilsystems2020033>

Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.-J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. – *European Journal of Soil Science* 64, 161-182.

Bouché, M., 1972. *Lombriciens de France. Ecologie et Systématique*.

Bossuyt, H., Six, J., Hendrix P. F., 2006. Interactive effects of functionally different earthworm species on aggregation and incorporation and decomposition of newly added residue carbon. - *Geoderma* 130(1-2),14-25. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.005>.

Briones, M.J.I., Schmidt, O., 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Global Change Biology*. 23. 4396–4419. [doi.org/10.1111/gcb.13744](https://doi.org/10.1111/gcb.13744).

Brandhuber, R., Portner, J., Graf, T., Walter, R., 2015. B-02: Hopfenland Hallertau: Hopfenanbau – Böden - Erosionsschutz. In: *Exkursionsführer München 2015, DBG, Band 117*, 100-108.

Burmeister, J., Parzefall, S., Ebertseder, F., Henkelmann, G., Walter, R., Fritz, M., 2020. Gärrestversuch Bayern – Prüfung der langfristigen Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und BtL. *Berichte aus dem TFZ* 67. <https://www.tfz.bayern.de/service/publikationen/047019/index.php>

Capelle v. C., Schrader, S., Brunotte, J., Heinrich, J., 2012. Wie Bodentiere auf unterschiedliche Bodenbearbeitungsverfahren reagieren. Bodenleben erhalten und fördern. – *Landwirtschaft ohne Pflug* 1/2, 17-22.

Capelle, v. C., Meyer-Wolfarth, F., Meiners, T., Schrader, S. 2021. *Lumbricus terrestris* regulating the ecosystem service/disservice balance in maize (*Zea mays*) cultivation. *Plant Soil* **462**, 459–475 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04882-4>

Capowiez Y., Samartino S., Cadoux S., Bouchant P., Richard G., Boizard H., 2012. Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems, *Soil Biology and Biochemistry*, 55, 2012, 93-103, [doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.013](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.013).

Castro L. J., Barreal, M.E., Briones, M., Gallego, P., 2019. Earthworm communities in conventional and organic fruit orchards under two different climates. *Applied Soil Ecology*. 144. 83-91. [10.1016/j.apsoil.2019.07.013](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.07.013).

Crittenden, S.J., Huerta, E., De Goede, R.G.M., Pulleman, M.M. 2015. Earthworm assemblages as affected by field margin strips and tillage intensity: An on-farm approach, *European Journal of Soil Biology* 66, 2015, 49-56.

Cuendet, G., 2009. *Identification des Lombriciens de Suisse*. - Vauderens, 21 S.

Curry, J.P., 2004: Factors affecting the Abundance of Earthworms in Soils. In book: *Earthworm Ecology*, 91-113.

Csuzdi, C. & Zicsi, A., 2003. Earthworms of Hungary. DOI:[10.5281/zenodo.4309820](https://doi.org/10.5281/zenodo.4309820)

- De Goede, R.G.M., Brussaard, L., Akkermans, A.D.L., 2003. On-farm impact of cattle slurry manure management on biological soil quality. *NJAS Wagening. J. Life Sci.* 51, 103–133.
- Dunger, W., 2008. *Tiere im Boden.* - Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 280 S.
- Edwards, C.A. & Lofty, J.R., 1982. Nitrogenous Fertilizers and earthworm populations in agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 14, 515-521.
- 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, 135 S.
- Ehrmann, O., 2012a. Der unterirdische Mitarbeiterstamm. Bedeutung von Regenwürmern für den Ackerbau. – *Landwirtschaft ohne Pflug* 11, 25-34.
- Ehrmann, O., 2012b. Auswirkungen des Klimawandels auf die Regenwürmer Baden-Württembergs. - Hrsg. LUBW. 64 S. (aufgerufen am 26.01.2015). <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/101762/U13-M315-N08.pdf?command=downloadContent&filename=U13-M315-N08.pdf>
- Ehrmann, O., 2015. Regenwürmer in den Böden Baden-Württembergs – Vorkommen, Gefährdung und Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft zu Freiburg* 105: 125-176.
- Ehrmann, O., 2016. Einfluss der Regenwürmer auf die Eigenschaften des Unterbodens - Vorteile bei Starkregen und Trockenheit. *Landwirtschaft ohne Pflug* 11, 40-44.
- Ehrmann, O., 2021. Regenwürmer & Klimawandel – Einfluss extremer Wetterereignisse auf die Population von Regenwürmern. *Landwirtschaft ohne Pflug* 12/2021, 38-43.
- Eijsackers, S.E., Beneke, P., Maboeta, M., Louw, J.P.E., Reinecke, A.J. 2005. The implications of copper fungicide usage in vineyards for earthworm activity and resulting sustainable soil quality. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 62, Issue 1, 99-111, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.02.017>.
- Faber, F., Wachter, E., Zaller, J.G., 2017. Earthworms are little affected by reduced soil tillage methods in vineyards. *Plant Soil and Environment*, 63, 257-263.
- 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.
- Fründ, H.-C., Graefe, U., Tischer, S., 2011. Chapter 16. Earthworms as bioindicators of soil Quality. In: A. Karaca (ed.), *Biology of Earthworms*, *Soil Biology* 24, DOI 10.1007/978-3-642-14636-7\_16, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2011, 261-278.
- Graefe, U., 1998. Annelidenzönosen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzergesellschaften. - *Mitteilungen der Deutschen bodenkundlichen Gesellschaft* 88, 109-112.

- Graefe, U., Römbke, J., Lehmitz, R., 2019. Die Waldbindung der Regenwürmer (Lumbricidae Deutschlands). BfN-Skripten 544, 17-25.
- Graff, O., 1983. Unsere Regenwürmer – Lexikon für Freunde der Bodenbiologie. - Verlag M. & H. Schaper, Hannover, 112 S
- Groenigen van, J.W.; Lubbers, I.M., Vos, H.M.J.; Brown, G.G., De Deyn, G.B., Groenigen, van K.J., 2014. Earthworms increase plant production: a meta-analysis. Scientific reports, 4:6365, DOI:10.1038/srep06365.
- Hoeffner K, Beylich A, Chabbi A, Cluzeau D, Dascalu D, Graefe U, Guzmán G, Hallaire V, Hanisch J, Landa BB, Linsler D, Menasseri S, Öpik M, Potthoff M, Sandor M, Scheu S, Schmelz RM, Engell I, Schrader S, Vahter T, Banse M, Nicolai A, Plaas E, Runge T, Roslin T, Decau ML, Sepp SK, Arias-Giraldo LF, Busnot S, Roucaute M, Pérès G., 2021a. Legacy effects of temporary grassland in annual crop rotation on soil ecosystem services. Sci Total Environ. 2021 Aug 1;780:146140. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146140. Epub 2021 Mar 10. PMID: 34030316.
- Hoeffner, K., Santonja, M., Monard, C., Barbe, L., Moing, M., Cluzeau, D., 2021b. Soil properties, grassland management, and landscape diversity drive the assembly of earthworm communities in temperate grasslands. Pedosphere. 31. 375-383. doi:10.1016/S1002-0160(20)60020-0.
- Höser, N., 2003. Die Verteilung der Regenwürmer in der Aue des Mieresch (Siebenbürgen, Banat, Rumänien). - Verh. Zool. Bot. Ges. Österreich 140, 99-114.
- Höser, N., 2005. Regenwürmer im geomorphologischen Relief der Aue des Mittelbegebietes. - Veröffentlichungen der LPR Dr. Reichhoff, Heft 3, 71-76.
- Jänsch, S., Römbke, J., 2009. Einsatz von Kupfer als Pflanzenschutzmittel-Wirkstoff: Ökologische Auswirkungen der Akkumulation von Kupfer im Boden. UBA Texte 10/09. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3752.pdf>
- Jänsch, S., Steffens, L., Höfer, H., Horak, F., Roß-Nickoll, M., Russel, D., Toschki, A., Römbke, J., 2013. State of knowledge of earthworm communities in German soils as a basis for biological soil quality assessment. Soils organisms 85 (3): 215-233.
- Jégou, D., Brunotte, J., Rogasik, H., Capowiez, Y., Diestel, H., Schrader, S., Cluzeau, D. 2002. Impact of soil compaction on earthworm burrow systems using X-ray computed tomography: preliminary study, European Journal of Soil Biology, Volume 38, Issues 3–4, 2002, 329-336, [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(02\)01148-2](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(02)01148-2)
- 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 and Tillage Research 94, 338-245.
- Johnston ASA, Sibly RM, Thorbek P. 2018. Forecasting tillage and soil warming effects on earthworm populations. J Appl Ecol. 2018, 1–12. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13096>
- Joschko, M., Diestel, H., Larink, O., 1989. Assessment of earthworm burrowing efficiency in compacted soil with a combination of morphological and soil physical measurements. – Biol. Fertil soils 8, 191-196.

- Joschko, M., Söchtig, W., Larink, O., 1992. Functional relationship between earthworm burrows and soil water movement in column experiments. - *Soil Biology and Biochemistry* 24(12), 1545-1547.
- Jossi, W., Zihlmann, U., Dubois, D., Pfiffner, L., 2007. DOC Trial: effects of the farming systems on the earthworms. *Agrarforschung*. 14 (2), 66-71.
- Kanianska R., Jad'ud'ová J., Makovníková, J., Kizeková, M., 2016. Assessment of Relationships between Earthworms and Soil Abiotic and Biotic Factors as a Tool in Sustainable Agricultural. – *Sustainability* 8, 906; doi:10.3390/su8090906.
- Kramer, S., Weisskopf, P., Oberholzer, H.-R., 2008. Status of Earthworm populations after different compaction impacts and varying subsequent soil management practices. - 5<sup>Th</sup> International Soil conference ISTRO Czech Branch, 249-256.
- Krück, S., Nitzsche, O., Schmidt, W., 2001. Regenwürmer vermindern Erosionsgefahr. - *Landwirtschaft ohne Pflug* 1, 18-21.
- Krück, S., Joschko, M., Schultz-Sternberg, R., Kroschewski, B. and Tessmann, J. (2006), A classification scheme for earthworm populations (*Lumbricidae*) in cultivated agricultural soils in Brandenburg, Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169: 651-660. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521903>
- Lehmitz, R., Römbke, J., Jänsch, S., Krück, S., Beylich, A., Graefe, U., 2014. Checklist of earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae) from Germany. *Zootaxa* 3866 (2), 221–245. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3866.2.3>
- Lehmitz, R., Römbke, J., Graefe, U., Beylich, A., Krück, S., 2016. Rote Liste und Gesamtartenliste der Regenwürmer (Lumbricidae et Criodrilidae) Deutschlands. - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (4), 565-590, Hrsg. Bundesamt für Naturschutz Bad Godesberg.
- Lemtiri, A., Colinet, G., Alabi, T., Cluzeau, D., Zirbes, L., Haubruge, E., Francis, F., 2014. Impacts of earthworms on soil components and dynamics. A review. – *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18(1), 121-133.
- Leroy, B. L., Schmidt, O., van den Bossche, A., Reheul, D., Moens, M., 2008. Earthworm population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. *Pedobiologia*, Jg. 52, Nr. 2, 139–150.
- Lukasiewicz, J. 1996. Predation by the beetle *Carabus granulatus* (Coleoptera, Carabidae) on soil macrofauna in grassland on drained plots. - *Pedobiologia* 40, 364-376.
- Manono, B.O., 2016: Agro-ecological Role of Earthworms (oligochaetes) in Sustainable Agriculture and Nutrient Use Efficiency: A Review. *Journal of Agriculture and Ecology Research International* 8 (1): 1-18.
- Mariotte, P., Le Bayon R.-C., Eisenhauer, N., Guenat, C., Buttler, A. 2016. Subordinate plant species moderate drought effects on earthworm communities in grasslands.- *Biology & Biochemistry* 96, 119-127.
- Marre et al., 2006. Bodendauerbeobachtung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen - Monitoring zur Erfassung von Veränderungen wesentlicher Bodenfunktionen.

Abschlussbericht Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. <http://www.tll.de/www/daten/agraroekologie/boden/bdbf0807.pdf>

Maurer-Troxler, C., Chervet, A., Ramseier, L., Sturny, W.G., 2006. Zur Bodenbiologie nach 10 Jahren Direktsaat – Ähnlich wie auf Dauergrünland. *Landwirtschaft ohne Pflug* 6, 14-19.

Mazur-Pączka A., Pączka G., Kostecka J., Garczyńska M., Podolak A., Szura R., 2019. Community Structure of Lumbricidae in Permanent Grassland and Arable Land. *Journal of Ecological Engineering*. 2019; 20(5): 1-6. doi:10.12911/22998993/102965.

Metzke, M., Potthoff, M., Quintern, M., Heß, J., & Joergensen, R.G., 2007. Effect of reduced tillage systems on earthworm communities in a 6-year organic rotation. *European Journal of Soil Biology*, 43. Supplement 1, 2007, 209-215, <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.08.056>.

Milcu, A., Partsch, S., Scherber, C., Weisser, W.W., Scheu, S. 2008. Earthworms and legumes control litter decomposition in a plant diversity gradient. *Ecology*, 89 (7), 1872-82.

Moos, J. H., Schrader, S., Paulsen, H. M., 2017. Reduced tillage enhances earthworm abundance and biomass in organic farming: A meta-analysis. *Appl Agric Forestry Res* · 3/4, 67, 123-128, DOI:10.3220/LBF1512114926000

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

Neubert, E. 2015. Biologische Feldarbeiten auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen BDF in Sachsen-Anhalt – Erfassung der Regenwurmpopulation. [https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik\\_und\\_Verwaltung/MLU/LAU/Umweltanalytik/Dateien/2015\\_11\\_Vortrag\\_Schwarzerde.pdf](https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Umweltanalytik/Dateien/2015_11_Vortrag_Schwarzerde.pdf)

Orgiazzi A., Panagos P., 2018. Soil biodiversity and soil erosion: It is time to get married. *Global Ecol Biogeogr*. 2018; 27:1155–1167. <https://doi.org/10.1111/geb.12782>.

Paoletti, M.G., Sommaggio, D., Favretto, M.R., Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., Barbaferri, M., 1998. Earthworms as useful bioindicators of agroecosystem sustainability in orchards and vineyards with different inputs. *Applied Soil Ecology*, Volume 10, Issues 1–2, 1998, 137-150, [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00036-5](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00036-5).

Plaas, E., Meyer-Wolfarth, F., Banse, M., Bengtsson, J., Bergmann, H., Faber, J., Potthoff, M., Runge, T., Schrader, S., Taylor, A. 2019. Towards valuation of biodiversity in agricultural soils: A case for earthworms. *Ecological Economics*, Volume 159, 291-300.

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.

Pelosi, C., Pey, B., Hedde, M., Caro, G., Capowiez, Y., Guernion, M., Peigné, J., Piron, D., Bertrand, M., Cluzeau, D., 2014. Reducing tillage in cultivated fields increases earthworm functional diversity, *Applied Soil Ecology*, 83, 2014, 79-87, <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.10.005>.

Pérès, G., Cluzeau, D., Curmi, P., Hallaire, V. 1998. Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems. *Biol Fertil Soils* 27, 417-424.

Pérès, G., Vandenbulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., Houot, S., Piron, D., Richard, A., Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L., Cluzeau, D., 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). *Pedobiologia* 54S, S77-S87.

Phillips, H.R.P., Guerra, C.A., Bartz, M.L.C., Briones, M.J.I. [...] Eisenhauer, N., + 138 Autoren, 2019. Global distribution of earthworm diversity, *Science* 366, 480-485. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aax4851>

Prendergast-Miller, M.T., Jones, D.T., Berdeni, D., Bird, S., Chapman, P.J., Firbank, L., Grayson, R., Helgason, T., Holden, J., Lappage, M., Leake, J., Hodson, M.E, 2021. Arable fields as potential reservoirs of biodiversity: Earthworm populations increase in new leys. *Science Total Environment*;789, (2021), 147880, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147880>.

Radford, J., Wilson-Rummenie, A.C., Simpson, G.B., Bell, K.L., Ferguson, M.A., 2001. Compacted soil affects soil macrofauna populations in a semi-arid environment in central Queensland, *Soil Biology and Biochemistry*, 33, 12–13, 2001, 1869-1872, [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00104-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00104-3).

Römbke, J., Roß-Nickoll, M., Toschki, A., Höfer, H., Horak, F., Russel, D., Burkhardt, U., Schmitt, H., 2012. Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. - UBA TEXTE 33/2012.

Riepert, F., 2009. Auswirkungen von Kupferbelastungen auf ausgewählte Indikatoren der Bodenzönose. *Journal für Kulturpflanzen*, 61 (4), 131-139.

Schmidt, O., Curry, J.P., Hackett, R.A., Purvis, G. and Clements, R.O., 2001, Earthworm communities in conventional wheat monocropping and low-input wheat-clover intercropping systems. *Annals of Applied Biology*, 138: 377-388. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2001.tb00123.x>

Schmidt, O., Clements, R.O., Donaldson, G., 2003. Why do cereal-Legume intercrops support large earthworm populations? *Applied Soil Ecology*, 22, 181-190.

Sims, R.W., Gerard, B.M., 1999. Earthworms. Synopses of the British Fauna. New Series No.31, Linnean Society of London, 171 S.

Singh J, Cameron E, Reitz T, Schädler M, Eisenhauer N. 2021. Grassland management effects on earthworm communities under ambient and future climatic conditions. *Eur J Soil Sci.* 2021;72:343–355. <https://doi.org/10.1111/ejss.12942>

Singh J., Schädler, M., Demetrio, W., Brownz, G.G., Eisenhauer N., 2019. Climate change effects on earthworms - a review. *Soil Org.* 2019 Dec 1;91(3):114-138. doi: 10.25674/so91iss3pp114. PMID: 31908681; PMCID: PMC6944501.

Sizmur, T., Martin, E., Wagner K, Parmentier E, Watts C, Whitmore AP., 2017. Milled cereal straw accelerates earthworm (*Lumbricus terrestris*) growth more than selected

organic amendments. *Appl Soil Ecol.* 2017 May;113:166-177. doi: 10.1016/j.apsoil.2016.12.006. PMID: 28469291; PMCID: PMC5391807.

Söchtig, W., Larink, O., 1992. Effect of soil compaction on activity and biomass of endogeic lumbricids in arable soils. - *Soil Biology and Biochemistry* 24 (12), 1595-1599.

Shuster, W.D., McDonald, L.P., McCartney, D.A., Parmelee, R.W., Studer, N.S., Stinner, B.R. 2002. Nitrogen source and earthworm abundance affected runoff volume and nutrient loss in a tilled-corn agroecosystem. - *Biol. Fertil. Soils* 35, 320-327.

Timmerman, A., Bos, D., Ouwehand, J., DeGoede, 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. UBA TEXTE 34/07, 54-71.

Tsiafouli, M., Thébault, E., Sgardelis, S., Ruiten, P., Putten, W., Birkhofer, K., Hemerik, L., & Vries, F., Bardgett, R., Brady, M., Bjørnlund, L., Jørgensen, H., Christensen, S., D'Hertefeldt, T., Hotes, S., Hol, G., Frouz, J., Liiri, M., Mortimer, S., Hedlund, K., 2015. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology* 21, 973-985, doi:10.1111/gcb.12752.

Van Schaik, L., Palm, J., Klaus, J., Zehe, E., & Schröder, B., 2016. Potential effects of tillage and field borders on within-field spatial distribution patterns of earthworms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 228, 82-90. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.015>

Vrsic, S., 2011. Soil erosion and earthworm population responses to soil management systems in steep-slope vineyards. *Plant, Soil and Environment* 57 (6), 258-263.

Whalen, J. K., Parmelee, R. W., Edwards, C. A., 1998. Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fertilizer amendments. *Biology and Fertility of Soils*, Jg. 27, Nr. 4, S. 400-407

Wilkens, H., 2002. Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelalbe (Brandenburg). Teilprojekt 5: Zoologie Folgenabschätzung von Auenwaldbegründung und Deichrückverlegung auf Biozöosen der Lenzer Elbtalau mit Hilfe faunistischer Indikatoren. - Endbericht Teil IV: Bodenbiozönose [http://elise.bafg.de/servelet/is/3819/Endb\\_LAGS\\_Zoologie\\_Bodenbiozoenose.pdf](http://elise.bafg.de/servelet/is/3819/Endb_LAGS_Zoologie_Bodenbiozoenose.pdf)

Walter, R., Burmeister, J., Brandhuber, R., 2015. Regenwürmer – aktuelle Gefahren und positive Entwicklungen in landwirtschaftlich genutzten Böden. - In: BMEL und LfL (Hrsg.): Fachtagung: „Jahr des Bodens“ Schwere Maschinen, enge Fruchtfolgen, Gärreste – eine Gefahr für die Bodenfruchtbarkeit, 13. Kulturlandschaftstag, Tagungsband S. 26-39. [http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/jahr-des-bodens-2015\\_tagung\\_tagungsband.pdf](http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/jahr-des-bodens-2015_tagung_tagungsband.pdf)

Walter, R., Burmeister, J., Wolfrum, S., 2017a. Maisanbau regenwurmfreundlich gestalten - auf Bodenruhe und gute Humusversorgung achten. *Mais*, Jg. 44, Nr. 4, S. 181-185

---

Walter, R., Burmeister, J., Wolfrum, S., Brandhuber, R., 2017b. Die Leistungen der Regenwürmer trotz Klimawandel erhalten. 15. Kulturlandschaftstag: Landwirtschaft im Klimawandel – Lösungen, die Geld sparen. Schriftenreihe 5 der LfL, Tagungsband, 31-43. [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/15-kulturlandschaft-2017\\_lfl-schriftenreihe.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/15-kulturlandschaft-2017_lfl-schriftenreihe.pdf)

Walter, R., Mitzdorf, F., Wolfrum, S., Heuwinkel, H., 2020. Regenwürmer profitieren im ökologischen Landbau von Klee gras als Vorfrucht und von Klee grasmulch zur organischen Düngung. In: Wiesinger, K., Reichert, E., Saller, J., Pflanz w. (Hrsg.): Angewandte Forschung und Entwicklung für den ökologischen Landbau in Bayern, Tagungsband zum Öko-Landbautag 2020 (Online-Tagung), LfL Schriftenreihe 4/2020, S. 145-147. <https://www.lfl.bayern.de/publikationen/schriftenreihe/257334/index.php>.