



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

35 Jahre Boden-Dauerbeobachtung landwirtschaftlich genutzter Flächen in Bayern

Band 4: Humus



Schriftenreihe

Nummer 02

2022

ISSN 1611-4159

Impressum

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

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

1. Auflage: Mai 2022

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

Schutzgebühr: 10,00 Euro

© LfL, alle Rechte beim Herausgeber



35 Jahre Boden-Dauerbeobachtung
Band 4: Humus

**Martin Wiesmeier & Johannes
Burmeister**

Inhaltsverzeichnis

Seite

1	Einleitung	11
2	Material & Methoden	13
2.1	Probenahme	13
2.2	Analytik	13
3	Ergebnisse	13
3.1	Statistische Kennwerte	13
3.2	Beziehung zu standorttypischen Humuskennwerten.....	19
3.3	Entwicklung der Humusparameter	21
3.3.1	BDF unter Acker	21
3.3.1.1	Beispielhafte Verläufe der Humusentwicklung	21
3.3.1.2	Entwicklung - Organischer Kohlenstoff (Corg).....	23
3.3.1.3	Gesamtstickstoff (Nt)	25
3.3.1.4	C/N-Verhältnis	27
3.3.1.5	pH-Wert.....	28
3.3.2	BDF unter Grünland.....	30
3.3.2.1	Beispielhafte Verläufe der Humusentwicklung	30
3.3.2.2	Organischer Kohlenstoff (Corg).....	31
3.3.2.3	Gesamtstickstoff (Nt)	33
3.3.2.4	C/N-Verhältnis	34
3.3.2.5	pH-Wert.....	36
3.3.3	BDF mit Nutzungsänderung.....	38
3.3.4	BDF mit Sonderkulturen	42
3.4	Analyse von steuernden Faktoren der Humusentwicklung.....	45
3.4.1	Acker-BDF	45
3.4.1.1	Ausgewählte erklärende Variablen	45
3.4.1.2	Multiple Modelle.....	47
3.4.2	Grünland-BDF.....	50
4	Diskussion	52
4.1	Humusentwicklung in Ackerböden.....	52
4.1.1	Bedeutung von Standortfaktoren.....	52
4.1.2	Bedeutung von Bewirtschaftungsfaktoren	54
4.1.3	Bedeutung des initialen Corg- und Nt-Gehalts	56

4.1.4	Bedeutung von Klimafaktoren	56
4.2	Humusentwicklung in Grünlandböden.....	58
4.3	Ursachen der veränderten C/N-Verhältnisse.....	59
4.4	Humusentwicklung in Böden unter wechselnder Landnutzung.....	61
4.5	Ergebnisse von Humusmonitoringprogrammen in Europa.....	62
5	Zusammenfassung & Schlussfolgerungen	69
	Danksagung.....	72
	Literaturverzeichnis.....	73

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 1: Boxplots der untersuchten Humusparameter nach Nutzungsform (n Acker = 80, n Grünland =18, n Umsteller = 12, n Sonderkultur = 9).....	16
Abb. 2: Boxplots zu Corg- und Nt-Gehalten der 80 BDF unter Ackernutzung der Probenahmeserien	18
Abb. 3: Boxplots zu Corg- und Nt-Gehalten der 18 BDF unter Grünlandnutzung der Probenahmeserien	18
Abb. 4: Corg-Gehalte der Acker-BDF (Serie 6) im Verhältnis zu standorttypischen Corg-Gehalten (Capriel, 2010) unterteilt nach Bodenart und Höhenlage	20
Abb. 5: Nt-Gehalte der Acker-BDF (Serie 6) im Verhältnis zu standorttypischen Nt-Gehalten (Capriel, 2010) unterteilt nach Bodenart und Höhenlage	20
Abb. 6: Beispiele für die Entwicklung der Corg-Gehalte auf acht verschiedenen Acker-BDF in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.....	22
Abb. 7: Entwicklung der Corg-Gehalte als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum in $\text{mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.	24
Abb. 8: Veränderung der Corg-Gehalte (mg g^{-1}) der Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum	24
Abb. 9: Entwicklung der Nt-Gehalte als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum in $\text{mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.	26
Abb. 10: Veränderung der Nt-Gehalte (mg g^{-1}) der Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum	27
Abb. 11: Entwicklung des C/N-Verhältnisses als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.	28
Abb. 12: Veränderung des C/N-Verhältnisses der Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum	28
Abb. 13: Entwicklung des pH-Werts als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum ¹ ; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.	29
Abb. 14: Veränderung des pH-Werts der Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum .	30
Abb. 15: Beispiele für die Entwicklung der Corg-Gehalte auf acht verschiedenen Grünland-BDF in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.....	31
Abb. 16: Entwicklung der Corg-Gehalte als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum in $\text{mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.	32
Abb. 17: Veränderung der Corg-Gehalte (mg g^{-1}) der Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum	33
Abb. 18: Entwicklung der Nt-Gehalte als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum in $\text{mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$; Unterschiedliche Graustufen geben das	

Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.	34
Abb. 19: Veränderung der Corg-Gehalte (mg g^{-1}) der Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum	34
Abb. 20: Entwicklung des C/N-Verhältnisses als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.	35
Abb. 21: Veränderung des C/N-Verhältnisses der Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum	36
Abb. 22: pH-Entwicklung als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum ¹ ; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.	37
Abb. 23: Veränderung des pH-Werts der Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum	37
Abb. 24: Entwicklung der Corg-Gehalte in BDF mit Nutzungsänderung in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.	39
Abb. 25: Entwicklung der Nt-Gehalte in BDF mit Nutzungsänderung in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.	40
Abb. 26: Entwicklung der pH-Werte in BDF mit Nutzungsänderung in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.	41
Abb. 27: Entwicklung der Corg-Gehalte in BDF unter Hopfen in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.	42
Abb. 28: Entwicklung der Nt-Gehalte in BDF unter Hopfen in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.	43
Abb. 29: Entwicklung der Corg-Gehalte in BDF unter Wein in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.	43
Abb. 30: Entwicklung der Nt-Gehalte in BDF unter Wein in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.	44
Abb. 31: Entwicklung der Corg-Gehalte (links) und Nt-Gehalte (rechts) in BDF unter Obstplantage in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.	44
Abb. 32: Korrelationsmatrix der im linearen Model zur Erklärung der Entwicklung der Corg-Gehalte von Acker-BDF herangezogenen Variablen; ausgeschlossene Kombinationen sind mit einem roten x gekennzeichnet (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen $p < 0.01$ sind ausgeschlossen).	45
Abb. 33: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Entwicklung der Corg-Gehalte von Acker-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert).....	46
Abb. 34: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Entwicklung der Nt-Gehalte von Acker-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert).....	47
Abb. 35: Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten (standardisiert) für das ungewichtete und das mit dem RMSE gewichtete gemittelte Model für die	

Entwicklung der Corg-Gehalte der bayerischen Acker-BDF (full average Methode).	49
Abb. 36: Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten (standardisiert) für das ungewichtete und das mit dem RMSE gewichtete gemittelte Model für die Entwicklung der Nt-Gehalte der bayerischen Acker-BDF (full average Methode). 50	
Abb. 37: Korrelationsmatrix der im linearen Model zur Erklärung der Entwicklung der Corg-Gehalte von Grünland-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen $p < 0.01$ sind mit einem roten x gekennzeichnet).	51
Abb. 38: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Entwicklung der Corg-Gehalte von Grünland-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert)	51

Tabellenverzeichnis

Seite

Tab. 1:	Statistische Kennwerte der untersuchten Humusparameter nach Nutzungsform (Variationskoeffizient großräumig = Variationskoeffizient der Mittelwerte der BDF; Variationskoeffizient Probenahme = Mittelwert der Variationskoeffizienten der Proben zu einem Probenahmetermin; Variationskoeffizient zeitlich = Mittelwert der Variationskoeffizienten für die Mittelwerte je Termin innerhalb einer BDF)	14
Tab. 2:	Statistische Humuskennwerte von Ackerstandorten der Humusdatenbank der LfL (Capriel, 2010) sowie von Acker- und Grünlandstandorten Bayerns (Wiesmeier et al., 2013).....	17
Tab. 3:	Entwicklung der Corg-Gehalte von 80 Acker-BDF im Zeitraum 1986-2016....	23
Tab. 4:	Entwicklung der Nt-Gehalte von 80 Acker-BDF im Zeitraum 1986-2016	26
Tab. 5:	Trend der Entwicklung des C/N-Verhältnisses von 80 Acker-BDF im Zeitraum 1986-2016.....	27
Tab. 6:	Trend der pH-Entwicklung von 80 Acker-BDF im Zeitraum 1986-2016	29
Tab. 7:	Trend der Corg-Entwicklung von 18 Grünland-BDF im Zeitraum 1986-2016.	32
Tab. 8:	Trend der Nt-Entwicklung von 18 Grünland-BDF im Zeitraum 1986-2016	33
Tab. 9:	Trend der Entwicklung des C/N-Verhältnisses von 18 Grünland-BDF im Zeitraum 1986-2016	35
Tab. 10:	Entwicklung der pH-Entwicklung von 18 Grünland-BDF im Zeitraum 1986-2016	36
Tab. 11:	Ergebnisse der gemittelten multiplen Modelle für Corg, Gewichtungsfaktor nach AIC-Rang, Koeffizient des Prädiktors im gemittelten Modell); links ungewichtete Modelle, rechts nach dem Standardfehler der Regression gewichtete Modelle.	48
Tab. 12:	Ergebnisse der gemittelten multiplen Modelle für Nt, Gewichtungsfaktor nach AIC-Rang, Koeffizient des Prädiktors im gemittelten Modell); links ungewichtete Modelle, rechts nach dem Standardfehler der Regression gewichtete Modelle.	48
Tab. 13:	Übersicht über Studien in Ländern/Regionen Mittel- und Nordeuropas zur Corg-Entwicklung in landwirtschaftlich genutzten Böden und möglichen Ursachen.	67

1 Einleitung

Die organische Bodensubstanz (Humus) hat entscheidenden Einfluss auf nahezu alle Bodeneigenschaften und -funktionen und spielt eine zentrale Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Eine nachhaltige Landwirtschaft ist ohne einen ausgeglichenen Humushaushalt nicht denkbar, denn die Bodenfruchtbarkeit wird wesentlich vom Gehalt an organischer Substanz im Boden bestimmt. Der Humus ist von zentraler Bedeutung für die Ausbildung einer stabilen Bodenstruktur durch Gefügebildung und Aggregation. Dadurch beeinflusst er wesentlich den Luft- und Wasserhaushalt des Bodens, die Durchlüftung und mikrobielle Aktivität, die Infiltration und Speicherung von Wasser, die Stabilität der Bodenaggregate sowie die Befahrbarkeit und Bearbeitbarkeit des Bodens. Bodenschadverdichtung und Erosion können durch eine optimale Humusversorgung vermindert werden. Als wichtiger Wasserspeicher ist Humus auch hinsichtlich der Anpassung an Klimaextreme/-änderungen von großer Bedeutung. Zudem stellt die organische Bodensubstanz nicht nur eine Nahrungsquelle für Bodenorganismen, sondern auch eine langsam fließende Nährstoffquelle für die Pflanzen dar, da beim Abbau von Humusbestandteilen organisch gebundene Elemente (z.B. Stickstoff, Phosphor, Schwefel) in pflanzenverfügbare Verbindungen umgewandelt werden. Der Humus bindet austauschbar die für die Pflanzenernährung wichtigen Kationen und Anionen und schützt sie so vor Auswaschung, ein Vorgang, der insbesondere bei sandigen Böden von Bedeutung ist. Darüber hinaus steuert die organische Bodensubstanz aufgrund verschiedener Adsorptionsmechanismen die Auswaschung und Abbauraten von Pflanzenschutzmitteln und Umweltchemikalien.

Neben der Bedeutung für die Fruchtbarkeit und Funktionalität von Böden stellt der Humus das größte terrestrische Kohlenstoffreservoir der Erde dar und spielt somit eine entscheidende Rolle hinsichtlich der Klimaregulation. Global betrachtet speichert der Humus etwa 1460 Gt Kohlenstoff und übertrifft damit die Menge des in der Atmosphäre (850 Gt) und der Vegetation (660 Gt) enthaltenen Kohlenstoffs (Scharlemann et al., 2014). Ein gezielter Aufbau von Humus, insbesondere in landwirtschaftlich genutzten Böden, könnte einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leisten (Amelung et al., 2020). Um klimawirksam mehr Humus im Boden zu speichern, muss nicht nur der vorhandene Humus erhalten werden, sondern zusätzlich aus der Atmosphäre mehr Kohlenstoff (C) durch Humusaufbau im Boden gebunden werden (C-Sequestrierung) (Chenu et al., 2019). Es bestehen dabei zwei grundsätzliche Strategien des Humusaufbaus: entweder wird der Eintrag organischer Substanz in den Boden durch eine veränderte Bewirtschaftung/Landnutzung erhöht oder der Abbau der organischen Substanz verringert, indem ihre Verweildauer im Boden erhöht bzw. ihre Stabilisierung gefördert wird. Eine Erhöhung des Eintrags organischer Substanz kann über zahlreiche Maßnahmen erreicht werden wie beispielsweise verbesserte Fruchtfolgen (Integration humusmehrender Kulturen wie Futter- oder Körnerleguminosen), Zwischenfruchtanbau, Mischkultursysteme und Untersaaten, Dauerkulturen und tiefwurzelnde Kulturen/Sorten, Management von Koppelprodukten, Landnutzungsänderungen (z.B. Acker zu Grünland), Agroforstsysteme und optimierte Grünlandbewirtschaftung (West & Post, 2002; Guo & Gifford, 2002; Jarecki and Lal, 2003; Freibauer et al., 2004; Powlson et al., 2008; Poeplau et al., 2011; Liu et al., 2014; McDaniel et al., 2014; Poeplau & Don, 2015; Conant et al., 2017; Paustian et al., 2019; Ledo et al., 2020; Mayer et al., 2022). Ein verringerter Abbau organischer Substanz bzw. eine verbesserte Stabilisierung kann über die Anwendung von Pflanzenkohle, (partielle) Krumenvertiefung oder die Einarbeitung schluff- bzw. tonreicher Substrate erreicht werden (Lehmann et al., 2006; 2021; Whitmore et al., 2015; Alcantara et al., 2016; Chenu et al., 2019; Schmidt et al., 2021).

Aufgrund der vielfältigen Wirkungen von Humus stellt eine an den Standort angepasste Humusversorgung eine wesentliche Grundlage für die Aufrechterhaltung der Bodenfruchtbarkeit und die Ertragssicherung dar. Während eine Unterversorgung mit Humus langfristig in einer verminderten Bodenfruchtbarkeit und einer Ertragsminderung resultiert, kann eine zu hohe Humusversorgung über standorttypische Werte hinaus zu Nährstoffverlusten in Form von Lachgasemissionen und Nitratausträgen führen und somit die Umwelt belasten (Guenet et al., 2021). Bei langfristig konstanter Bewirtschaftung und konstanten Umweltbedingungen stellt sich ein Fließgleichgewicht zwischen dem Eintrag und dem mikrobiellen Abbau der organischen Substanz ein, das durch einen standortspezifischen Humusgehalt gekennzeichnet ist. In landwirtschaftlich genutzten Böden erfolgt der Eintrag organischer Substanz im Wesentlichen über den Bestandsabfall während der Vegetationsperiode, Ernterückständen, Stroh, Wurzeln und deren Ausscheidungen (Wurzelexsudate) sowie die organischen Dünger. Der größte Teil der eingetragenen organischen Substanz wird in relativ kurzer Zeit von Bodenorganismen mineralisiert. Nur ein kleiner Anteil wird in Böden über längere Zeiträume gegen den mikrobiellen Abbau durch Bindung an Mineraloberflächen (Ton-Humus-Komplexe) sowie physikalischer Trennung von Mikroorganismen und organischer Substanz in Bodenaggregaten stabilisiert (von Lützw et al., 2006; Schmidt et al., 2011). Menge und Qualität der organischen Bodensubstanz hängen in erster Linie von Standortfaktoren (Temperatur, Niederschlag, Geologie, Grundwasser, Bodentyp, Textur), der Art der Landnutzung (Acker, Grünland, Wald) und von der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) ab. Die Humusversorgung landwirtschaftlich genutzter Böden kann aktiv nur über die Bewirtschaftung gesteuert werden.

Veränderungen der Bewirtschaftung und globale Umweltveränderungen können zu einem Rückgang der Humusversorgung führen. In den letzten Jahrzehnten wurde in Deutschland und anderen Industrieländern die traditionelle, an den standörtlichen Ressourcen angepasste Landwirtschaft mit Hilfe preiswerter fossiler Energie und synthetischen Dünger massiv intensiviert, was sich auf die Böden insbesondere in Form intensivierter Stoffumsätze auswirkt. Daneben stellt der Klimawandel mit einem Anstieg der Temperaturen und einer Zunahme von Wetterextremen wie Dürren und Starkregen eine Gefahr für die Humusversorgung dar. Aufgrund eines verstärkten mikrobiellen Abbaus der organischen Bodensubstanz in Folge des Temperaturanstiegs besteht langfristig die Gefahr von Humusverlusten (Mellilo et al., 2002; Knorr et al., 2005). Es besteht daher die Notwendigkeit eines Monitorings der Humusentwicklung, d.h. die regelmäßige Erfassung von Humuskenngrößen wie den Gehalt organischen Kohlenstoffs (Corg) und Gesamt-Stickstoffs (Nt) in repräsentativen Acker- und Grünlandböden, um Rückschlüsse hinsichtlich der langfristigen Entwicklung der Humusversorgung von Ackerböden abzuleiten und Handlungsempfehlungen ableiten zu können. Die Humusparameter Corg und Nt sind relativ unempfindlich gegenüber kurzfristigen Veränderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung oder der Witterung und sind daher bestens für ein Humusmonitoring geeignet. Sie ermöglichen nicht nur eine quantitative und qualitative Beurteilung der Humusversorgung, sondern stellen aufgrund der allgemeinen Bedeutung des Humus für die Funktionalität von Böden geeignete Indikatoren für die Beurteilung der Bodenqualität dar (Bünemann et al., 2018).

In Bayern werden seit 1986 im Rahmen des Bodendauerbeobachtung-Programms (BDF) durch die LfL regelmäßig Humusuntersuchungen auf ausgewählten repräsentativen landwirtschaftlich genutzten Flächen durchgeführt. Im Folgenden wird die Humusentwicklung der BDF-Standorte im Zeitraum 1986 bis 2016 präsentiert, mögliche Ursachen für beobachtete Humusveränderungen diskutiert und die Humusentwicklung im europäischen Kontext betrachtet.

2 Material & Methoden

2.1 Probenahme

Die Beschreibung der Probenahme findet sich in Band 1, Kapitel 3. Die Ermittlung von Humus-Kenngrößen erfolgte an gestörten Bodenproben des Oberbodens (0–10 cm). Die Bodenproben wurden in leicht feuchtem Zustand auf 2 mm gesiebt, wobei größere organische Bestandteile wie Wurzeln oder Erntereste bereits vor dem Sieben aussortiert wurden. Die gesiebte Probe wurde bei 40 °C für 1 bis 2 Tage getrocknet und anschließend auf 0,5 mm gemahlen.

2.2 Analytik

Zur Untersuchung der Humusentwicklung wurden folgende Kenngrößen ermittelt: organischer Kohlenstoff (Corg), Gesamtstickstoff (Nt), Corg/Nt-Verhältnis sowie der pH-Wert. Die Parameter Corg und Nt charakterisieren den Humusgehalt eines Bodens, während das Corg/Nt-Verhältnis (im Folgenden abgekürzt als C/N-Verhältnis) als Indikator für die Humusqualität gilt. Die Bestimmung von Gesamtkohlenstoff (Ct) und Nt erfolgte simultan mittels Elementaranalyse (Dumas Methode; Gerät: Vario EL Cube, Elementar, Deutschland; DIN ISO 10694:1995 und DIN ISO 13878:1998). Bei carbonathaltigen Böden wurde der Carbonat-Kohlenstoff (Ccarbonat) gasvolumetrisch nach Scheibler bestimmt (VDLUFA Methodenbuch, Band I, 1991). Durch das Bilden der Differenz von Ct und Ccarbonat wurde der Corg-Gehalt ermittelt. Der Stickstoff in der Ackerkrume liegt überwiegend in organischer Form vor. Der Anteil des anorganischen Stickstoffs (im wesentlichen Nitrat und Ammonium) in der Ackerkrume ist im Allgemeinen kleiner als 5%. Der Gesamtstickstoff (Nt) ist also ein guter Indikator für den organischen Stickstoff. Der pH-Wert des Bodens wurde in 0,01 M CaCl₂-Lösung in einem Boden-Lösungsverhältnis von 1:25 (g/ml) gemessen. Die Beschreibung der statistischen Auswertung der Bodendaten findet sich in Band 1, Kapitel 5.

3 Ergebnisse

3.1 Statistische Kennwerte

Im Beobachtungszeitraum von 1986 bis 2016 wurden an den 117 BDF-Standorten insgesamt 695 Probenahmen für Humusanalysen durchgeführt und 2773 Bodenproben analysiert (Tab. 1). Hinsichtlich pH-Wert-Bestimmung erfolgten 642 Probenahmen mit insgesamt 2565 analysierten Proben. Einen Überblick über die statistischen Kennwerte für Ct, Nt, Corg, C/N-Verhältnis, Corg/Ton-Verhältnis und pH-Wert geben Tab. 1 und Abb. 1. Im Mittel (Median) wurden die höchsten Corg- und Nt-Gehalte für Grünlandböden (62,1 und 6,4 mg g⁻¹) festgestellt, gefolgt von BDF mit Nutzungsänderung (27,2 und 2,7 mg g⁻¹), Sonderkulturen (14,6-33,4 und 1,6-3,5 mg g⁻¹) und Ackerböden (16,7 und 1,7 mg g⁻¹). Damit lagen die Corg- und Nt-Gehalte der BDF unter Grünland mehr als dreimal höher als auf Ackerflächen. Für BDF unter Acker, Grünland und BDF mit Nutzungsänderung ergaben sich weitgehend vergleichbare C/N-Verhältnisse im Bereich 10,0 bis 10,2, Böden unter Sonderkulturen wiesen C/N-Verhältnisse von 9,3-12,4 auf. Hinsichtlich pH-Werten wurden im Mittel (Median) Werte von 6,6 für Acker, 5,9 für Grünland, 6,0 für Sonderkulturen und 6,0-7,4 für BDF mit Nutzungsänderung ermittelt. Bei den Corg/Ton-Verhältnissen zeigte sich der höchste mittlere Wert für Grünland (0,21), gefolgt von BDF mit Nutzungsänderung (0,12), Sonderkulturen (0,11) und Acker (0,09).

Die Spannweiten der Humuskennwerte der Ackerflächen sind deutlich geringer als die des Grünlands und besonders die der BDF mit Nutzungsänderung, was neben dem allgemein niedrigeren Humuslevel von Ackerböden im Vergleich zu anderen Nutzungsformen auch darin begründet ist, dass im BDF-Programm Ackerflächen nicht auf organischen Böden mit sehr hohen Humusgehalten vorkommen. Die Fläche mit dem mit Abstand höchsten Corg-Gehalt (391 mg g^{-1} , BDF 27) des BDF-Programms liegt im Donaumoos (Lkr. Neuburg-Schrobenhausen), auf der ab dem Jahr 2002 Klee gras angebaut und die ab 2006 als Dauergrünland eingestuft wurde. Darüber hinaus wurden Corg-Gehalte $>100 \text{ mg g}^{-1}$ nur auf zwei Grünland-BDF im Landkreis Rosenheim und im Berchtesgadener Land festgestellt.

Tab. 1: *Statistische Kennwerte der untersuchten Humusparameter nach Nutzungsform (Variationskoeffizient großräumig = Variationskoeffizient der Mittelwerte der BDF; Variationskoeffizient Probenahme = Mittelwert der Variationskoeffizienten der Proben zu einem Probenahmetermin; Variationskoeffizient zeitlich = Mittelwert der Variationskoeffizienten für die Mittelwerte je Termin innerhalb einer BDF)*

	Acker	Grünland	Nutzungs- änderung	Obst/Wein/Hopfen
Anzahl BDF	80	18	12	1/3/3
Anzahl Probenahmen	478	105	70	6/18/18
Anzahl Proben	1907	420	278	24/72/72
Corg (mg g⁻¹)				
Mittelwert	17,6	64,4	59,5	33,4/16,9/15,0
Spannweite	9,2 – 59,6	21,0 – 114,5	16,1 – 391,1	10,7 – 33,4
Median	16,7	62,1	27,2	33,4/17,0/14,6
Variationskoeffizient großräumig	40%	36%	177%	41%
Variationskoeffizient Probenahme	4%	5%	5%	8%
Variationskoeffizient zeitlich	7%	8%	15%	15%
Ct (mg g⁻¹)				
Mittelwert	21,8	71,1	61,1	39,3/34,5/19,4
Spannweite	9,3 – 98,0	21,1 – 166,9	16,2 – 391,3	14,7 – 59,0
Median	17,5	64,5	27,9	39,3/26,6/16,1
Variationskoeffizient großräumig	73%	50%	172%	55%
Variationskoeffizient Probenahme	5%	4%	5%	8%
Variationskoeffizient zeitlich	6%	8%	15%	11%
Corg / Ton				
Mittelwert	0,09	0,21	0,12	0,16/0,08/0,11
Spannweite	0,3 – 2,9	1,1 – 4,5	0,7 – 2,1	0,04 – 0,20
Median	0,08	0,21	0,11	0,16/0,08/0,08
Variationskoeffizient großräumig	54%	36%	32%	53%
Nt (mg g⁻¹)				
Mittelwert	1,7	6,4	4,9	3,5/1,4/1,6
Spannweite	0,9 – 6,5	2,1 – 12,1	1,7 – 27,4	0,9 – 3,5
Median	1,7	6,4	2,7	3,5/1,6/1,6
Variationskoeffizient großräumig	43%	36%	146%	46%
Variationskoeffizient Probenahme	4%	5%	5%	6%
Variationskoeffizient zeitlich	7%	8%	16%	17%

C/N				
Mittelwert	10,1	10,1	10,5	9,5/12,3/9,6
Spannweite	8,5 – 13,0	9,4 – 11,8	9,5 – 14,3	8,9 – 13,6
Median	10,1	10,0	10,2	9,5/12,4/9,3
Variationskoeffizient großräumig	8%	6%	12%	16%
Variationskoeffizient Probenahme	2%	1%	1%	4%
Variationskoeffizient zeitlich	4%	3%	3%	5%
pH				
Anzahl Probennahmen	432	105	69	5/14/17
Anzahl Proben	1725	420	276	20/56/68
Mittelwert	6,6	6,0	6,1	6,9/7,2/6,3
Spannweite	5,3 – 7,5	4,8 – 7,1	5,2 – 7,2	5,7 – 7,4
Median	6,6	5,9	6,0	6,9/7,4/6,0
Variationskoeffizient großräumig	8%	11%	10%	11%
Variationskoeffizient Probenahme	1%	2%	2%	2%
Variationskoeffizient zeitlich	4%	4%	4%	4%

Das sich im Boden einstellende C/N-Verhältnis stellt einen relativ konstanten Wert dar. Dies wird auch bei der Betrachtung der Variationskoeffizienten dieses Parameters deutlich. Im Vergleich zu den übrigen Parametern ist er sowohl beim Vergleich der BDF als auch der Probenahme und der zeitlichen Wiederholungen am geringsten.

Für die BDF unter Sonderkulturen fällt auf, dass hier der mittlere Variationskoeffizient mit Ausnahme des pH-Wertes der einzelnen Probenahmen deutlich höher liegt als auf den BDF unter Acker und Grünland. Dies betrifft vor allem die drei BDF mit Wein und eine BDF mit Hopfen. Die Probenahme scheint hierbei stärker durch Probenheterogenität beeinflusst zu sein als auf BDF unter anderen Nutzungsformen. Auch die zeitliche Variation über die Probenahmeterminale ist sowohl auf den BDF mit Umstellung der Nutzung als auch auf den BDF mit Sonderkulturen höher. Für die Umsteller ist dies anzunehmen, da die Änderung der Nutzung einen starken Einfluss auf die Entwicklung der Humuskennwerte nach sich zieht (siehe Kapitel 3.3.3). Für die Sonderkulturen (insbesondere Wein) ist die Ursache nicht sofort offensichtlich.

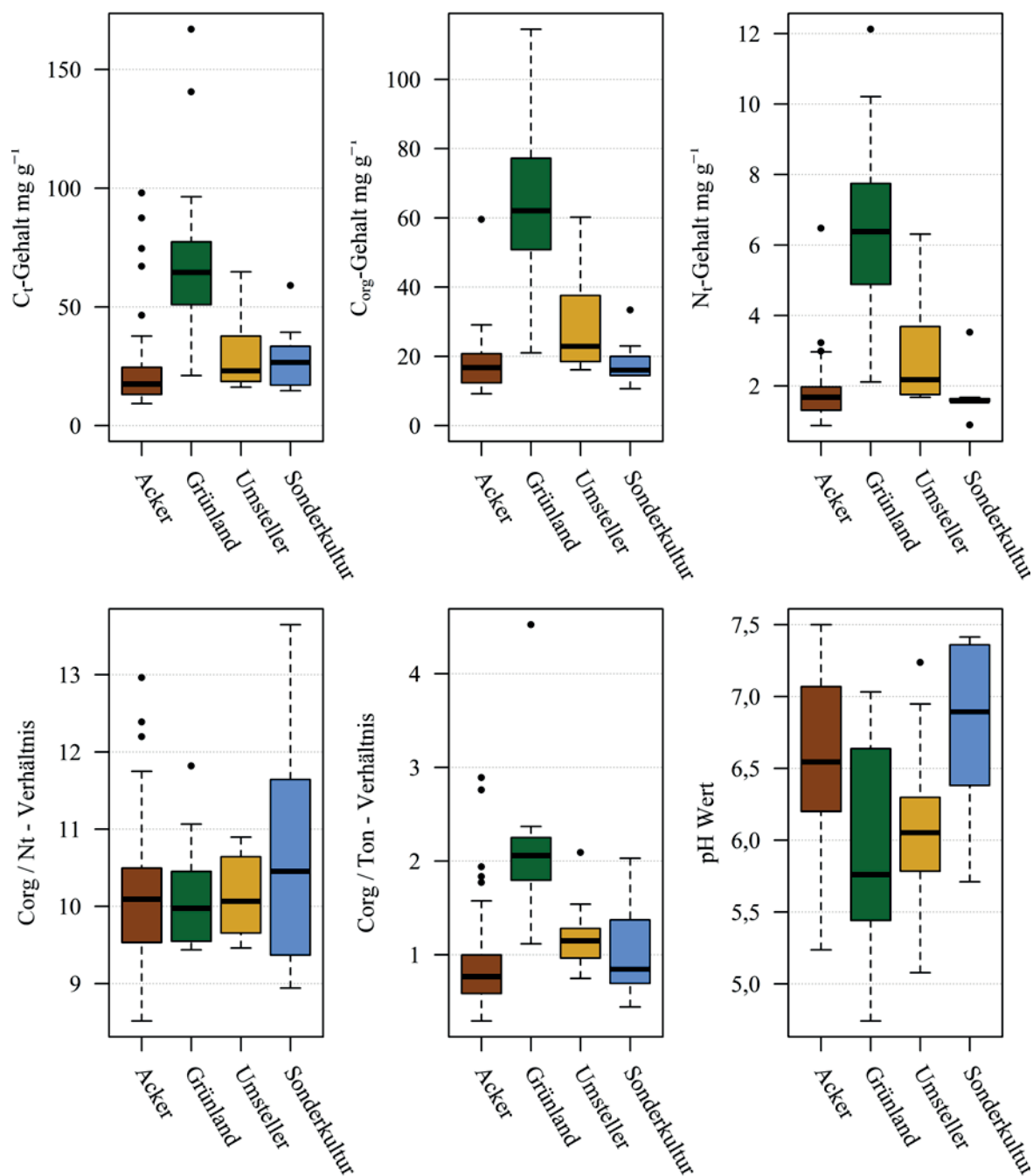


Abb. 1: Boxplots der untersuchten Humusparameter nach Nutzungsform (n Acker = 80, n Grünland = 18, n Umsteller = 12, n Sonderkultur = 9)

Die statistischen Kennwerte der BDF-Standorte unter Acker stimmen trotz des geringeren Stichprobenumfangs gut mit den ermittelten Kennwerten von 454 Ackerstandorten der Humusdatenbank der LfL (Capriel, 2010) sowie mit den von Wiesmeier et al. (2013) bestimmten Kennwerten von 384 Ackerstandorten in Bayern überein (Tab. 2). Daher können die Acker-BDF als repräsentativ für Bayern betrachtet werden. Ein Vergleich der statistischen Humuskennwerte von Böden unter Grünland zeigt deutlich höhere Mittelwerte der Grünland-BDF-Standorte im Vergleich zu den von Wiesmeier et al. (2013) ermittelten Werten (Tab. 2). Dies ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass der Großteil der Grünlandstandorte in der Studie von Wiesmeier et al. (2013) relativ gleichmäßig über Bayern entsprechend einer Rasterbeprobung (8x8 km-Raster) verteilt sind. Der Anteil von Grünlandstandorten

im Alpenvorland und den Alpen, die klimatisch bedingt besonders hohe Corg- und Nt-Gehalte aufweisen, ist hier mit 28% weitaus geringer als im BDF-Programm, in dem 61% der Grünlandstandorte im Alpenvorland/Alpen liegen. Die Grünland-BDF können daher nur als bedingt repräsentativ für Bayern erachtet werden, da Standorte außerhalb des Alpenraums/Alpenvorlands unterrepräsentiert sind (siehe Band 1, Kapitel 5).

Tab. 2: Statistische Humuskennwerte von Ackerstandorten der Humusdatenbank der LfL (Capriel, 2010) sowie von Acker- und Grünlandstandorten Bayerns (Wiesmeier et al., 2013)

	Acker ¹	Acker ²	Grünland ²
Anzahl Standorte	454	384	333
Corg (mg g⁻¹)			
Mittelwert	16,7	18,7	33,9
Spannweite	4,3-68,3	0,1 – 143,0	0,1-126,0
Median	15,6	15,1	33,0
Nt (mg g⁻¹)			
Mittelwert	1,6	2,1	3,5
Spannweite	0,4-6,9	0,0 – 12,6	0,0-10,0
Median	1,5	1,7	3,1
C/N			
Mittelwert	10,4	-	-
Spannweite	8,0-16,4	-	-
Median	10,3	-	-
pH			
Mittelwert	-	6,3	5,7
Spannweite	-	4,2-7,6	3,9-7,5
Median	-	6,3	5,5

¹Capriel, 2010; ²Wiesmeier et al., 2013

Die Verteilung der Corg und Nt-Gehalte für die einzelnen Probenahmeserien zeigen Abb. 2 (Acker-BDF) und Abb. 3 (Grünland-BDF). Für BDF-Standorte unter Ackernutzung ergaben sich relativ konstante Medianwerte für Corg (16,3-16,9 mg g⁻¹) und Nt (1,6-1,7 mg g⁻¹) im Beobachtungszeitraum. Der Interquartilsabstand war in den ersten drei Probenahmeserien weitgehend identisch, nahm in den letzten drei Probenahmeserien aber tendenziell ab. Die Maximal-Werte für Corg und Nt zeigten eine kontinuierliche Abnahme über den gesamten Beobachtungszeitraum (BDF 5 auf degradiertem Moor). Bei den BDF-Standorten unter Grünlandnutzung waren die Mediane der Corg-Gehalte (58,7-64,0 mg g⁻¹) und Nt-Gehalte (5,9-6,5 mg g⁻¹) variabler während des Beobachtungszeitraums im Vergleich zu Acker-BDF, was vermutlich im höheren Corg/Nt-Niveau begründet ist. Für die Probenahmeserien 3 (1996-1999) und 4 (2005-2007) zeigte sich tendenziell ein leichter Rückgang der Corg/Nt-Mediane sowie eine Verkleinerung der Interquartilsabstände und der Spannweiten gegenüber den vorangegangenen Probenahmeserien 1 (1986-1988) und 2 (1989-1993). In den darauffolgenden Probenahmeserien 5 (2012) und 6 (2015-2016) nahmen die Mediane, Interquartilsabstände und Spannweiten jedoch wieder zu.

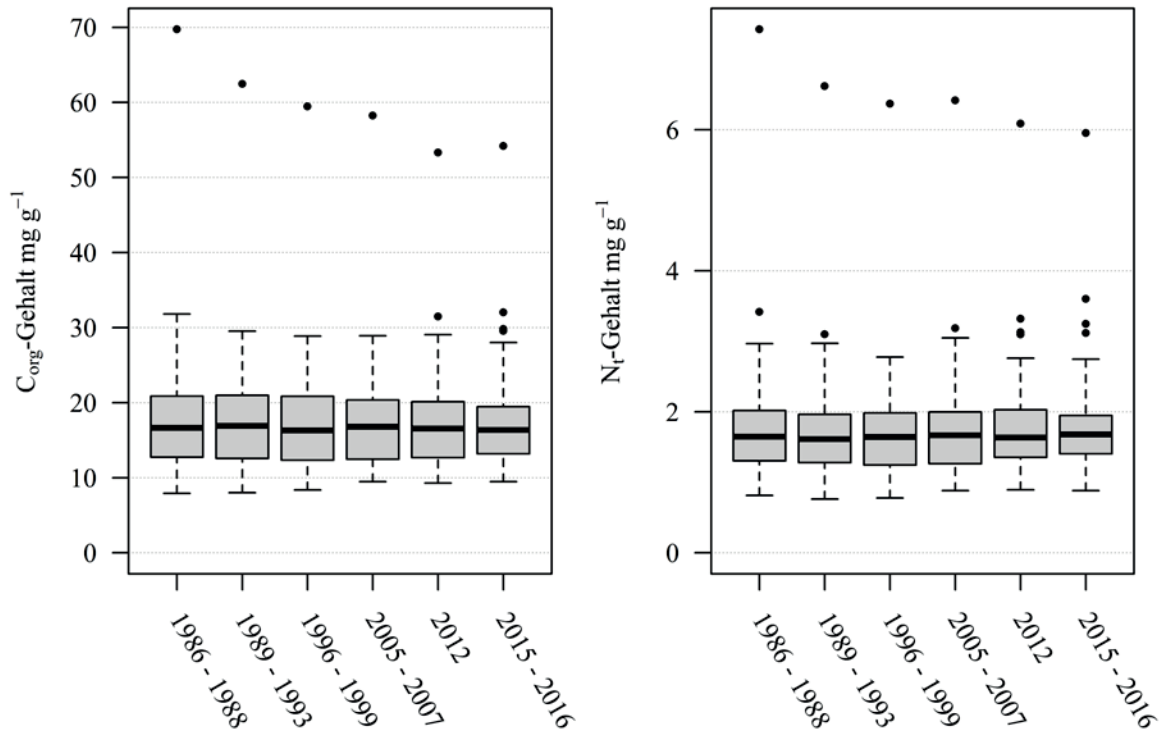


Abb. 2: Boxplots zu C_{org}- und N_t-Gehalten der 80 BDF unter Ackernutzung der Probenahmeserien

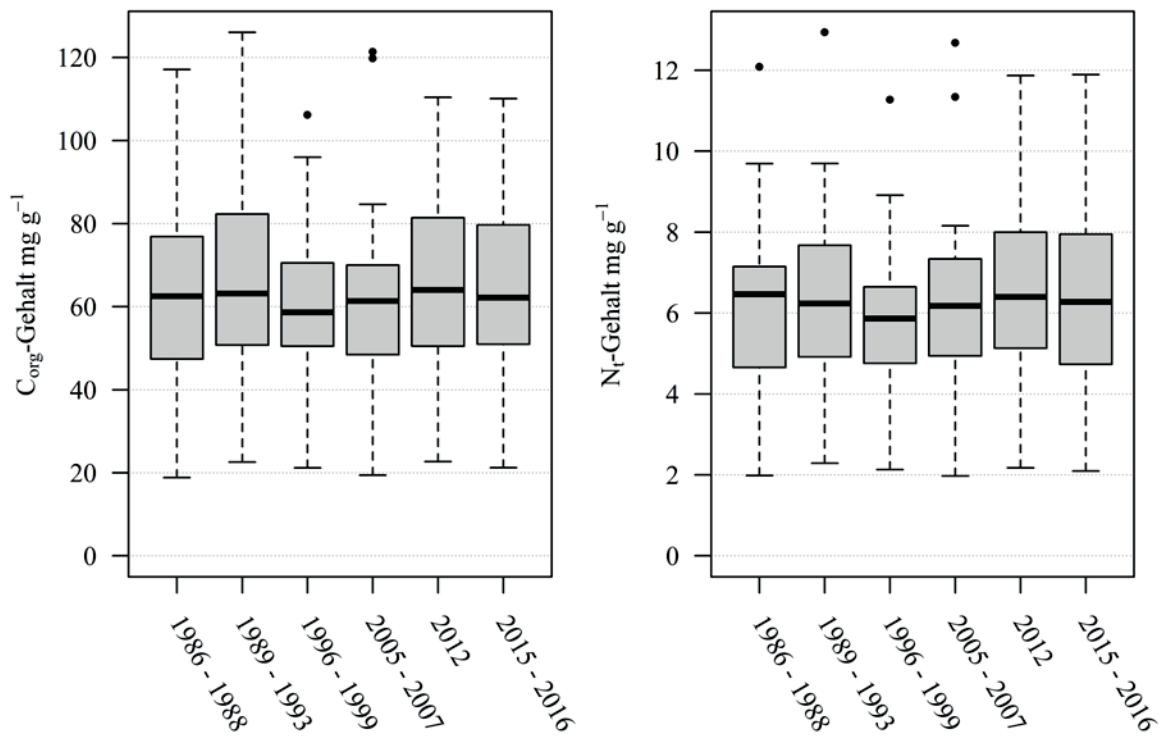


Abb. 3: Boxplots zu C_{org}- und N_t-Gehalten der 18 BDF unter Grünlandnutzung der Probenahmeserien

3.2 Beziehung zu standorttypischen Humuskennwerten

Für die Überprüfung der Erhaltung standorttypischer Humusgehalte, wie es §17 des BBodSchG fordert, wurde durch das Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz der LfL in Zusammenarbeit mit den Ämtern für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten im Jahr 2001 mit dem Aufbau der sogenannten „Humusdatenbank“ (HDB) begonnen. Dabei werden für Bayern repräsentative Ackerschläge, die nach der guten fachlichen Praxis bewirtschaftet werden, im Abstand von jeweils 10 Jahren beprobt und neben Humuskennwerten Daten zum Standort und zur Bewirtschaftung erhoben. Zurzeit enthält die HDB Daten zu 347 Ackerschlägen (266 konventionell und 81 ökologisch bewirtschaftete Schläge). Anhand dieser Daten wurden standorttypische Spannweiten für Humusgehalte (Corg, Nt) und Humusqualität (C/N-Verhältnis) von Ackerböden in Bayern in Abhängigkeit von Bodenart und Klima bestimmt (Capriel, 2010). Damit steht ein Instrument zur Verfügung, mit dem man eine Bewertung und Einordnung von Humuskennwerten von Ackerböden in Bayern vornehmen kann.

In Abb. 4 und Abb. 5 sind die mittleren Corg- und Nt-Gehalte der 80 Acker-BDF den standorttypischen Bereichen gegenübergestellt. Insgesamt befinden sich 55 Acker-BDF (69%) im Bereich der standorttypischen Corg-Bereiche. Bei 10 Standorten (13%) lagen die Corg-Gehalte unterhalb der standorttypischen Spannweiten, 15 Acker-BDF (19%) weisen Corg-Gehalte oberhalb der standorttypischen Bereiche auf. Hinsichtlich Nt liegen 57 Standorte (71%) im Bereich standorttypischer Gehalte, 19 Standorte (24%) weisen zu hohe und 4 (5%) zu niedrige Gehalte auf. Insbesondere bei Böden mit mittlerer Bodenart, die den größten Anteil (46 Standorte) an den ackerbaulich genutzten BDF-Standorten haben, sind Standorte mit hohen Corg- und Nt-Gehalten oberhalb der standorttypischen Bereiche überrepräsentiert. Hinsichtlich der Höhenlage fällt auf, dass Abweichungen von den standorttypischen Humusspannweiten vorwiegend in niedrigen und mittleren Lagen <550 m ü. NN und kaum in höheren Lagen >550 m ü. NN auftreten. Zusammenfassend zeigt sich also, dass das BDF-Programm einen relativ hohen Anteil an ackerbaulich genutzten Standorten mit hohen Humusgehalten (Corg und Nt) oberhalb der standorttypischen Spannweiten enthält. Mögliche Ursachen für hohe Corg- und Nt-Gehalte könnten vorangegangene Landnutzungsänderungen (Grünland zu Acker, siehe Kapitel 4.1.3) oder hohe Grundwasserstände sein, niedrige Humusgehalte sind möglicherweise bewirtschaftungs- oder erosionsbedingt. In einer Studie zu standorttypischen Humusgehalten landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands auf Basis der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft wurden Corg-Gehalte oberhalb bzw. unterhalb des standorttypischen Bereichs mit diesen Faktoren in Verbindung gebracht (Jacobs, et al., 2018; Drexler et al., 2020). Im Vergleich zu einer ähnlichen Analyse nach 20-jähriger Laufzeit (Capriel & Seiffert, 2011) zeigt sich jedoch, dass der Anteil von Standorten, die oberhalb der standorttypischen Corg- und Nt-Bereiche liegen, angestiegen ist, während der Anteil von Standorten unterhalb der standorttypischen Spannweiten leicht gesunken ist, insbesondere für Nt. Dies deutet auf eine verbesserte Versorgung einiger Standorte mit organischer Substanz hin. Allerdings beruhen die standorttypischen Spannweiten für Humusparameter auf Daten, die im Zeitraum 2001-2008 erhoben wurden und somit möglicherweise die aktuellen Bedingungen nur bedingt widerspiegeln.

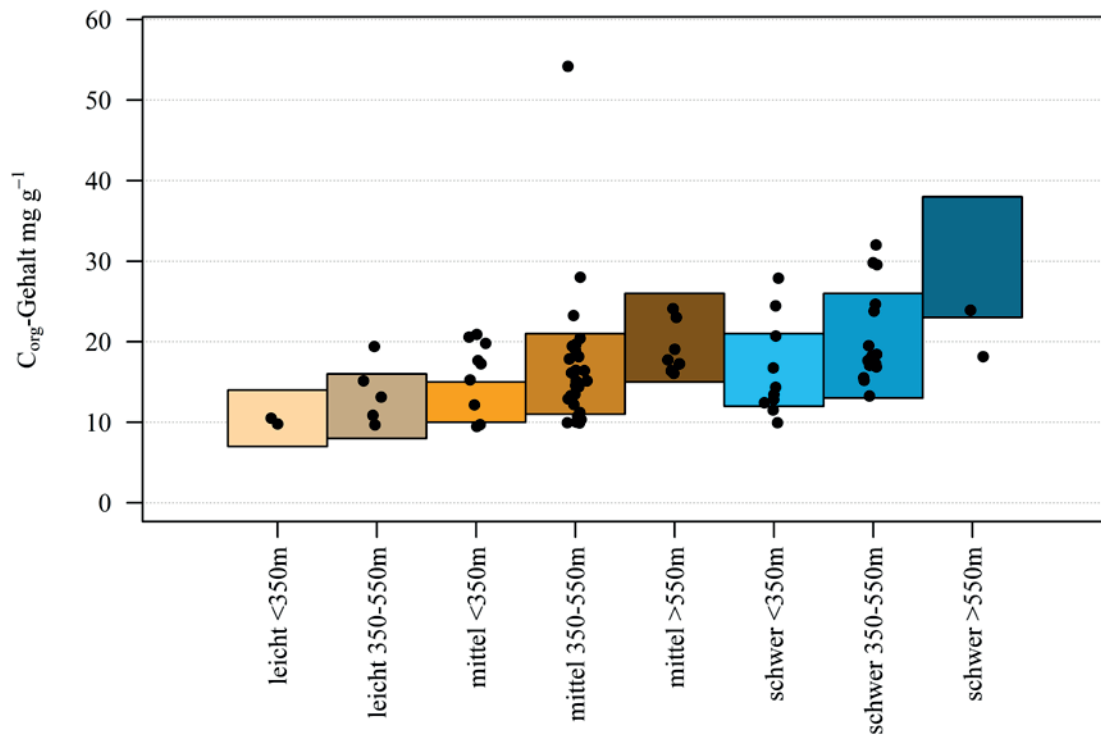


Abb. 4: C_{org}-Gehalte der Acker-BDF (Serie 6, Punkte) im Verhältnis zu standorttypischen C_{org}-Gehalten (Balken) (Capriel, 2010) unterteilt nach Bodenart und Höhenlage

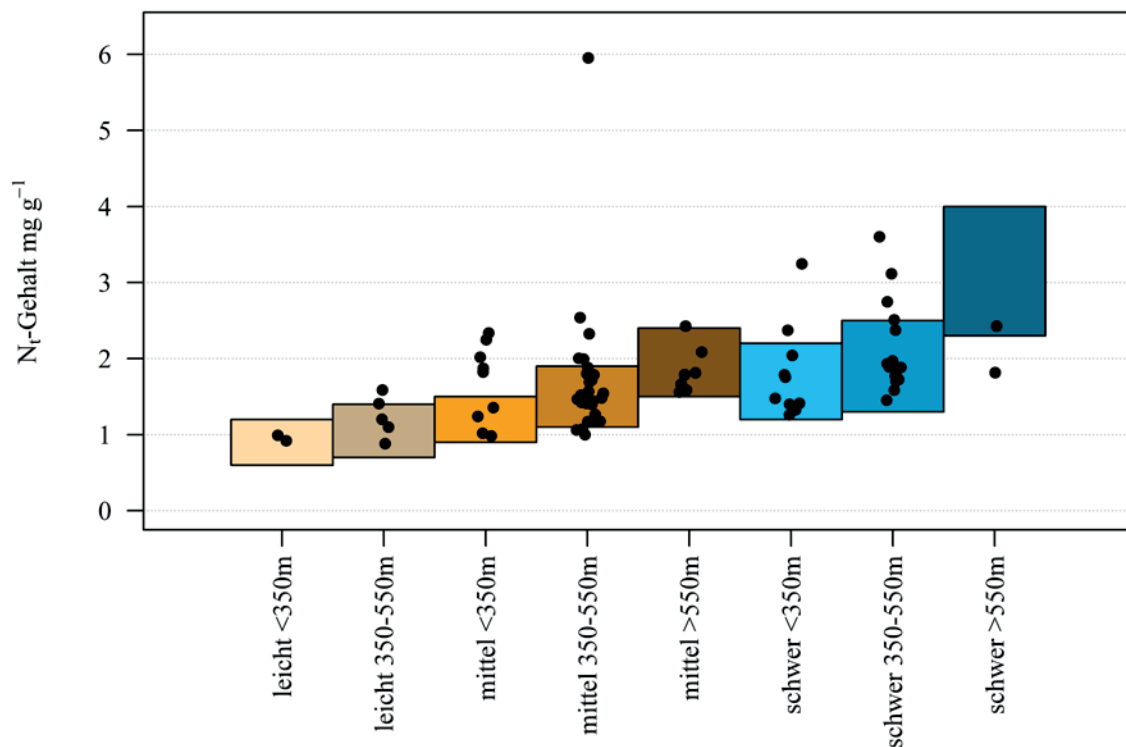


Abb. 5: N_t-Gehalte der Acker-BDF (Serie 6, Punkte) im Verhältnis zu standorttypischen N_t-Gehalten (Balken) (Capriel, 2010) unterteilt nach Bodenart und Höhenlage

3.3 Entwicklung der Humusparameter

3.3.1 BDF unter Acker

3.3.1.1 Beispielhafte Verläufe der Humusentwicklung

Abb. 6 zeigt typische Beispiele der Entwicklung der Corg-Gehalte von Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum und den daraus abgeleiteten Trend. Die Abbildungen für die BDF 95 und 7 zeigen Standorte, für die der angepasste lineare Trend einen deutlichen Corg-Rückgang zeigt. Beim BDF-Standort 95 erfolgte dies eher sprunghaft und nach dem Rückgang um etwa 2 mg g^{-1} in der 4. Serie stieg der Corg-Gehalt im Mittel wieder etwas an, was anhand des linearen Trends nicht erfasst wurde. Auf der BDF 7 vollzog sich der Corg-Rückgang kontinuierlicher und stärker. Für den gesamten Beobachtungszeitraum wurde für beide BDF eine deutliche jährliche Corg-Abnahme von $0,079$ bzw. $0,194 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Grundsätzlich ähnliche Corg-Verläufe, allerdings mit ansteigenden Corg-Gehalten, zeigten die BDF 66 (sprunghafter Corg-Anstieg) und BDF 29 (kontinuierlicher Corg-Anstieg). Die BDF-Standorte 56 und 75 sind Beispiele für BDF mit nur sehr geringen Änderungen über den Beobachtungszeitraum. Für diese Daten konnte keine geeignete Ausgleichsgerade gefunden werden (sehr niedrige $R^2 < 0,01$). Bei BDF 56 waren die Corg-Gehalte der ersten und der letzten Serie sehr ähnlich, dazwischen trat ein Rückgang der Corg-Gehalte um etwa $2\text{--}3 \text{ mg g}^{-1}$ auf. Der BDF-Standort 75 zeigt eine schwer zu interpretierende Fluktuation der Corg-Gehalte über den Beobachtungszeitraum. Auch wenn die Corg-Gehalte hier gegen Ende des Untersuchungszeitraums innerhalb von 4 Jahren relativ deutlich um über 1 mg g^{-1} zurückgehen, wird für den gesamten Zeitraum nur eine geringe Corg-Änderung angenommen (Trend $-0,003 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Auch auf den BDF-Standorten 119 und 32 wurde eine vergleichsweise geringe Corg-Änderung für den gesamten Zeitraum berechnet, denn die Corg-Gehalte veränderten sich nur in geringem Ausmaß (y-Achsenkalierung).

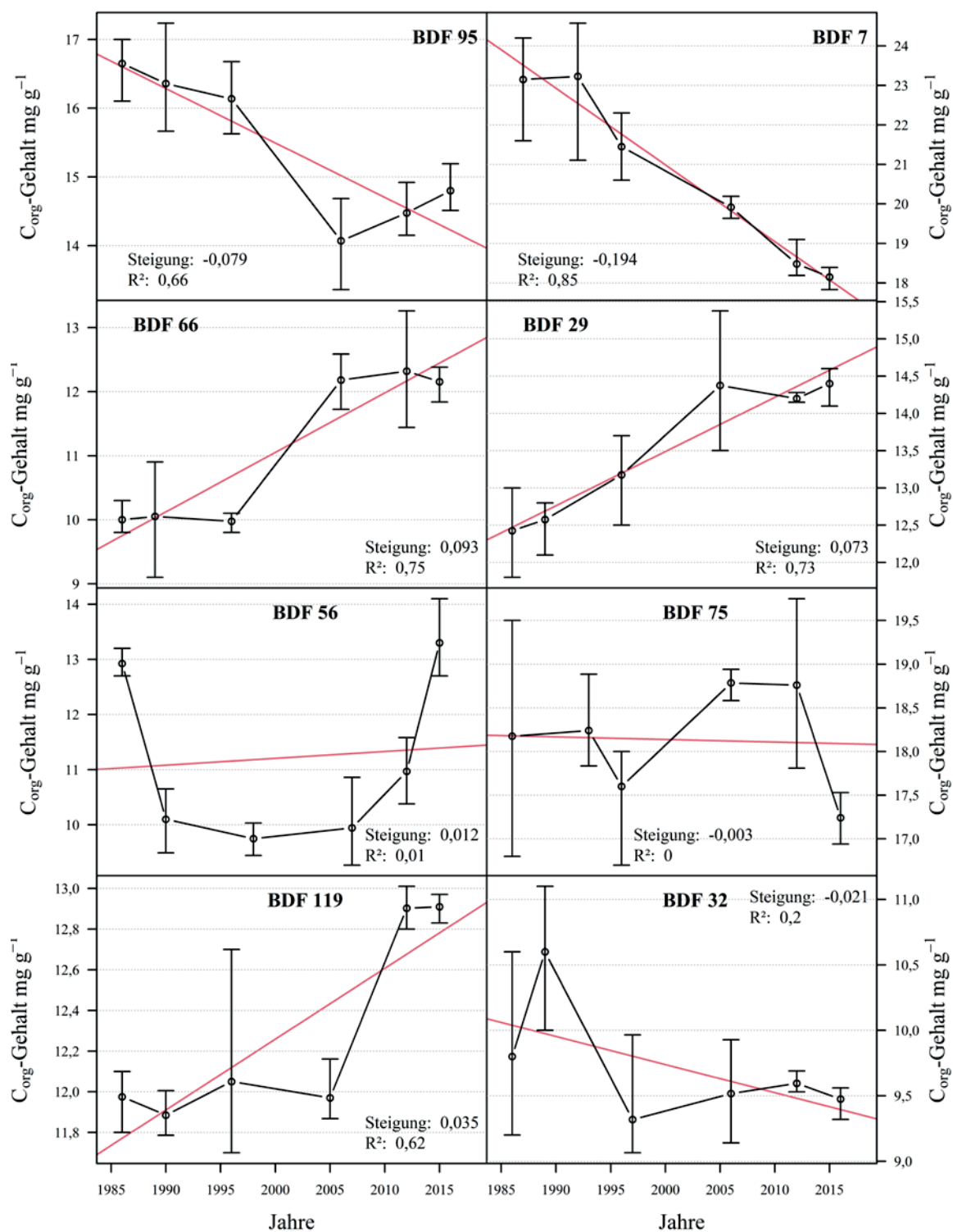


Abb. 6: Beispiele für die Entwicklung der Corg-Gehalte auf acht verschiedenen Acker-BDF in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

3.3.1.2 Entwicklung - Organischer Kohlenstoff (Corg)

Bei den 80 BDF-Standorten unter Ackernutzung wurde im Mittel eine leichte Abnahme des Corg-Gehalts von $0,019 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Beobachtungszeitraum von 1986 bis 2016 festgestellt (Abb. 7). Eine Abweichung von einer Verteilung der Trends um 0 lässt sich lediglich als Tendenz beobachten (Wilcoxon-Test $p=0,059$). Dabei zeigten 18 BDF-Standorte (23%) eine durch den linearen Zusammenhang gut erklärbare Zunahme der Corg-Gehalte ($R^2 > 0,3$) (Tab. 3, Abb. 8). Unter Ausschluss von Standorten, bei denen sich während des Beobachtungszeitraums eine Veränderung der Bodenbearbeitung (Umstellung von wendender auf reduzierte Bodenbearbeitung) ergab, wurde für lediglich 13 Standorte (16%) eine solche Corg-Zunahme festgestellt. Dies macht deutlich, dass bei einer Betrachtung der Humusentwicklung in den obersten 15 cm von Ackerböden Standorte mit veränderten Bodenbearbeitungssystemen und -tiefen in der Analyse besonders berücksichtigt werden müssen. Ein nicht zu vernachlässigender Anteil dieser Standorte zeigte vermeintliche Anstiege des Corg-Gehalts, die aber vermutlich auf die Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitungssysteme zurückzuführen sind. In zahlreichen Dauerfeldversuchen konnte gezeigt werden, dass es bei der Umstellung von wendender zu reduzierter Bodenbearbeitung zu einer Umverteilung von Corg innerhalb des Ap-Horizonts kommt: der in gepflügten Böden im Ap homogen verteilte Corg reichert sich nach Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitungstiefen im oberen Bereich der Ackerkrume an (0-10 cm), im unteren Bereich der Krume sind die Corg-Gehalte/Vorräte vermutlich aufgrund des verringerten C-Eintrags in diesem Bereich rückläufig (Powlson et al., 2014; Krauss et al., 2022). Bei einer isolierten Betrachtung der obersten 15 cm des Bodens, wie es im BDF-Programm der Fall ist, würde eine solche bodenbearbeitungsbedingte Corg-Umverteilung als tatsächlicher Corg-Anstieg interpretiert werden.

Tab. 3: Entwicklung der Corg-Gehalte von 80 Acker-BDF im Zeitraum 1986-2016

	Corg-Abnahme	Corg-Zunahme
Differenz (Endwert-Anfangswert)	51 (64%)	29 (36%)
Trend	49 (61%)	31 (39%)
davon mit $R^2 > 0,3$	17 (21%)	18 (23%)
davon ohne Änderung Bodenbearbeitung	16 (20%)	13 (16%)

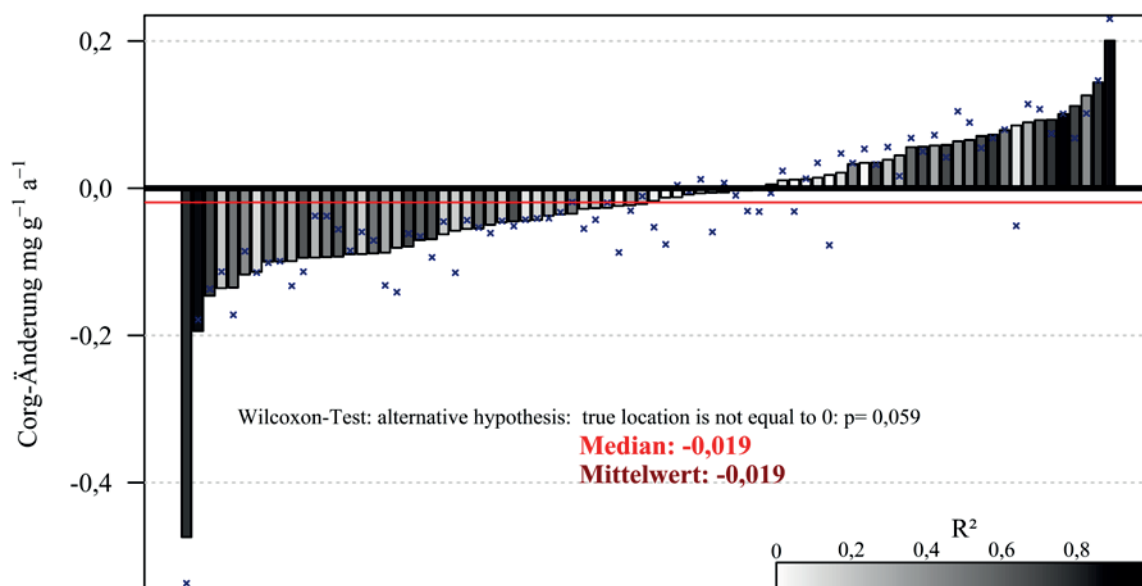


Abb. 7: Entwicklung der Corg-Gehalte als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum in $\text{mg g}^{-1} \text{a}^{-1}$; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.

Im Gegensatz dazu wurde an 17 Acker-BDF (21%) ein Corg-Rückgang mit einem Bestimmtheitsmaß größer 0,3 festgestellt. Hier erbrachte ein Ausschluss von Standorten mit veränderter Bodenbearbeitung während des Beobachtungszeitraums eine nur unwesentliche Reduzierung auf 16 Standorte (20%) mit Corg-Abnahmen. In den verbleibenden 51 Acker-BDF (64%) konnten die Corg-Veränderungen nicht ausreichend durch den linearen Trend erklärt werden ($R^2 < 0,3$). Wie die Verteilung der Corg-Veränderungen andeutet, gleichen sich Zu- und Abnahmen überwiegend aus. Die aus dem BDF-Programm abgeleitete mittlere Abnahme des Corg-Gehalts von Ackerböden beträgt entsprechend $0,57 \text{ mg g}^{-1}$ im Zeitraum von 30 Jahren. Bezogen auf den mittleren Corg-Gehalt der Acker-BDF entspricht das einem mittleren Rückgang von 2% (von -28% bis +34%).

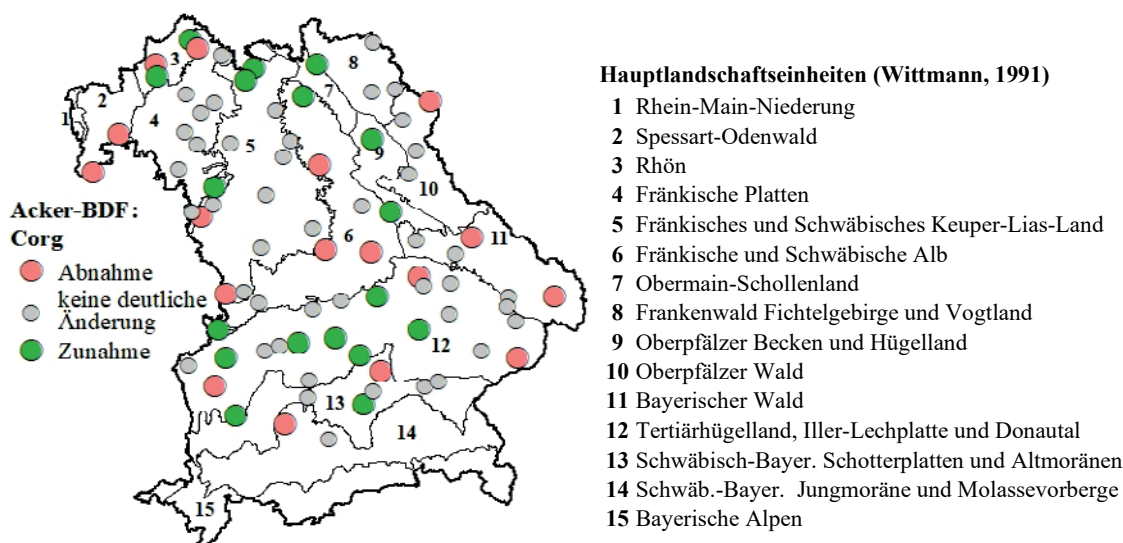


Abb. 8: Veränderung der Corg-Gehalte (mg g^{-1}) der Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum

Die Ergebnisse dieser Auswertung decken sich im Wesentlichen mit der Auswertung der Corg-Entwicklung der Acker-BDF nach 20 Jahren (1986-2007) von Capriel & Seiffert (2011). Hier zeigten sich etwas höhere Anteile von Acker-BDF sowohl mit signifikanten Corg-Zunahmen (21%) als auch -Abnahmen (25%). Dementsprechend war der Anteil von Acker-BDF, die keine signifikanten Corg-Veränderungen zeigten, geringer (54%). Allerdings ist ein direkter Vergleich dieser Ergebnisse nur bedingt möglich, da zum einen die Gesamtzahl der analysierten BDF-Standorte unterschiedlich ist und sich zum anderen die Vorgehensweise der statistischen Auswertung unterscheidet.

Die mit Abstand größte Abnahme der Corg-Gehalte wurde mit $0,47 \text{ mg}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf dem BDF-Standort 5 beobachtet. Auf diesem degradiertem Niedermoor fällt der insgesamt relativ hohe Corg-Gehalt von etwa 70 mg g^{-1} im Jahr 1986 relativ kontinuierlich auf etwa 54 mg g^{-1} im Jahr 2015 ab. Der Standort wird zudem jährlich gepflügt und der Hackfruchtanteil beträgt im Betrachtungszeitraum etwa 50%, wobei organische Dünger nicht regelmäßig ausgebracht wurden. Die stärkste Zunahme der Corg-Gehalte um $0,20 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zeigte der BDF-Standort 103. Der Corg-Gehalt stieg auf dieser Fläche von 14 mg g^{-1} auf beinahe 21 mg g^{-1} . Hier wurden seit 1994 immer wieder Gräser zur Samenvermehrung mit Unterbrechungen durch Getreide und Raps angebaut. Vor der letzten Probenahme waren vier Jahre lang Gräser auf der Fläche und der Boden wurde nicht bearbeitet. Nach der Ernte verblieb in der Regel ein großer Anteil organischen Materials auf der Fläche.

3.3.1.3 Gesamtstickstoff (Nt)

Die Entwicklung der Nt-Gehalte zeigte im Mittel nur eine unwesentliche Zunahme von $0,002 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ während des Beobachtungszeitraums (Abb. 9). Allerdings überwiegen BDF mit einer Zunahme von Nt-Gehalten: auf 22 BDF (28%) ergab sich ein Nt-Anstieg bei einem R^2 größer 0,3, während ein Nt-Rückgang mit einem $R^2 > 0,3$ nur für 6 (8%) BDF-Standorte ermittelt wurde (Tab. 4, Abb. 10). Dieses Bild ändert sich bei Ausschluss von Standorten mit einer Umstellung des Bodenbearbeitungssystems während des Beobachtungszeitraums nicht wesentlich: die Anzahl der Standorte mit Nt-Zunahmen reduzierte sich zwar auf 16 (20%), war damit aber immer noch deutlich höher als die Anzahl von Standorten mit nachweisbaren Nt-Abnahmen (5 Standorte, 6%). Die Nt-Zunahmen waren deutlicher und besser durch die lineare Regression zu erklären. An den verbleibenden 59 BDF-Standorten (74%) ergaben sich keine ausreichend erklärbaren Nt-Veränderungen im Beobachtungszeitraum ($R^2 < 0,3$). Für die Verteilung konnte eine signifikante Abweichung von 0 festgestellt werden (Wilcoxon-Test $p=0,021$). Die berechnete mittlere Änderung von $0,0016 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entspricht einer Zunahme der Nt-Gehalte im Boden von $0,048 \text{ mg g}^{-1}$ im Beobachtungszeitraum. Bezogen auf den Mittelwert ergeben sich Änderungen von im Mittel 4% (von -21% bis 38%) auf den Acker-BDF.

Im Vergleich zu den Ergebnissen der Auswertung von Nt-Veränderungen nach 20 Jahren (Capriel & Seiffert, 2011) ergeben sich keine wesentlichen Veränderungen: der Anteil an Standorten, die keine Nt-Veränderungen zeigten, war geringfügig geringer (68%), der Anteil von Standorten mit signifikanten Nt-Zunahmen war identisch (20%) und lediglich der Anteil von Standorten mit signifikanten Nt-Abnahmen war höher (12%). Die Erkenntnis, dass im Vergleich zu Corg der Anteil von Acker-BDF ohne signifikante Nt-Veränderungen deutlich höher ist und der Anteil von Standorten mit signifikanten Nt-Abnahmen wesentlich geringer ist, bestätigt sich auch nach 30 Jahren, wobei sich diese Entwicklung scheinbar noch verstärkt hat.

Tab. 4: Entwicklung der Nt-Gehalte von 80 Acker-BDF im Zeitraum 1986-2016

	Nt-Abnahme	Nt-Zunahme
Differenz (Endwert-Anfangswert)	42 (53%)	38 (47%)
Trend	33 (41%)	47 (59%)
davon mit $R^2 > 0,3$	6 (8%)	22 (28%)
davon ohne Änderung Bodenbearbeitung	5 (6%)	16 (20%)

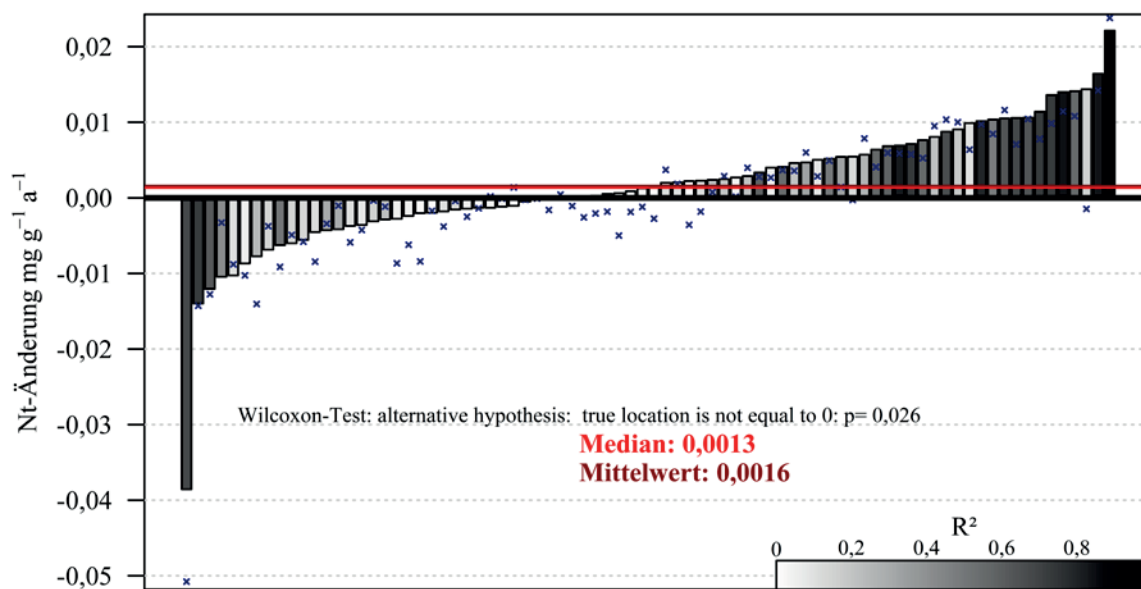


Abb. 9: Entwicklung der Nt-Gehalte als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum in $\text{mg g}^{-1} \text{a}^{-1}$; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.

Der größte Rückgang des Nt-Gehaltes wurde wie für den Corg-Gehalt auf dem BDF-Standort 5 auf Moorboden (Kalkanmoorgley) festgestellt. Die stärkste Nt-Zunahme wurde auf dem BDF-Standort 86 im Landkreis Roth festgestellt. Die Bewirtschaftung dieses Standorts ist charakterisiert durch eine jährliche organische Düngung, einen Wechsel von pflugloser und wendender Bodenbearbeitung sowie einer Fruchtfolge mit 75% Wintergetreide.

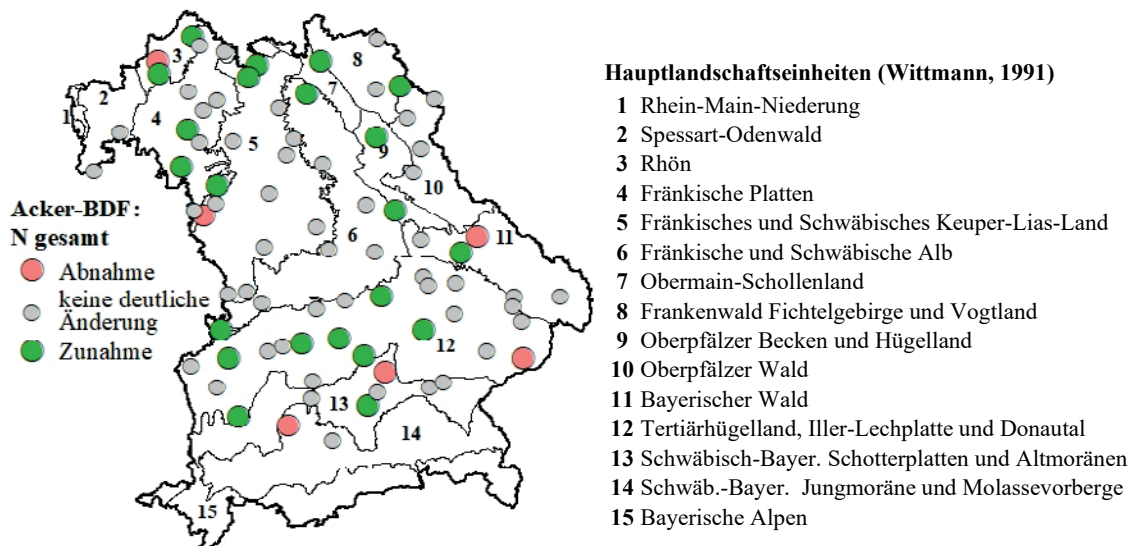


Abb. 10: Veränderung der Nt-Gehalte (mg g^{-1}) der Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum

3.3.1.4 C/N-Verhältnis

Entsprechend der entgegengerichteten Veränderungen von Corg- und Nt-Gehalten in Acker-BDF nahm das C/N-Verhältnis an vielen Standorten im Beobachtungszeitraum ab (Abb. 11). Auf 41 Acker-BDF (51%) war dieser Rückgang bei einem Bestimmtheitsmaß von $>0,3$ gut durch den linearen Trend erklärt. Betrachtet man die Rückgänge insgesamt, wurde sogar auf 95% der Acker-BDF eher ein Rückgang angenommen. Bei Berücksichtigung von Standorten mit einer Umstellung des Bodenbearbeitungssystems während des Beobachtungszeitraums reduzierte sich diese Anzahl unwesentlich auf 37 Standorte (46%). Ein Anstieg des C/N-Verhältnisses (bei $R^2 > 0,3$) konnte auf keinem der untersuchten BDF-Standorte ermittelt werden (Tab. 5, Abb. 12). Es kommt dementsprechend im Mittel zu einer sehr deutlichen Verengung des C/N-Verhältnisses in Ackerböden um 0,02 pro Jahr (in gesamten Beobachtungszeitraum um -0,62). Auf 39 Acker-BDF (49%) lag das Bestimmtheitsmaß unter 0,3 und ein linearer Trend war nicht mit ausreichender Sicherheit abzuleiten. Damit verstärkt sich eine Entwicklung, die bereits bei der Auswertung der Entwicklung der C/N-Verhältnisse in Acker-BDF nach 20-jähriger Laufzeit von Capriel & Seiffert (2011) erkannt wurde: hier war der Anteil von Acker-BDF mit einer signifikanten Verengung des C/N-Verhältnisses noch deutlich geringer (28%) und dementsprechend der Anteil von Standorten ohne signifikante Veränderungen höher (69%). Die Beobachtung, dass es für Acker-BDF zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses aufgrund einer überproportionalen Abnahme von Corg im Vergleich zu Nt, der tendenziell sogar zunimmt, gekommen ist, scheint sich also zu bestätigen. Die vorliegenden Daten deuten darauf hin, dass sich diese Entwicklung sogar noch verstärkt hat.

Tab. 5: Trend der Entwicklung des C/N-Verhältnisses von 80 Acker-BDF im Zeitraum 1986-2016

	C/N-Abnahme	C/N-Zunahme
Differenz (Endwert-Anfangswert)	64 (80%)	16 (20%)
Trend	76 (95%)	4 (5%)
davon mit $R^2 > 0,3$	41 (51%)	0 (0%)
davon ohne Änderung Bodenbearbeitung	37 (46%)	0 (0%)

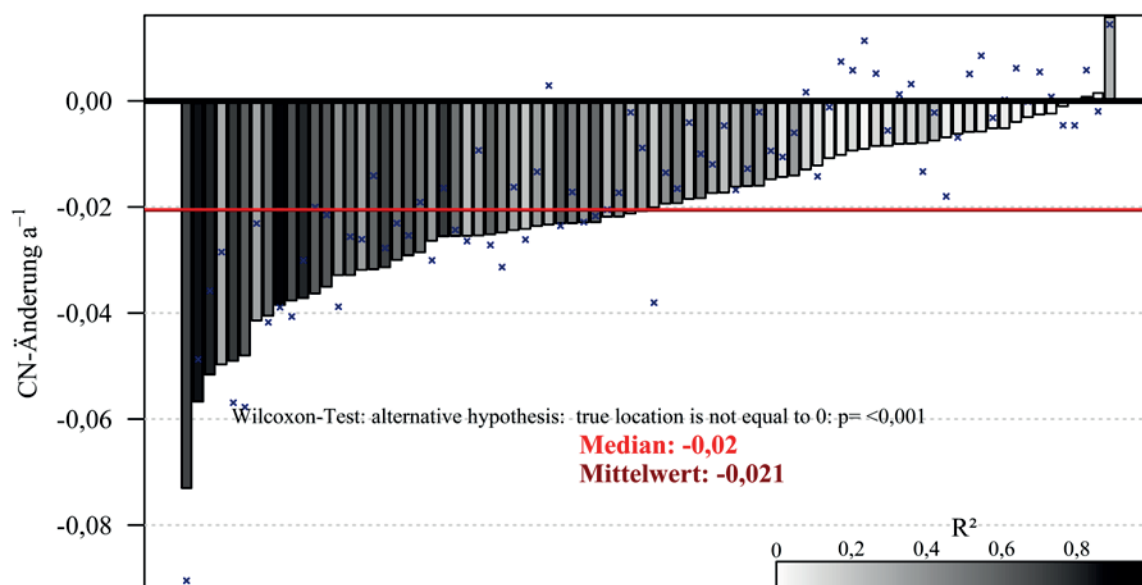


Abb. 11: Entwicklung des C/N-Verhältnisses als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.

Das C/N-Verhältnis ging am stärksten am BDF-Standort 55 im Landkreis Regensburg zurück, obwohl hier jährlich Stroh, Rübenblatt oder Kartoffelkraut eingearbeitet wurde. Die Fruchtfolge hatte jedoch einen Hackfruchtanteil von 50% mit Kartoffel und Zuckerrübe im Wechsel mit Winterweizen. Eine organische Düngung fand auf dieser Fläche nur sporadisch statt.

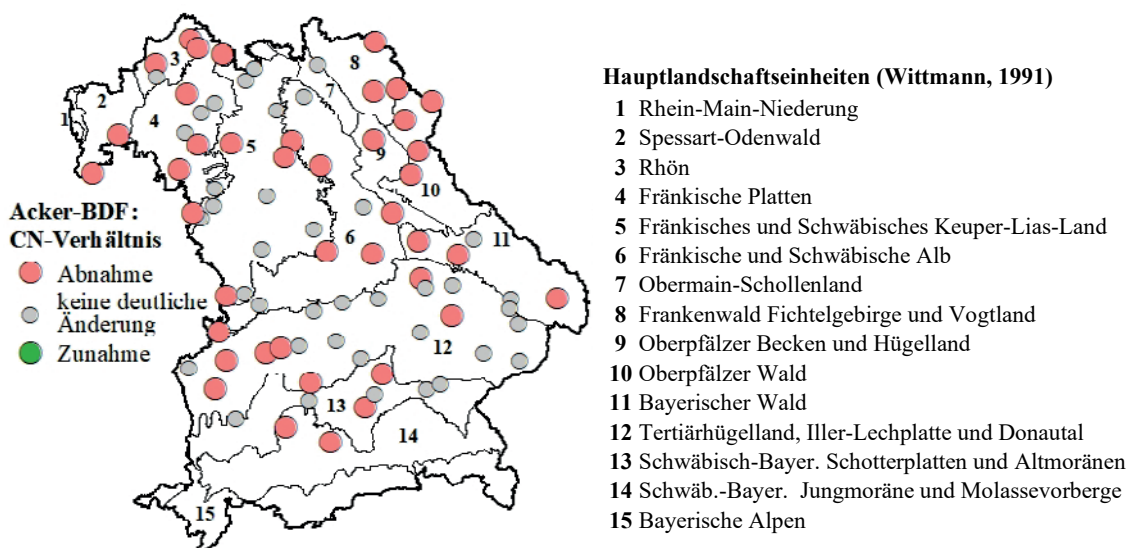


Abb. 12: Veränderung des C/N-Verhältnisses der Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum

3.3.1.5 pH-Wert

Im Mittel konnte an den Acker-BDF während des Beobachtungszeitraums keine Veränderung der pH-Werte festgestellt werden (Abb. 13). Auf 30 Jahre bezogen ergaben sich auf

einzelnen Acker BDF relevante Änderungen von bis zu einer Einheit, wohingegen die mittlere Änderung hochgerechnet für diesen Zeitraum mit einer Abnahme von 0,05 pH-Wert Punkten für bayerische Ackerflächen unbedeutend war. Für 15 Standorte (19%) wurde eine durch den linearen Trend ausreichend erklärbare Zunahme des pH-Werts ermittelt ($R^2 > 0,3$), für 24 Standorte (30%) eine entsprechende Abnahme (Tab. 6, Abb. 14). Eine Berücksichtigung von Standorten mit einer Umstellung des Bodenbearbeitungssystems während des Beobachtungszeitraums führte zu einer leichten Verringerung der Anzahl von Standorten mit pH-Zunahmen (20 Standorte, 25%, bei $R^2 > 0,3$) und -Abnahmen (15 Standorte, 19%). Auf den verbleibenden 41 Standorten (56%) waren die Veränderungen des pH-Werts nicht ausreichend durch den linearen Trend erklärbar. Der stärkste Rückgang des pH-Wertes war mit 0,035 auf der BDF 103 festzustellen, also der Fläche, die im BDF Programm auch durch die höchste Zunahme der Corg-Gehalte auffiel und sich durch verstärkten Anbau von Gras zur Samenvermehrung auszeichnete. Der pH-Wert fiel hier von 7,4 auf 6,1 im Beobachtungszeitraum. Der stärkste Anstieg wurde für die BDF 9 bestimmt, hier lag der pH-Wert zu Beginn der Untersuchungen bei 5,3 und stieg bis 2016 auf 6,4 an.

Tab. 6: Trend der pH-Entwicklung von 80 Acker-BDF im Zeitraum 1986-2016

	pH-Abnahme	pH-Zunahme
Differenz (Endwert-Anfangswert)	48 (60%)	32 (40%)
Trend	49 (61%)	31 (39%)
davon mit $R^2 > 0,3$	24 (30%)	15 (19%)
davon ohne Änderung Bodenbearbeitung	20 (25%)	14 (18%)

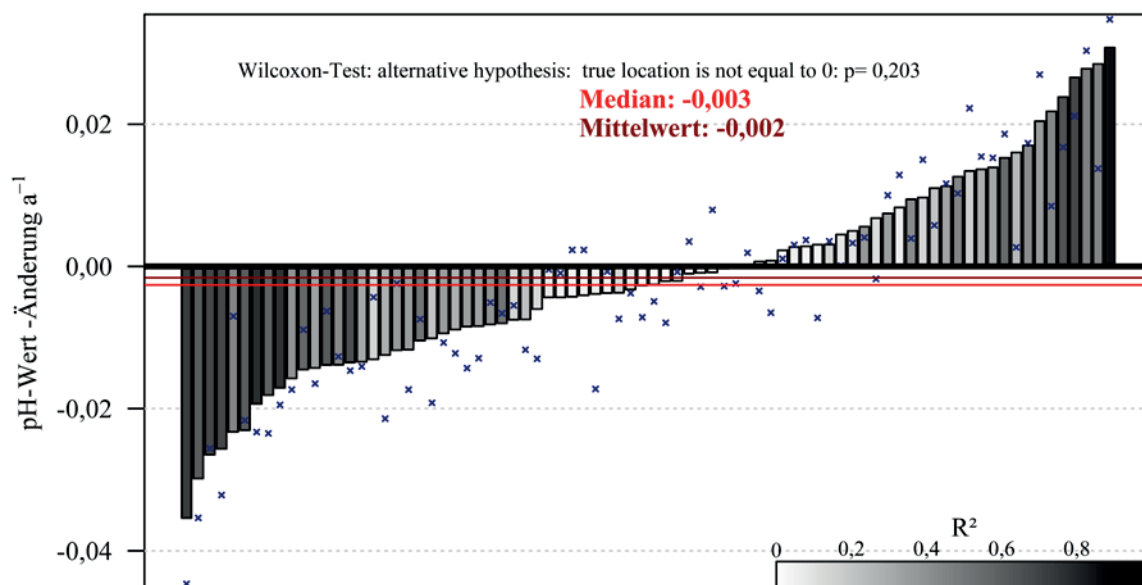


Abb. 13: Entwicklung des pH-Werts als lineare Trends je Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum¹; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.

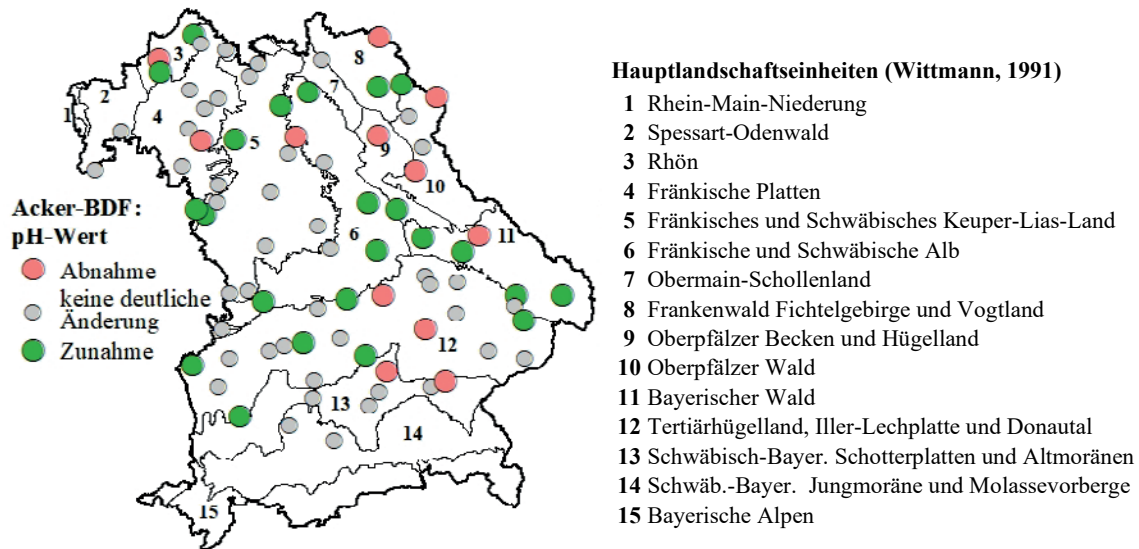


Abb. 14: Veränderung des pH-Werts der Acker-BDF über den Beobachtungszeitraum

3.3.2 BDF unter Grünland

3.3.2.1 Beispielhafte Verläufe der Humusentwicklung

Beispiele typischer Corg-Entwicklungen in BDF unter Grünlandnutzung sind in Abb. 15 zusammengefasst. Der BDF-Standort 6 weist nach einem leichten Corg-Rückgang zwischen der initialen und der 3. Probenahme eine kontinuierliche Zunahme der Corg-Gehalte von 57 mg g^{-1} auf 78 mg g^{-1} auf, der berechnete Trend zeigt dementsprechend einen klaren Anstieg. Im Gegensatz dazu nahmen am BDF-Standort 128 die Corg-Gehalte kontinuierlich in den ersten vier Probenahmeserien von 65 mg g^{-1} auf 48 mg g^{-1} ab, lediglich in den letzten beiden Probenahmeserien ergaben sich geringere Änderungen. Der angepasste lineare Trend zeigte eine Corg-Abnahme über den gesamten Beobachtungszeitraum. Der BDF-Standort 44 zeigt einen fluktuierenden Corg-Verlauf während des Beobachtungszeitraums, ein klarer Trend konnte nicht abgeleitet werden. Am BDF-Standort 36 ergab sich nach einem deutlichen Rückgang des Corg-Gehalts von der 1. zur 2. Probenahmeserie ein kontinuierlicher Anstieg auf 85 mg g^{-1} in der letzten Probenahmeserie über den initialen Corg-Gehalt von 83 mg g^{-1} hinaus, der abgeleitete Trend erklärt dementsprechend die Beobachtungen nicht ausreichend genau.

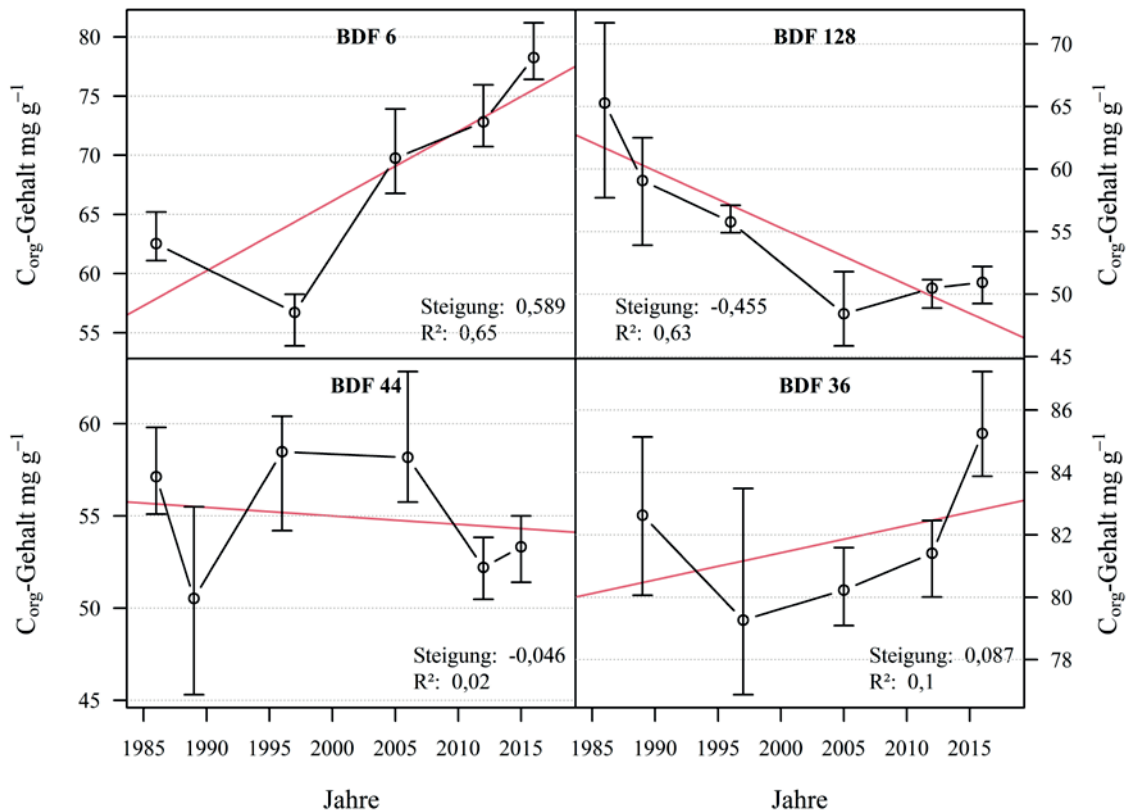


Abb. 15: Beispiele für die Entwicklung der Corg-Gehalte auf acht verschiedenen Grünland-BDF in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

3.3.2.2 Organischer Kohlenstoff (Corg)

In den 18 BDF-Standorten unter Grünland wurde im Mittel ein leichter Anstieg der Corg-Gehalte von $0,025 \text{ mg g}^{-1}$ im Beobachtungszeitraum festgestellt (Abb. 16). Dies ist jedoch vor allem auf die starke Corg-Zunahme an den beiden BDF-Standorten 129 und 6 zurückzuführen. Insgesamt wurde auf genauso vielen BDF-Standorten Corg-Abnahmen wie -Zugewinne (jeweils 3 Standorte, 17%) beobachtet, die durch einen linearen Trend ausreichend gut erklärt werden konnten (Tab. 7, Abb. 17). An den verbleibenden 12 Standorten (67%) ergaben sich keine Corg-Veränderungen mit einem Bestimmtheitsmaß der Regression $>0,3$. Die ermittelten Änderungen liegen im Vergleich mit den Ackerböden für über ein Drittel der Standorte über $0,2 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$, bei den Ackerböden waren es lediglich 3%. Dies ist vermutlich auch auf die generell höheren Corg-Gehalte im Vergleich zu Ackerböden und den damit verbundenen größeren Messunsicherheiten zurückzuführen. Im Verhältnis zum mittleren Corg-Gehalt der Grünland-BDF liegen die Änderungen im Mittel bei 1,6% (von -25% bis 29%) im gesamten Beobachtungszeitraum.

Die Auswertung von Corg-Veränderungen in Grünland-BDF nach 20-jähriger Laufzeit (Capriel & Seiffert, 2011) zeigte tendenziell einen etwas höheren Anteil von Standorten mit Corg-Abnahmen (29%) und weitgehend vergleichbaren Anteilen von Standorten mit signifikanten Corg-Zunahmen (14%), wodurch der Anteil von Standorten ohne signifikante Corg-Veränderungen geringer war (57%). Neben den bereits erwähnten Einschränkungen hinsichtlich der Vergleichbarkeit dieser Ergebnisse erschwert der nochmals reduzierte

Stichprobenumfang der BDF-Standorte unter Grünlandnutzung eine Interpretation dieser Entwicklungen.

Die größte Corg-Zunahme wurde auf dem BDF-Standort 129 im Allgäu festgestellt, der im Mittel der Jahre am häufigsten geschnitten wurde (fast durchgehend 5 Schnitte). Zudem erhielt die Fläche jährlich organische Dünger. Der stärkste Rückgang der Corg-Gehalte wurde im Landkreis Cham am BDF-Standort 47 beobachtet. Diese Wiese wurde im Mittel nur zweimal pro Jahr geschnitten und ab dem Jahr 2001 nicht mehr organisch gedüngt.

Tab. 7: Trend der Corg-Entwicklung von 18 Grünland-BDF im Zeitraum 1986-2016

	Corg-Abnahme	Corg-Zunahme
Differenz (Endwert-Anfangswert)	11 (61%)	7 (39%)
Trend	9 (50%)	9 (50%)
davon mit $R^2 > 0,3$	3 (17%)	3 (17%)

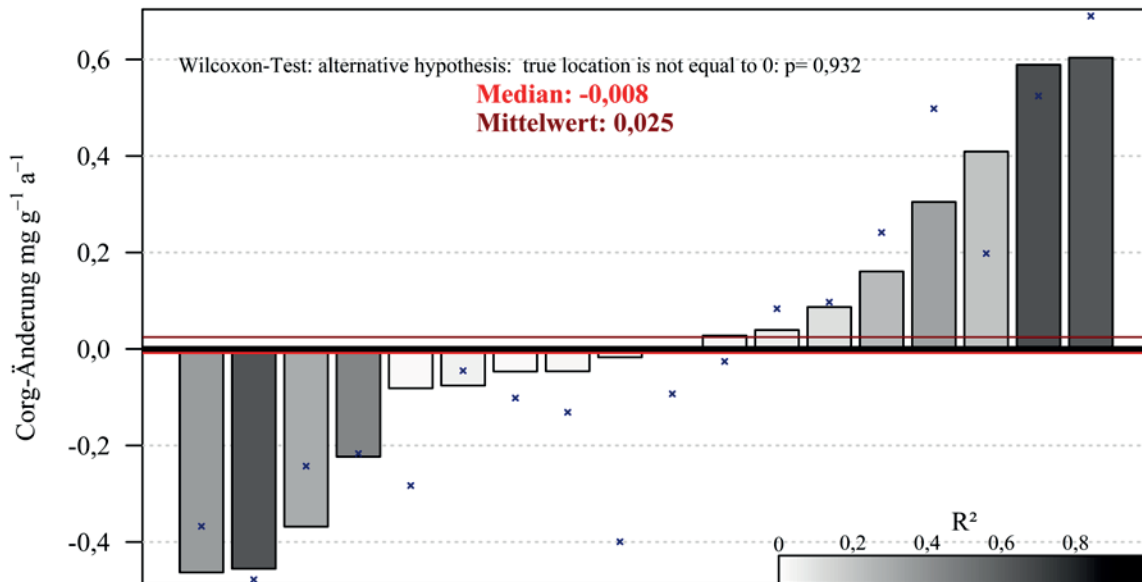


Abb. 16: Entwicklung der Corg-Gehalte als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum in $\text{mg g}^{-1} \text{a}^{-1}$; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.

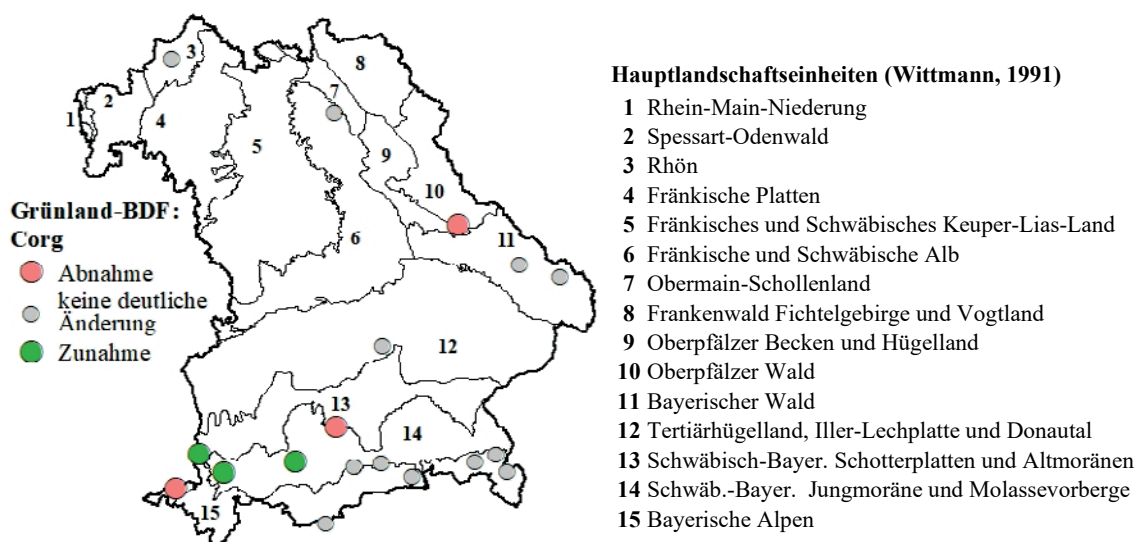


Abb. 17: Veränderung der Corg-Gehalte (mg g^{-1}) der Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum

3.3.2.3 Gesamtstickstoff (Nt)

Ähnlich wie bei den BDF-Standorten unter Ackernutzung wurde auch auf den BDF unter Grünlandnutzung im Mittel eine leichte Zunahme der Nt-Gehalte von $0,011 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgestellt (Abb. 18). Eine signifikante Abweichung von einer Verteilung um 0 konnte dennoch nicht nachgewiesen werden. Auf 6 Grünland-BDF (33%) nahm der Nt-Gehalt zu, an lediglich 2 Standorten (11%) wurden Nt-Abnahmen ermittelt (bei $R^2 > 0,3$, Tab. 8, Abb. 19). Dementsprechend konnte auf 10 Standorten (56%) die Messungen nicht mit ausreichender Verlässlichkeit in einen linearen Zusammenhang mit der Zeit gebracht werden. Die Auswertung von Capriol & Seiffert (2011) nach 20-jähriger Laufzeit erbrachte einen vergleichbaren Anteil von Standorten ohne signifikante Corg-Veränderungen (52%). Allerdings war der Anteil von Standorten mit signifikanten Nt-Abnahmen wesentlich höher (24%), wohingegen der Anteil von Standorten mit signifikanten Nt-Zunahmen geringer war (24%).

Tab. 8: Trend der Nt-Entwicklung von 18 Grünland-BDF im Zeitraum 1986-2016

	Nt-Abnahme	Nt-Zunahme
Differenz (Endwert-Anfangswert)	7 (39%)	11 (61%)
Trend	5 (28%)	13 (72%)
davon mit $R^2 > 0,3$	2 (11%)	6 (33%)

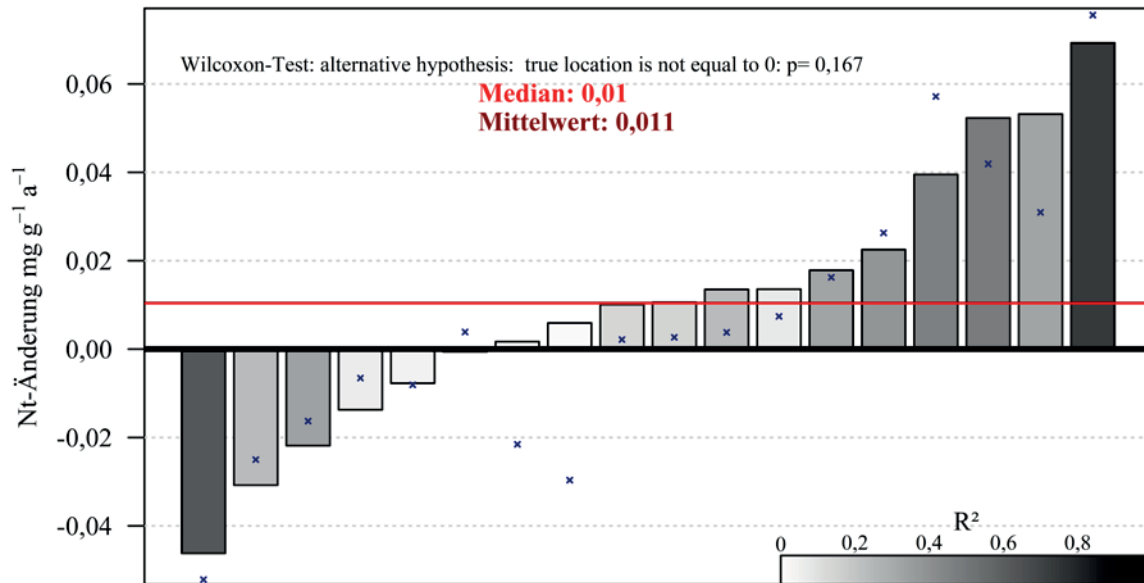


Abb. 18: Entwicklung der Nt-Gehalte als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum in $\text{mg g}^{-1} \text{a}^{-1}$; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.

Die stärksten Zu- und Abnahmen der Nt-Gehalte wurden wie bei Corg für die BDF-Standorte 129 und 47 festgestellt.

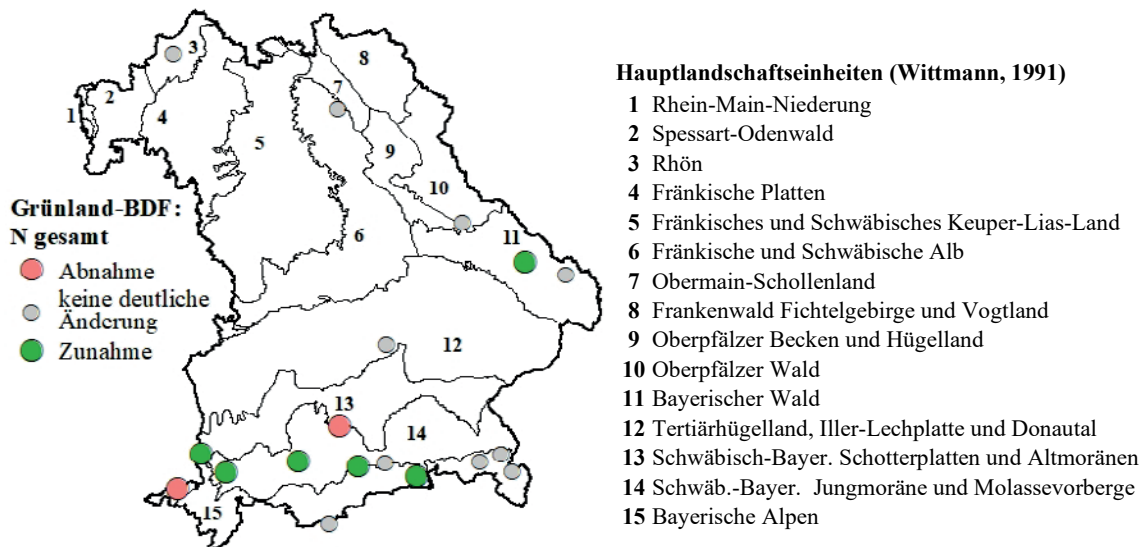


Abb. 19: Veränderung der Corg-Gehalte (mg g^{-1}) der Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum

3.3.2.4 C/N-Verhältnis

Eine Verengung des C/N-Verhältnisses wurde auch auf den Grünland-BDF beobachtet, im Mittel fällt es mit 0,012 etwas geringer aus als bei den Ackerflächen (Abb. 20). Auf insgesamt 10 BDF-Standorten (56%) wurde eine Abnahme des C/N-Verhältnisses ermittelt (bei $R^2 > 0,3$), eine signifikante Zunahme konnte wie schon bei den Acker-BDF auch an keinem

Standort unter Grünlandnutzung nachgewiesen werden (Tab. 9, Abb. 21). Auf 8 Standorten (44%) ergaben sich keine belegbaren Veränderungen des C/N-Verhältnisses. Wie bei den Acker-BDF scheint sich auch im Grünland die Entwicklung einer Verengung des C/N-Verhältnisses zu verstärken: nach 20-jähriger Laufzeit war der Anteil von Grünland-BDF mit signifikanten Abnahmen des C/N-Verhältnisses noch etwas geringer (48%) und folglich der Anteil von Standorten ohne signifikante Veränderungen etwas höher (48%) (Capriel & Seifert, 2011). Die damalige Feststellung, dass der Anteil an Grünland-BDF mit signifikantem Rückgang des C/N-Verhältnisses nahezu doppelt so hoch ist wie bei Acker-BDF, trifft heute nicht mehr zu, da dieser Anteil mittlerweile nahezu ausgeglichen ist.

Die stärkste Abnahme des C/N-Verhältnisses zeigte sich für den BDF-Standort 44, eine jährlich organisch gedüngte Mähweide im vorderen Bayerischen Wald. Der rinderhaltende Betrieb, düngt seit dem Jahr 2011 mit Biogasgärresten einer fremden Anlage.

Tab. 9: Trend der Entwicklung des C/N-Verhältnisses von 18 Grünland-BDF im Zeitraum 1986-2016

	C/N-Abnahme	C/N-Zunahme
Differenz (Endwert-Anfangswert)	14 (78%)	4 (22%)
Trend	16 (89%)	2 (11%)
davon mit $R^2 > 0,3$	10 (56%)	0 (0%)

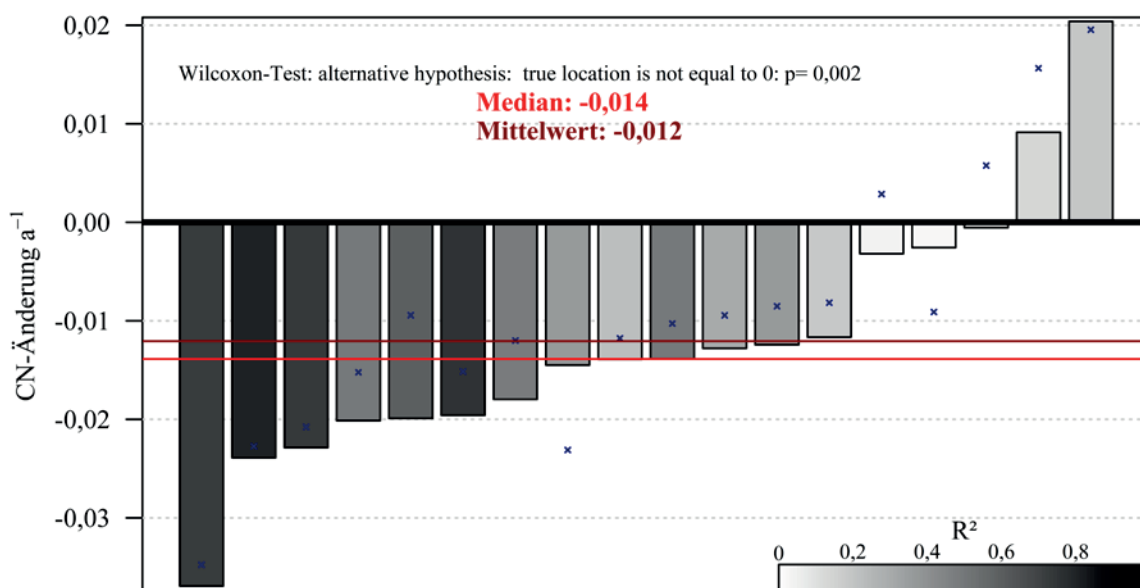


Abb. 20: Entwicklung des C/N-Verhältnisses als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.

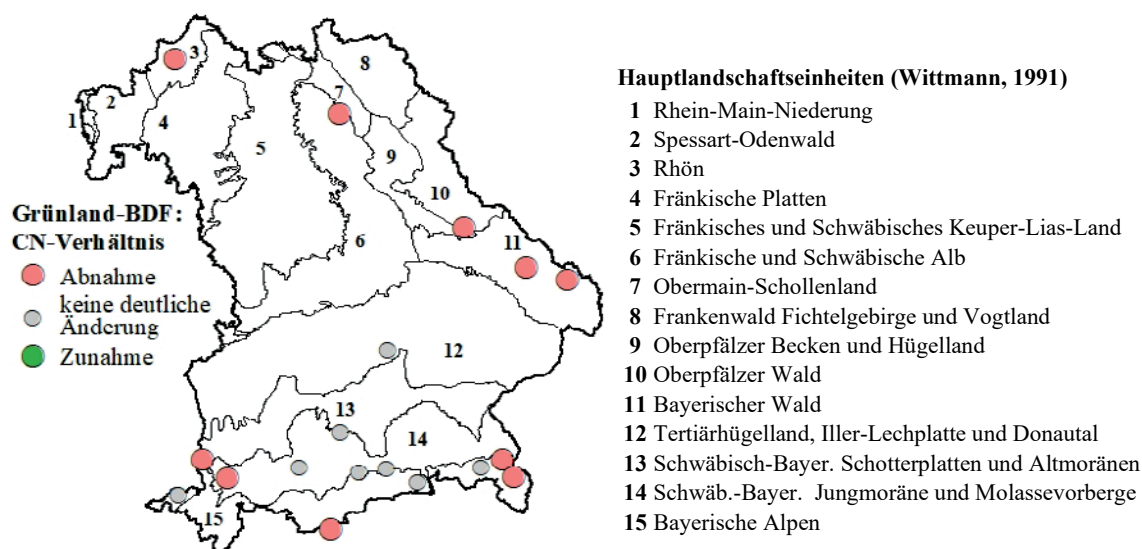


Abb. 21: Veränderung des C/N-Verhältnisses der Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum

3.3.2.5 pH-Wert

Wie bei den Acker-BDF konnte auch für die BDF-Standorte unter Grünlandnutzung im Mittel keine Veränderung der pH-Werte während des Beobachtungszeitraums beobachtet werden (Abb. 22). An 4 Standorten (22%) zeigte sich eine Zunahme des pH-Werts (bei $R^2 > 0,3$), an lediglich einem Standort ergab sich eine pH-Abnahme (Tab. 10, Abb. 23). Die angenommenen Änderungen für einen Zeitraum von 30 Jahren lagen im Mittel wie beim den Acker-BDF mit 0,05 pH-Wert Punkten relativ niedrig. Auch die höheren Änderungen waren mit den Acker-BDF vergleichbar.

Tab. 10: Entwicklung der pH-Entwicklung von 18 Grünland-BDF im Zeitraum 1986-2016

	pH-Abnahme	pH-Zunahme
Differenz (Endwert-Anfangswert)	7 (39%)	11 (61%)
Trend	7 (39%)	11 (61%)
davon mit $R^2 > 0,3$	1 (6%)	4 (22%)

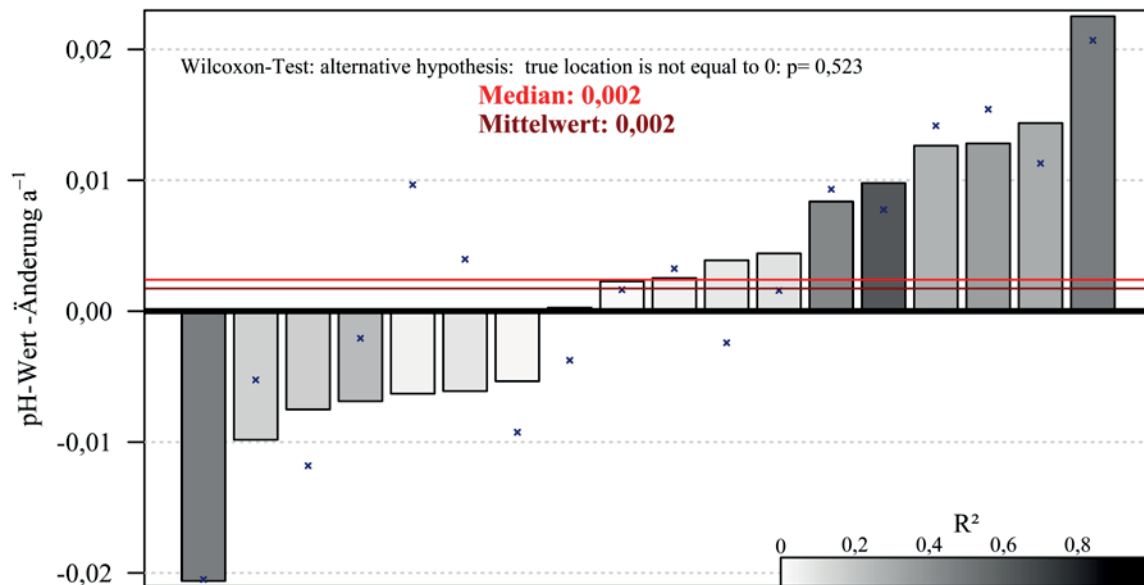


Abb. 22: pH-Entwicklung als lineare Trends je Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum¹; Unterschiedliche Graustufen geben das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression an, x gibt die Differenz Endwert – Anfangswert an.

Der stärkste pH-Anstieg wurde am BDF-Standort 44 beobachtet. Hier waren die pH-Werte bei den ersten drei Probenahmen mit im Mittel 5,1 noch deutlich niedriger als in den folgenden Probenahmeserien mit 5,7. Diese BDF wies auch die stärkste Abnahme des C/N-Verhältnisses auf. Der deutlich stärkste Rückgang des pH-Wertes fand auf der BDF 126 statt. Der niedrigste Wert wurde hier in der vierten Serie (2005) bei 5,2 festgestellt, der Ausgangswert lag bei 6,2 (1986). Danach stieg er nur geringfügig um etwa 0,2 an. Dieses Grünland im Allgäu wurde jährlich organisch gedüngt und etwa viermal jährlich geschnitten. Ab dem Jahr 2008 wurde die Fläche ausschließlich als Wiese genutzt.

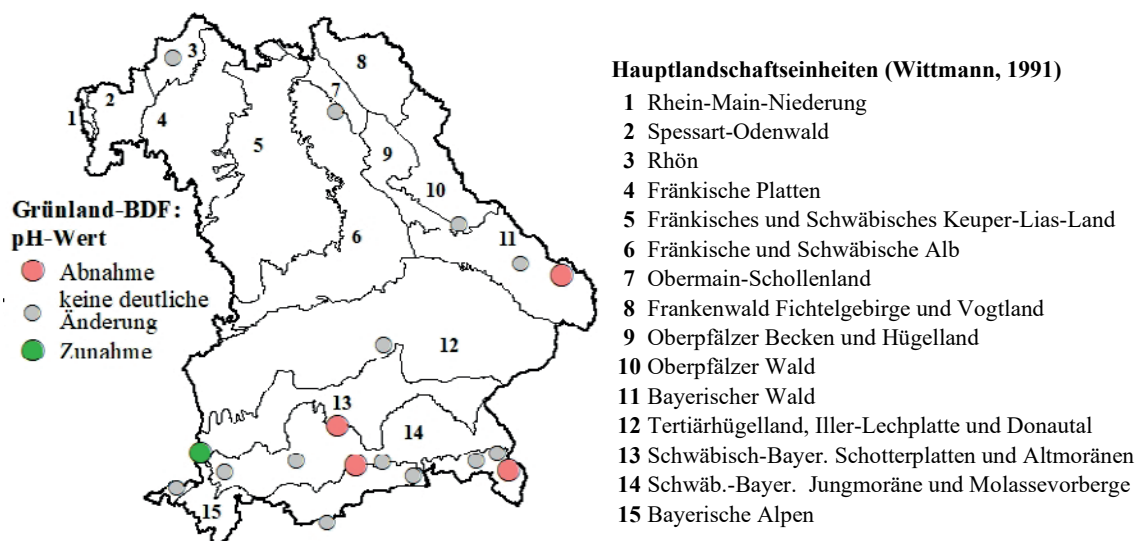


Abb. 23: Veränderung des pH-Wertes der Grünland-BDF über den Beobachtungszeitraum

3.3.3 BDF mit Nutzungsänderung

Für die 12 BDF-Standorte unter wechselnder Landnutzung (11 Standorte mit wechselnder Acker/Grünland-Nutzung, 1 Standort mit einem Wechsel von Hopfen zu Acker) zeigten sich klar erkennbare Unterschiede in den Corg-Gehalten in Abhängigkeit von der Nutzung zum Zeitpunkt der Probenahme (Abb. 24). Grundsätzlich waren die Corg-Gehalte tendenziell höher unter Grünlandnutzung als unter Ackernutzung. So zeigt sich für die BDF-Standorte 13, 21, 69, 79, 89 und 101 ein deutlicher Corg-Anstieg nach Umstellung von Acker- auf Grünlandnutzung. Besonders deutlich war dieser Anstieg an den BDF-Standorten 21, 89 und 101 erkennbar, bei denen ein Corg-Aufbau nach Umstellung auf Dauergrünlandnutzung um bis zu über 100% im Vergleich zur vorangegangenen Ackernutzung festgestellt wurde. Auffallend ist zudem, dass es bei einer langjährigen Umstellung auf Dauergrünland zu einem kontinuierlichen Anstieg der Corg-Gehalte gekommen ist. Bei einem Landnutzungswechsel von Grünland zu Acker war dementsprechend ein Rückgang der Corg-Gehalte erkennbar (BDF-Standorte 13, 15 und 130). Besonders deutlich fiel dieser Corg-Verlust nach Grünlandumbruch am BDF-Standort 15 aus, wo ein Rückgang von 28% ermittelt wurde. Eine Ausnahme davon stellt der Standort 21 dar, bei dem nach einem starken Corg-Anstieg nach Umstellung auf Dauergrünland bei einer darauf erneut erfolgten Ackernutzung das hohe Corg-Level gehalten wurde. Beim BDF-Standort 27 handelt es sich um ein Niedermoor mit deutlich höheren Corg-Gehalten im Vergleich zu anderen Acker- oder Grünland-BDF, bei dem trotz vorangegangener Ackernutzung und darauf erfolgter Umstellung auf Dauergrünland das hohe Corg-Niveau weitgehend unverändert während des Beobachtungszeitraums geblieben ist. Bei BDF 121 fand kurz vor der Einrichtung als Bodendauerbeobachtungsfläche ein Grünlandumbruch statt. Insbesondere bei den ersten Probenahmeserien war ein deutlicher Rückgang der Corg-Gehalte zu erkennen.

Am BDF-Standort 60 erfolgte eine Umstellung von Hopfen auf Ackernutzung. Hier wurde ein tendenzieller Rückgang des Corg-Gehalts während der ersten fünf Probenahmeserien beobachtet, der aber auch schon während der Hopfennutzung in den ersten drei Probenahmeserien erkennbar war.

Für Nt-Gehalte ergibt sich ein weitgehend ähnliches Muster wie für Corg (Abb. 25). Aufgrund der unterschiedlichen Probenahmetiefen für BDF unter Acker- (0-15 cm) und Grünlandnutzung (0-10 cm) sind Corg/Nt-Veränderungen an Standorten mit wechselnder Landnutzung allerdings mit Vorsicht zu interpretieren.

Hinsichtlich des pH-Werts zeigten BDF-Standorte unter wechselnder Landnutzung grundsätzlich einen Rückgang bei einer Umstellung von Acker- zu Grünlandnutzung (BDF-Standorte 13, 21, 69, 71, 79, 89 und 101) (Abb. 26). Eine Ausnahme davon stellt nur der Niedermoor-Standort 27 dar, bei dem nach erfolgter Umstellung auf Dauergrünland ein kontinuierlicher Anstieg des pH-Werts beobachtet wurde. Umgekehrt kam es nach einem Grünlandumbruch zu einem tendenziellen Anstieg der pH-Werte (BDF-Standorte 13, 15 und 21), eine Ausnahme davon stellt nur BDF 21 mit einem leichten pH-Rückgang dar. Für den BDF-Standort 60 mit Umstellung von Hopfen auf Acker ist ein Anstieg des pH-Werts erkennbar.

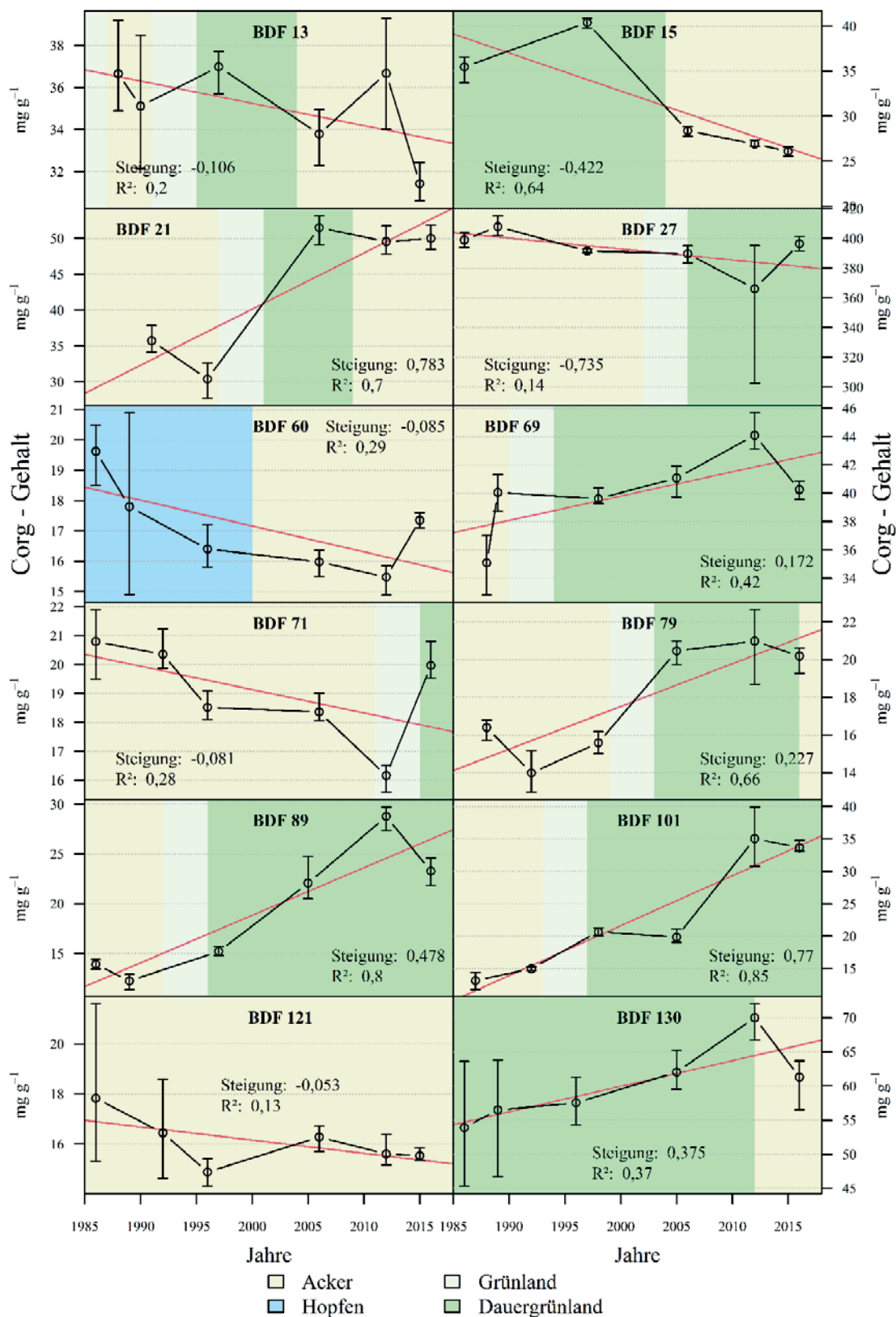


Abb. 24: Entwicklung der Corg-Gehalte in BDF mit Nutzungsänderung in Bayern.
Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

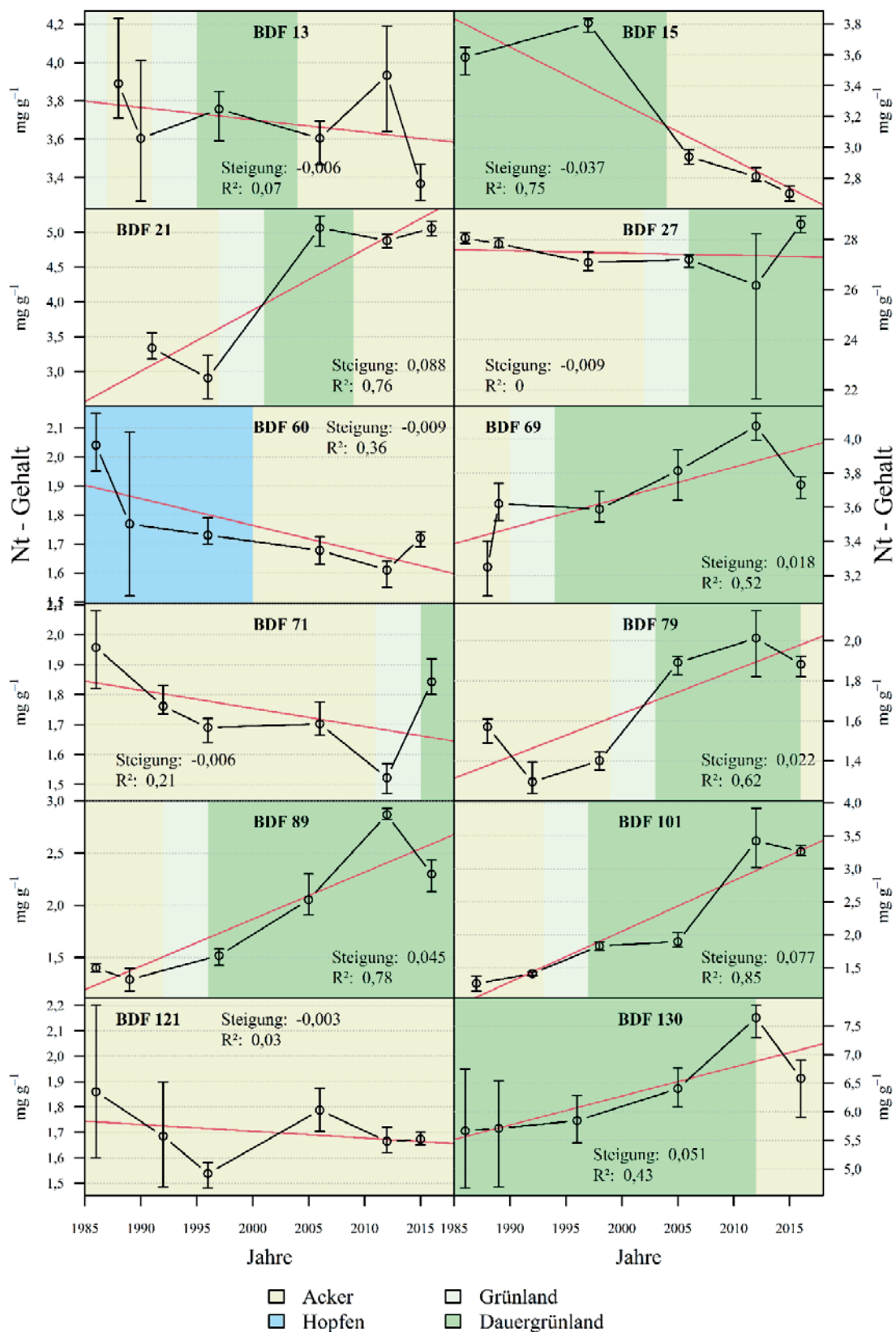


Abb. 25: Entwicklung der Nt-Gehalte in BDF mit Nutzungsänderung in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

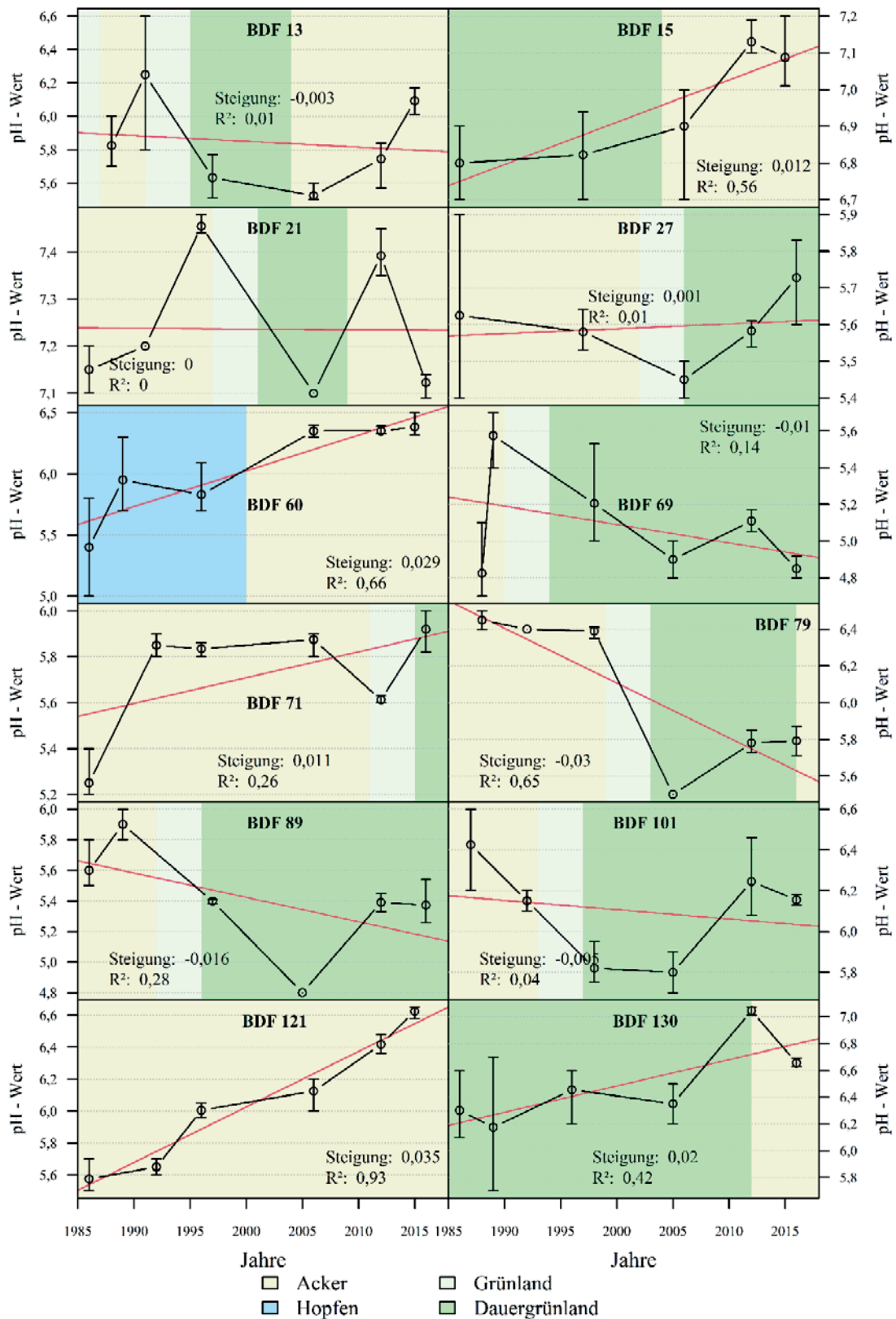


Abb. 26: Entwicklung der pH-Werte in BDF mit Nutzungsänderung in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

3.3.4 BDF mit Sonderkulturen

Im BDF-Programm sind sieben Standorte mit Sonderkulturen (jeweils 3 Standorte mit Hopfen und Wein, 1 Standort mit Obst) enthalten. Diese Sonderkulturen sind nicht ausreichend repräsentiert, um belastbare Aussagen hinsichtlich der Humusentwicklung ableiten zu können. Dennoch kann die beobachtete Entwicklung der C_{org}- und Nt-Gehalte wertvolle Hinweise zur Humusdynamik dieser Sonderkulturen geben.

Bei den **Hopfen-BDF** zeigte sich für zwei Standorte (BDF 61 und 83) ein deutlicher, signifikanter Anstieg der C_{org}- und Nt-Gehalte, für einen Standort (BDF 62) ergab sich ein fluktuierender Verlauf ohne erkennbare Veränderungen (Abb. 27 und Abb. 28). Die positive Humusentwicklung ist wahrscheinlich auf die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen (Mulchsaatverfahren, Winterbegrünung, organische Düngung mit Rebhäcksel) zurückzuführen.

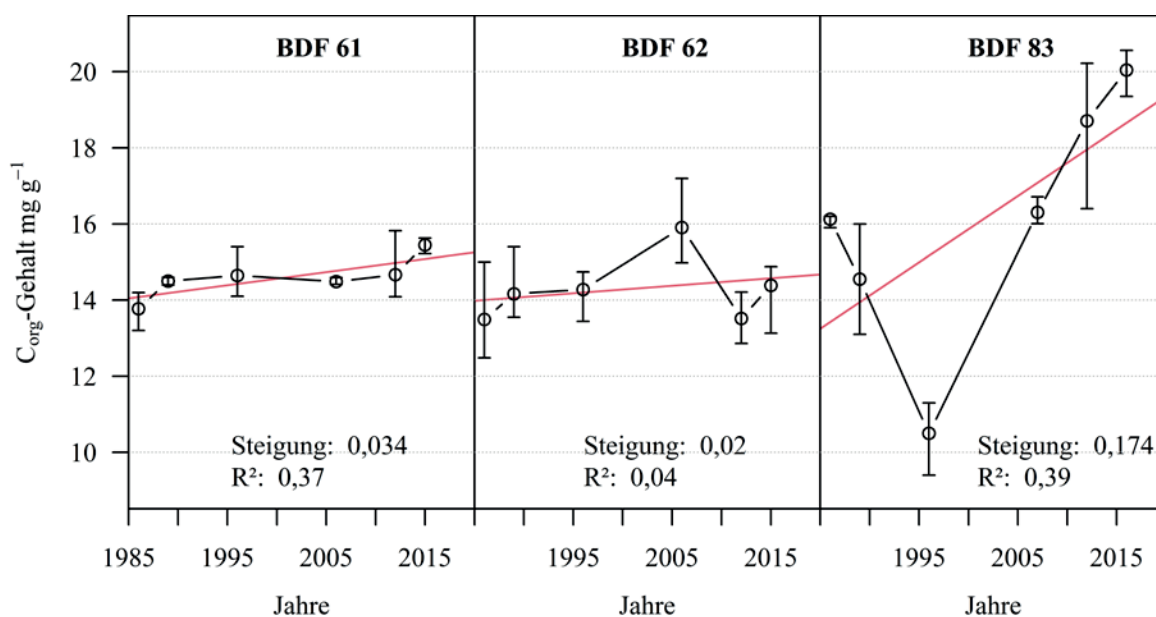


Abb. 27: Entwicklung der C_{org}-Gehalte in BDF unter Hopfen in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

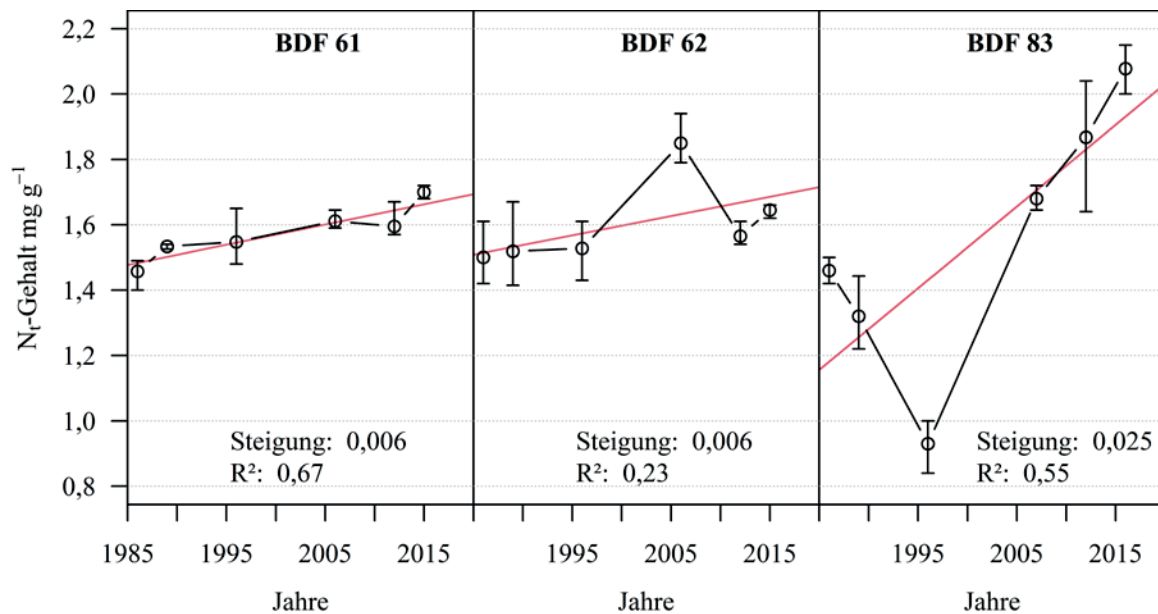


Abb. 28: Entwicklung der Nt-Gehalte in BDF unter Hopfen in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

Für die **Wein-BDF** ergab sich ebenfalls für zwei Standorte signifikante Corg und Nt-Anstieg im Beobachtungszeitraum, wobei beim BDF-Standort 97 ein kontinuierlicher Anstieg im gesamten Zeitraum beobachtet wurde, wohingegen der BDF-Standort 102 einen stark fluktuierenden Corg- und Nt-Verlauf zeigte (Abb. 29 und Abb. 30). Für den BDF-Standort 108 ergab sich ebenfalls eine tendenzielle Zunahme der Corg- und Nt-Gehalte, für Nt war diese signifikant. Auch hier hängt die positive Entwicklung vermutlich mit der Etablierung einer regelmäßigen Winterbegrünung bzw. Dauerbegrünung, vereinzelt Grünkompostgaben sowie einer regelmäßigen Düngung mit Rebhäcksel zusammen.

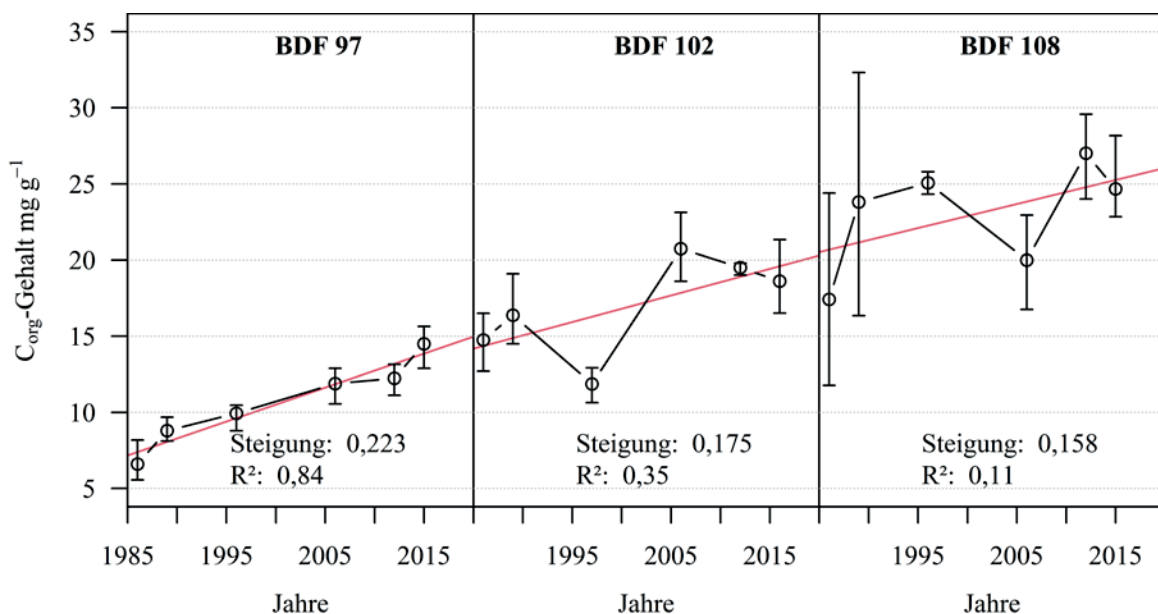


Abb. 29: Entwicklung der Corg-Gehalte in BDF unter Wein in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

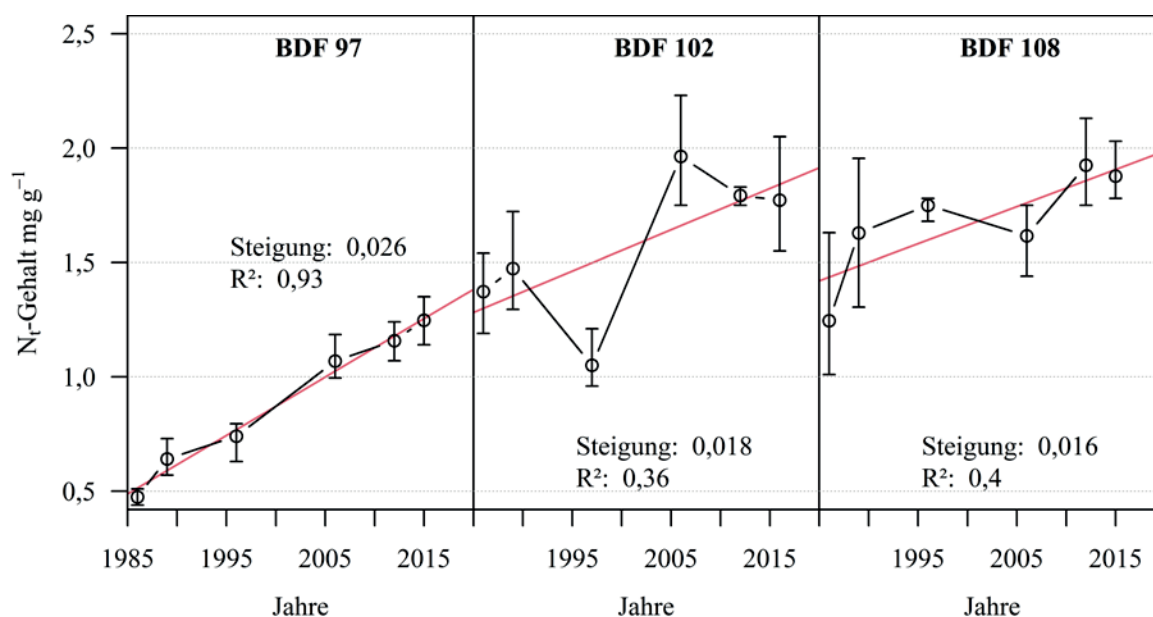


Abb. 30: Entwicklung der Nt-Gehalte in BDF unter Wein in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

Die **Obst-BDF** zeigte wie die anderen Sonderkulturen einen signifikanten, kontinuierlichen Anstieg der Corg- und Nt-Gehalte im Beobachtungszeitraum, was möglicherweise mit dem Mulchen des Aufwuchses sowie der Beregnung der Fläche bei Trockenheit in Verbindung steht (Abb. 31). Die pH-Werte der BDF unter Sonderkulturen zeigten keine signifikanten Trends im Beobachtungszeitraum.

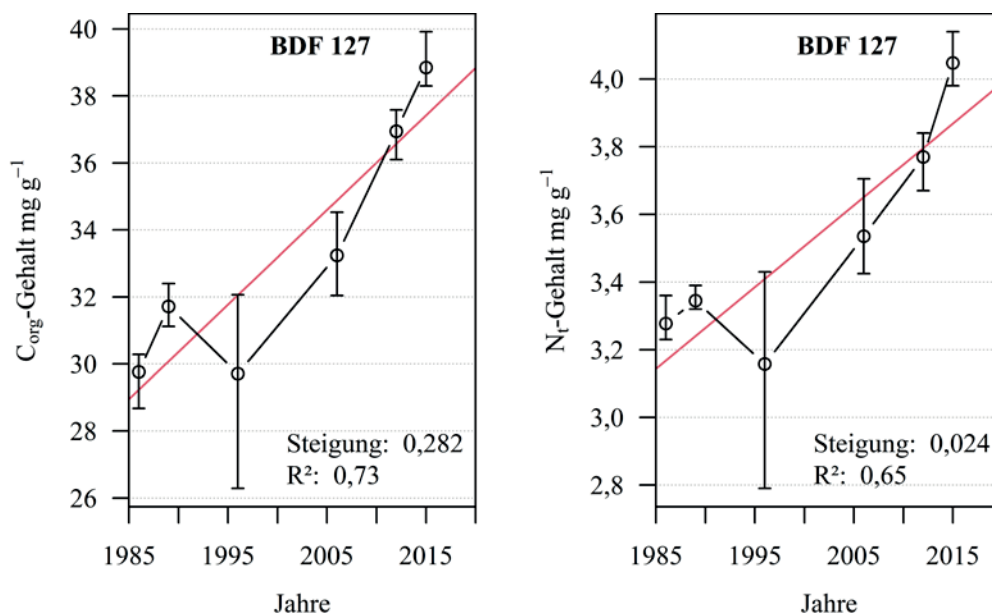


Abb. 31: Entwicklung der Corg-Gehalte (links) und Nt-Gehalte (rechts) in BDF unter Obstplantage in Bayern. Fehlerbalken zeigen die Spannweite, eingezeichnet ist die berechnete Trendlinie.

3.4 Analyse von steuernden Faktoren der Humusentwicklung

3.4.1 Acker-BDF

3.4.1.1 Ausgewählte erklärende Variablen

Für eine Analyse von Faktoren, welche für die beobachteten Veränderungen der Corg- und Nt-Gehalte im Oberboden verantwortlich sind bzw. diese beeinflussen, wurden neben Standort- und Klimavariablen zahlreiche Bewirtschaftungsfaktoren ausgewählt. Zum einen sind hier Änderungen beim Bodenbearbeitungsverfahren zu nennen, wobei vor allem die Umverteilung und Verdünnung bei Durchmischung der Bodenhorizonte von Bedeutung sind. Änderungen in der Fruchtfolge sowie dem Verbleib bzw. der Rückführung von organischen Reststoffen kommt zudem eine wichtige Bedeutung für die Entwicklung der Humusgehalte zu. Boden und Klima, sowie die Folgen der Klimaänderung sind weiterhin zu berücksichtigende Faktoren, die die Humusentwicklung beeinflussen können. Daher wurden die in Abb. 32 dargestellten Variablen als potentiell erklärende Faktoren ausgewählt.

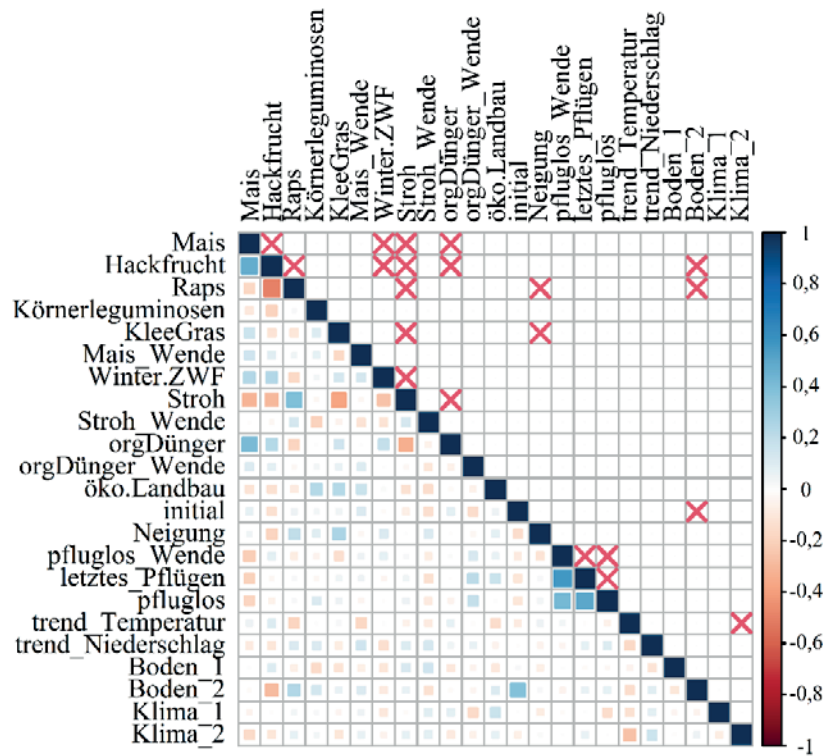


Abb. 32: Korrelationsmatrix der im linearen Modell zur Erklärung der Entwicklung der Corg-Gehalte von Acker-BDF herangezogenen Variablen; ausgeschlossene Kombinationen sind mit einem roten x gekennzeichnet (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen $p < 0.01$ sind ausgeschlossen).

Die Korrelationen der Bewirtschaftungsfaktoren entsprechen den Zusammenhängen wie sie in Band 1, Kapitel 4 beschrieben sind. Zudem ergeben sich weitere signifikante Korrelationen: So war die zweite Hauptkomponente der Bodendaten (Boden_2), die im Wesentlichen den Tongehalt wiedergibt, mit dem Initialwert (und auch dem Mittelwert) des Corg-Gehaltes korreliert. Der Zusammenhang zwischen Ton- und Corg-Gehalt ist bekannt, auch der höhere Corg-Gehalt bei höherem Niederschlag und geringeren Temperaturen (Klima1) findet sich hier wieder. Zudem war der Hackfruchtanteil negativ mit Boden_2 (Ton) korreliert.

Der Anteil an Stroh hingegen war bei trockenen und warmen Bedingungen (Klima_1) höher, während Klee gras auf den BDF in den relativ kühleren und feuchteren Teilen Bayerns auftrat.

Die Entwicklung der Corg-Gehalte im Oberboden war signifikant negativ mit dem initialen Corg-Gehalt korreliert (Abb. 33). Eine signifikant positive Korrelation besteht mit der nach dem letzten Pflugeinsatz verstrichenen Zeit (Faktor letztes_Pflügen). Auch der Anteil an Jahren ohne Pflügen (Faktor pfluglos) ist positiv mit der Entwicklung der Corg-Gehalte korreliert. Die Umstellung von wendender Bodenbearbeitung auf pfluglose Bestellung (Faktor pfluglos_Wende) zeigt kaum einen Zusammenhang. Hingegen ist die Änderung der organischen Düngung im Beobachtungszeitraum (Faktor orgDünger_Wende) signifikant positiv mit der Entwicklung der Corg-Gehalte korreliert. Wird verstärkt organischer Dünger eingesetzt (bei sechs BDF) wirkt sich dies positiv auf den Verlauf der Corg-Gehalte im Ackerboden aus. Eine Reduktion (bei einer BDF) resultierte in einer Corg-Abnahme. Eine weitere signifikant positive Korrelation mit den Corg-Trends war für den Anteil an Jahren mit ökologischem Landbau (Faktor öko.Landbau) und auf den Ackerflächen verbliebenem Stroh festzustellen. Von den nur vier zumindest zeitweise ökologisch bewirtschafteten BDF zeigten zwei den am stärksten positiven Verlauf und die übrigen ebenfalls deutlich positiv abgeschätzte Entwicklungen.

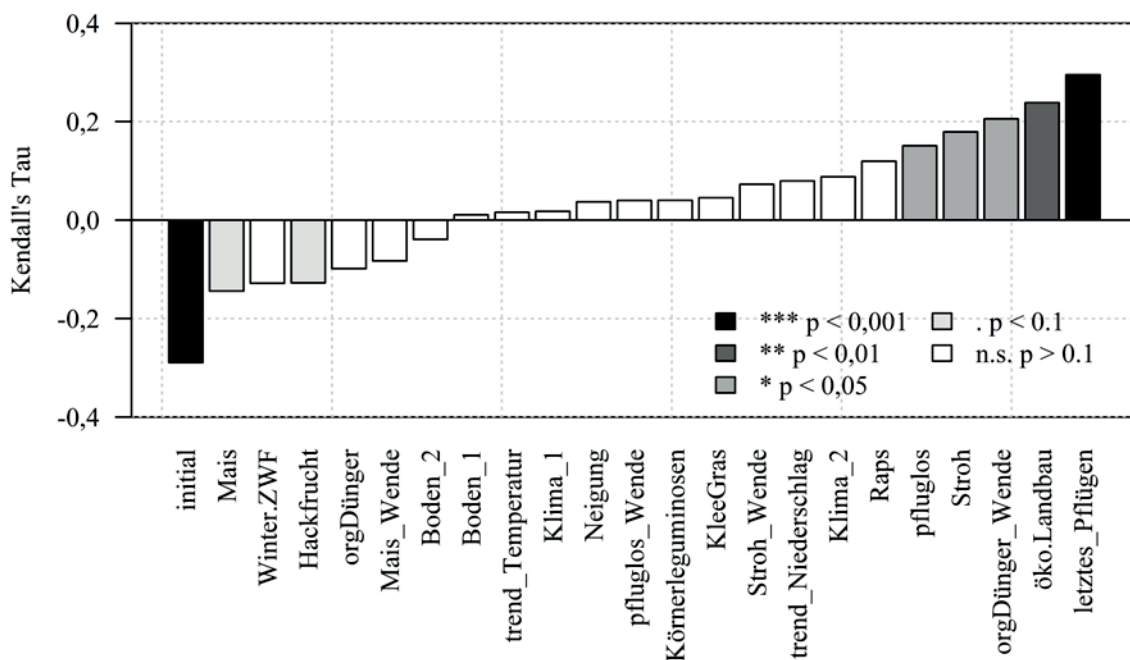


Abb. 33: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Entwicklung der Corg-Gehalte von Acker-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert)

Bemerkenswert ist, dass der Anteil an Jahren mit ökologischem Landbau, nicht allzu stark mit anderen Variablen wie dem Anbau von Klee- und Ackergras oder Leguminosen korreliert war. Allerdings sind detaillierte Aussagen zur Wirkung des ökologischen Landbaus auf die Corg-Gehalte bei einer Stichprobe von nur vier BDF eingeschränkt (drei BDF mit ökologischem Landbau viehhaltend, eine viehlos). Neben dem signifikanten Zusammenhang mit dem Corg-Ausgangsgehalt ergab sich die Tendenz eines negativen Zusammenhanges für den Maisanteil und den dadurch geprägten Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge.

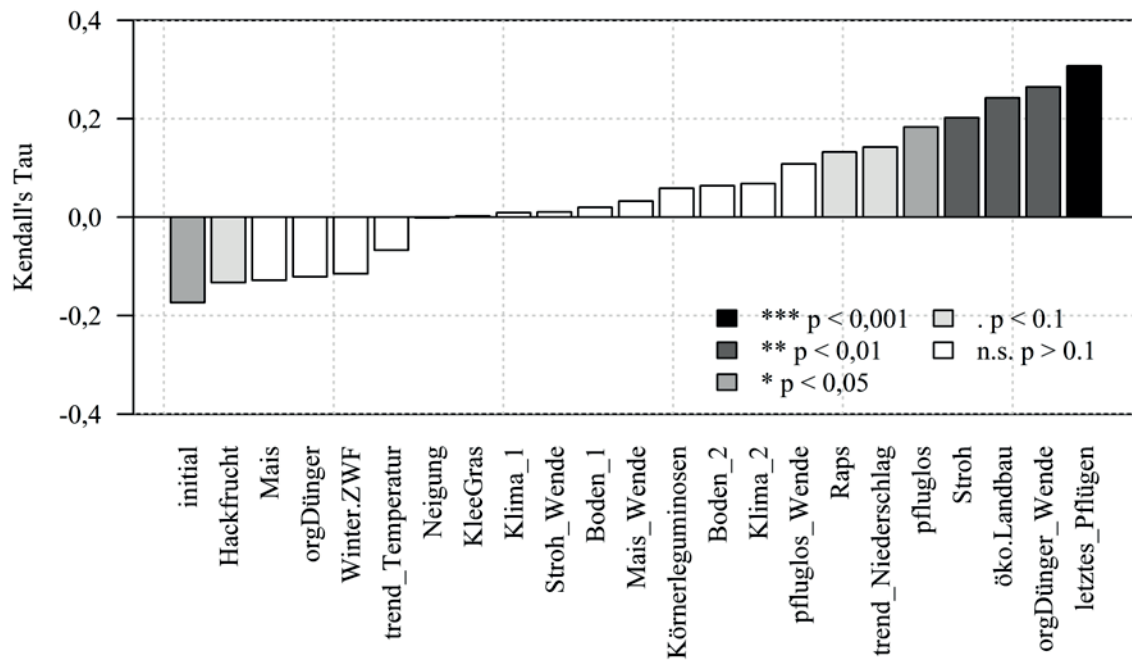


Abb. 34: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Entwicklung der Nt-Gehalte von Acker-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p-Wert)

Die Entwicklung der Nt-Gehalte korrelierte weitgehend mit den denselben Faktoren wie denen der Corg-Entwicklung (Abb. 34). Allerdings war die Zunahme der organischen Dünger (Faktor orgDünger-Wende) stärker mit der Zunahme der N-Gehalte korreliert als es für Corg- der Fall war. Der initiale Nt-Gehalt war analog zur Corg-Entwicklung der einzige Faktor, der signifikant negativ mit der Nt-Entwicklung korreliert war.

3.4.1.2 Multiple Modelle

Für die Untersuchung der möglichen Einflussfaktoren auf die beobachteten Änderungen der Corg-Gehalte im Oberboden der Acker-BDF wurden 41.579 multiple lineare Modelle mit bis zu sechs Prädiktoren angepasst (siehe Band 1, Kapitel 4). Hiervon zeigten etwa 56% einen niedrigeren AIC Wert als das Null-Modell (nur Intercept). Das nach dem AIC beste Modell beinhaltete die sechs Variablen initialer Corg-Gehalt, öko.Landbau, letztes_Pflügen, orgDünger_Wende, Stroh sowie den Trend des Niederschlags und erklärte etwa 56% der Varianz. Für das gemittelte Modell wurden die besten 75 Modelle (deltaAIC-Wert <4) ausgewählt. Tab. 11 zeigt die Anzahl der Modelle, die die erklärende Variable enthalten und die entsprechenden Gewichtungen anhand der AIC-Werte. Alle Modelle enthielten den initialen Corg-Gehalt (initial) und den Anteil an ökologischem Landbau im Beobachtungszeitraum (öko.Landbau). Die Koeffizienten dieser Prädiktoren waren auch signifikant von Null verschieden (Abb. 35). Zudem waren der Anteil an Raps (Raps), die Zeit seit dem letzten Pflügen (letztes_Pflügen) und die Änderung der organischen Düngung im Beobachtungszeitraum (orgDünger_Wende) von Bedeutung. Die restlichen 18 Prädiktoren kamen zwar in einigen Modellen vor, jedoch konnte in der Mittelung kein nennenswerter Einfluss auf die Entwicklung der Corg-Gehalte abgesichert werden.

Für das nach dem Standardfehler der Regression der Corg-Gehalte mit der Zeit auf den einzelnen BDF gewichtete, gemittelte, multiple Modell ergaben sich 28 herangezogene Einzelmodelle, die zusammen zwölf Prädiktoren enthielten.

Tab. 11: Ergebnisse der gemittelten multiplen Modelle für Corg (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	73			21		
R ²	0,58			0,56		
	n Modelle	Gewichtung	Koeffizient	n Modelle	Gewichtung	Koeffizient
Initial	73/73	1,00	-0,053	21/21	1,00	-0,046
öko.Landbau	73/73	1,00	0,025	21/21	1,00	0,027
letztes_Pflügen	66/73	0,93	0,018	21/21	1,00	0,018
Stroh	30/73	0,51	0,019	21/21	1,00	0,024
Raps	28/73	0,30	0,018			
org.Dünger_Wende	31/73	0,46	0,013	9/21	0,54	0,011
trend_Niederschlag	32/73	0,45	0,012	8/21	0,41	0,011
Hackfrucht	13/73	0,17	-0,017			
Stroh_Wende	6/73	0,06	-0,001	3/21	0,09	0,002
Neigung	7/73	0,12	-0,009	3/21	0,12	-0,005
Körnerleguminosen	9/73	0,13	0,008	2/21	0,07	<0,001
Winter.ZWF	4/73	0,04	-0,008			
Mais_Wende	6/73	0,06	-0,002	2/21	0,08	-0,004
trend_Temperatur	6/73	0,06	<0,001	2/21	0,07	0,001
pfluglos	2/73	0,02	0,009			
Boden_1	6/73	0,06	<0,001	3/21	0,10	-0,003
KleeGras	3/73	0,02	0,003			
Klima_2	5/73	0,05	-0,006	2/21	0,08	-0,005
Mais	2/73	0,02	-0,003			
orgDünger	1/73	0,01	<0,001			

Tab. 12: Ergebnisse der gemittelten multiplen Modelle für Nt (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	23			14		
R ²	0,51			0,49		
	n Modelle	Gewichtung	Koeffizient	n Modelle	Gewichtung	Koeffizient
öko.Landbau	23/23	1,00	0,0025	14/14	1,00	0,0024
Initial	23/23	1,00	-0,0040	14/14	1,00	-0,0033
Stroh	21/23	0,95	0,0018	14/14	1,00	0,0021
letztes_Pflügen	19/23	0,89	0,0019	14/14	1,00	0,0018
trend_Niederschlag	14/23	0,70	0,0015	10/14	0,82	0,0013
org.Dünger_Wende	11/23	0,50	0,0015	3/14	0,20	0,0008
trend_Temperatur	3/23	0,11	-0,0009	3/14	0,14	-0,0006
Neigung	3/23	0,14	-0,0010	1/14	0,07	-0,0003
Körnerleguminosen	2/23	0,10	0,0008	1/14	0,06	0,0002
Stroh_Wende	1/23	0,04	-0,0006	1/14	0,07	-0,0004
Mais_Wende	2/23	0,05	-0,0003	1/14	0,06	-0,0002
Klima_2	1/23	0,03	-0,0004	1/14	0,07	-0,0004
pfluglos	2/23	0,05	0,0010			
Klima_1	1/23	0,03	-0,0004	1/14	0,06	-0,0002
Boden_1	1/23	0,04	0,0006	1/14	0,06	0,0001
Raps	1/23	0,03	0,0013			
Hackfrucht	1/23	0,02	-0,0012			

Das beste Modell enthielt dieselben Prädiktoren und erklärte ebenfalls 56% der Varianz. Hierbei wurde vor allem der Anteil an Raps (Raps) weniger bedeutsam als beim ungewichteten Model gewertet. Der Anteil an Jahren mit Strohverbleib (Stroh) hatte jedoch einen deutlichen und die Zeit seit dem letzten Pflügen einen etwas größeren Erklärungswert für die Änderungen der Corg-Gehalte bei der Berücksichtigung des Standardfehlers der Regression.

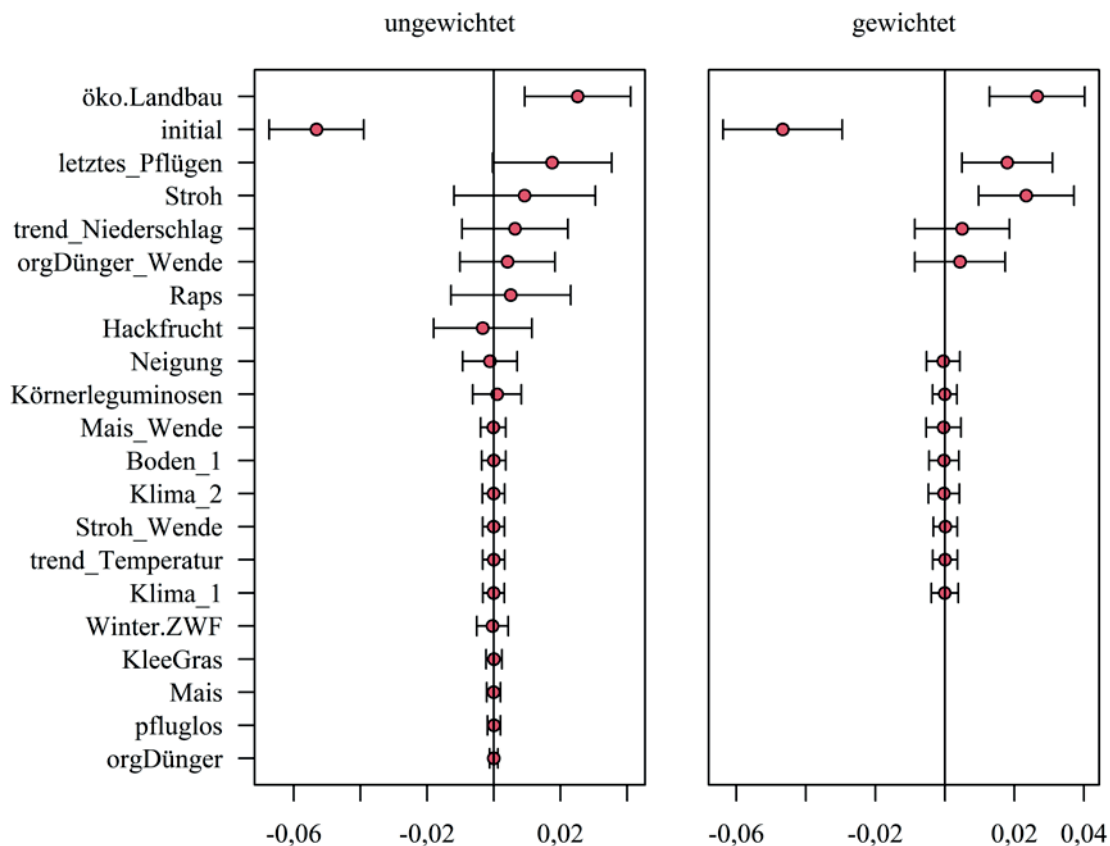


Abb. 35: Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten (standardisiert) für das ungewichtete und das mit dem RMSE gewichtete gemittelte Modell für die Entwicklung der Corg-Gehalte der bayerischen Acker-BDF (full average Methode).

Die aus den multiplen Modellen identifizierten Einflussfaktoren, die aufgrund eines signifikanten Erklärungswerts vermutlich einen bedeutsamen Einfluss auf die Entwicklung der Nt-Gehalte der Acker-BDF haben, waren identisch mit den Parametern, die für die Entwicklung der Corg-Gehalte entscheidend waren (Tab. 12, Abb. 36). Der Anteil an erklärter Varianz war für das gemittelte Nt-Modell mit 51% (bzw. 49% für das gewichtete Modell) etwas geringer.

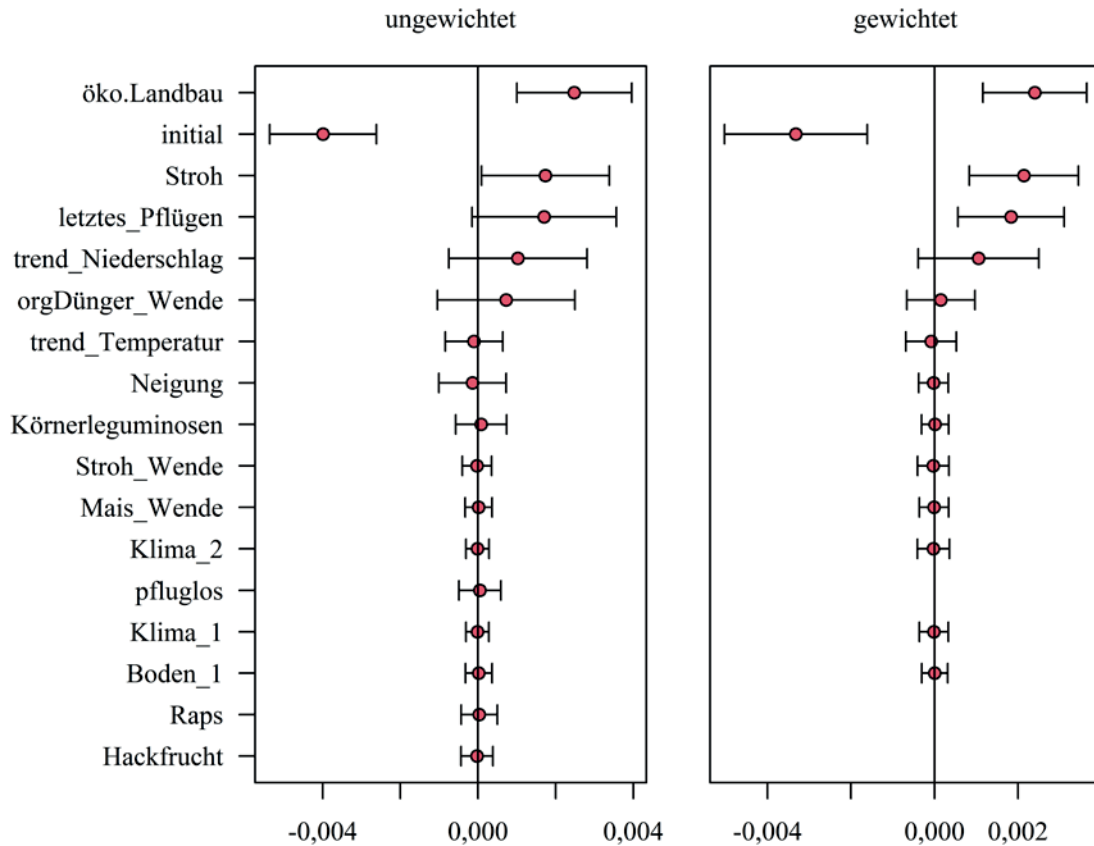


Abb. 36: Konfidenzintervalle der Regressionskoeffizienten (standardisiert) für das ungewichtete und das mit dem RMSE gewichtete gemittelte Modell für die Entwicklung der Nt-Gehalte der bayerischen Acker-BDF (full average Methode).

3.4.2 Grünland-BDF

Um der Frage nach den Ursachen für die beobachtete Entwicklungen der Corg-Gehalten auf Grünland-BDF nachzugehen, wurden die Faktoren Niederschlag und Temperatur, sowie deren Veränderung während des Beobachtungszeitraums, die Textur sowie Bewirtschaftungsparameter, wie die Düngung, die Schnitthäufigkeit und die Beweidung als erklärende Faktoren ausgewählt (Abb. 37). Zusammenhänge zeigten sich, wie in Band 1, Kapitel 4 beschrieben, aus ersichtlichen Gründen zwischen dem Einsatz von Mineraldüngern und der Bewirtschaftung nach den Richtlinien des ökologischen Landbaus. Weiterhin zeigte sich eine negative Korrelation zwischen der Jahresmitteltemperatur und der Beweidung der Grünlandflächen. Beweidete BDF lagen somit eher in den kühleren und höheren Lagen. Auch zahlreiche weitere Kombinationen zeigten einen hohen Korrelationskoeffizienten, bei der gegebenen Stichprobengröße konnten diese Zusammenhänge jedoch nicht abgesichert werden.

Nachweisbare Zusammenhänge mit den ermittelten Trends der Corg-Gehalte auf den Grünland-BDF konnten für den Anteil an Jahren mit eingesetztem Mineraldünger festgestellt werden (Abb. 38). Die Entwicklung fiel auf regelmäßig mineralisch gedüngten BDF positiver aus. Die Tendenz eines Zusammenhangs wurde für den initialen Corg-Gehalt (negativ) und den Trend der Temperatur im Beobachtungszeitraum festgestellt.

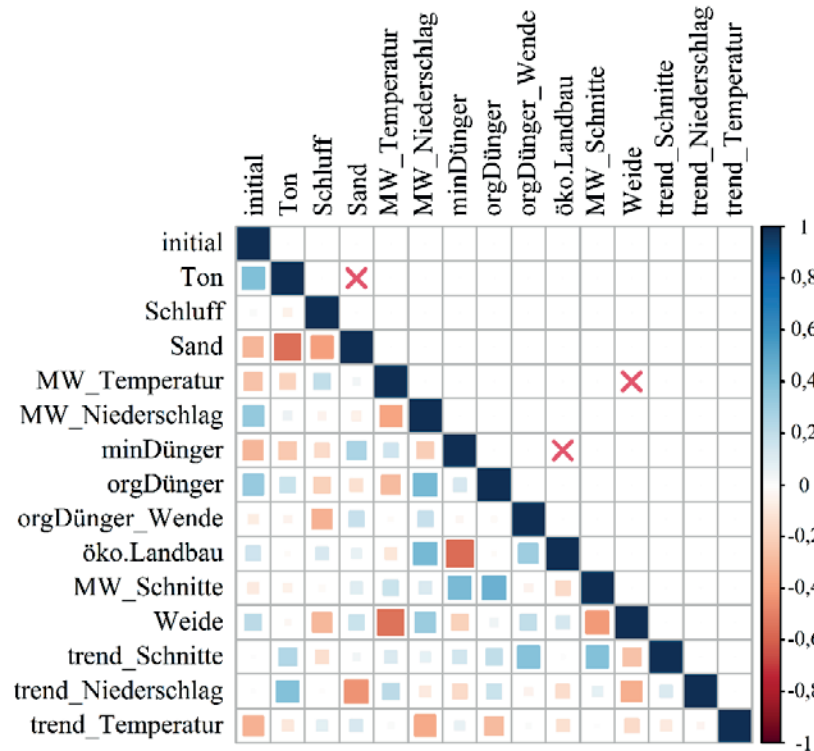


Abb. 37: Korrelationsmatrix der im linearen Model zur Erklärung der Entwicklung der Corg-Gehalte von Grünland-BDF herangezogenen Variablen; (Rangkorrelationskoeffizient Kendalls Tau, hochsignifikante Korrelationen $p < 0.01$ sind mit einem roten x gekennzeichnet).

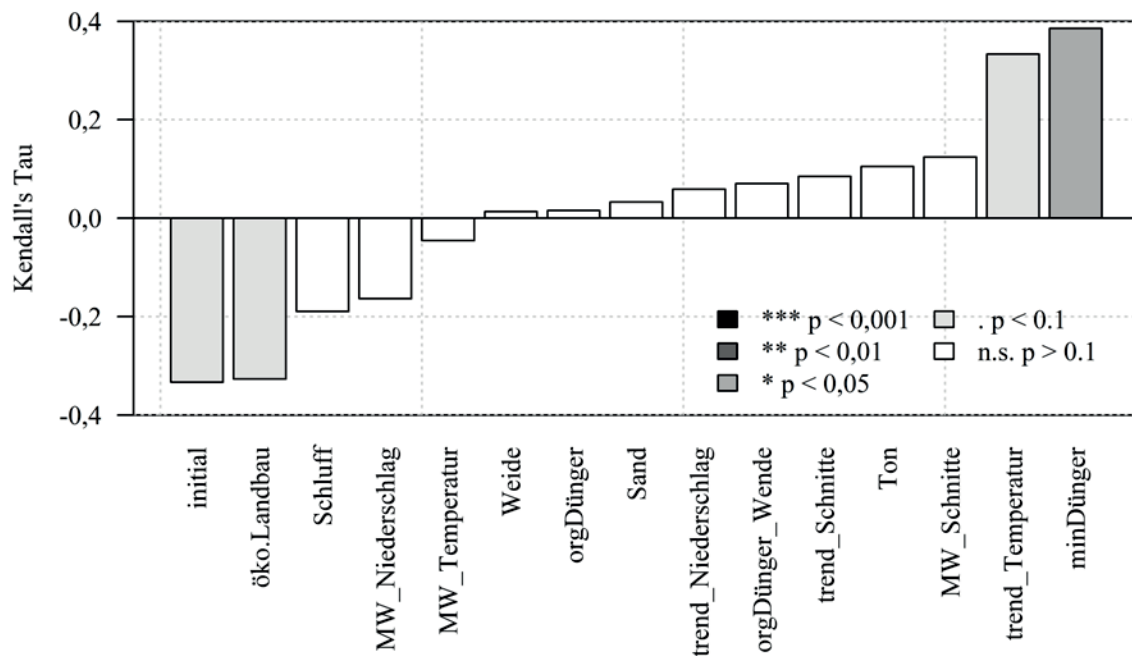


Abb. 38: Rangkorrelationskoeffizient (Kendall's Tau) für den Zusammenhang der Entwicklung der Corg-Gehalte von Grünland-BDF mit den ausgewählten Variablen (Farbskala nach p -Wert)

4 Diskussion

4.1 Humusentwicklung in Ackerböden

Die Auswertung der Entwicklung der Humuskennwerte der 80 BDF-Standorte unter Ackernutzung im Beobachtungszeitraum 1986-2016 zeigte sehr unterschiedliche Entwicklungen. Der Großteil der Standorte (64%) zeigte keine wesentlichen Veränderungen der Corg-Gehalte, an 20% der Standorte kam es zu einer durch den linearen Zusammenhang gut erklärbaren Abnahme der Corg-Gehalte, an 16% zu einer Corg-Zunahme. Im Mittel ergab sich tendenziell (Wilcoxon-Test $p=0,059$) eine leichte Abnahme der Corg-Gehalte von $0,57 \text{ mg g}^{-1}$ im Beobachtungszeitraum, was bezogen auf den mittleren Corg-Gehalt der Acker-BDF einem Rückgang von 3% entspricht. Im Gegensatz dazu ergab sich für Nt eine leichte, aber dennoch signifikante mittlere Zunahme von $0,06 \text{ mg g}^{-1}$ im Beobachtungszeitraum, wobei auch hier der Großteil der Standorte (74%) keine ausreichend erklärbaren Nt-Veränderungen zeigte. Einen durch den linearen Trend gut erklärbaren Anstieg der Nt-Gehalte ergab sich für 20% der Standorte, ein Rückgang für lediglich 6%. Aufgrund der entgegengerichteten Veränderungen von Corg- und Nt-Gehalten in Acker-BDF kam es zu einer deutlichen Abnahme des C/N-Verhältnisses von im Mittel $-0,62$ im Beobachtungszeitraum.

Angesichts der standörtlich sehr unterschiedlichen Entwicklungen stellt sich die Frage nach den Ursachen, die den beobachteten Veränderungen der Humuskennwerte zu Grunde liegen bzw. diese beeinflussen. Da es sich beim Humusaufbau und -abbau um komplexe, multifaktorielle Prozesse handelt, sollte eine systematische Ursachenforschung alle potentiellen Faktoren umfassen, die die Humusentwicklung beeinflussen können. Neben Standortfaktoren (z.B. Textur, Bodentyp, Geologie, Grundwasser) und Klimafaktoren (z.B. Temperatur, Niederschlag) spielen Bewirtschaftungsaspekte (z.B. Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) dabei eine entscheidende Rolle (Wiesmeier et al., 2020). Im Folgenden werden daher die Ergebnisse der explorativen Datenanalyse hinsichtlich der steuernden Faktoren der Humusveränderungen in Acker-BDF diskutiert.

4.1.1 Bedeutung von Standortfaktoren

Die Humusmengen (Humusvorräte) in landwirtschaftlich genutzten Böden werden in erster Linie von der Art der Landnutzung, klimatischen Verhältnissen (Temperatur, Niederschlag) sowie von Standortfaktoren beeinflusst. Bewirtschaftungsaspekte sind meist von nachrangiger Bedeutung. So zeigen zahlreiche Studien, dass die regionale Verteilung von Corg- und Nt-Vorräten primär von der Landnutzung (Acker/Grünland/Wald), vom Klima (Temperatur, Niederschlag) und von standortbezogenen Faktoren wie Geologie/Ausgangsgestein, Bodentyp, Bodenart, Grundwasserabstand und Hangneigung gesteuert wird (Wiesmeier et al., 2019; Poeplau et al., 2020).

Das Ausgangsgestein bestimmt unter anderem die Mineralogie und Textur des Bodens und beeinflusst dadurch nicht nur die Produktivität und den Eintrag an organischer Substanz, sondern auch deren Stabilisierung (Gray et al., 2016; Herold et al., 2014). Allerdings zeigten Studien in Bayern und anderen Regionen keinen direkten Zusammenhang zwischen dem Ausgangsgestein und der regionalen Verteilung von Corg-Vorräten (Hobley et al., 2015; Wiesmeier et al., 2014a).

Von größerer Bedeutung für die Humusversorgung ist der Bodentyp. Die Corg-Gehalte und Vorräte sowie deren Verteilung unterscheiden sich teilweise deutlich zwischen Bodentypen, was sowohl auf die unterschiedliche Ausprägung von Stabilisierungsmechanismen (z.B. Ausbildung von Ton-Humus-Komplexen, Aggregation) als auch auf spezifische

pedogenetische Prozesse der Akkumulation und Verlagerung von organischer Substanz zurückgeführt werden kann (Kögel-Knabner & Amelung, 2021). Insbesondere die Humusvorräte im Unterboden werden durch den Bodentyp bzw. das Ausgangsgestein beeinflusst, während im Oberboden Faktoren wie die Landnutzung und das Klima eine größere Rolle spielen (Poeplau et al., 2020; Schulp & Verburg, 2009; Tan et al., 2004; Wiesmeier et al., 2014). Daneben ist die Bedeutung des Faktors Bodentyp auch darauf zurückzuführen, dass er verschiedene, für die Corg-Speicherung bedeutsame klimatische, topographische und bodenkundliche Faktoren integriert, wie Grundwasserabstand/Bodenfeuchte (z.B. Gleye) und Textur (Mayes et al., 2014; Wiesmeier et al., 2013). Eine Analyse der steuernden Faktoren der Humusvorräte in landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns zeigte, dass neben der historischen Landnutzung der Bodentyp eine entscheidende Rolle für die Höhe der Corg-Gehalte im Oberboden spielt und für den Unterboden sogar den größten Einfluss hat (Mayer et al., 2019). Eine Auswertung der Corg-Gehalte der Acker-BDF zeigte ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den Bodentypen (Kühnel et al., 2020). Die mittleren Corg-Gehalte nahmen in folgender Reihenfolge zu: Parabraunerden ($14,5 \text{ mg g}^{-1}$) < Braunerden ($16,0 \text{ mg g}^{-1}$) < Pseudogleye ($16,4 \text{ mg g}^{-1}$) < Rendzinen/Ranker ($20,6 \text{ mg g}^{-1}$) < Pelosole ($21,7 \text{ mg g}^{-1}$) < Gleye/Vegen ($21,7 \text{ mg g}^{-1}$) (Kühnel et al., 2020). Die auffallend niedrigen Corg-Gehalte in Parabraunerden können vermutlich durch erosionsbedingte Verluste Corg-reichen Oberbodens in diesen erosionsanfälligen Böden erklärt werden. Die hohen Corg-Gehalte in grundwasserbeeinflussten Böden wie Gleyen und Vegen sind vor allem bedingt durch eingeschränkte mikrobielle Abbauprozesse aufgrund der reduzierenden Bedingungen. Die ebenfalls hohen Corg-Gehalte in tonreichen Pelosolen sind auf eine schlechtere Durchlüftung und einem entsprechend verlangsamten mikrobiellen Abbau der organischen Substanz sowie auf die stabilisierende Wirkung der Tonfraktion zurückzuführen.

Die Textur ist von herausragender Bedeutung für die Verteilung von Corg-Vorräten sowohl auf kleinräumiger (Schlagebene) als auch regionaler und kontinentaler/globaler Ebene. Zahlreiche Studien belegen einen Zusammenhang zwischen dem Schluff-/Ton Gehalt und dem Corg-Vorrat (Arrouays et al., 2006; Hassink et al., 1997; Zinn et al., 2007; Poeplau et al., 2020), was auf die stabilisierende Wechselwirkung von Mineraloberflächen und organischer Substanz (Ton-Humus-Komplexe) zurückzuführen ist (Sollins et al., 1996; von Lütow et al., 2006). Auch für landwirtschaftlich genutzte Böden Bayerns konnte eine Zunahme des Humusgehalts mit dem Tonanteil belegt werden (Capriel & Seiffert, 2011).

Trotz der allgemeinen Bedeutung von Standortfaktoren hinsichtlich der Humusvorräte deuteten die Ergebnisse der Analyse der steuernden Faktoren von Humusveränderungen in Acker-BDF darauf hin, dass Standortfaktoren nur von nachrangiger Bedeutung für die Humusentwicklung im Beobachtungszeitraum waren. Von den integrierten Standortfaktoren hatten weder die Topographie (Faktor Hangneigung) noch die Textur und der Bodentyp (Faktoren Boden_1 und Boden_2) einen nennenswerten Anteil an der Humusentwicklung (Abb. 35 und Abb. 36). Bemerkenswert ist insbesondere die Tatsache, dass sich trotz der stabilisierenden Wirkung der Tonfraktion diese nicht auf die Humusentwicklung auswirkte. Abnehmende Humusgehalte waren nicht auf Böden mit hohen Sandanteilen beschränkt, sondern wurden auch auf mittleren und schweren Ackerböden beobachtet, was bereits nach 20-jähriger Laufzeit festgestellt wurde (Capriel & Seiffert, 2011). Offensichtlich wird die stabilisierende Wirkung der Tonfraktion durch andere Faktoren wie Klima und Bewirtschaftung überlagert, die von größerer Bedeutung für die Erklärung der relativ geringen beobachteten Veränderungen der Corg- und Nt-Gehalte sind.

4.1.2 Bedeutung von Bewirtschaftungsfaktoren

Die Analyse der steuernden Faktoren der Humusentwicklung in Acker-BDF deutete auf eine große Bedeutung von Bewirtschaftungsfaktoren hin (Abb. 35 und Abb. 36). Insbesondere die beobachtete Zunahme der Corg- und Nt-Gehalte im Beobachtungszeitraum auf einem Teil der Flächen wurde anhand der Modelle ausschließlich mit Bewirtschaftungsaspekten erklärt. Wichtigster Faktor für zunehmende Corg- und Nt-Gehalte war der Anteil der Jahre mit Ökolandbau als Betriebsform am gesamten Beobachtungszeitraum (Faktor öko.Landbau). Auch wenn die Anzahl an Acker-BDF unter zumindest zeitweiser ökologischer Bewirtschaftung relativ gering war (vier Standorte), zeigten diese Flächen einen durchwegs deutlichen Anstieg der Corg- und Nt-Gehalte. Im Allgemeinen weisen ökologisch bewirtschaftete Böden höhere Humusgehalte und -vorräte auf als konventionell bewirtschaftete Flächen. Eine globale Meta-Studie konnte im Mittel um $3,5 \text{ t ha}^{-1}$ höhere Corg-Vorräte in Oberböden ökologisch bewirtschafteten Flächen im Vergleich zu konventionellen Betrieben nachweisen (Gattinger et al., 2012). Dies könnte auf höhere C-Einträge aufgrund meist unterschiedlicher Fruchtfolgen (höhere Anteile an Klee gras und anderen humusmehrenden Kulturen in der Fruchtfolge sowie Beikräutern) und höhere Anteile an organischen Düngern zurückzuführen sein (Leifeld & Fuhrer, 2010; Kirchmann et al., 2016; García-Palacios et al., 2018). Allerdings war bei den vier Acker-BDF der Anteil der Jahre unter ökologischer Bewirtschaftung nicht mit dem Anbau von Klee- und Ackergras oder Leguminosen korreliert. Darüber hinaus ist der C-Eintrag aus Ernterückständen in ökologisch bewirtschafteten Flächen aufgrund eines allgemein niedrigeren Ertragsniveaus vermutlich geringer als unter konventionellen Flächen und zudem war ein positiver Corg-Effekt auch bei niedrigen Applikationsraten von organischen Düngern ersichtlich, so dass weitere Faktoren wie beispielsweise die Qualität der eingetragenen organischen Substanz eine Rolle spielen könnte (Ponisio et al., 2014; García-Palacios et al., 2018). Insbesondere ein deutlich höherer Eintrag wurzelbürtiger organischer Substanz (Wurzeln, Rhizodeposition), die sich durch eine verbesserte Stabilisierung im Vergleich zu oberirdischen Ernterückständen auszeichnet, könnte für höhere Corg-Gehalte und -Vorräte im Ökolandbau (mit)verantwortlich sein (Rasse et al., 2005; Kätterer et al., 2011; Sokol & Bradford, 2019; Jacobs et al., 2020; Hirte et al., 2021; Poeplau et al., 2021).

Neben den Jahren unter ökologischem Landbau spielte der Anteil der Jahre, in denen Stroh nach der Ernte auf dem Feld verblieb sowie eine Zunahme der organischen Düngung im Beobachtungszeitraum (Faktor orgDünger_Wechsel) eine wesentliche Rolle bei Acker-BDF mit ansteigenden Corg- und Nt-Gehalten. Dies unterstreicht die Bedeutung der Rückfuhr entzogener organischer Substanz in Form von organischen Düngern und Stroh für einen positiven Humushaushalt und bestätigt eine Vielzahl von Studien, in denen ein positiver Effekt von organischen Düngern und Strohbelaßung auf die Humusversorgung von landwirtschaftlich genutzten Böden gefunden wurde (Goidts & van Wesemael, 2007; Liu et al., 2014; Maillard & Angers, 2014; Kolbe et al., 2015; Burmeister et al., 2020). Allerdings lassen fehlende Daten hinsichtlich Art und Menge der auf die Acker-BDF ausgebrachten organischen Dünger keine weitergehenden Rückschlüsse zu. Die stark abnehmende Bedeutung des Stallmistes zugunsten der Güllewirtschaft in Bayern trägt dazu bei, dass weniger organische Substanz dem Boden zugeführt wird, was sich langfristig negativ auf die Humusentwicklung auswirken könnte (Capriel & Seiffert, 2011). Ein allgemeiner Rückgang der organischen Düngung, insbesondere der Ausbringung von Stallmist, wurde als wesentliche Ursache für eine rückläufige Humusentwicklung in Ackerböden Belgiens und Finnlands identifiziert (Sleutel et al., 2003; 2007; Lettens et al., 2005; Goidts & van Wesemael, 2007; Goidts et al., 2009; Meersmans et al., 2009; 2011; Heikkinen et al., 2013).

Ein weiterer Faktor, der positiv mit der Corg- und Nt-Entwicklung auf Acker-BDF korreliert war, war der Zeitraum seit dem letzten Pflügen (Faktor letztes_Pflügen). Wie bereits in Kapitel 3.3.1.2 erwähnt, ist dieser positive Zusammenhang zwischen reduzierter Bodenbearbeitungsintensität und dem Corg- bzw. Nt-Gehalt vermutlich ein Artefakt, bedingt durch die isolierte Betrachtung der Humusentwicklung in den obersten 15 cm der Böden. Bei der Umstellung von wendender zu reduzierter Bodenbearbeitung kommt es in der Regel zu einer Umverteilung von Humus innerhalb des Oberbodens, da sich die in gepflügten Böden homogen verteilte organische Substanz nach Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitungstiefen im oberen Bereich der Ackerkrume (0-10 cm) akkumuliert. Darunter sind die Corg-Gehalte und -Vorräte aufgrund des verringerten C-Eintrags in diesem Bereich oftmals rückläufig. Dieses Umverteilungseffekt ist durch zahlreiche Einzelstudien und Meta-Analysen belegt (Luo et al., 2010; Powlson et al., 2014; Haddaway et al., 2017; Meurer et al., 2018; Krauss et al., 2022). Der die Veränderung der Corg- und Nt-Gehalte am besten erklärende Parameter war bei den Untersuchungen der Acker-BDF die Zeit, seitdem der Acker nicht durch wendende Bodenbearbeitung beeinflusst war. Der Anteil der Jahre, die während des Beobachtungszeitraums nicht gepflügt wurden und auch der Faktor, ob es in diesem Zeitraum zu einem Wechsel zu nicht wendender Bodenbearbeitung kam, erreichte einen geringeren Erklärungswert. Dies deutet darauf hin, dass die Akkumulation von Humus in den obersten Bodenschichten relativ schnell auch durch einmaliges Pflügen reversibel ist.

Die Tatsache, dass die Fruchtfolge generell nur einen geringen Effekt auf die beobachtete Humusentwicklung in den Modellen hatte, ist bemerkenswert. Ein vermuteter negativer Zusammenhang zwischen dem Anteil humuszehrender Kulturen wie Hackfrüchten (Kartoffeln, Zuckerrüben) und Mais in der Fruchtfolge und der Humusentwicklung konnte anhand einer als Tendenz erfassten negativen Korrelation dieser Parameter aufgezeigt werden. In den multiplen Modellen konnte dies aber nicht als maßgeblich bestätigt werden. Auch für den Anteil der humusmehrenden Kulturen Klee gras und Leguminosen konnte nahezu kein Zusammenhang mit der Humusentwicklung festgestellt werden. Selbst an Standorten mit einer Zunahme des Maisanteils im Beobachtungszeitraum konnte kein negativer Effekt gefunden werden. Dies steht im Widerspruch zu einer Auswertung der Humusentwicklung der Acker-BDF nach 20-jähriger Laufzeit, bei der Flächen mit abnehmenden Humusgehalten gegenüber Standorten mit ansteigenden Humustrend einen höheren Mais- und Hackfruchtanteil und einen niedrigeren Getreide-, Raps- und Futterleguminosen-Anteil in der Fruchtfolge aufwiesen (Capriel & Seiffert, 2011). Auch in anderen Regionen Mitteleuropas wurden rückläufige Humusgehalte und -vorräte unter anderem mit einem zunehmenden Anteil an Hackfrüchten/Silomais und einer Abnahme der Getreideanteile in den Fruchtfolgen in Verbindung gebracht, insbesondere in Belgien (Meersmans et al., 2009; 2011; Goidts & van Wesemael, 2007; Goidts et al., 2009). Der Mais- und Hackfruchtanteil ist unter den Bedingungen der praktischen Landwirtschaft in Bayern mit der Rückführung von organischen Düngern verbunden. Dies erschwert eine losgelöste Betrachtung dieses Faktors unter den empirischen Bedingungen des BDF Programms. Auch kann nicht abschließend geklärt werden, ob der Hackfruchtanteil oder die damit verbundene geringere Menge an Stroh bedeutsamer für die Entwicklung der Humusgehalte ist, da beide Faktoren ebenfalls zusammenhängen. Zudem wird die humuszehrende Wirkung des Maises zunehmend kritisch diskutiert. Eine Quantifizierung des ober- und unterirdischen C-Eintrags verschiedener Kulturen in landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns zeigte, dass Silo-Mais einen ähnlich hohen C-Eintrag wie Feldgras oder Winterraps aufweist, was vor allem an einem hohen Anteil der Wurzelbiomasse liegt (Wiesmeier et al., 2014). Ein hoher Maisanteil in der Fruchtfolge würde sich folglich bei ansonsten nachhaltiger Bewirtschaftung (z.B. Untersaaten, Anbau

im Mulchsaatverfahren mit Zwischenfrüchten zur Erosionsminderung, organische Düngung) nicht zwangsweise negativ auf die Humusentwicklung auswirken.

4.1.3 Bedeutung des initialen Corg- und Nt-Gehalts

Die beobachteten, durch den linearen Zusammenhang gut erklären Abnahmen der Corg- und Nt-Gehalte in einem Teil der Acker-BDF konnten anhand der Modelle ausschließlich mit einem Faktor in Verbindung gebracht werden, dem initialen Corg- bzw. Nt-Gehalt der Flächen bei Aufnahme des BDF-Programms. Wie bereits erwähnt, scheinen Bewirtschaftungsfaktoren, wie der Mais- oder Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge, für die rückläufigen Corg- und Nt-Gehalte im Beobachtungszeitraum nur eine geringe Rolle zu spielen. Ein tendenzieller Corg- und Nt-Rückgang in Ackerböden mit hohen initialen Corg- und Nt-Gehalten kann möglicherweise auf einen vorangegangenen Landnutzungswechsel (Grünlandumbruch) zurückzuführen sein, da sich der darauffolgende Abbau der Humusvorräte über lange Zeiträume (in der Regel mehrere Jahrzehnte) vollzieht (Poeplau et al., 2011). Zum anderen kann es auch statistische Gründe geben, da bei hohen Messunsicherheiten die Höhe des Ausgangsgehaltes für die Regressionsgerade an Bedeutung gewinnt. Die Bedeutung des initialen Corg-Gehalts als wesentlichen Faktor für Corg-Veränderungen wurde auch in zahlreichen anderen Studien erkannt. So konnten Corg-Verluste mit hohen initialen Corg-Gehalten bzw. Corg-Zugewinne mit niedrigen Ausgangsgehalten in Acker- und Grünlandböden Belgiens (Goidts & van Wesemael, 2007; Goidts et al., 2009), der Niederlande (Reijnveld et al., 2009; Hanegraaf et al., 2009), Frankreichs (Franche-Comté; Saby et al., 2008), Englands (Bellamy et al., 2005) und der Schweiz (Kanton Fribourg; Guillaume et al., 2021) in Verbindung gebracht werden. Neben den genannten Ursachen besteht auch die Möglichkeit, dass ein verstärkter Corg-Rückgang an Standorten mit hohen initialen Corg-Gehalten mit dem Klimawandel in Zusammenhang steht. Möglicherweise könnten besonders Böden mit standörtlich oder bewirtschaftungsbedingten hohen Corg-Gehalten von einem verstärkten Abbau der organischen Substanz aufgrund des Temperaturanstiegs betroffen sein (siehe Abschnitt 4.1.4).

4.1.4 Bedeutung von Klimafaktoren

Im Zuge des Klimawandels sind tiefgreifende Auswirkungen auf den Umsatz der organischen Bodensubstanz in Ackerböden zu erwarten. Das Klima spielt eine wichtige Rolle bei mikrobiellen Auf- und Abbauprozessen von Humus. Unter konstanten Klima- und Bewirtschaftungsbedingungen nähert sich der C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten Böden langfristig einem Fließgleichgewicht aus Eintrag (z. B. Ernterückstände, Wurzelreste, organische Dünger) und mikrobiellem Abbau (Mineralisation) der organischen Substanz an. In Folge des Klimawandels könnte es zu einer verstärkten Mineralisation der organischen Substanz kommen, da ein Temperaturanstieg in der Regel zu einer verstärkten mikrobiellen Aktivität in Böden führt (Kirschbaum, 1995; Knorr et al., 2005; Walker et al., 2018). Zudem verlängert sich durch den Klimawandel möglicherweise die Dauer der Aktivität der Bodenmikroorganismen im Jahresverlauf, insbesondere im Winterhalbjahr (Kühnel et al., 2020). Trotz großer Unsicherheiten hinsichtlich der Temperatursensitivität verschiedener Fraktionen der organischen Bodensubstanz, physiologischen Reaktionen der Bodenmikroorganismen und den Auswirkungen physikochemischer Faktoren wie pH-Wert, Bodenfeuchte, Sauerstoff und Nährstoffen (Conant et al., 2011; Davidson & Janssens, 2006; von Lützow & Kögel-Knabner, 2009), wurde in zahlreichen Studien eine generelle Abnahme der Corg-Vorräte mit steigenden Temperaturen beobachtet (Sleutel et al., 2007; Taghizadeh-Toosi et al., 2014; Hartley et al., 2021). Zudem besteht die Gefahr, dass durch den prognostizierten

Anstieg des Erosionsrisikos über den Abtrag oberflächennahen Materials relevante Humusmengen in ackerbaulich genutzten Böden verloren gehen (Auerswald et al., 2019).

Zugleich wird diskutiert, dass die Primärproduktion der Pflanzen aufgrund längerer Wachstumsperioden und des CO₂-Düngeeffekts ansteigen und damit dem Boden verstärkt organisches Material zugeführt werden könnte (Ainsworth & Long, 2005). Es wird vermutet, dass dieser gegenläufige Prozess die durch die verstärkte Mineralisation bedingten Humusverluste möglicherweise kompensieren könnte (Gottschalk et al., 2012). Zumindest für landwirtschaftlich genutzte Böden bestehen allerdings erhebliche Zweifel, ob es durch den Klimawandel zu einem erhöhten Eintrag organischen Materials kommt, da es deutliche Anzeichen für eine Stagnation von Ernteerträgen gibt, die mit der Menge eingetragenen organischen Materials zusammenhängen könnten (Wiesmeier et al., 2015). In Bayern deuten die Ertragsstatistiken auf eine Stagnation der Erträge zahlreicher Kulturen, insbesondere Getreide, seit etwa Mitte der 1990er Jahre hin, was vermutlich mit einem stagnierenden Eintrag organischen Materials in Böden verbunden ist (Wiesmeier et al., 2014). Eine Modellierung der langfristigen Entwicklung der C_{org}-Vorräte (2000-2095) in bayerischen Acker- und Grünlandböden auf Grundlage des Bodenkohlenstoffmodells RothC prognostizierte unter der Annahme verschiedener Szenarien des Eintrags organischer Substanz (Stagnation bzw. Anstieg/Rückgang um jeweils 20 %) und einem gemäßigten Klimaszenario (A1B) einen Rückgang der C_{org}-Vorräte um 7-24 % in Ackerböden und 3-19 % in Grünlandböden (Wiesmeier et al., 2016). In einer ähnlichen Studie wurde für Deutschland auf Grundlage der Daten der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft ein Rückgang der C_{org}-Vorräte in Ackerböden von 10-18 % in Abhängigkeit des zugrundeliegenden Klimaszenarios prognostiziert (Riggers et al., 2021). Aufgrund der Komplexität der an der Bildung der organischen Bodensubstanz beteiligten Prozesse bestehen allerdings große Unsicherheiten hinsichtlich dieser Prognosen. Insbesondere zur zukünftigen Entwicklung der Primärproduktion und dem davon abhängigen Eintrag organischer Substanz in Böden bestehen große Unsicherheiten (Wiesmeier et al., 2015, Riggers et al., 2021). Zudem liegen nur begrenzte Erkenntnisse hinsichtlich der Temperatursensitivität der organischen Bodensubstanz bzw. ihrer Komponenten vor (Conant et al. 2011; von Lützwow & Kögel-Knabner 2009). Angesichts potenzieller, durch den Klimawandel induzierter C_{org}-Verluste wurde in Deutschland mit der Umsetzung eines Klimafolgen-Bodenmonitoring-Verbunds durch das Umweltbundesamt begonnen, der zum Ziel hat, den Ist-Zustand der Böden in Deutschland sowie die aus dem Klimawandel resultierenden Änderungen des Bodenzustands, der Bodenqualität, der Bodenlebewesen und der Bodenfunktionen bundesweit zu erfassen, zu überwachen und zu dokumentieren (Kaufmann-Boll et al., 2021). In diesem Klimafolgen-Bodenmonitoring-Verbund sollen Messstandorte unterschiedlicher Programme und Bundesländer (so auch das bayerische BDF-Programm) zusammengebracht werden, um die Auswirkungen des Klimawandels auf den Bodenwasserhaushalt, Erosion, Bodenbiologie und organische Bodensubstanz übergreifend zu untersuchen.

Die Analyse der steuernden Faktoren der Humusentwicklung der Acker-BDF erbrachte keine Hinweise auf eine Beteiligung von Klimafaktoren an den beobachteten C_{org}- und Nt-Veränderungen (Abb. 35 und Abb. 36). Es bestand lediglich eine schwache, positive Korrelation zwischen der Zunahme der Niederschläge an einem Teil der Standorte (Faktor `trend_Niederschlag`) und der C_{org}- bzw. Nt-Entwicklung. Dies ist vermutlich auf die Tatsache zurückzuführen, dass der Klimawandel sich auf alle Acker-BDF-Standorte in ähnlicher Weise in Form einer allgemeinen Zunahme der Jahresdurchschnittstemperatur von im Mittel 1,6 °C im Beobachtungszeitraum auswirkt, wobei die Spannweite der abgeschätzten Erwärmung bei Betrachtung der einzelnen BDF-Standorte zwischen 0,027 und 0,076 °C a⁻¹ lag (siehe Band 1, Kapitel 5.4.3). Auch die Niederschläge gingen allgemein um im Mittel

109 mm im Beobachtungszeitraum zurück, wobei die Spannweite der für die einzelnen Acker-BDF festgestellten Änderungen zwischen $-6,3 \text{ mm a}^{-1}$ und $-1,1 \text{ mm a}^{-1}$ lag. Aufgrund der generellen Zunahme der Jahresdurchschnittstemperatur und der Abnahme der Niederschläge an allen Acker-BDF-Standorten spielten diese Faktoren in den Modellen keine wesentliche Rolle. Das bedeutet jedoch nicht, dass sich die Klimaveränderungen nicht auf die beobachteten Corg- und Nt-Veränderungen, insbesondere den Corg- und Nt-Rückgang an einem Teil der Standorte, ausgewirkt haben. Wegen des fehlenden Vergleichs mit durch die Klimaänderung unbeeinflussten Böden konnte der Effekt nur anhand der bayernweiten Unterschiede hinsichtlich der Temperaturänderungen untersucht werden. Bei diesen geringen Effekten ist eine Überlagerung durch Boden- und Bewirtschaftungsfaktoren sehr wahrscheinlich. Hinzu kommt, dass humusdynamische Prozesse in landwirtschaftlich genutzten Böden grundsätzlich langsam ablaufen. Ein möglicher Beitrag des Klimawandels an den beobachteten Corg- und Nt-Veränderungen der Acker-BDF ist also nur schwer vom Einfluss der Bewirtschaftung zu trennen.

4.2 Humusentwicklung in Grünlandböden

Die Analyse der Corg-Entwicklung der 18 Grünland-BDF im Beobachtungszeitraum 1986-2016 zeigte wie die Corg-Entwicklung der Acker-BDF, dass der Großteil der Standorte (67%) keine wesentlichen Veränderungen aufwies. Lediglich an jeweils 17% der Standorte kam es zu einer durch den linearen Zusammenhang gut erklärbaren Ab- bzw. Zunahme der Corg-Gehalte. Im Mittel ergab sich für den gesamten Beobachtungszeitraum eine nur unwesentliche, nicht signifikante Veränderung der Corg-Gehalte von 1,6%. Für die Nt-Gehalte wurde wie bei Acker-BDF im Mittel eine leichte Zunahme festgestellt, die aber ebenfalls nicht signifikant war. Auch hier zeigte der Großteil (56%) der Grünland-BDF keine Veränderungen, Zunahmen der Nt-Gehalte konnten für 33% der BDF, Abnahmen für 11% festgestellt werden. Wie bei den Acker-BDF konnte aufgrund der entgegengerichteten Veränderungen von Corg- und Nt-Gehalten eine deutliche Abnahme des C/N-Verhältnisses von im Mittel $-0,36$ im beobachtet werden.

Aufgrund der geringen Stichprobenzahl konnte keine Untersuchung der möglichen Einflussfaktoren auf die beobachteten Änderungen der Corg-Gehalte anhand multipler linearer Modelle durchgeführt werden. Nachweisbare Zusammenhänge mit den ermittelten Trends der Corg-Gehalte wurden lediglich für den Anteil an Jahren mit eingesetztem Mineraldünger (positiv) festgestellt sowie tendenziell eine negative Korrelation mit dem initialen Corg-Gehalt und dem Trend der Temperatur im Beobachtungszeitraum (positiv).

Der positive Zusammenhang mit eingesetztem Mineraldünger ist angesichts der Bedeutung der organischen Düngung für eine ausgeglichene Humusversorgung bemerkenswert und kann möglicherweise auf eine Überlagerung mit anderen Faktoren zurückgeführt werden. Capriel & Seiffert (2011) vermuteten, dass abnehmende Corg-Gehalte in Grünlandböden Bayerns mit einem Rückgang des Viehbesatzes, einer Zunahme der Gülleausbringung auf Ackerflächen, und einem Rückgang der mineralischen Düngung in Verbindung gebracht werden können. Eine Auswertung der Corg-Veränderungen der Grünland-BDF der einzelnen Probenahmeserien im Zeitraum 1989 bis 2016 erbrachte zudem Hinweise darauf, dass Corg-Zunahmen mit der Intensität der organischen Düngung bzw. der Schnitthäufigkeit in Verbindung stehen (Kühnel et al, 2019; 2020). Die Bedeutung der organischen Düngung für eine langfristig positive oder zumindest ausgeglichene Corg-Entwicklung in Grünlandböden wurde auch in Studien in Belgien und Frankreich hervorgehoben (Goidts & van Wese-mael, 2007; Soussana et al., 2004).

Wie bei Acker-BDF wurde auch für Grünland-BDF ein Zusammenhang zwischen dem initialen Corg-Gehalt und dem rückläufigen Corg-Trend gefunden (siehe Kapitel 4.1.3), was bereits nach 20-jähriger Laufzeit beobachtet wurde (Capriel & Seiffert, 2011). Da ein ursächlicher Zusammenhang mit einem vorangegangenen Landnutzungswechsel hier ausgeschlossen werden kann, ist dieser Zusammenhang vermutlich darin begründet, dass bei sehr hohen Corg-Gehalten im Grünland die Wahrscheinlichkeit für Corg-Verluste größer ist und diese vor allem im Zuge des Klimawandels schwieriger zu erhalten sind (Capriel & Seiffert, 2011; Kühnel et al., 2020). Grünland-BDF mit hohen initialen Corg-Gehalten befinden sich hauptsächlich in den Alpen und dem Alpenvorland und zeichnen sich durch hohe Schluff- und Tongehalte, hohe Carbonatgehalte und ein kühleres und feuchteres Klima aus, was die Stabilisierung der organischen Substanz begünstigt bzw. deren Abbau verringert (Puissant et al., 2017; Wiesmeier et al., 2013; Leifeld et al., 2005; 2009). Der besonders deutliche Temperaturanstieg in den bayerischen Alpen im Vergleich zu niedrigen gelegenen Regionen könnte möglicherweise zu einem Corg-Rückgang dieser humusreichen Grünlandböden führen (Gobiet et al., 2014; StMUV, 2021). Auch wenn kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Temperaturtrend und der Corg-Entwicklung im gesamten Beobachtungszeitraum erkennbar war, deuteten die Ergebnisse einer Studie, in der die Corg-Veränderungen der Grünland-BDF innerhalb der einzelnen Probenahmeserien analysiert wurden, auf die Bedeutung saisonaler Klimaveränderungen hin, insbesondere erhöhten Durchschnittstemperaturen im Winterhalbjahr (Kühnel et al. 2019; 2020).

In Studien zur Corg-Entwicklung in landwirtschaftlich genutzten Böden Mittel- und Nordeuropas wurden meist nur langfristige durchschnittliche Änderungen der Jahresmitteltemperatur und des mittleren jährlichen Niederschlags berücksichtigt, die nicht als entscheidende Einflussfaktoren identifiziert werden konnten (Tab. 13). Allerdings sind die Veränderungen von Temperatur und Niederschlag häufig nicht konsistent im Jahresverlauf, so dass potentielle Auswirkungen saisonaler Änderungen von Niederschlag und/oder Temperatur maskiert werden können, wenn nur jährliche Klimaveränderungen berücksichtigt werden. Im Zuge des Klimawandels ist nicht nur ein Temperaturanstieg, sondern auch jahreszeitlich bedingte Verschiebungen der Niederschläge zu erwarten (Gobiet et al., 2014). Es ist zu vermuten, dass sich saisonale Veränderungen von Klimavariablen sowohl auf den C-Eintrag (z.B. längere Vegetationsperioden) als auch den mikrobiellen Umsatz der organischen Substanz auswirken können. In Folge eines Anstiegs der Niederschläge im Herbst und der Temperatur im Winter könnten sich die Bedingungen für den mikrobiellen Abbau verbessern, was zu einem verstärkten Corg-Abbau führen könnte (Kühnel et al., 2019; 2020).

4.3 Ursachen der veränderten C/N-Verhältnisse

Die Entwicklung der C/N-Verhältnisse erbrachte weitere Hinweise auf mögliche Ursachen der beobachteten Humusentwicklung. Sowohl in Acker- als auch Grünland-BDF wurde auf jeweils über 50% der Standorte eine deutliche Abnahme des C/N-Verhältnisses von im Mittel -0,62 (Acker) bzw. -0,36 (Grünland) im gesamten Beobachtungszeitraum festgestellt. Der allgemein rückläufige Trend lässt sich generell auf einen relativ stärkeren Rückgang von Corg im Vergleich zu Nt, der teilweise sogar zunahm, zurückführen. Eine detaillierte Analyse der Veränderungen der C/N-Verhältnisse der Acker-BDF zeigte, dass von den 41 Standorten mit durch den linearen Trend gut erklärbaren Abnahmen der C/N-Verhältnisse etwa die Hälfte (19 Standorte) einen gleichzeitigen Rückgang von Corg und Nt aufwies, der Corg-Rückgang aber stärker war als der Nt-Rückgang. Für die verbleibenden 22 Standorte konnte der Rückgang der C/N-Verhältnisse auf eine Zunahme der Nt-Gehalte bei vergleichsweise schwächer ausgeprägtem Anstieg bzw. Abnahme des Corg erklärt werden.

Dies deutet auf zwei grundsätzlich unterschiedliche Ursachen der Abnahme des C/N-Verhältnisses hin.

Ein durch eine Zunahme der Nt-Gehalte bedingter Rückgang kann im Wesentlichen auf einen verstärkten N-Eintrag über eine erhöhte organische/mineralische Düngung, eine Zunahme von Leguminosen in der Fruchtfolge, die Luftstickstoff fixieren, oder eine erhöhte atmosphärische N-Deposition zurückgeführt werden. Eine Auswertung der N-Bilanz landwirtschaftlich genutzter Flächen in Deutschland im Zeitraum 1995-2017 zeigte einen mittleren jährlichen Bilanzüberschuss von 81 kg N ha^{-1} in Bayern auf, wobei große regionale Unterschiede bestehen (Häußermann et al., 2019). Auch wenn sich im Beobachtungszeitraum kein signifikanter Trend der N-Bilanz zeigte, ergab sich ab etwa 2007 ein ansteigender Trend des N-Eintrags aufgrund des Ausbaus der Biogaserzeugung und der Rückführung der N-reichen Gärreste, was auch für die Acker-BDF festgestellt wurde (siehe Band 1, Kapitel 6.2.4.4). Die atmosphärische N-Deposition in Form von $\text{NO}_3\text{-N}$ aus dem Transport- und Energiesektor und $\text{NH}_4\text{-N}$ aus der Tierhaltung ist dagegen tendenziell rückläufig (Schaap et al., 2018). Auch wenn die N-Einträge für die BDF nicht quantifiziert werden können, zeigte die Analyse der steuernden Faktoren der Humusentwicklung, dass die Zunahme der Nt-Gehalte und die dadurch bedingte Abnahme des C/N-Verhältnisses vorwiegend auf die beobachtete Zunahme der organischen Düngung, insbesondere von Gärresten (siehe Band 1, Kapitel 6.2.2.5) sowie auf eine erhöhte N-Fixierung aufgrund eines höheren Leguminosenanteils in der Fruchtfolge nach Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung zurückgeführt werden kann.

Im Gegensatz dazu kann die Abnahme des C/N-Verhältnisses aufgrund eines verstärkten Rückgangs von Corg im Vergleich zu Nt möglicherweise mit dem Klimawandel in Verbindung gebracht werden. Wie in Kapitel 4.1.4 geschildert ist in Folge des Temperaturanstiegs mit einem verstärkten mikrobiellen Abbau der organischen Substanz zu rechnen. Dabei ist anzunehmen, dass sich unterschiedliche Kompartimente (Fraktionen) der organischen Bodensubstanz in ihrer Temperatursensitivität gegenüber dem mikrobiellen Abbau unterscheiden. Angesichts der Bedeutung von physikalischen Stabilisierungsprozessen (Aggregation, Ton-Humus-Komplexe) gegenüber strukturell bedingter Stabilität (Rekalzitranz) stehen dabei mittels physikalischer Methoden (Dichte – und/oder Korngrößenfraktionierung) aufgetrennte Humusfraktionen im Zentrum der Betrachtung (Lützow et al., 2007; Poeplau et al., 2018; Lavalley et al., 2019). In den letzten Jahren hat sich allgemein die Auftrennung der organischen Bodensubstanz in die partikuläre organische Substanz (POM) und die mineralassozierte organische Substanz (MOM) als am zielführendsten durchgesetzt (Cotrufo et al., 2019; Lavalley et al., 2019; van Wesemael et al., 2019; Just et al., 2021). Bei der POM handelt es sich um partikuläre pflanzliche Rückstände, die sich durch ein weites C/N-Verhältnis auszeichnen, mikrobiell leicht umsetzbar sind und dementsprechend eine relativ kurze Verweildauer im Boden besitzen. Aufgrund der Bedeutung der POM für die Nährstoffversorgung der Pflanzen wird im deutschen Sprachgebrauch auch vom Nährhumus gesprochen. Im Gegensatz dazu ist die MOM aufgrund ihrer Bindung an die Mineralphase vor mikrobiellem Abbau geschützt und zeichnet sich durch weitaus längere Verweilzeiten in der Größenordnung von Jahrzehnten bis Jahrtausenden aus (Kleber et al., 2015; Kögel-Knabner et al., 2008). Diese im Deutschen auch als Dauerhumus bezeichnete Fraktion ist insbesondere für die langfristige Festlegung von Kohlenstoff in Böden (C-Sequestrierung) von Bedeutung (Hassink, 1997; Just et al., 2021). Neue Untersuchungen zeigten, dass die MOM in landwirtschaftlich genutzten Böden zu etwa gleichen Teilen pflanzlichen und mikrobiellen Ursprungs ist, wobei in Grünlandböden aufgrund günstiger Bedingungen für das mikrobielle Wachstum (kontinuierlicher Eintrag organischer Substanz, niedriges C/N-Verhältnis) ein höherer Anteil mikrobiellen Ursprungs ist (Angst et al., 2021).

Trotz begrenzter Erkenntnisse hinsichtlich der Temperatursensitivität verschiedener Fraktionen der organischen Bodensubstanz ist anzunehmen, dass die POM als weitaus geringfügiger stabilisierte Humusfraktion anfälliger gegenüber dem mikrobiellen Abbau in Folge von Umweltveränderungen wie Landnutzungsänderungen, intensiver Bewirtschaftung oder dem Klimawandel ist als stabilisierte MOM (Cambardella & Elliott, 1992; Davidson & Janssens, 2006; Conant et al., 2011; Peplau et al., 2013; Vos et al., 2018; Lavalley et al., 2019). In den wenigen Studien mit experimenteller oder natürlicher (geothermisch bedingter) Bodenerwärmung, in denen verschiedenen Fraktionen der organischen Bodensubstanz untersucht wurden, zeigte sich eine höhere Sensitivität der POM gegenüber Erwärmung im Vergleich zur MOM (Benbi et al., 2014; Peplau et al., 2021). Offensichtlich scheint eine Temperaturerhöhung den mikrobiellen Abbau der POM stärker zu beeinflussen als die Destabilisierung der MOM (Lavalley et al., 2019). Eine Studie zu den langfristigen Effekten einer geothermisch bedingten Bodenerwärmung auf die organische Substanz von Waldböden in Kanada zeigte, dass der beobachtete Verlust der Corg-Vorräte von bis zu 27% fast ausschließlich auf einen Rückgang der POM zurückzuführen war (Peplau et al., 2021). Im Gegensatz zu Corg ergaben sich für Nt allerdings keine Verluste, sondern eine Umverteilung in die MOM, was zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses führte. Möglicherweise könnte es im Zuge des Abbaus von POM zu einer Immobilisierung des mineralisierten N durch Mikroorganismen und einer erhöhten Stabilisierung organischer Substanz mikrobiellen Ursprungs in der MOM bzw. einer erhöhten Nettoprimärproduktion kommen (Mellilo et al., 2002; Rustad et al., 2002).

Der beobachtete Rückgang des C/N-Verhältnisses in einem Teil der Acker-BDF könnte möglicherweise ebenfalls auf einen durch den Temperaturanstieg bedingten präferentiellen Abbau der POM mit einem weiten C/N-Verhältnis zurückzuführen sein und einer entsprechenden Veränderung der Humusqualität. Eine Auftrennung der organischen Substanz ausgewählter Acker- und Grünland-BDF im Zeitraum 1996/97 und 2015/16 in POM (freie- und Aggregat-okkludierte organische Substanz, fPOM und oPOM) und MOM-Fractionen zeigten tendenziell eine Abnahme der POM in Böden mit rückläufiger Corg-Entwicklung, insbesondere im Grünland (Kühnel et al., 2020). Eine systematische Untersuchung der Veränderung von C- und N-Gehalten in den POM- und MOM-Fractionen der BDF-Standorte mit deutlich veränderten C/N-Verhältnissen könnte hier weitere Einblicke in die Humusdynamik landwirtschaftlich genutzter Böden im Zuge des Klimawandels ermöglichen.

4.4 Humusentwicklung in Böden unter wechselnder Landnutzung

Die 12 BDF-Standorte mit wechselnder Acker-/Grünlandnutzung bzw. mit einem Wechsel von Hopfen zu Acker zeigten deutliche Unterschiede in den Corg- und Nt-Gehalten, je nachdem unter welcher Nutzung sich der Boden zum Zeitpunkt der Probenahme befand (Abb. 24 und Abb. 25). In der Regel sind die Humusgehalte und -vorräte unter Grünland deutlich höher als unter Ackernutzung (Wiesmeier et al., 2012; 2013; 2015; Jacobs et al., 2018; Peplau et al., 2020; Baumgarten et al., 2021). Entsprechend zeigte sich eine Zunahme der Corg- und Nt-Gehalte bei Umstellung von Acker- zu Grünlandnutzung im Beobachtungszeitraum, wohingegen bei einem Wechsel von Grünland- zu Ackernutzung in der Regel ein Rückgang der Corg- und Nt-Gehalte beobachtet wurde. Allerdings ist die Probenahmetiefe für Acker-BDF mit 0-15 cm im Vergleich zu 0-10 cm für Grünland-BDF unterschiedlich, sodass direkte Vergleiche mit Vorsicht zu interpretieren sind.

Landnutzungsänderungen wirken sich im Allgemeinen gravierend auf den Humushaushalt aus, wobei nicht nur rezente, sondern auch historische Landnutzungswechsel die aktuellen Humusgehalte und -vorräte beeinflussen können (Post & Kwon, 2000; Guo & Gifford,

2002; Mayer et al., 2019; Poeplau et al., 2011; Schulp & Verburg, 2009). Jacobs et al. (2018) zeigten, dass Böden in Deutschland, die sich lange unter Grünlandnutzung befanden und die erst spät in Ackerflächen umgewandelt worden waren, sehr viel höhere Corg-Vorräte aufwiesen als solche, die sich schon lange unter Ackernutzung befinden. Dabei spielten Zeiträume von über 50 Jahren eine Rolle, d.h. Ackerböden, die sich vor 1950 unter Grünlandnutzung befanden, zeigten im Jahr 2015 höhere Corg-Vorräte als Böden unter jahrhunderterlanger Ackernutzung. Für Böden unter Grünland zeigte sich ebenfalls ein langfristiger Einfluss: Grünlandböden, die sich vor 1900 unter Acker befanden, wiesen geringere Corg-Vorräte auf als solche unter Langzeitgrünlandnutzung. Poeplau et al. (2011) zeigten zudem, dass sich Corg-Vorräte nach einem Wechsel von Acker- zu Grünlandnutzung nur relativ langsam aufbauen, es aber oft zu einem sehr schnellen Rückgang der Humusvorräte nach einem Grünlandumbruch kommt. Der Aufbau von Humus nach Umstellung von Acker- zu Grünlandnutzung wurde meist auf einen erhöhten Eintrag organischer Substanz im Grünland sowie dem Ausbleiben einer Bodenbearbeitung und einer dadurch verringerten Mineralisation bzw. verbesserten Aggregation zurückgeführt. Allerdings zeigte eine Studie für landwirtschaftlich genutzte Böden Deutschlands, dass sich die C-Einträge in Acker- und Grünlandböden nicht voneinander unterscheiden und dass die Unterschiede in den Corg-Vorräten nicht auf Unterschiede in der Menge, sondern der Qualität der eingetragenen organischen Substanz (höhere wurzelbürtige C-Einträge in Grünlandböden) zurückzuführen sind (Jacobs et al., 2020).

4.5 Ergebnisse von Humusmonitoringprogrammen in Europa

Die gemeinsame EU-Agrarpolitik führt langfristig gesehen zu ähnlichen Entwicklungen in der Landwirtschaft der EU-Länder. Im europäischen Raum existieren zahlreiche Studien zu Humusveränderungen in landwirtschaftlich genutzten Böden auf Grundlage der Ergebnisse von Bodenmonitoring-Programmen und Bodeninventuren. Die Bewertung der Humusentwicklung in Acker- und Grünlandböden Bayerns erfolgt daher auch im europäischen Kontext.

Für **Belgien** liegen eine ganze Reihe detaillierter Studien zur Entwicklung der Humusvorräte in landwirtschaftlich genutzten Böden seit den 1950er-Jahren vor, die auf einer umfassenden Bodeninventur im Zeitraum 1950 bis 1970 an etwa 13.000 Standorten und nachfolgenden Bodeninventuren in den 1990er und 2000er-Jahren beruhen. Dabei wurden Corg-Gehalte (mittels nasschemischer Oxidation nach Walkley & Black, 1934), Textur und Steingehalte ermittelt. Die für die Berechnung notwendigen Daten zur Lagerungsdichte wurde mit Hilfe von Pedotransferfunktionen abgeschätzt. Für den Zeitraum 1960 bis 1990 ermittelten Lettens et al. (2005) eine generelle Zunahme der Corg-Vorräte im Oberboden (0-30 cm) von Acker und Grünlandböden, die für Grünland ($+0,47 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) weitaus höher ausfiel als für ackerbaulich genutzte Böden ($+0,03 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die Autoren führen die Corg-Zunahme auf den generellen Anstieg der Tierzahlen und einer damit verbundenen Zunahme der Ausbringung organischer Dünger in diesem Zeitraum zurück. Für den Zeitraum 1990 bis 2000 wurde eine deutliche Abnahme der Corg-Vorräte in Acker- ($-0,22 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Grünlandböden ($-0,50 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) festgestellt. Als Ursachen für diesen Humusverlust wurde eine rückläufige Ausbringung von organischen Düngern (insbesondere von Stallmist) sowie eine Zunahme der Erosion angeführt. Ein tendenzieller Rückgang der Corg-Vorräte wurde in anderen Studien bestätigt. Meersmans et al. (2009; 2011) fanden für die Region Flandern im gesamten Zeitraum 1955 bis 2006 einen Corg-Verlust von $-0,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Oberboden (0-30 cm) und $-0,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für das gesamte Bodenprofil (0-100 cm), was neben einer rückläufigen organischen Düngung auch auf eine erfolgte Krumenvertiefung sowie

abnehmende Getreide- und zunehmende Silomais- und Hackfruchtanteile in der Fruchtfolge zurückgeführt wurde.

Für Grünland fanden die Autoren im selben Zeitraum einen minimalen Corg-Rückgang im Oberboden, bei Betrachtung des Gesamtbodens (0-100 cm) zeigte sich allerdings ein leichter Zugewinn ($+0,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Dies führt nochmals die Bedeutung von Unterböden bei der Analyse von Humusveränderungen vor Augen (Rumpel & Kögel-Knabner, 2011). Als Ursachen für die positive Tendenz in Grünlandböden wurde der Anstieg des Viehbesatzes genannt. Bestätigt wurde der rückläufige Corg-Trend in Ackerböden Flanderns durch die Studien von Sleutel et al. (2003; 2007), die bei Betrachtung des Zeitraums 1990 bis 2000 deutlich höhere Corg-Verluste von $-0,48 - -0,90 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Oberboden (0-24 cm) ermittelten. Eine separate Studie für Grünlandböden (0-100 cm) weist ebenfalls auf deutliche Corg-Verluste in diesem Zeitraum von $-1,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ hin (Mestadagh et al., 2009). Ergänzend zu den bereits genannten Gründen wurde ein rückläufiger Eintrag von Ernteresten und Stroh sowie im Grünland auf eine Zunahme wechselnder Acker/Grünlandnutzung angeführt. Für die Region Wallonien deuten Studien ebenfalls auf Corg-Verluste in Ackerböden ($-0,12 - 0,20 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), in Grünlandböden jedoch auf Corg-Zugewinne ($+0,20 - 0,44 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) hin (Goidts & van Wesemael, 2007; Goidts et al., 2009). Hinsichtlich der Corg-Verluste wurde ergänzend ein Zusammenhang mit hohen initialen Corg-Gehalten gefunden. Der Corg-Anstieg im Grünland wurde neben dem Anstieg des Viehbesatzes auch mit einer intensivierten Grünlandnutzung, einer veränderten Vegetationszusammensetzung (Zunahme produktiver und tiefwurzelnder Arten) und einer Zunahme der Niederschläge im Beobachtungszeitraum erklärt. Abgesehen davon konnte in keiner der genannten Studien ein eindeutiger Effekt des Klimawandels auf die Humusentwicklung belegt werden. Die Ergebnisse dieser Studien sind mit Vorsicht zu bewerten, da sie nicht auf wiederholten Beprobungen von Monitoringflächen beruhen und aufgrund der veralteten Corg-Messmethodik und der Abschätzung der Lagerungsdichten anhand von Pedotransferfunktionen eine gewisse Unsicherheit hinsichtlich der Datenqualität vorliegt.

Für die **Niederlande** erbrachten die Studien von Reijneveld et al. (2009) und Hanegraaf et al. (2009) Hinweise auf einen generellen Anstieg der Corg-Gehalte in Ackerböden (0-25 cm) von $0,08 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und in Grünlandböden (0-5 cm) von $+0,10 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Zeitraum 1984 bis 2004. Diese Erkenntnisse basieren auf den Ergebnissen von Standard-Bodenuntersuchungen von ca. 15.500 Standorten. Der Anstieg der Corg-Gehalte wurde in Zusammenhang mit niedrigen initialen Corg-Gehalten gebracht, insbesondere im Grünland. Mögliche bewirtschaftungs- und oder klimabedingte Ursachen wurden nicht im Detail untersucht. Im Gegensatz dazu erbrachte eine Studie anhand von 1152 Bodenprofilen, die bis zu einer Tiefe von 1 m beprobt wurden, klare Hinweise auf einen Rückgang der Corg-Vorräte unter Acker- und Grünlandnutzung im Zeitraum 1998 bis 2018 (Knotters et al., 2022).

In **Frankreich** weist eine Untersuchung von Arrouays et al. (2001) auf eine Abnahme der Corg-Vorräte von Oberböden (0-30 cm) landwirtschaftlich genutzter Böden um etwa $-0,2\%$ pro Jahr im Zeitraum 1990 bis 2004 hin, allerdings mit regionalen Unterschieden. Als Ursachen werden neben Landnutzungsänderungen die Intensivierung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung, die zunehmende Spezialisierung der Betriebe, die Zunahme der Bodenbearbeitungstiefe und die Kalkung genannt. Für die Region Franche-Comté liegt für den gleichen Zeitraum eine detaillierte Analyse der Humusentwicklung vor (Saby et al., 2008). Für Acker- und Grünlandböden ergab sich hier ein Rückgang der Corg-Gehalte von $-0,26 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$, was in Verbindung mit dem Klimawandel (Temperaturanstieg) und Landnutzungsänderungen (Grünland zu Acker) gebracht wurde. Zudem konnte ein Zusammenhang mit hohen initialen Corg-Gehalten gefunden werden.

Für **Dänemark** liegt eine detaillierte Analyse von Veränderungen der Corg-Vorräte (0-100 cm) von 504 ackerbaulich genutzten Standorten im Zeitraum 1986 bis 2009 vor (Taghizadeh-Toosi et al., 2014). Die Ergebnisse zeigten einen mittleren Corg-Verlust von $-0,20 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, was auf den Klimawandel (erhöhte C-Mineralisierung aufgrund des Temperaturanstiegs) und geringe C-Einträge in getreidedominierten Fruchtfolgen mit Strohabfuhr zurückgeführt wurde.

In **England** wurde im Zeitraum 1978 bis 1983 eine umfassende Bodeninventur durchgeführt, wobei die Corg-Gehalte von Oberböden (0-15 cm) unter Acker- und Grünlandnutzung bestimmt wurden. Im Zeitraum 1994 bis 1996 erfolgte eine Wiederholungsbeprobung von 853 Ackerböden und 771 Grünlandböden. Eine Auswertung durch Bellamy et al. (2003) zeigt einen generellen Rückgang der Corg-Gehalte in diesem Zeitraum um $-0,6\%$ pro Jahr. Als Ursachen für den Humusverlust wurde neben (historischen) Landnutzungsänderungen (Grünlandumbruch) und ein damit verbundener Zusammenhang mit hohen initialen Corg-Gehalten, eine verstärkte Drainierung und erhöhte Tierzahlen vor allem der Klimawandel (verstärkte Mineralisation durch Temperaturerhöhung, etc.) angeführt. In einer Folgestudie kamen Smith et al. (2007) allerdings zu der Einschätzung, dass maximal 10-20% des beobachteten Humusverlusts in England durch den Klimawandel erklärt werden können.

In **Schottland** erfolgte im Zeitraum 1978 bis 1988 eine Bodeninventur mit 721 Standorten, bei der neben Corg-Gehalten auch Steingehalte horizontweise bis zu einer Tiefe von 75 bis 100 cm bestimmt wurden. Eine Wiederholungsbeprobung in den Jahren 2007-2009 umfasste unter anderem auch 16 ackerbaulich genutzte Standorte und 32 Standorte unter Grünlandnutzung, dabei wurden auch Lagerungsdichten bestimmt. Eine Auswertung von Corg-Vorratsänderungen für Oberböden (0-15 cm) und Gesamtböden (0-100 cm) im Zeitraum 1978 bis 2009 zeigte für Ackerstandorte keine (0-100 cm) bzw. nur eine unwesentliche Verringerung der Corg-Vorräte, in Grünlandböden wurde ein Corg-Verlust von $-0,09 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (0-15 cm) bzw. $-0,18 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (0-100 cm) festgestellt. Der tendenzielle Humusrückgang in landwirtschaftlich genutzten Böden wurde auf eine Krumenvertiefung zurückgeführt.

In **Finnland** wurde 1974 ein Bodenmonitoring-Programm für landwirtschaftlich genutzte Böden mit 204 Standorten initiiert, deren Oberböden (0-15 cm) auf Corg-Gehalte, Lagerungsdichte und Textur untersucht wurden. In den Jahren 1987, 1998 und 2009 erfolgten Wiederholungsbeprobungen, wobei im Jahr 2009 611 der ursprünglichen Standorte beprobt wurden. Für den Zeitraum 1974 bis 2009 ermittelten Heikkinen et al. (2013) einen mittleren Rückgang der Corg-Vorräte von $-0,22 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Neben einer Einmischung Corg-ärmeren Unterbodens in den Ap-Horizont durch eine Krumenvertiefung (Verdünnungseffekt) wurden als mögliche Ursachen für den Corg-Rückgang eine im Vergleich zu anderen europäischen Ländern relativ spät erfolgte Umwandlung von Wald/Grünland zu Acker, eine Zunahme der Erosion, ein Rückgang der organischen Düngung (insbesondere von Stallmist), eine rückläufige Belassung von Ernterückständen, zunehmende Drainierung sowie der Klimawandel (verstärkte Mineralisation durch Temperaturerhöhung, etc.) angeführt.

Für die **Schweiz** liegen mehrere Untersuchungen zu Humusveränderungen in landwirtschaftlich genutzten Böden vor, die auf unterschiedlichen Datenerhebungen basieren. Die Nationale Bodenbeobachtung (NABO) der Schweiz wurde in den 1980er-Jahren initiiert und umfasst aktuell etwa 110 Standorte, von denen etwa ein Drittel landwirtschaftlich genutzt werden. Im Abstand von 5 Jahren werden Bodenproben gezogen und verschiedene chemische, physikalische und biologische Bodenparameter erhoben, darunter auch Corg-Gehalte. Eine Auswertung der Corg-Entwicklung in Oberböden (0-20 cm) von 30 Monitoringflächen unter landwirtschaftlicher Nutzung für den Zeitraum 1990 bis 2014 durch Gubler et al. (2019) zeigte im Mittel keine signifikanten Corg-Veränderungen. Es wurden aber

sowohl Standorte mit rückläufigen Corg-Gehalten (9 Standorte, 30%) als auch zunehmenden Corg-Gehalten (4 Standorte, 13%) im Bereich von -1,2 bis +1,1% pro Jahr beobachtet. Neben einem Zusammenhang mit initialen Corg-Gehalten bzw. Corg/Ton-Verhältnissen als Indikator für die Bodenqualität wurde nur ein schwacher Zusammenhang der beobachteten Corg-Entwicklung mit Bewirtschaftungsveränderungen (organische Düngung, Fruchtfolge) gefunden.

Im Kanton Fribourg wurde 1987 ein Bodenmonitoring-Programm (FRIBO) initiiert, das 250 landwirtschaftlich genutzte Standorte umfasst. Die Standorte wurden im Anstand von 5 Jahren beprobt, die letzte Probenahme erfolgte im Zeitraum 2012-2016. Eine Analyse von Corg-Gehaltsveränderungen in Oberböden (0-20 cm) von 209 ausgewählten Standorten unter Acker- bzw. Grünlandnutzung zeigte nur für 33 Standorte (16%) signifikante Veränderungen, wobei in Grünlandböden ausschließlich ein Corg-Rückgang von durchschnittlich $0,4 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beobachtet wurde, während in Ackerböden 64% der Standorte einen mittleren Rückgang der Corg-Gehalte von $-0,11 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verzeichneten (Guillaume et al., 2021). Die Spannweite der beobachteten Corg-Veränderungen reichte von $-0,6$ bis $+1,3 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die beobachteten Corg-Entwicklungen wurden mit initialen Corg-Gehalten, dem Anteil von Ackergras in der Fruchtfolge, der Intensität der organischen Düngung sowie mit Landnutzungswechseln in Verbindung gebracht.

Für die Kantone Genf und Vaud zeigte eine Auswertung von Standard-Bodenanalysen (0-20 cm) von insgesamt 2289 Flächen für den Zeitraum 1993 bis 2019 einen geringfügigen mittleren Corg-Verlust von $-0,03\%$ pro Jahr im Kanton Genf und einen leichten mittleren Anstieg der Corg-Gehalte von $+0,08\%$ pro Jahr für den Kanton Vaud (Dupla et al., 2021). Bei Betrachtung des Zeitraums 2007 bis 2019 ergab sich für beide Kantone ein Anstieg der Corg-Gehalte im Mittel um $+0,20\%$ (Genf) bzw. $+0,37\%$ (Vaud) pro Jahr. Der deutliche Corg-Anstieg wurde auf die Einführung des verpflichtenden Anbaus von Zwischenfrüchten sowie einer mindestens 4-gliedrigen Fruchtfolge und der Zunahme reduzierte Bodenbearbeitung zurückgeführt.

In **Österreich** wurden insgesamt 754 Standorte und Acker- und Grünlandnutzung von Bodeninventuren in Niederösterreich aus dem Zeitraum 1985-2000 erneut in den Jahren 2015-2020 beprobt. Die Ergebnisse wiesen auf einen deutlichen Anstieg der Corg-Vorräte von im Mittel $0,20 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Ackerböden und $0,87 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Grünlandböden im Beobachtungszeitraum hin. Als ursächlich für den generellen Anstieg der Corg-Vorräte wurde eine Zunahme des Zwischenfruchtanbaus, diversifizierte Fruchtfolgen, zunehmende Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitungssysteme, zunehmende organische Düngung und eine verstärkte Umstellung auf Ökolandbau bzw. eine extensivierte Grünlandnutzung und eine Zunahme der organischen Düngung im Grünland erachtet.

Für **Deutschland** liegen Auswertungen der Humusentwicklung in ackerbaulich genutzten Böden basierend auf dem BDF-Programm anderer Bundesländer bzw. auf Grundlage regionaler Bodeninventuren vor. Eine Auswertung der Entwicklung der Corg-Vorräte (0-60 cm) von 268 Ackerstandorten im Raum Köln/Bonn im Zeitraum 2005 bis 2013 weist auf einen deutlichen Corg-Verlust von $-0,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ hin. Die Corg-Gehalte nahmen im Mittel im Unterboden ab, im Oberboden aber zu, was auf eine zunehmende Umstellung auf reduzierte Bodenbearbeitungssysteme zurückgeführt wurde. Als Hauptursache für den beobachteten Humusverlust sehen die Autoren vorangegangene Landnutzungsänderungen (Grünlandumbruch) an. Aufgrund einer Abnahme der mittleren Jahrestemperatur während des Beobachtungszeitraums wurde der Klimawandel als Verursacher des Humusrückgangs ausgeschlossen. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass eine Humusbilanzierung der Standorte nach VDLUFA (Ebertseder et al., 2014) im Mittel in einem positiven Saldo von $+133 \text{ kg C ha}^{-1}$

a^{-1} im Beobachtungszeitraum resultierte und keinerlei Zusammenhang mit den beobachteten Veränderungen der Corg-Gehalte/Vorräte im Oberboden gefunden wurde.

Eine Auswertung der Entwicklung von Corg-Vorräten (0-30 cm) ausgewählter Acker-BDF in Schleswig-Holstein im Zeitraum 1989-2016 (teilweise auch kürzere Zeiträume) zeigte keine generellen Veränderungen (Nerger et al., 2019; Klüver et al., 2020). Für Nordrhein-Westfalen liegt eine Analyse von Corg-Gehaltsveränderungen in Ackerböden (0-30 cm) für den Zeitraum 1979 bis 2003 basierend auf verschiedenen Datenquellen vor (Preger et al., 2006). Für den Zeitraum 1979-1990 ergab sich ein deutlicher Anstieg der Corg-Gehalte von $+0,87 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$, gefolgt von einem rückläufigen Corg-Trend im Zeitraum 1990 bis 2003 um $-0,66 \text{ mg g}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der Anstieg der Corg-Gehalte bis 1990 wurde auf eine Überrepräsentanz von Standorten, die mit Klärschlamm gedüngt wurden, sowie auf die Nachwirkungen einer Krumenvertiefung Ende der 1970er bis Anfang der 1980er-Jahre bzw. von Landnutzungswechseln zurückgeführt. Die Ergebnisse eines Humusmonitoringprogramms in Nordrhein-Westfalen an 45 Ackerstandorten zeigten für den Zeitraum 2009 bis 2018 eine Zunahme der Corg-Gehalte von 0,3-0,4% a^{-1} , was vor allem auf eine Zunahme der organischen Düngung sowie relativ niedrige initiale Corg-Gehalte zurückgeführt wurde.

Zusammenfassend weisen die Untersuchungen in Belgien, Frankreich, Dänemark, England, Schottland und Finnland vorwiegend auf eine Abnahme der Corg-Gehalte bzw. -Vorräte sowohl in Acker- als auch Grünlandböden hin. Nur in landwirtschaftlich genutzten Böden der Niederlande sowie in Teilen der Schweiz, Österreichs und Deutschlands scheinen die Corg-Gehalte bzw. -Vorräte zuzunehmen. Als Hauptursachen für die rückläufige Humusentwicklung in weiten Teilen Mittel- und Nordeuropas wurden eine abnehmende organische Düngung (insbesondere der Rückgang von Stallmist), abnehmende Getreideanteile in den Fruchtfolgen zu Gunsten von Hackfrüchten und Silomais, eine Zunahme der Erosion, zunehmende Drainage (insbesondere im Grünland), ein rückläufiger Eintrag von Ernteresten und Stroh, hohe initiale Corg-Gehalte bzw. Landnutzungswechsel (Grünlandumbruch) sowie der Klimawandel (erhöhte Mineralisation aufgrund des Temperaturanstiegs) angeführt. Zudem wurde oft auf eine erfolgte Krumenvertiefung als mögliche Ursache für Corg-Verluste verwiesen, wobei hier anzumerken ist, dass es dadurch in der Regel nicht zu einem Netto-Corg-Verlust kommt, sondern die organische Bodensubstanz lediglich auf ein größeres Bodenvolumen verteilt wird (Verdünnungseffekt) (Nieder & Richter, 1986; Wiesmeier et al., 2012). Diese Umverteilung würde bei einer Beschränkung der Probenahme auf die Tiefe vor der erfolgten Krumenvertiefung als Corg-Verlust interpretiert werden.

Eine oftmals vermutete Beteiligung des Klimawandels an der rückläufigen Humusentwicklung konnte bisher in keiner der Studien belegt werden, da die Wirkung der Bewirtschaftung und von Landnutzungsänderungen deutlich stärker ist und eine klare Zuordnung auf Praxisflächen daher grundsätzlich schwierig ist. Der beobachtete Anstieg der Corg-Gehalte bzw. -Vorräte in den Niederlanden und Teilen der Schweiz wurde vor allem auf niedrige initiale Corg-Gehalte, verbesserte Fruchtfolgen und eine Umstellung zu reduzierten Bodenbearbeitungssystemen zurückgeführt, wobei Letzteres, wie bereits in Abschnitt 4.1.2 erwähnt, meist nicht zu einem Netto-Corg-Anstieg, sondern zu einer Akkumulation von Corg im Oberboden (0-10 cm) führt. Generell sollte bei länderübergreifenden Vergleichen der Corg-Entwicklung berücksichtigt werden, dass große Unterschiede hinsichtlich der Untersuchungsgebiete, landwirtschaftlicher Strukturen, Standortbedingungen, klimatischen Verhältnisse, Länge der Betrachtungszeiträume und der Qualität der zur Verfügung stehenden Bewirtschaftungs- und Bodendaten bestehen und Interpretationen von Humustrends und deren Ursachen nur sehr bedingt vergleichbar sind.

Tab. 13: Übersicht über Studien in Ländern/Regionen Mittel- und Nordeuropas zur Corg-Entwicklung in landwirtschaftlich genutzten Böden und möglichen Ursachen

Land/Region	Zeitraum	Tiefe (cm)	Standorte	Landnutzung	ΔCorg ($\text{t ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)	Mögliche Ursachen	Referenz
Belgien	1960-1990; 1990-2000	0-30	289 Landschafts- einheiten	Acker	1960-1990: +0,03 1990-2000: -0,22	Corg-Zunahme 1960-1990: Zunahme der Tierzahlen, Zunahme der Ausbringung organischer Dünger Corg-Abnahme 1990-2000: rückläufige Ausbringung von organischen Düngern, insbesondere Stallmist; Zunahme Erosion	Letten et al., 2005
				Grünland	1960-1990: +0,47 1990-2000: -0,50		
Belgien, Flandern	1960-2006	0-30; 0-100	22	Acker	0-30 cm: -0,15 0-100 cm: -0,19	Krumenvertiefung; Rückgang der organischen Düngung, insbesondere Stallmist; abnehmende Getreide- und zunehmender Silomais- und Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge Anstieg Viehbesatz; zunehmende Drainage (Corg-Verlust 0-30 cm)	Meersmans et al., 2009; 2011
			105	Grünland	0-30 cm: -0,004 0-100 cm: +0,14		
Belgien, Flandern	1990-1999	0-24	ca. 48.000	Acker	-0,48 – -0,90	Rückgang der organischen Düngung, insbesondere Stallmist; rückläufiger Eintrag von Ernteresten und Stroh; Klimawandel (Temperaturanstieg)	Sleutel et al., 2003; 2007
Belgien, Flandern	1990-2000	0-100		Grünland	-1,5	Rückgang der organischen Düngung, insbesondere Stallmist; Zunahme wechselnder Acker/Grünlandnutzung	Mestdagh et al., 2009
Belgien, Wallonien	1955-2005	0-30	298	Acker	-0,12 – -0,20	Rückgang der organischen Düngung, insbesondere Stallmist; abnehmende Getreide- und zunehmender Silomais- und Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge; hohe initiale Corg-Gehalte; Auswirkungen des Klimawandels unklar Anstieg Viehbesatz; intensivierte Grünlandnutzung, veränderte Vegetationszusammensetzung (Zunahme produktiver und tiefwurzelnder Arten); Klimawandel (Zunahme Niederschlag)	Goidts & van Wesemael, 2007; Goidts et al., 2009
			129	Grünland	+0,20 – +0,44		
Niederlande	1984-2004	0-25	-	Acker	+0,08 $\text{mg g}^{-1} \text{a}^{-1}$	Initialer Corg-Gehalt	Reijneveld et al., 2009; Hanegraaf et al., 2009
		0-5		Grünland	+0,10 $\text{mg g}^{-1} \text{a}^{-1}$		
Niederlande	1998-2018	0-30; 30-100	1152	Acker	0-30 cm: -0,45 30-100 cm: -1,51	-	Knotters et al., 2022
				Grünland	0-30 cm: -0,14 30-100 cm: -0,59		
Frankreich	1990-2004	0-30	-	Acker	-0,2 $\% \text{a}^{-1}$ (Corg-Vorrat)	Landnutzungswechsel; Intensivierung der Bewirtschaftung; Zunahme der Bodenbearbeitungstiefe; Kalkung	Arrouays et al., 2001
Frankreich, Franche-Comté	1990-2004	Ap/0-30	-	Acker/ Grünland	-0,26 $\text{mg g}^{-1} \text{a}^{-1}$	Initialer Corg-Gehalt; Klimawandel (Temperaturanstieg); Landnutzungswechsel (Grünlandumbbruch)	Saby et al., 2008
Dänemark	1986-2009	0-100	504	Acker	-0,20	Klimawandel (Temperaturanstieg); getreidedominierte Fruchtfolgen mit Strohabfuhr	Taghizadeh-Toosi et al., 2014
England	1978-1995	0-15	853	Acker	-0,6 $\% \text{a}^{-1}$	Initialer Corg-Gehalt; (historische) Landnutzungswechsel (Grünlandumbbruch); zunehmende Drainage; zunehmende Erosion;	Bellamy et al., 2005;

	1978-1996		771	Grünland		Rückgang der organischen Düngung, insbesondere Stallmist; rückläufiger Eintrag von Ernteresten und Stroh; Klimawandel (vor allem Temperaturanstieg)	Smith et al., 2007
Schottland	1978-2009	0-15; 0-100	16	Acker	0-15 cm: -0,004 0-100 cm: 0	Krumenvertiefung	Chapman et al., 2013
			32	Grünland	0-15 cm: -0,09 0-100 cm: -0,18		
Finnland	1974-2009	0-15	611	Acker	-0,22	Krumenvertiefung; Landnutzungswechsel (Wald/Grünland zu Acker); Zunahme Erosion; Rückgang der organischen Düngung, insbesondere Stallmist; zunehmende Drainage; Klimawandel (Temperaturanstieg)	Heikkinen et al., 2013
Schweiz	1990-2014	0-20	30	Acker	0,00	-	Gubler et al., 2019
Schweiz, Kanton Fribourg	1987-2016	0-20	209	Acker/ Grünland	-0,6 – +1,3 mg g ⁻¹ a ⁻¹	Initialer Corg-Gehalt; Anteil Ackergras in der Fruchtfolge; organische Düngung; Landnutzungswechsel	Guillaume et al., 2021
Schweiz, Kantone Genf und Vaud	1993-2019	0-20	2289	Acker	Genf: -0,03% (1993-2019) +0,20% (2007-2019) Vaud: +0,08% (1993-2019) +0,37% (2007-2019)	Verpflichtender Anbau von Zwischenfrüchten und mind. 4-gliedrige Fruchtfolge; Zunahme reduzierte Bodenbearbeitung	Dupla et al., 2021
Österreich, Niederösterreich	1985/2000-2015/2020	0-20/ Ap	754	Acker	+0,20	Zunahme Zwischenfruchtanbau, diversifizierte Fruchtfolgen, reduzierte Bodenbearbeitung, organische Düngung, Ökolandbau	Wenzel et al., 2022
				Grünland	+0,87	Extensivierte Grünlandnutzung, Zunahme organische Düngung	
Deutschland, Köln/Bonn	2005-2013	0-60	268	Acker	-0,56	(historische) Landnutzungswechsel (Grünlandumbbruch)	Steinmann et al., 2016
Deutschland, Schleswig-Holstein	1989/2009-2015	0-30	10	Acker	0,00	-	Nerger et al., 2020; Klüver et al., 2020
Deutschland, Nordrhein-Westfalen	1979-1990; 1990-2003	0-30	-	Acker	1979-1990: +0,87 mg g ⁻¹ a ⁻¹ 1990-2003: -0,66 mg g ⁻¹ a ⁻¹	Corg-Anstieg 1979-1990: Überrepräsentanz mit Klärschlamm gedüngter Flächen; Krumenvertiefung; Landnutzungswechsel (Grünlandumbbruch);	Preger et al., 2006
Deutschland, Nordrhein-Westfalen	2009-2018	Ap	45	Acker	+0,3-0,4 % a ⁻¹ (Corg-Gehalt)	Zunahme organische Düngung, niedrige initiale Corg-Gehalte	Bamminger et al., 2021

5 Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

Die kontinuierliche Erhebung von Humuskenngrößen im BDF-Programm im Zeitraum 1986-2016 ermöglichte eine Analyse der Humusentwicklung von Standorten unter verschiedener landwirtschaftlicher Nutzung (Acker, Grünland, Sonderkulturen, wechselnde Acker-/Grünland-Nutzung). Die Ergebnisse zeigten ein standörtlich differenziertes Bild der Entwicklung der Corg- und Nt-Gehalte im Beobachtungszeitraum. In den 80 ackerbaulich genutzten BDF waren für einen Großteil der Standorte (64%) keine wesentlichen Veränderungen der Corg-Gehalte ersichtlich. Ein erkennbarer Rückgang der Corg-Gehalte wurde für 20% der Acker-BDF festgestellt, für 16% der Standorte zeigte sich ein Anstieg im Beobachtungszeitraum. Im Mittel ergab sich eine nur sehr geringe Abnahme der Corg-Gehalte von 3% ($-0,57 \text{ mg g}^{-1}$) gegenüber dem Ausgangszustand. Ein ähnliches Bild ergab sich für die 18 BDF unter Grünlandnutzung. Hier zeigte ebenfalls ein Großteil der Standorte (67%) keine auffallenden Corg-Veränderungen, an jeweils 17% der Standorte kam es zu einer Ab- bzw. Zunahme der Corg-Gehalte. Im Mittel ergab sich im Beobachtungszeitraum keine signifikante Veränderung der Corg-Gehalte. Die 12 Standorte mit wechselnder Acker-/Grünland-Nutzung zeigten in der Regel eine Zunahme der Corg-Gehalte nach Umstellung von Acker zu Grünland und einen Rückgang nach Grünlandumbruch.

Die Entwicklung der Nt-Gehalte war grundsätzlich verschieden von der Corg-Entwicklung. Für Acker-BDF ergab sich im Mittel eine leichte, aber signifikante Zunahme der Nt-Gehalte ($+0,06 \text{ mg g}^{-1}$) im Beobachtungszeitraum, wobei für den Großteil der Standorte (74%) ebenfalls keine wesentlichen Änderungen ersichtlich waren. Allerdings war der Anteil von Standorten mit einem deutlichen Anstieg der Nt-Gehalte deutlich größer (20%) als der Anteil mit einem Rückgang (6%). Ähnlich verhielt es sich im Grünland: Nt-Zunahmen wurden für 33% der Standorte ermittelt, ein Rückgang für lediglich 11% der Standorte, der Großteil (56%) zeigte keine wesentlichen Veränderungen. Aufgrund der entgegengerichteten Veränderungen von Corg- und Nt-Gehalten kam es zu einer deutlichen Abnahme des C/N-Verhältnisses von im Mittel $-0,62$ für Acker-BDF und $-0,36$ für Grünland-BDF im Beobachtungszeitraum.

Der beobachtete Corg- und Nt-Anstieg in einem Teil der Acker-BDF scheint vorwiegend auf veränderte Bewirtschaftungsweisen zurückzuführen sein. Als wichtigster Faktor für eine Zunahme der Corg- und Nt-Gehalte wurde der Anteil der Jahre mit Ökolandbau als Betriebsform am gesamten Beobachtungszeitraum identifiziert. Ursächlich für den Corg- und Nt-Anstieg in langfristig ökologisch bewirtschafteten Flächen könnte ein durch die Fruchtfolge bedingter höherer Eintrag bzw. eine veränderte Qualität (mehr wurzelbürtige organische Substanz) der organischen Substanz sein. Daneben scheint der Anteil der Jahre, in denen Stroh nach der Ernte auf dem Feld verblieb sowie eine Zunahme der organischen Düngung im Beobachtungszeitraum in Zusammenhang mit dem Corg- und Nt-Anstieg zu stehen. Dies bestätigt die Bedeutung der Rückfuhr entzogener organischer Substanz in Form von organischen Düngern und Stroh für einen ausgeglichenen Humushaushalt. Zudem bestand ein Zusammenhang zwischen dem Zeitraum nach dem letzten Pflügen und dem beobachteten Corg- und Nt-Anstieg. Allerdings ist anzumerken, dass eine reduzierte Bodenbearbeitung meist nur in einer Umverteilung von Humus in obere Bodenschichten resultiert und diese Umverteilung aufgrund der isolierten Betrachtung der obersten 15 cm der Böden im BDF-Programm fälschlicherweise als Netto-Anstieg interpretiert würde. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit einer durchgängigen Beprobung des Oberbodens sowie optimalerweise auch einer Erfassung des Unterbodens in Bodenmonitoringprogrammen.

Als potentielle Ursache für den Corg- und Nt-Rückgang in einem Teil der Acker-BDF wurde ein hoher initialer Corg- bzw. Nt-Gehalt zu Beginn des BDF-Programms identifiziert. Dies könnte darauf hindeuten, dass ein vorangegangener Grünlandumbruch und ein darauf erfolgter Humusverlust, der sich oft über mehrere Jahrzehnte erstrecken kann, die Humusdynamik dieser Standorte noch heute beeinflusst. Möglicherweise spielt hier aber auch der Klimawandel eine Rolle, da besonders Standorte mit hohen Corg-Gehalten von einem Abbau der organischen Substanz aufgrund der Temperaturerhöhung betroffen sein könnten. Ein Zusammenhang zwischen hohen initialen Corg-Gehalten und einem Corg-Rückgang in landwirtschaftlich genutzten Böden wurde auch in anderen Ländern und Regionen Mittel- und Nordeuropas gefunden. Ein vermuteter negativer Zusammenhang zwischen dem Anteil humuszehrender Kulturen wie Hackfrüchten (Kartoffeln, Zuckerrüben) und Mais in der Fruchtfolge und der Corg- und Nt-Entwicklung konnte nur tendenziell beobachtet werden. Da der Mais- und Hackfruchtanbau mit der Rückführung von organischen Düngern verbunden ist, ist eine losgelöste Betrachtung dieses Faktors im BDF-Programm nur bedingt möglich. Auch kann nicht geklärt werden, ob der Hackfruchtanteil oder die damit verbundene geringere Menge an Stroh bedeutsamer für die Entwicklung der Humusgehalte ist, da beide Faktoren ebenfalls zusammenhängen.

Für Grünland-BDF konnte aufgrund der geringen Stichprobenzahl keine detaillierte Untersuchung möglicher Einflussfaktoren auf die beobachteten Änderungen der Corg- und Nt-Gehalte durchgeführt werden. Nachweisbare Zusammenhänge mit den ermittelten Trends der Corg-Gehalte wurden lediglich für den Anteil an Jahren mit eingesetztem Mineraldünger (positiv) festgestellt sowie tendenziell eine negative Korrelation mit dem initialen Corg-Gehalt. Wie bereits für Ackerböden vermutet, könnte auch hier ein Zusammenhang mit dem Klimawandel bestehen. Durch den allgemeinen Temperaturanstieg besteht die Gefahr eines langfristigen Humusabbaus aufgrund einer verstärkten Mineralisation der organischen Substanz. Die Analyse der steuernden Faktoren der Humusentwicklung an den BDF-Standorten erbrachte keine Hinweise auf eine Beteiligung von Klimafaktoren an den beobachteten Corg- und Nt-Veränderungen. Das könnte allerdings auch auf die Tatsache zurückzuführen sein, dass der Klimawandel sich auf alle BDF-Standorte in ähnlicher Weise in Form einer allgemeinen Zunahme der Jahresdurchschnittstemperatur sowie einem Rückgang der Niederschläge im Beobachtungszeitraum auswirkt und daher Klimafaktoren in den Modellen keine wesentliche Rolle spielen. Die deutliche Verengung des C/N-Verhältnisses, die sowohl für Acker- als auch Grünland-BDF beobachtet wurde, könnte ein erster Hinweis auf einen verstärkten Abbau der organischen Bodensubstanz im Zuge des Klimawandels sein. Bei etwa der Hälfte der Acker-BDF war die Abnahme des C/N-Verhältnisses auf eine stärkere Abnahme von Corg im Vergleich zu Nt zurückzuführen. Dies könnte möglicherweise mit einem präferentiellen Abbau labiler partikulärer organischer Substanz (POM) bedingt durch die Temperaturerhöhung zusammenhängen, die sich durch ein weites C/N-Verhältnis auszeichnet. Eine Ausweitung des Untersuchungsprogramms auf verschiedene (klimasensitive) Fraktionen der organischen Bodensubstanz bzw. mikrobiellen Kenngrößen könnte zukünftig wichtige Einblicke in die Humusdynamik von Acker- und Grünlandböden im Klimawandel ermöglichen. Dennoch ist ein möglicher Beitrag des Klimawandels an den beobachteten Humusveränderungen grundsätzlich nur schwer vom Einfluss anderer, kurz- bis mittelfristig wirkender Faktoren wie veränderten Bewirtschaftungsweisen zu trennen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass im bisherigen Beobachtungszeitraum keine gravierenden Veränderungen der Humusentwicklung in landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns aufgetreten sind. Ein nennenswerter Rückgang der Humusgehalte wurde nur für einen relativ kleinen Anteil der BDF-Standorte festgestellt, wobei hier nicht Bewirtschaftungsfaktoren ursächlich sind, sondern vermutlich vorangegangene Landnutzungswechsel

bzw. der Klimawandel. Angesichts eines potentiellen Humusabbaus im Zuge des Klimawandels besteht Bedarf für ein vorausschauendes Humusmanagement, um die Böden an den Klimawandel anzupassen und ihre Ertragsfähigkeit und Funktionalität sicherzustellen. Von zentraler Bedeutung ist dabei eine ausreichende Zufuhr organischer Substanz. Neben einer standortgerechten vielfältigen Fruchtfolge mit einem ausgewogenen Verhältnis von humusmehrenden und humuszehrenden Kulturen sind insbesondere die Belassung von Ernterückständen, der Zwischenfruchtanbau zur Gründüngung, Untersaaten sowie die Anwendung von organischen Düngern, insbesondere Stallmist, bewährte Möglichkeiten, um eine ausreichende Versorgung des Bodens mit organischer Substanz sicherzustellen. Daneben bieten zahlreiche innovative Ansätze wie Mischkultursysteme, Dauerkulturen, Agroforstsysteme und ganzheitliche Weidekonzepte nicht nur die Chance einer optimierten Humusversorgung und Bodenfruchtbarkeit, sondern möglicherweise auch weitere Vorteile hinsichtlich Ertragsstabilität, Biodiversität, Mikroklima, Tierwohl und Klimaresilienz. Regelmäßige Humusuntersuchungen sind dabei die Basis einer sicheren Bewertung und Optimierung der Humusversorgung.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Melanie Treisch, Heidi-Scherzer-Gois, Sandra Schwarzmeier, Veronika Ilmberger und Monika Dirscherl für die Organisation und Betreuung des BDF-Programms sowie die Probenaufbereitung und Laboranalysen, bei den Kolleginnen und Kollegen der beteiligten AELF für die Probenahmen, bei den beteiligten Landwirtinnen und Landwirten für die Bereitschaft zur Teilnahme und beim StMELF für die Finanzierung des BDF-Programms.

Literaturverzeichnis

- Ainsworth, E.A., Long S.P., 2005. What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂. *New Phytologist*, 165, 351-371.
- Alcántara, V., Don, A., Well, R., Nieder, R., 2016. Deep ploughing increases agricultural soil organic matter stocks. *Global Change Biology*, 22(8), 2939-2956.
- Amelung, W., Bossio, D., de Vries, W., Kogel-Knabner, I., Lehmann, J., Amundson, R., Bol, R., Collins, C., Lal, R., Leifeld, J., Minasny, B., Pan, G., Paustian, K., Rumpel, C., Sanderman, J., van Groenigen, J.W., Mooney, S., van Wesemael, B., Wander, M., Chabbi, A., 2020. Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. *Nature Communications*, 11(1), 5427.
- Angst, G., Mueller, K.E., Nierop, K. G.J., Simpson, M.J., 2021. Plant-or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 156, 108–189.
- Arrouays, D., Saby, N., Walter, C., Lemerrier, B., Schwartz, C., 2006. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management*, 22(1), 48-51.
- Auerswald, K., Fischer, F., Winterrath, T., Elhaus, D., Maier, H., Brandhuber, R., 2019. Klimabedingte Veränderung der Regenerosivität seit 1960 und Konsequenzen für Bodenabtragsschätzungen. In: Bachmann, G., König, W., Utermann, J. (Hrsg.), *Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser (Loseblattsammlung)*, Berlin, Erich Schmidt Verlag, 4090, 21 S.
- Bamminger, C., Schilli, C., Hädicke, A., Welp, G., Amelung, W., Herbst, M., Heggemann, T., 2021. Humusmonitoring auf Ackerflächen in Nordrhein-Westfalen - Ergebnisse aus zehn Jahren. *Bodenschutz*, 3, 84-89.
- Baumgarten, A., Haslmayr, H.P., Schwarz, M., Huber, S., Weiss, P., Obersteiner, E., Aust, G., Englisch, M., Horvath, D., Leitgeb, E., Foldal, C., Rodlauer, C., Bohner, A., Spiegel, H., Jandl, R., 2021. Organic soil carbon in Austria – Status quo and foreseeable trends, *Geoderma*, 402, 115214.
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M., Kirk, G.J.D., 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature*, 437, 245–248.
- Benbi, D.K., Boparai, A.K., Brar, K., 2014. Decomposition of particulate organic matter is more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 70, 183–192.
- Burmeister, J., Parzefall, S., Wiesmeier, M., 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.
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125.

- Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 777–783.
- Capriel, P., 2010. Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising, 46 S.
- Capriel, P., Seiffert, D., 2011. 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern, Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986 und 2007. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising, 48 S.
- Capriel, P., 2013. Trends in organic carbon and nitrogen contents in agricultural soils in Bavaria (south Germany) between 1986 and 2007. *European Journal of Soil Science*, 64, 445–454.
- Chapman, S.J., Bell, J.S., Campbell, C.D., Hudson, G., Lilly, A., Nolan, A.J., Robertson, A.H.J., Potts, J.M., Towers, W., 2013. Comparison of soil carbon stocks in Scottish soils between 1978 and 2009. *European Journal of Soil Science*, 64, 455–465.
- Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188, 41-52.
- Conant, R.T., Ryan, M.G., Ågren, G.I., Birge, H.E., Davidson, E.A., Eliasson, P.E., Evans, S.E., Frey, S.D., Giardina, C.P., Hopkins, F.M., Hyvönen, R., Kirschbaum, M.U.F., Lavelle, J.M., Leifeld, J., Parton, W.J., Megan Steinweg, J., Wallenstein, M.D., Martin Wetterstedt, J.Å., Bradford, M.A., 2011. Temperature and soil organic matter decomposition rates - synthesis of current knowledge and a way forward. *Global Change Biology*. 17, 3392–3404.
- Conant, R.T., Cerri, C.E.P., Osborne, B.B., Paustian, K., 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications*, 27(2), 662-668.
- Cotrufo, M.F., Ranalli, M.G., Haddix, M.L., Six, J., Lugato, E., 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12(12), 989–994.
- Davidson, E.A., Janssens, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440, 165–173.
- Drexler, S., Broll, G., Don, A., Flessa, H., 2020. Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands. Thünen Report 75, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, 200 S.
- Dupla, X., Gondret, K., Sauzet O., Verrecchia, E., Boivin, P., 2021. Changes in topsoil organic carbon content in the Swiss leman region cropland from 1993 to present. Insights from large scale on-farm study. *Geoderma*, 400, 115125.
- Ebertseder, T., et al., 2014. Standpunkt Humusbilanzierung – Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), 21 S.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1), 1-23.
- García-Palacios, P., Gattinger, A., Bracht-Jørgensen, H., et al., 2018. Crop traits drive soil carbon sequestration under organic farming. *Journal of Applied Ecology*, 55, 2496-2505.

- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., et al., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, 18226–18231.
- Goidts, E., van Wesemael, B., 2007. Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). *Geoderma*, 141, 341–354.
- Goidts, E., van Wesemael, B., van Oost, K., 2009. Driving forces of soil organic carbon evolution at the landscape and regional scale using data from a stratified soil monitoring. *Global Change Biology*, 15, 2981–3000.
- Gottschalk, P., Smith, J.U., Wattenbach, M., Bellarby, J., Stehfest, E., Arnell, N., Osborn, T.J., Jones, C., Smith, P., 2012. How will organic carbon stocks in mineral soil evolve under future climate? Global projections using RothC for a range of climate change scenarios. *Biogeosciences*, 9, 3151–3171
- Gray, J.M., Bishop, T.F.A., Wilson, B.R., 2016. Factors controlling soil organic carbon stocks with depth in eastern Australia. *Soil Science Society of America Journal*, 79(6), 1741–1751.
- Gubler, A., Wächter, D., Schwab, P., Müller, M., Keller, A., 2019. Twenty-five years of observations of soil organic carbon in Swiss croplands showing stability overall but with some divergent trends, *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 277.
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J.-P., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Henault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., Pellerin, S., Powlson, D.S., Rasse, D.P., Rees, F., Soussana, J.-F., Su, Y., Tian, H., Valin, H., Zhou, F., 2021. Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Global Change Biology*, 27(2), 237–256.
- Guillaume, T., Bragazza, L., Levasseur, C., Libohova, Z., Sinaj, S., 2021. Long-term soil organic carbon dynamics in temperate cropland-grassland systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 305, 107184.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8(4), 345–360.
- Hanegraaf, M.C., Hoffland, E., Kuikman, P.J., Brussaard, L., 2009. Trends in soil organic matter contents in Dutch grasslands and maize fields on sandy soils. *European Journal of Soil Science*, 60, 213–222.
- Hartley, I.P., Hill, T.C., Chadburn, S.E., Hugelius, G., 2021. Temperature effects on carbon storage are controlled by soil stabilization capacities. *Nature Communications*, 12, 6713.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191(1), 77–87.
- Häußermann, U., Bach, M., Klement, L., Breuer, L., 2019. Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 167 S.
- Heikkinen, J., Ketoja, E., Nuutinen, V., Regina, K., 2013. Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974–2009. *Global Change Biology*, 19, 1456–1469.
- Herold, N., Schöning, I., Michalzik, B., Trumbore, S., Schrumpf, M., 2014. Controls on soil carbon storage and turnover in German landscapes. *Biogeochemistry*, 119(1–3), 435–451.

- Hirte, J., Walder, F., Hess, J., Büchi, L., Colombi, T., van der Heijden, M.G., Mayer, J., 2021. Enhanced root carbon allocation through organic farming is restricted to topsoils, *Science of The Total Environment*, 755(2), 143551.
- Hobley, E., Wilson, B., Wilkie, A., Gray, J., Koen, T., 2015. Drivers of soil organic carbon storage and vertical distribution in Eastern Australia. *Plant & Soil*, 390, 111-127.
- Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., Gensior, A., Poeplau, C., Riggers, C., Schneider, F., Tiemeyer, B., Vos, C., Wittnebel, M., Müller, T., Säurich, A., Fahrion-Nitschke, A., Gebbert, S., Jaconi, A., Kolata, H., Laggner, A., et al. 2018. Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung, Braunschweig, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 64.
- Jacobs, A., Poeplau, C., Weiser, C., Fahrion-Nitschke, A., Don, A., 2020. Exports and inputs of organic carbon on agricultural soils in Germany. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 118(3), 249-271.
- Jarecki, M.K., Lal, R., 2003. Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(6), 471–502.
- Just, C., Poeplau, C., Don, A., van Wesemael, B., Kögel-Knabner, I., Wiesmeier, M., 2021. A simple approach to isolate slow and fast cycling organic carbon fractions in Central European soils – Importance of dispersion method. *Frontiers in Soil Science*, 1:692583.
- Kaufmann-Boll, C., Kern, M., Kastler, M., Oellers, J., Toschki, A., Steffens, M., Wiesmeier, M., 2021. Konzeption und Umsetzung eines Klimafolgen-Bodenmonitoring-Verbunds für Bodenbiologie und organische Bodensubstanz. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 88 S.
- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Kirchmann, H., Menichetti, L., 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than aboveground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 184–192.
- Kirchmann, H., Kätterer, T., Bergström, L., Börjesson, G., Bolinder, M.A., 2016. Flaws and criteria for design and evaluation of comparative organic and conventional cropping systems. *Field Crops & Research*, 186, 99–106.
- Kirschbaum, M.U.F., 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology & Biochemistry*, 27(6), 753-760.
- Klüver, K., Elsner, D.C., Filipinski, M., Cordsen, E., Gieske, M., 2020. Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Geologischer Dienst, 44 S.
- Knorr, W., Prentice, I.C., House, J.I., Holland, E.A., 2005. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature*, 433, 298-301.
- Knotters, M., Teuling, K., Reijneveld, A., Lesschen, J.P., Kuikman, P., 2022. Changes in organic matter contents and carbon stocks in Dutch soils, 1998-2018. *Geoderma*, 414, 11575.
- Kolbe, H., Zimmer, J., Beck, Breuer, J., R., Reinhold, J., Barthelmes, G., Bauriegel, A., Weiser, C., Bull, I., Ebel, G., Hanff, H., 2015. Leitfaden zur Humusversorgung – Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, 64 S.

- Krauss, M., Wiesmeier, M., Don, A., Cuperus, F., Gattinger, A., Gruber, S., Haagsma, W.K., Peigné, J., Chioldelli Palazzoli, M., Schulz, F., van der Heijden, M.G.A., Vincent-Caboud, L., Wittwer, R.A., Zikeli, S., Steffens, M., 2022. Reduced tillage in organic farming affects soil organic carbon stocks in temperate Europe. *Soil and Tillage Research*, 216, 105262.
- Kühnel, A., Garcia-Franco, N., Wiesmeier, M., Burmeister, J., Hobley, E., Kiese, R., Dannenmann, M., Kögel-Knabner, I., 2019. Controlling factors of carbon dynamics in grassland soils of Bavaria between 1989 and 2016. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 280, 118-128.
- Kühnel, A., Wiesmeier, M., Kögel-Knabner, I., Spörlein, P., 2020. Veränderungen der Humusqualität und -quantität bayerischer Böden im Klimawandel. *UmweltSpezial*, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hof.
- Lavallee, J.M., Soong, J.L., Cotrufo, M.F., 2019. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26(1), 261–273.
- Ledo, A., Smith, P., Zerihun, A., Whitaker, J., Vicente-Vicente, J.L., Qin, Z., McNamara, N.P., Zinn, Y.L., Llorente, M., Liebig, M., Kuhnert, M., Dondini, M., Don, A., Diaz-Pines, E., Datta, A., Bakka, H., Aguilera, E., Hillier, J., 2020. Changes in soil organic carbon under perennial crops. *Global Change Biology*, 26(7), 4158-4168.
- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M., 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(2), 403-427.
- Lehmann, J., Cowie, A., Masiello, C.A., Kammann, C., Woolf, D., Amonette, J.E., Cayuela, M.L., Camps-Arbestain, M., Whitman, T., 2021. Biochar in climate change mitigation. *Nature Geosciences*, 14, 883–892.
- Leifeld, J., Bassin, S., Fuhrer, J., 2005. Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105, 255-266.
- Leifeld, J., Zimmermann, M., Fuhrer, J., Conen, F., 2009. Storage and turnover of carbon in grassland soils along an elevation gradient in the Swiss Alps. *Global Change Biology*, 15, 668–679.
- Leifeld, J., Fuhrer, J., 2010. Organic farming and soil carbon sequestration: What do we really know about the benefits? *Ambio*, 39, 585–599.
- Lettens, S., van Orshoven, J., van Wesemael, B., Muys, B. & Perrin, D., 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*, 11, 2128–2140.
- Liu, C., Lu, M., Cui, J., Li, B., Fang, C., 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20(5), 1366-1381.
- Maillard, É., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20, 666–679.
- Mayer, S., Kühnel, A., Burmeister, J., Kögel-Knabner, I., Wiesmeier, M., 2019. Controlling factors of organic carbon stocks in agricultural topsoils and subsoils of Bavaria. *Soil and Tillage Research* 192, 22-32.

Mayer, S., Wiesmeier, M., Sakamoto, E., Hübner, R., Cardinael, R., Kühnel, A., Kögel-Knabner, I., 2022. Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 323, 107689.

Mayes, M., et al., 2014. Soil type mediates effects of land use on soil carbon and nitrogen in the Konya Basin, Turkey. *Geoderma*, 232, 517-527.

McDaniel, M.D., Tiemann, L.K., Grandy, A.S., 2014. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications*, 24(3), 560–570.

Meersmans, J., VanWesemael, B., De Ridder, F., Dotti, M.F., De Baets, S., VanMolle, M., 2009. Changes in organic carbon distribution with depth in agricultural soils in northern Belgium, 1960–2006. *Global Change Biology*, 15, 2739–2750.

Meersmans, J., Van Wesemael, B., Goidts, E., Van Molle, M., De Baets, S., De Ridder, F., 2011. Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960–2006. *Global Change Biology*, 17, 466–479.

Melillo, J.M., Steudler, P.A., Aber, J.D., Newkirk, K., Lux, H., Bowles, F.P., Catricala, C., Magill, A., Ahrens, T., Morrisseau, S., 2002. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science*, 298(5601), 2173–2176.

Mestdagh, I., Sleutel, S., Lootens, P., et al., 2009. Soil organic carbon-stock changes in Flemish grassland soils from 1990 to 2000. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172, 24–31.

Nerger, R., Klüver, K., Cordsen, E., Fohrer, N., 2020. Intensive long-term monitoring of soil organic carbon and nutrients in Northern Germany. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 116, 57–69.

Nieder, R., Richter, J., 1986. C- und N-Festlegung in Böden Südostniedersachsens nach Krumenvertiefung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 149(2), 189-201.

Paustian, K., Larson, E., Kent, J., Marx, E., Swan, A., 2019. Soil C sequestration as a biological negative emission strategy. *Frontiers in Climate*, 1(8).

Peplau, T., Schroeder, J., Gregorich, E., Poeplau, C., 2021. Long-term geothermal warming reduced stocks of carbon but not nitrogen in a subarctic forest soil. *Global Change Biology*, 27, 5341–5355.

Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B.A.S., Schumacher, J., Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17(7), 2415-2427.

Poeplau, C., Don, A., 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192, 189-201.

Poeplau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – a meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 33-41.

Poeplau, C., Don, A., Six, J., Kaiser, M., Benbi, D., Chenu, C., Cotrufo, M.F., Derrien, D., Gioacchini, P., Grand, S., Gregorich, E., Griepentrog, M., Gunina, A., Haddix, M., Kuzyakov, Y., Kühnel, A., Macdonald, L. M., Soong, J., Trigalet, S., Vermeire, M.L., Rovira, P., van Wesemael, B., Wiesmeier, M., Yeasmin, S., Yevdokimov, I., Nieder, R., 2018. Isolating

organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry*, 125, 10–26.

Poepflau, C., Jacobs, A., Don, A., Vos, C., Schneider, F., Wittnebel, M., Tiemeyer, B., Heidkamp, A., Prietz, R., Flessa, H., 2020. Stocks of organic carbon in German agricultural soils - Key results of the first comprehensive inventory. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 183, 665-681.

Poepflau, C., Don, A., Schneider, F., 2021. Roots are key to increasing the mean residence time of organic carbon entering temperate agricultural soils. *Global Change Biology*, 27, 4921-4934.

Ponisio, L. C., M'Gonigle, L.K., Mace, K., Palomino, J., de Valpine, P., Kremen, C., 2014. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B*, 282, 20141396.

Post, W.M., Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6(3), 317-327.

Powlson, D.S., Riche, A.B., Coleman, K., Glendining, M.J., Whitmore, A.P., 2008. Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: Limitations and alternatives. *Waste Management*, 28, 741-746.

Powlson, D.S., Stirling, C.M., Jat, M.L., Gerard, B.G., Palm, C.A., Sanchez, P.A., Cassman, K.G., 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4, 678-683.

Preger, A.C., Welp, G., Marquardt, U., Koleczek, B., Amelung, W., 2006. Humusgehalte in nordrhein-westfälischen Ackerböden: Aktueller Status und zeitliche Entwicklung. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, Bd. 45, 98 S.

Puissant, J., Mills, R.T.E., Robroek, B.J.M., Gavazov, K., Perrette, Y., De Danieli, S., Spiegelberger, T., Buttler, A., Brun, J.-J., Cécillon, L., 2017. Climate change effects on the stability and chemistry of soil organic carbon pools in a subalpine grassland. *Biogeochemistry* 132, 123-139.

Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant & Soil*, 269, 341–356.

Reijneveld, A., VanWensem, J., Oenema, O., 2009. Soil organic carbon contents of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004. *Geoderma*, 152, 231–238.

Riggers, C., Poepflau, C., Don, A., Frühauf, C., Dechow, R., 2021. How much carbon input is required to preserve or increase projected soil organic carbon stocks in German croplands under climate change? *Plant & Soil*, 460, 417-433.

Rumpel, C., Kögel-Knabner, I. Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant & Soil*, 338, 143–158.

Rustad, L., Campbell, J., Marion, G., Norby, R., Mitchell, M., Hartley, A., Cornelissen, J., Gurevitch, J., 2001. A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia*, 126(4), 543–562.

Saby, N.P.A., Arrouays, D., Antoni, V., Lemerrier, B., Follain, S., Walter, C., Schwartz, C., 2008. Changes in soil organic carbon in a mountainous French region, 1990–2004. *Soil Use & Management*, 24, 254–262.

- Schaap, M., Hendriks, C., Kranenburg, R., Kuenen, J., Segers, A., Schlutow, A., Nagel, H.D., Ritter, A., Banzhaf, S., 2018. PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 149 S.
- Scharlemann, J.P.W., Tanner, E.V.J., Hiederer, R., Kapos, V., 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(1), 81-91.
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478, 49–56.
- Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T. D., Sánchez Monedero, M. A., Cayuela, M. L., 2021. Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy*, 13, 1708-1730.
- Schulp, C.J.E., Veldkamp, A., 2008. Long-term landscape – land use interactions as explaining factor for soil organic matter variability in Dutch agricultural landscapes. *Geoderma* 146(3), 457-465.
- Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2009. Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 133(1-2), 86-97.
- Sleutel, S., De Neve, S., Hofman, G., et al., 2003. Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology*, 9, 1193–1203.
- Sleutel, S., De Neve, S., Hofman, G., 2007. Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycles in Agroecosystems*, 78, 265–278.
- Smith, P., Chapman, S.J., Scott, A., Black, H.I.J., Wattenbach, M., Milne, R., Campbell, C.D., Lilly, A., Ostle, N., Levy, P.E., Lumsdon, D.G., Millard, P., Towers, W., Zähle, S., Smith, J., 2007. Climate change cannot be entirely responsible for soil carbon loss observed in England and Wales, 1978–2003. *Global Change Biology*, 13, 2605–2609.
- Sokol, N.W., Bradford M.A., 2019. Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input. *Nature Geoscience*, 12, 46-53.
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B.A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1-2), 65-105.
- Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use & Management*, 20, 219–230.
- Steinmann, T., Welp, G., Wolf, A., Holbeck, B., Große-Rüschkamp, T., Amelung, W., 2016. Repeated monitoring of organic carbon stocks after eight years reveals carbon losses from intensively managed agricultural soils in Western Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179, 355–366.
- StMUV, 2021. Klima-Report Bayern 2021 - Klimawandel, Auswirkungen, Anpassungs- und Forschungsaktivitäten. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV), München, 196 S.

- Taghizadeh-Toosi, A., Olesen, J., Kristensen, K., et al., 2014. Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils between 1986 and 2009. *European Journal of Soil Science*, 65, 730–740.
- van Wesemael, B., Chartin, C., Wiesmeier, M., von Lützw, M., Hobley, E., Carnol, M., Krüger, I., Campion, M., Kögel-Knabner, I., 2019. An indicator for organic matter dynamics in temperate agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 274, 62-75.
- von Lützw, M., et al., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 426-445.
- von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9), 2183–2207.
- von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., 2009. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition - what do we know? *Biology and Fertility of Soils*, 46, 1-15.
- Vos, C., Jaconi, A., Jacobs, A., Don, A., 2018. Hot regions of labile and stable soil organic carbon in Germany – Spatial variability and driving factors. *Soil*, 4, 153-167.
- Walker, T.W.N., Kaiser, C., Strasser, F., Herbold, C.W., Leblans, N.W., Woebken, D., Janssens, I.A., Sigurdsson, B.D., Richter, A., 2018. Microbial temperature sensitivity and biomass change explain soil carbon loss with warming. *Nature Climate Change*, 8, 885–889.
- Wenzel, W.W., Duboc, O., Golestanifard, A., Holzinger, C., Mayr, K., Reiter, J., Schiefer, A., 2022. Soil and land use factors control organic carbon stocks and accumulation in agricultural soils of Lower Austria. *Geoderma*, 409, 115595.
- West, T.O., Post, W.M., 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6), 1930–1946.
- Whitmore, A.P., Kirk, G.J.D., Rawlins, B.G., 2015. Technologies for increasing carbon storage in soil to mitigate climate change. *Soil Use & Management*, 31, 62-71.
- Wiesmeier, M., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Haug, S., Reischl, A., Schilling, B., von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., 2012. Soil organic carbon stocks in southeast Germany (Bavaria) as affected by land use, soil type and sampling depth. *Global Change Biology*, 18, 2233-2245.
- Wiesmeier, M., Hübner, R., Barthold, F.K., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., 2013. Amount, distribution and driving factors of soil organic carbon and nitrogen in cropland and grassland soils of southeast Germany (Bavaria). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 176, 39-52.
- Wiesmeier, M., 2014. Der Humuskörper bayerischer Böden im Klimawandel - Auswirkungen und Potenziale. *Umwelt Spezial*, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 101 S.
- Wiesmeier, M., Hübner, R., Dechow, R., Maier, H., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., Angst, G., von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., 2014. Estimation of past and recent carbon input by crops into agricultural soils of Bavaria. *European Journal of Agronomy*, 61, 10-23.

Wiesmeier, M., Hübner, R., Kögel-Knabner, I., 2015. Stagnating crop yields: An overlooked risk for the carbon balance of agricultural soils? *Science of the Total Environment*, 536, 1045-1051.

Wiesmeier, M., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., 2015. Land use effects on organic carbon storage in soils of Bavaria: the importance of soil types. *Soil and Tillage Research*, 146, 296-302.

Wiesmeier, M., Poepflau, C., Sierra, C.A., Maier, H., Frühauf, C., Hübner, R., Kühnel, A., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Schilling, B., von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., 2016. Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21st century: effects of climate change and carbon input trends. *Scientific Reports*, 6, 32525.

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162.

Tan, Z.X., Lal, R., Smeck, N.E., Calhoun, F.G., 2004. Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables. *Geoderma*, 121(3-4), 187-195.

Zinn, Y.L., Lal, R., Bigham, J.M., Resck, D.V.S., 2007. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Texture and mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 71(4), 1204-1214.