

Zwischenbericht der Bodenzustandserhe- bung Landwirtschaft Wiederholungsinventur

Christopher Poeplau, Laura Sofie Harbo, Florian Schneider, Marcus Schiedung, Axel Don, Stefan Heilek, Rene Dechow, Elli Vasylyeva, Arne Heidkamp, Roland Prietz, Heinz Flessa



Thünen Working Paper 277

Christopher Poeplau, Laura Sofie Harbo, Florian Schneider, Marcus Schiedung, Axel Don, Stefan Heilek, Rene Dechow, Elli Vasylyeva, Arne Heidkamp, Roland Prietz, Heinz Flessa

Thünen Institut für Agrarklimaschutz
Bundesallee 65
38116 Braunschweig

Kontakt:
PD Dr. Christopher Poeplau
Telefon: +49 531 2570 1239
E-Mail: Christopher.poeplau@thuenen.de

Thünen Working Paper 277

©2025 the author, Thünen Institute. This is an open access publication distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0) license

Braunschweig/Germany, Dezember 2025

Zusammenfassung

Die Dynamik von organischem Bodenkohlenstoff (C_{org}) spielt eine wichtige Rolle für die atmosphärische CO_2 -Konzentration und ist somit Bestandteil nationaler Treibhausgasinventare. Auch für die Bodenfruchtbarkeit ist C_{org} essentiell. Im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat hat das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz deshalb in den Jahren 2010-2018 die erste bundesweit repräsentative Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) durchgeführt. In einem 8x8 km Raster wurden insgesamt 3104 Acker-, Grünland und Dauerkulturstandorte beprobt und bis in 1 m Tiefe auf C_{org} -Gehalt und Vorrat, sowie weitere Kenngrößen analysiert. Das Projekt Wiederholungsinventur der BZE-LW hat 2022 begonnen und seit Anfang 2023 ist die Wiederbeprobung der damals festgelegten Standorte in vollem Gang. Zusätzlich zur Bodenprobenahme werden jährliche Bewirtschaftungsdaten erfasst. Zentrales Ziel dieses Projekts ist es, Änderungen der C_{org} -Gehalte, und Vorräte im vergangenen Jahrzehnt zu quantifizieren und zu erklären. Im vorliegenden Zwischenbericht werden erste Ergebnisse der laufenden Wiederholungsinventur vorgestellt.

Verglichen mit der initialen BZE-LW ergaben sich einige Abweichungen in der Durchführung der Wiederholungsinventur. Es werden die obersten 50 cm beprobt, da Bodenveränderungen im tiefen Unterboden in der Regel sehr viel langsamer verlaufen und organische Böden werden nicht erneut beprobt, da parallel ein extra Moorbodenmonitoring etabliert wurde. Statt einer zentralen Profilgrube und acht zusätzlichen Kernbohrungen, werden nun vier kleine Schurfgruben für die Probenahme ausgehoben. Einige Kenngrößen werden nicht erneut aufgenommen (z.B. Bodentyp, Korngrößenverteilung, Steingehalte), andere kamen hinzu (z.B. Aggregatstabilität, Luftkapazität, Kationenaustauschkapazität). Bis Oktober 2025 wurden circa 1350 Standorte in acht Bundesländern wiederbeprobt und knapp 1000 auf Trockenrohdichte und C_{org} -Gehalte analysiert, um massekorrigierte C_{org} -Vorratsänderungen zu berechnen. Bei erster Auswertung fiel auf, dass die initialen C_{org} -Gehalte des Oberbodens aus der Profilgrube systematisch etwas zu hoch waren und somit zu einer Überschätzung von C_{org} -Verlusten führten. Aus diesem Grund wurde auf die C_{org} -Gehalte der zusätzlichen Bohrkerne der initialen BZE-LW zurückgegriffen. Diese liegen bislang jedoch nicht vollständig vor, weshalb zum jetzigen Zeitpunkt nur 587 Standorte in die Auswertung eingeflossen sind.

In Ackerböden wurden für das vergangene Jahrzehnt sehr geringe C_{org} -Veränderungen festgestellt. Während in 0-10 und 10-30 cm eine im Mittel leicht positive Tendenz der C_{org} -Gehalte festgestellt wurde, war die C_{org} -Vorratsänderung in 0-30 cm (-1.6 %) und 0-50 cm (-2.7 %) durch leicht abnehmende Trockenrohdichten trotz Massekorrektur signifikant negativ. In 0-10 cm Tiefe war jedoch auch die C_{org} -Vorratsänderung leicht positiv (0.9 %), was sich möglicherweise durch eine bundesweit abnehmende Bodenbearbeitungsintensität und dadurch einsetzende Umverteilung von C_{org} im Bodenprofil erklären lässt. Die Auswertung der Bewirtschaftungsdaten aus dem Fragebogen wurde jedoch bislang auf einen Parameter konzentriert: der Häufigkeit von Zwischenfruchtanbau. Hierbei stimmen die BZE-LW Daten gut mit nationalen Daten überein, welche in etwa eine Verdopplung der jährlichen Zwischenfruchtanbaufläche im betrachteten Zeitraum anzeigen. Die damit verbundene sukzessive Steigerung des C_{org} -Eintrags in deutschen Ackerböden war jedoch offenbar nicht ausreichend, um potenzielle negative Einflüsse auf C_{org} zu kompensieren. Für Grünländer zeigte sich eine deutlichere Abnahme des C_{org} -Vorrats, die in 0-10 cm Tiefe am stärksten ausgeprägt war (-8.1 %). In 0-30 cm und 0-50 cm Tiefe betrugen die signifikanten relativen Abnahmen -5.9 % und -5.1 %. Auch für die bislang 14 Dauerkulturstandorte wurden im Mittel in allen Tiefenstufen negative Tendenzen beobachtet.

Die Ergründung von Ursachen dieser C_{org} -Verluste steht zur Zeit dieses Zwischenberichts noch am Anfang. Laut den hier herausgearbeiteten Hypothesen sind es sowohl Landnutzungsgeschichte und Bodengenese, der rapide voranschreitende Klimawandel, als auch rezente Bewirtschaftungsänderungen, die auf

momentan zu beobachtende C_{org} -Dynamik wirken: Die historisch nassen und häufig C_{org} -reichen sandigen Böden Nordwest-Deutschlands tendieren unter heutiger Nutzung zu besonders starken C_{org} -Verlusten, was sich mit Resultaten der niedersächsischer Bodendauerbeobachtung und aus den benachbarten Niederlanden deckt. In den letzten 50 Jahren kam es im Mittel auf den BZE-LW Standorten zu einer Temperaturerhöhung von insgesamt 2.1°C , davon etwa die Hälfte in den letzten 1-2 Jahrzehnten. Modellierungen und experimentellen Arbeiten zu Folge reicht allein die Erwärmung aus, um die Größenordnung der mittleren C_{org} -Verluste zu erklären. Letztlich weisen nationale Statistiken eindeutig auf eine Reduktion der Tierhaltung und Stickstoff-Düngung hin, zwei Faktoren, die ebenfalls den Vorrat an C_{org} beeinflussen können.

Eine Auftrennung der verschiedenen Einflussfaktoren auf C_{org} -Vorräte bedarf komplexer Methodik und wird neben der Komplettierung der Wiederbeprobung, sowie der Nachmessung der initialen Bohrkernproben zentraler Inhalt der nächsten Projektphase sein. Eine weitere Herausforderung wird die Vorbereitung und Umsetzung neuer Berichtspflichten, insbesondere der EU-Bodenüberwachungs-Richtlinie darstellen. Die bislang beobachteten Trends gelten nur für einen Teil der Bundesrepublik. Die hier dargestellten mittleren Änderungsraten sollten deshalb nicht extrapoliert werden.

Schlüsselwörter: Landwirtschaftliche Böden, Bodenmonitoring, organische Bodensubstanz, Bodenkohlenstoff, Treibhausgasberichterstattung

Summary

The dynamics of organic soil carbon (SOC) play an important role in atmospheric CO₂ concentrations and are therefore included in national greenhouse gas inventories. SOC is also essential for soil fertility. On behalf of the Federal Ministry of Food and Agriculture, the Thünen Institute of Climate-Smart Agriculture therefore conducted the first nationwide representative inventory of agricultural soils (BZE-LW) between 2010 and 2018. A total of 3,104 arable, grassland and permanent crop sites were sampled in an 8x8 km grid and analysed for SOC contents and stocks, as well as other parameters, down to a depth of 1 m. The BZE-LW repeat inventory project began in 2022, and since the beginning of 2023, resampling of the sites identified at that time has been in full swing. In addition to soil sampling, annual management data is also being collected. The main objective of this project is to quantify and explain potential changes in SOC contents and stocks over the past decade. This interim report presents the initial results of the ongoing repeat inventory.

Compared to the initial BZE-LW, there were some deviations in the implementation of the repeat inventory. Only the top 50 cm are sampled and organic soils are not resampled. Instead of a central profile pit and eight additional core drillings, four small pits are now excavated for sampling. Some parameters are not recorded again (e.g. soil type, grain size distribution, stone content), while others have been added (e.g. aggregate stability, air capacity, cation exchange capacity). By October 2025, approximately 1,350 sites in eight federal states had been resampled and almost 1,000 had been analysed for bulk density and SOC content in order to calculate mass-corrected SOC stock changes. During the initial evaluation, it was noticed that the initial SOC content of the topsoil from the profile pit was systematically slightly too high, leading to an overestimation of SOC losses. For this reason, the SOC contents from additional core samples of the initial BZE-LW were used instead. However, analysis of those has not been completed yet, which is why only 587 sites have been included in the evaluation at this stage.

Slight changes in SOC content have been observed in arable soils over the past decade. While a slightly positive trend in SOC content was observed on average in 0-10 and 10-30 cm, the change in SOC stocks in 0-30 cm (-1.6%) and 0-50 cm (-2.7%) was significantly negative due to a slight decrease in bulk density despite mass correction. At a depth of 0-10 cm, however, the change in SOC stocks was also slightly positive (0.9%), which can possibly be explained by a nationwide decline in tillage intensity and the resulting redistribution of SOC in the soil profile. However, the evaluation of the management data from the questionnaire was so far focused on one parameter: the frequency of cover cropping. In this respect, the BZE-LW data correspond well with national statistics, which show approximately a doubling of the annual cover crop area in the period under review. However, this gradual increase in SOC input into German arable soils was apparently not sufficient to compensate for potential negative influences on SOC. For grassland, there was a more pronounced decrease in SOC stocks, which was most pronounced at a depth of 0-10 cm (-8.1%). At depths of 0-30 cm and 0-50 cm, the significant relative decreases were -5.9% and -5.1%. Negative trends were also observed on average at all depth levels for the 14 permanent crop sites to date. The investigation of the causes of these SOC losses is still ongoing.

According to the hypotheses developed here, it is land use history and soil genesis, rapidly advancing climate change, and recent changes in cultivation practices that are affecting the SOC dynamics currently being observed: The historically wet and often SOC-rich sandy soils of north-western Germany tend to suffer particularly severe SOC losses under current land use, which is consistent with the results of long-term soil observations in Lower Saxony and the neighboring Netherlands. Over the last 50 years, there has been an average air temperature increase of 2.1°C at the BZE-LW sites, about half of which has occurred in the last 1-2 decades. According to modelling and experimental work, warming alone is sufficient to explain the

magnitude of average SOC losses. Finally, national statistics clearly indicate a reduction in livestock farming and nitrogen fertilisation, which is also likely to have a negative impact on SOC stocks.

Separating the various factors influencing SOC stocks requires complex methodology and will be a central part of the next project phase, alongside the completion of resampling and the remeasurement of the initial core samples. Another challenge will be the preparation and implementation of new reporting requirements, in particular the EU Soil Monitoring Directive. The trends observed to date only apply to part of the Federal Republic of Germany. The average rates of change presented here should therefore not be extrapolated.

Keywords: Agricultural soils, soil monitoring, soil organic matter, soil carbon, greenhouse gas reporting

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	I
Summary	III
1 Einleitung	9
2 Materialien und Methoden	11
2.1 Beprobung und Felddatenerhebung	11
2.1.1 Allgemeine Merkmale des BZE-LW-Stichprobendesigns	11
2.1.2 Allgemeine Charakteristik der ersten Wiederholungsinventur	12
2.1.3 Beprobung und Felddatenerhebung der Wiederholungsinventur	14
2.2 Probenaufbereitung, Laboranalysen und Berechnungen von relevanten Kenngrößen	15
2.2.1 Trockenrohdichte des Feinbodens und gravimetrische Gehalte an Grobboden und Wasser	15
2.2.2 Organischer und anorganischer Kohlenstoffgehalt und Gesamt-Stickstoffgehalt	16
2.2.3 Vorrat an organischem Kohlenstoff	17
2.2.4 pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit	18
2.2.5 Zusätzliche Kenngrößen	19
2.2.6 Archivierung von Bodenproben	19
2.3 Erhebung der Bewirtschaftungsdaten	20
2.4 Externe Daten	20
2.4.1 Landnutzungsgeschichte	20
2.4.2 Klimadaten	21
2.5 Statistik	21
3 Vergleich der C_{org}-Ergebnisse der initialen Profilgrube und der Kernbohrung	23
4 Ergebnisse	26
4.1 Zeitliche Dynamik der Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff	26
4.2 Zeitliche Dynamik der Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff	29
4.3 Änderung zentraler Umwelt- und Bewirtschaftungseinflüsse	33
4.3.1 Änderungen der Klimabedingungen	33
4.3.2 Zwischenfruchtanbau	34
5 Diskussion	36
5.1 Bodenkohlenstoffdynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands	36

5.2	Eine außerplanmäßige Kurskorrektur der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft	40
6	Ausblick	43
	Literaturverzeichnis	44
	Danksagung	48
	Anhang	49

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Beprobungsschema für bis zu acht Wiederholungsinventuren (gekennzeichnet durch Zahlen 2-9) und Drohnenaufnahme einer gemeinsamen Beprobung eines Standorts mit vier gleichzeitig geöffneten Profilgruben. Die Nr. 1 kennzeichnet die Lage des zentralen Bodenprofils der initialen BZE-LW.13
Abbildung 2	Lage der in der Wiederholungsinventur bis zum 31.10.2025 beprobten Standorte nach Landnutzung, sowie der noch zu beprobenden Standorte.....14
Abbildung 3	Dichtefunktion von z-transformierten C_{org} -Gehalten (einheitlich skaliert pro Standort und Tiefenstufe, mit 0 als Mittelwert des Standorts über alle verfügbaren Messwerte) für die Daten aus Kernbohrung und Profilgrube der initialen Inventur, sowie den Werten der Wiederholungsinventur.23
Abbildung 4	Änderung im C_{org} -Vorrat basierend auf der Kernbohrung aufgetragen gegen die Änderung im C_{org} -Vorrat basierend auf der initialen Profilgrube mit linearen Regressionen und dazugehörigen Korrelationskoeffizienten (R^2). Die gestrichelte diagonale Linie stellt die 1:1 Linie dar. Der zur besseren Visualisierung gewählte Ausschnitt (-20 bis 20 $Mg\ ha^{-1}$) führte zum Ausschluss von 15 Standorten in 0-10 cm, 51 Standorten in 10-30 cm und 66 Standorten in 30-50 cm. Die Regressionen sind davon unbeeinflusst.24
Abbildung 5	Lage der bereits wiederbeprobten Standorte, für die Daten aus der initialen Kernbohrung, sowie die relevanten Analyseergebnisse der Wiederholungsinventur vorliegen.....25
Abbildung 6	Verteilung der C_{org} -Gehalte aus Initialer Inventur und Wiederholungsinventur je Tiefenstufe und Landnutzung mit Median und Mittelwert.26
Abbildung 7	Verteilung der Änderungen des C_{org} -Gehalts je Tiefenstufe und Landnutzung mit Mittelwert und Median. Die schwarze gestrichelte Linie stellt die kein Änderung (Nulllinie) dar. Der zur besseren Visualisierung gewählte Ausschnitt (-20 bis 20 $g\ kg^{-1}$) führte zum Ausschluss von 18 Standorten in 0-10 cm, 6 Standorten in 10-30 cm und 4 Standorten in 30-50 cm. Darstellung von Median und Mittelwert sind davon unbeeinflusst.27
Abbildung 8	Nach Größe sortierte Veränderungen des C_{org} -Gehalts (farbige Punkte) für alle Acker und Grünlandstandorte in drei Tiefenstufen mit minimaler detektierbarer Differenz (MDD) des jeweiligen Standorts (graue Balken). Die MDD ist ein positiver Wert, der in Abhängigkeit der Variabilität am Standort angibt, wie hoch eine Änderung (Betrag) im C_{org} -Gehalt sein muss um mit statistischer Sicherheit von einer Änderung auszugehen. Für die Abbildung wurde die MDD ins Negative gespiegelt, um einen direkten Vergleich mit den Verlusten in C_{org} -Gehalt zu ermöglichen. Negative Änderungen der C_{org} -Gehalts sind rot gefärbt, positive Änderungen blau und Werte die größer als die MDD sind, sind in dunkel dargestellt. Veränderung innerhalb der MDD, und somit nicht mit Sicherheit signifikant, sind in hell dargestellt. Der zur besseren Visualisierung gewählte Ausschnitt (-25 bis 25 $g\ kg^{-1}$) führte zum Ausschluss von 4 Grünlandstandorten in 0-10 cm, einem Acker- und einem Grünlandstandort in 10-30 cm, sowie 3 Acker- und 2 Grünlandstandorten in 30- 50 cm.28
Abbildung 9	Boxplots (mit 1., 2. Und 3. % Quartil) der C_{org} -Vorratsänderungen in den drei kumulativen Tiefenstufen mit Anzahl der Beobachtungen (n) für alle Landnutzungen.....30
Abbildung 10	Räumliche Verteilung der C_{org} -Vorratsänderungen in 0-30 cm Tiefe für alle bislang wiederbeprobten Standorte, für die Kernbohrungsdaten zur Verfügung standen (n=578). Mit Stern gekennzeichnete Flächen haben Abweichungen von mehr als 25 $Mg\ ha^{-1}$ (n=21, 6 Äcker, 15 Grünländer).31
Abbildung 11	Änderungen des C_{org} -Vorrats in 0-30 cm Tiefe als Funktion des mittleren C_{org} -Vorrats des Standorts (Mittel aus beiden Inventuren), des Sandgehalts und des initialen C:N-Verhältnisses für alle drei Landnutzungsklassen mit Korrelationskoeffizienten (R^2).32

Abbildung 12	Boxplots (mit 1., 2. Und 3. % Quartil) der Änderung des C_{org} -Vorrats in 0-30 cm Tiefe in Acker- (braun) und Grünlandstandorten (grün), gruppiert nach Landnutzungsgeschichte (Acker = Langzeitacker, Grünland zu Acker = Acker mit Grünlandhistorie, Acker zu Grünland = Grünland mit Ackerhistorie, Grünland = Langzeitgrünland). Es werden nur jene Standorte gezeigt, die in den 10 Jahren vor der initialen Beprobung gesichert keine Grünlandwechselwirtschaft hatten, oder von anderer Vornutzung (z.B. Moor, Heide, Wald) geprägt waren. Die Landnutzungsänderung basiert auf den letzten 136 Jahren nach Emde et al. (2024).33
Abbildung 13	Verteilung gemittelter Jahresmitteltemperatur, Jahresmitteltemperatur, jährliche potenzielle Verdunstung und jährliche klimatische Wasserbilanz aller 3104 BZE-LW Standorte für die letzten sechs kalendarischen Jahrzehnte.34
Abbildung 14	Zeitreihe mit Anteil der Standorte mit Zwischenfruchtanbau für jedes Jahr im Zeitraum 2001-2022. Blau=Fragebogen der initialen Inventur, grün=Fragebogen der Wiederholungsinventur. Bei Überlappungen der beiden Fragebögen (möglichen in den Jahren 2011-2015) wurde der Einfachheit halber zunächst die Information aus dem Fragebogen der Wiederholungsinventur benutzt.....35
Abbildung 15	Jährliche Änderungsraten der mittleren nationalen C_{org} -Vorräte verschiedener europäischer Länder und Deutschland für Acker und Grünland in den jeweiligen Zeitabschnitten der Inventuren differenziert nach Oberboden, Unterboden (je nach Studie etwas unterschiedlich definiert) und dem gesamten Bodenprofil (falls relevant). Die Daten entstammen einer bislang unveröffentlichten Literaturarbeit und werden hier abgewandelt dargestellt (Harbo et al., eingereicht).37

1 Einleitung

Nationale Bodeninventuren generieren die zentralen Informationen zum Zustand von Böden (Froger et al., 2024). Die Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) ist deshalb von großer Bedeutung für den Schutz der lebenswichtigen Ressource Boden. Die primäre Motivation, eine repräsentative Inventur landwirtschaftlicher Böden Deutschlands durchzuführen ist und war jedoch die Verbesserung der nationalen Treibhausgasberichterstattung für den Sektor *Land Use, Land Use Change and Forestry* (LULUCF), in dem die Veränderungen der Vorräte (Menge pro Hektar und Tiefe) an organischen Bodenkohlenstoff (C_{org}) auf nationaler Ebene möglichst genau berichtet werden müssen. Sinkende C_{org} -Vorräte sind mit CO_2 Emissionen verbunden, während steigende Vorräte eine Kohlenstoffs Senke sind, durch die atmosphärisches CO_2 gebunden und klimaausgleichend gemacht werden kann (Don et al., 2024b; Paustian et al., 2016). Fast die Hälfte der Fläche in Deutschland wird landwirtschaftlich genutzt und deshalb können selbst kleine Veränderungen der C_{org} -Vorräte pro Hektar zu großen Emissionen, bzw. Aufnahmen von CO_2 auf nationaler Skala führen. Auf diesem Weg kann die Landwirtschaft einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Negative Emissionen durch den Aufbau von Bodenkohlenstoff zu generieren ist auch das Ziel der 4per1000 Initiative, der auch Deutschland beigetreten ist (Minasny et al., 2017). Außerdem stehen fast alle physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse im Boden mit der organischen Bodensubstanz in Verbindung (Don et al., 2024a). So ist zum Beispiel das gesamte Bodenleben abhängig von C_{org} als Energiequelle. Die Infiltration von Regenwasser in Böden, die sogenannte Regenverdaulichkeit, ist über Bodenstruktureffekte direkt positiv mit C_{org} und damit mit Fragen des Hochwasserschutzes verbunden, um nur zwei Beispiele zu nennen. Das Monitoring von C_{org} ist deshalb ein zentraler Baustein, um den Zustand landwirtschaftlicher Böden im Allgemeinen einzuschätzen.

Die initiale BZE-LW hat in den Jahren zwischen 2010 und 2018 erstmalig repräsentativ für Deutschland quantifiziert, wie viel C_{org} in Acker- und Grünlandböden gebunden und wie dieser Vorrat räumlich verteilt ist (Jacobs et al., 2018; Poeplau et al., 2020). Insgesamt sind im oberen Meter deutscher Agrarböden etwa 2.5 Milliarden Tonnen C_{org} gespeichert, und damit in etwa so viel wie in Waldbiomasse und Waldböden zusammen (Jacobs et al., 2018). Die Verteilung von C_{org} -Vorräten wurde auf nationaler Skala an erster Stelle durch Standortfaktoren, wie die Bodentextur und Grundwassereinfluss (Drexler et al., 2022; Vos et al., 2019), sowie durch Landnutzung bestimmt (Poeplau et al., 2021) und ist das Ergebnis von Jahrtausende-langer Bodenentwicklung und Nutzung. Rezente Bewirtschaftungseinflüsse (10 Jahre vor der initialen Beprobung) spielten für die Erklärung der bundesweiten Variabilität von C_{org} keine entscheidende Rolle (Jacobs et al., 2018). Zeitliche Veränderungen von C_{org} werden hingegen deutlich stärker durch die aktuelle Bodenbewirtschaftung, sowie Klimaveränderungen beeinflusst (Heikkinen et al., 2013).

Die seit 2022 laufende Wiederholungsinventur hat das Ziel, Veränderungen von Bodeneigenschaften im vergangenen Jahrzehnt zu quantifizieren und zu erklären. Dies kann Aufschluss darüber geben, wie sich gesellschaftliche, förderpolitische, rechtliche, marktwirtschaftliche oder technische Entwicklungen, aber auch der Klimawandel auf den Zustand genutzter Böden auswirken. Als Beispiele für bedeutende Treiber von Bewirtschaftungsänderungen seien hier wandelnde Ernährungsgewohnheiten der Bevölkerung, oder die Novellierung der Düngeverordnung und der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU genannt. Ein konkretes Beispiel legt nahe, wie auch gewisse Lifestyle-Entwicklungen von Gesellschaften den C_{org} -Gehalt in Böden beeinflussen können: In schwedischen Ackerböden hat ein Anstieg der privaten Pferdehaltung zu einer signifikanten Zunahme von C_{org} geführt, weil dadurch die Nachfrage nach Futtergras vom Acker stark gestiegen ist (Poeplau et al., 2015). Der Klimawandel kann sich in mehrfacher Hinsicht auf den Bodenzustand auswirken. Zum einen verstärkt die globale Erwärmung die mikrobielle Aktivität und damit den Umsatz an organischer Substanz im Boden (Walker et al., 2018), zum anderen können trockenere Bedingungen den Abbau hemmen. Wärmere Temperaturen, sowie eine erhöhte CO_2 -Konzentration in der

Atmosphäre können jedoch auch das Pflanzenwachstum begünstigen, während Trockenheit den gegenteiligen Effekt hat. Klimawandel hat jedoch auf Seite der Landwirtschaft auch gewisse Anpassungen, wie den Anbau neuer Fruchtarten oder eine verstärkte Bewässerung zur Folge, welche sich auf Bodeneigenschaften auswirken können. Schließlich wird derzeit auch die Anreicherung von C_{org} als Klimaschutzmaßnahme gefördert (Carbon Farming) - ebenfalls eine Folge des Klimawandels, die sich bei gegebener Skalierung in landwirtschaftlichen Böden bemerkbar machen sollte. Ein möglichst genaues Bild dieser Veränderungen, sowie ein weitreichendes Verständnis der Treiber ist nicht nur für das Treibhausgasinventar der Bundesrepublik von großer Bedeutung, sondern kann wichtige politische Entscheidungen zur nachhaltigen Bodennutzung beeinflussen. Der Verlust an C_{org} im Boden ist in den meisten Fällen mit Verlusten in den Bodenfunktionen verbunden und damit ein Warnsignal.

Die durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erwartenden C_{org} -Veränderungen sind relativ klein und damit schwer zu detektieren (Freibauer et al., 2004; Schrumpf et al., 2011). Schon auf der Skala von wenigen Dezimetern gibt es in Böden eine große Variabilität an C_{org} (Poeplau et al., 2022). Dies birgt besondere Herausforderungen bei der Probenahme im Feld aber auch bei Probenaufbereitung und Analytik. Ein wesentlicher Teil der ersten Phase der Wiederholungsinventur war deshalb die Ausarbeitung einer passenden Methodik zur Wiederbeprobung, sowie eine sorgfältige Qualitätskontrolle der ersten Daten. Die sich daraus ergebenden methodischen Änderungen sind hier detailliert beschrieben. Die Wiederholungsinventur wird erst 2030 abgeschlossen sein und kann deshalb zu diesem Zeitpunkt nur einen eingeschränkten Überblick über Änderungen des Bodenzustands geben. Die Beprobung erfolgte entsprechend der ersten BZE-LW bundeslandweise, so dass die vorliegenden Ergebnisse auch nur einen Teil von Deutschland abdecken. Nichtsdestotrotz sind die hier präsentierten Ergebnisse ein wichtiger Meilenstein, der erste Schlussfolgerungen zur Entwicklung und Veränderung der C_{org} -Gehalte und Vorräte landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands liefert. Insgesamt ist das Ziel dieses Berichts den Stand der Auswertungen der Wiederholungsinventur zu dokumentieren, das methodische Vorgehen transparent darzulegen und erste, vorläufige Interpretationsversuche zu wagen.

2 Materialien und Methoden

2.1 Beprobung und Felddatenerhebung

2.1.1 Allgemeine Merkmale des BZE-LW-Stichprobendesigns

Bei der initialen BZE-LW, die zwischen 2010 und 2018 stattfand (Jacobs et al., 2018), wurden die Probenahmestandorte auf einem Raster von 8x8 km festgelegt. Dieses Raster wurde der BZE Wald angepasst, und kann als systematische Zufallsstichprobe der landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland angesehen werden (Brus and Saby, 2016). Insgesamt wurden 3104 Standorte identifiziert, die als Ackerland, Grünland oder Dauerkulturen wie Obstplantagen, Weinberge oder Hopfenplantagen genutzt werden. Für den Fall, dass der zufällig ausgewählte Rasterstandort nicht beprobt werden konnte, weil kein Einverständnis der Bewirtschafter*innen vorlag oder die Bodenkundler*innen vor Ort beschlossen, den Punkt aus sonstigen erheblichen Gründen zu verlegen, wurde ein alternativer Probenahmepunkt möglichst nah am theoretischen Probenahmepunkt festgelegt. Falls der Beprobung des jeweiligen Flurstücks zugestimmt wurde, wurden vorab Untersuchungen auf mögliche Kampfmittel sowie auf Stromleitungen, Drainagen und Ähnliches durchgeführt. Bei der Beprobung wurde eine zentrale Profilgrube ausgehoben (ca. 1x1x1 m), in der eine vollständige Profilbeschreibung nach der deutschen bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Ad-Hoc-Ag Boden, 2005) wurden. Die Probenahme (Stechzylinder für die Trockenrohddichte und ein dünner Bodenschnitt möglichst über die gesamte Breite der Grube für chemische Eigenschaften) erfolgte in festgelegten Tiefenstufen (0-10, 10-30, 30-50, 50-70 und 70-100 cm) bis zur größtmöglichen Tiefe.

Um die Möglichkeit zu erhalten, Analysen auf der Grundlage pedogener Horizonte anstelle fester Tiefenstufen durchzuführen, wurde eine zusätzliche Probe entnommen. Dies wurde gemacht, wenn der Abstand zwischen Horizont- und Tiefenstufengrenze größer als vier cm war. Der Anteil des Skeletts (Kiese und Steine größer 2 mm) wurde für jede Tiefenstufe visuell geschätzt (Vol.-%) und auch mit Hilfe von Stechzylindern oder je nach Häufigkeit und Form der Steine mit verschiedenen anderen Methoden beprobt (Jacobs et al., 2018). Neben der Profilgrubenbeprobung, wurden mittels Rammkernsonde zusätzlich acht Bohrkerne im Radius von 10 m um die Ausgangsgrube entnommen, um die räumliche Variabilität an jedem Standort zu erfassen. Die Analyse dieser zusätzlichen Proben wurden aufgrund mangelnder zeitlicher und finanzieller Ressourcen im Rahmen der initialen BZE-LW nicht vollständig abgeschlossen. So wurden 1236 Standorte analysiert und eine systematische Abweichung des C_{org} -Gehalts, der Trockenrohddichte und des C_{org} -Vorrats zwischen der zentralen Profilgrube und den Rammkernsonden festgestellt (Jacobs et al., 2018). Besonders stark waren die Unterschiede im C_{org} -Gehalt von Ackerböden in der Tiefenstufe 10-30 cm, sowie im Grünland in der Tiefenstufe 0-10 cm ausgeprägt, was zu diesem Zeitpunkt nicht aufgeklärt werden konnte. Die Werte der zentralen Profilgrube wurden deshalb in Auswertungen der initialen BZE-LW als Referenz herangezogen.

Nach der Beprobung wurden die exakten Koordinaten des zentralen Profils mittels differentielltem GPS aufgezeichnet und eine Unterflurmarke in ca. 80 cm Tiefe eingegraben, um die genaue Verortung der Probenahmestelle zu ermöglichen. Die 3104 Standorte wurden nach Bundesland in einem Zeitraum von mehr als sieben Jahren beprobt (Beginn 2011, letzte Probenahme 2017). Es wurden insgesamt 257 repräsentative Fokus-Standorte ausgewählt (sogenannte *Core Sites*), an denen zusätzliche Bodeneigenschaften bestimmt wurden.

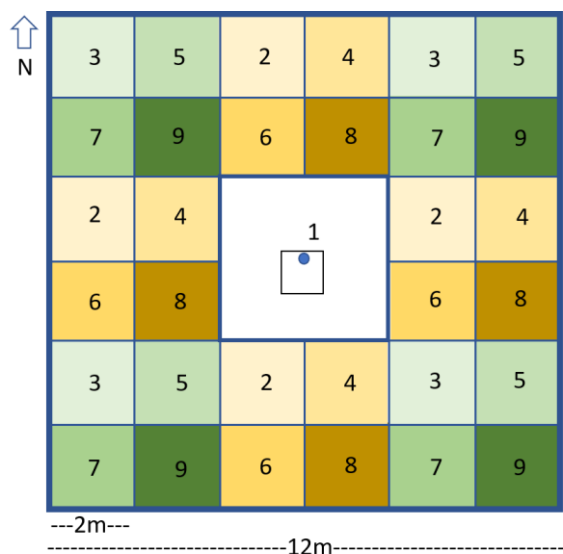
2.1.2 Allgemeine Charakteristik der ersten Wiederholungsinventur

Für eine erste Wiederholungsbeprobung wurde standortspezifisch ein Minimumintervall von 10 Jahren gewählt, um Veränderungen der C_{org} -Vorräte und anderer dynamischer Bodeneigenschaften festzustellen (Schrumpf et al., 2011). Die erste Frage war, wie die Standorte der initialen BZE-LW neu beprobt werden sollten, um auch kleinste Änderungen erfassen zu können. Aufgrund der festgestellten methodischen Verzerrung zwischen Bodenprofilgrube und Bohrkernen wurde beschlossen, dass auf die erste Grubenbeprobung eine weitere Grubenbeprobung folgen muss. Es war jedoch unklar, ob eine erneute Beprobung einer Grube mit einer weiteren Grube in unmittelbarer Nähe (im Grunde eine Wiedereröffnung mit $n=1$) präzise genug wäre, um die erwarteten geringen Veränderungen der Bodeneigenschaften nach zehn Jahren bestimmen zu können.

Ein umfassender Vortest an acht Acker- und acht Grünlandstandorten in Nordostdeutschland ergab, dass die Wiederbeprobung einer Grube durch eine Grube im Abstand von 40 cm am selben Tag einen mittleren absoluten Fehler von 5,1 bzw. 7,6 Mg C_{org} ha⁻¹ in 0-30 cm Tiefe für Acker- und Grünlandflächen zur Folge hätte (Poeplau et al., 2022). Dies entsprach einer relativen Abweichung von 7,5 bzw. 8,5 %, also mehr als die erwarteten durchschnittlichen Veränderungen des C_{org} -Vorrats in 10 Jahren, z. B. durch veränderte Bewirtschaftung oder Klimawandel (Freibauer et al., 2004; Poeplau and Dechow, 2023). Die beobachtete hohe räumliche Variabilität von C_{org} selbst auf der kleinsten räumlichen Skala (innerhalb von 1 m²) deutete darauf hin, dass eine höhere Anzahl von Profilgruben erforderlich wäre, um das durch Zufallsstichprobenfehler verursachte Rauschen zu verringern und die Chance zu erhöhen, tatsächliche Veränderungen zu erkennen. In der Tat verringerte eine Erhöhung auf drei Profile in unmittelbarer Nähe der Ausgangsgrube den Probenahmefehler um etwa 50 % (Poeplau et al., 2022).

Nach weiteren Vortests und einem internationalen Evaluierungsworkshop zum Konzept der Wiederholungsinventur wurde beschlossen, den Boden um die Ausgangsprofilgrube schachbrettartig mit vier kleinen Profilen neu zu beproben (Abb. 1). Das Schachbrett bietet die Möglichkeit einer systematischen Zufallsstichprobe der 12x12 m großen Parzelle durch Gruben, die in vier Mikroparzellen von 2x2 m angeordnet sind. Bei jeder der neun potenziellen künftigen Beprobungen können die vier Gruben nach Himmelsrichtungen um die Ausgangsgrube herum angeordnet werden, so dass keine der Gruben eine Bodenstörung für künftige Kampagnen verursachen würde. Eine Pufferzone von 4x4 m um die Ausgangsgrube wird eingehalten, um den Einfluss von Bodenstörungen der ersten Beprobung zu vermeiden.

Abbildung 1 Beprobungsschema für bis zu acht Wiederholungsinventuren (gekennzeichnet durch Zahlen 2-9) und Drohnenaufnahme einer gemeinsamen Beprobung eines Standorts mit vier gleichzeitig geöffneten Profilgruben. Die Nr. 1 kennzeichnet die Lage des zentralen Bodenprofils der initialen BZE-LW.

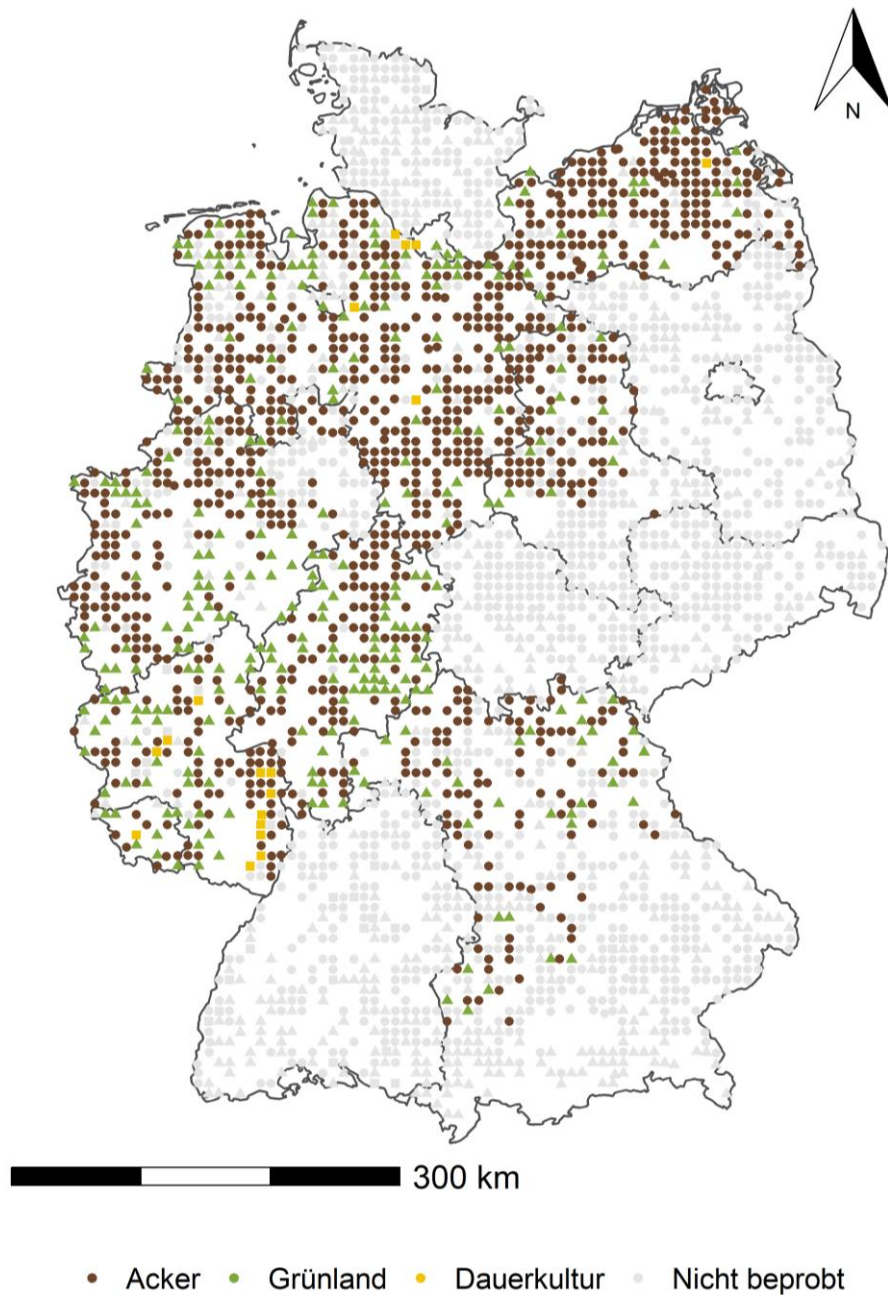


Quelle: Thünen-Institut, ©Foto: Stefan Heilek

Es wurde beschlossen, dass alle als organisch eingestuften Böden (Jacobs et al., 2018) nicht erneut beprobt werden sollen ($n=147$). Dies lässt sich damit erklären, dass für die Ermittlung von Veränderungen der C_{org} -Vorräte in organischen Böden andere Methoden erforderlich sind als für Mineralböden. Stattdessen wurde das Thünen-Institut beauftragt, ein Messnetz speziell für organische Böden (Moorbodenmonitoring für den Klimaschutz, MoMoK) aufzubauen. Durch diese Entscheidung reduzierte sich die Zahl der Standorte der BZE-LW von 3104 auf 2957. Darüber hinaus wurden bereits mehrere Standorte als versiegelt ($n=23$), aufgeforstet ($n=7$) oder wegen Verweigerung der Landwirte unzugänglich ($n=11$) eingestuft. Die aufgeforsteten Flächen werden erneut beprobt und können in künftigen Inventuren als Standorte mit veränderter Landnutzung mit besonderer Aufmerksamkeit untersucht werden.

In Übereinstimmung mit der initialen Inventur, und um den ungefähren 10-Jahres-Rhythmus einzuhalten, werden die Proben pro Bundesland genommen. Das erste Bundesland war Niedersachsen, es folgten Mecklenburg-Vorpommern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen-Anhalt und Bayern. Bis Ende Oktober 2025 wurden insgesamt 1356 Standorte zum wiederholten Mal beprobt (Abb. 2).

Abbildung 2 Lage der in der Wiederholungsinventur bis zum 31.10.2025 beprobten Standorte nach Landnutzung, sowie der noch zu beprobenden Standorte.



Quelle: Thünen-Institut

2.1.3 Beprobung und Felddatenerhebung der Wiederholungsinventur

In der ersten Wiederholungsinventur werden die Mikroparzellen mit der Nummer 2 (Abb. 1) eingemessen und in zentraler Position jeweils eine Grube ausgehoben. Die vier Gruben (Fläche ca. 60x40 cm) werden bis zu einer Tiefe von 50 cm ausgehoben. Der Bodenaushub wird in zwei größere Kisten pro Grube (eine für den Oberboden, eine für den Unterboden) gefüllt, um das Wiederauffüllen der Grube nach der Probenahme zu erleichtern und die Auswirkungen auf die Bodenoberfläche zu minimieren. In ebenem Gelände, wird die zu beprobende Profilwand gen Norden ausgerichtet, ab einer Hangneigung von mehr als 5 %, wird die

Profilwand zum Hang hin ausgerichtet, um ein Gefälle innerhalb der Profilwand und damit verbundene Beprobungsfehler zu minimieren. Sollte die Beprobung einer Mikroparzelle nicht möglich sein (z.B. durch eine Fahrspur oder Ähnliches), wurde die Grube in ein benachbartes Planquadrat innerhalb der 12x12 m Parzelle verlegt. Nachdem die Profilwände vorbereitet sind, wird von dieser jeweils ein Foto gemacht. Vor der Entnahme der Bodenproben wird für jedes der vier Profile eine kurze Profilbeschreibung durchgeführt und mit der initialen Profilbeschreibung abgeglichen, wobei pro Horizont folgende Parameter erfasst werden: Art und Tiefe, Bodenart, Karbonatgehalt (mit Hilfe des Salzsäuretests), volumetrischer Skelettgehalt, Durchwurzelungsintensität sowie Besonderheiten. Nach der Profilbeschreibung wird jedes Profil fotografiert. Die anschließende Bodenbeprobung wird in festen Tiefenschritten von 0-10, 10-30 und 30-50 cm durchgeführt.

Für die chemischen Bodeneigenschaften (gestörte Probenahme) wird der Boden in einem dünnen Streifen über die gesamte Breite und Tiefe jeder Tiefenstufe entlang jeder Profilwand beprobt. Für die Bestimmung der physikalischen Eigenschaften (Trockenrohdichte) werden die Böden nach Möglichkeit mit Stechzylindern von 250 cm³ Volumen beprobt. Bei sehr skelettreichen steinigen Böden werden kleinere Ringe (100 cm³ oder im Extremfall 5 cm³) verwendet. Aus jeder Grube werden zwei Stechzylinder pro Tiefenstufe vertikal entnommen (10 Stück bei den 5 cm³ Zylindern) und pro Grube und Tiefenstufe gemischt. Zusätzlich zur Probe zur Ermittlung der Trockenrohdichte wird, wenn möglich, auch die Tiefe von 30-50 cm für Luftkapazitätsmessungen beprobt. Die beiden Stechzylinder von 100 cm³ Volumen werden in der vertikalen Mitte von 30-40 und 40-50 cm entnommen. Da diese Ringe nach der Probenahme nicht zusammengelegt werden, liegen Informationen für 30-40 cm (typische Pflugtiefe) und 40-50 cm vor. Schließlich werden in allen vier Gruben zwei Mischproben in 0-10 cm Tiefe entnommen: eine zur Analyse der Aggregatstabilität und eine für potenzielle bodenbiologische Messungen. Nach der Probenahme werden alle Proben im Auto gelagert, bis sie am Ende derselben Woche (Donnerstag oder Freitag) zum Zentrallabor zurückgebracht werden. Die Proben für die chemische und physikalische Analyse sowie für die Aggregatstabilität werden bis zur weiteren Bearbeitung bei 7°C gelagert, während die Proben für die mikrobiologischen Untersuchungen bei -20°C aufbewahrt werden.

Aufgrund der hohen kleinräumigen Variabilität vieler Bodeneigenschaften spielt die exakte Relokation des initialen Beprobungspunktes eine zentrale Rolle für die Qualität der Monitoring-Zeitreihe (Heikkinen et al., 2020). Für diesen Zweck wurde bei der initialen Beprobung ein Unterflurmarker in etwa 80 cm an zentraler Position der Profilwand vergraben. Mit Hilfe von differentielltem GPS und einem Unterflurmarkendetektor gelingt die exakte Wiederfindung zumeist problemlos. In manchen Fällen, z.B. bei hochstehenden Feldfrüchten, ist der Einsatz des Detektors nicht möglich. Durch die Verwendung von differentielltem GPS mit Korrekturfrequenz kann jedoch stets eine hohe Genauigkeit erreicht werden (wenige Dezimeter Abweichung). Um die Vergleichbarkeit der Bodenansprache und Probenahme unter den Bodenkartierer*innen zu gewährleisten, werden regelmäßig (etwa dreimal jährlich) gemeinsame Probenahmen durchgeführt (Abb. 1).

2.2 Probenaufbereitung, Laboranalysen und Berechnungen von relevanten Kenngrößen

2.2.1 Trockenrohdichte des Feinbodens und gravimetrische Gehalte an Grobboden und Wasser

Die zur Analyse der physikalischen Eigenschaften entnommenen Proben werden nach dem Einwiegen bei 105°C im Ofen getrocknet, um das Trockengewicht der Probe pro Volumen sowie den Wassergehalt (Gew.-%) zu bestimmen. Nach dem Trocknen werden die Böden auf 2 mm gesiebt, um den Feinanteil zu

bestimmen. Das grobe Material auf dem Sieb (>2 mm) wird in Skelett (Steine), anthropogenes Material (z.B. Scherben, Klinker), landwirtschaftliches organisches Material (wie Stroh) und Wurzeln sortiert. Alle vier Komponenten werden einzeln gewogen. Anthropogenes Material wird besonders berücksichtigt, da dies Hinweise auf die Geschichte des Standortes, sowie den allgemeinen Grad der Materialbeimengungen in landwirtschaftlich genutzten Böden geben könnte. Die Wurzeln werden nicht gewaschen, sondern direkt nach der Siebung und Sortierung gewogen. Außerdem wird nicht zwischen toten und lebenden Wurzeln unterschieden. Es handelt sich deshalb um einen sehr groben Indikator für die tatsächliche Wurzelbiomasse. Die Trockenrohddichte des gesamten Bodens (TRD_{ges} , $g\ cm^{-3}$), sowie die Trockenrohddichte des Feinbodens (TRD_{fein} , $g\ cm^{-3}$) werden wie folgt berechnet:

$$TRD_{ges} = \frac{M_{ges}}{Vol_{ges}}$$

$$TRD_{fein} = \frac{M_{ges} - M_{skelett}}{Vol_{ges} - \frac{M_{skelett}}{\rho_{skelett}}}$$

Dabei bezeichnet M_{ges} die Gesamtmasse der Probe (g), Vol_{ges} das Gesamtvolumen der Probe (cm^3), während M_{fein} die Masse des Feinbodens <2 mm (g), $M_{skelett}$ die Masse des Skelettanteils >2 mm (g) und $\rho_{skelett}$ die Rohddichte des Skelettanteils ($g\ cm^{-3}$) in der Probe bezeichnet. Letztere wurde standardmäßig auf $2.65\ g\ cm^{-3}$ gesetzt (Rohddichte von Quarz), wenn es keine Hinweise auf starke Abweichungen von diesem Wert gab. Bei bestimmten Sedimenten oder vulkanischen Gesteinen kann die Rohddichte des Skeletts stark von diesem Wert abweichen. In solchen Fällen wurde jene Rohddichte in der initialen BZE-LW analysiert, um die Berechnung der TRD_{fein} entsprechend anzupassen (Jacobs et al., 2018). Diese bestimmten Rohddichten wurden auch in der Wiederholungsinventur genutzt.

2.2.2 Organischer und anorganischer Kohlenstoffgehalt und Gesamtstickstoffgehalt

Die Proben für die chemische Analyse werden bei 40°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und auf 2 mm gesiebt. Für organischen und anorganischen Kohlenstoff (C_{org} , C_{anorg}) und Gesamtstickstoff (N_{tot}) werden die Proben aus jeder einzelnen Grube und Tiefenstufe einzeln gemessen. Dies dient dazu, kleinräumige Schwankungen und mögliche Ausreißer zu ermitteln. Zudem ergibt sich dadurch ein Unsicherheitsmaß, welches bei der Einordnung und statistischen Analyse von beobachteten Änderungen hilft. Außerdem eröffnet es die Möglichkeit, den C_{org} -Vorrat für jede einzelne Grube und damit im Mittel exakter zu berechnen, da auch die Trockenrohddichte pro Grube und Tiefenstufe bestimmt wird. Vor der Elementaranalyse werden Aliquots von etwa 20 g auf <63 μm gemahlen, um die Probe zu homogenisieren. Von diesen homogenisierten Proben, werden 300-800 mg für die Elementaranalyse verwendet. Karbonatfreie Böden werden mit einem CN-Analysator (vario MAX cube, Elementar, Langenselbold) auf Kohlenstoff und Stickstoff analysiert, während karbonatische Böden (wie sie im Feld, bzw über die pH-Messung identifiziert wurden) mit einem TOC-Analysator (soli TOC cube, Elementar, Langenselbold) mit differenzierter Temperaturerhöhung analysiert werden. Die Schwelle zwischen C_{org} und C_{anorg} ist dabei nach VD-LUFA auf 550°C festgelegt. Der N_{tot} -Gehalt in karbonatischen Böden wird nachfolgend mit einem Stickstoffanalysator (rapid N exceed, Elementar, Langenselbold) gemessen.

Da es zwischen der initialen Inventur der BZE-LW und der Wiederholungsinventur eine Umstellung der Elementaranalysatoren gab (von Firma LECO zu Elementar), wurde an einem systematisch ausgewählten Probensatz ein Abgleich zwischen den verschiedenen Instrumenten durchgeführt, indem archivierte Proben der initialen BZE-LW nochmals mit den neuen Elementaranalysatoren gemessen wurden. Insgesamt wurden

50 karbonat-freie, sowie 50 karbonat-haltige Proben zwischen 0 und 100 g kg⁻¹ C_{org} selektiert und erneut gemessen. Es konnte keine systematischen Abweichungen für C_{org} und N_{tot} festgestellt werden.

Bei erster Auswertung der Ergebnisse fielen einige Standorte auf, deren mittlere C_{org}-Gehalte zwischen den beiden Inventuren extrem variierten. Als ein wesentlicher Grund für starke Änderungen nach einer Dekade wurde sehr hohe räumliche Variabilität ausgemacht. Innerhalb der vier Profile der Wiederholungsinventur wurden Spannen im C_{org}-Gehalt von bis zu 100 g kg⁻¹, bzw. 10 %-Punkten beobachtet. Häufig handelte es sich dabei um Standorte mit organischen Horizonten oder Vergrabungen in tieferen Bodenbereichen. Es ist davon auszugehen, dass das Beprobungsdesign der BZE-LW, vor allem mit der Besonderheit der nicht replizierten initialen Profilgrube, auf solchen und anderen Standorten mit extremer, kleinräumiger Variabilität an seine Grenze stößt, bzw. keine sinnvolle Auswertung von C_{org}-Gehaltsveränderungen zulässt. Anhand der Verteilung dieser Spannen wurden Grenzwerte pro Landnutzung und Tiefenstufe definiert, ab welcher ein Standort von der Auswertung in diesem Zwischenbericht ausgeschlossen wurde. In Acker- und Dauerkulturböden waren dies Spannen von 20 g kg⁻¹ in 0-10 cm und 10-30 cm, sowie 40 g kg⁻¹ in 30-50 cm, in Grünlandböden waren es 40 g kg⁻¹ in allen Tiefenstufen. Die Variationsmuster im N_{tot}-Gehalt ähnelten den Mustern im C_{org}-Gehalt sehr stark, weshalb sich die Reduktion der Standorte auf eine Filterung anhand von C_{org}-Gehalten beschränkte. Jeder Standort, an dem eine Überschreitung in einer beliebigen Tiefenstufe festgestellt wurde, wurde von der weiteren Auswertung ausgeschlossen. Insgesamt wurden so für diesen Zwischenbericht 21 der wiederbeprobten Standorte ausgeschlossen.

2.2.3 Vorrat an organischem Kohlenstoff

Die zentrale Kenngröße der BZE-LW ist der C_{org}-Vorrat (Mg C ha⁻¹ und gegeben Tiefe). Dieser wird über die folgenden Formeln für jede einzelne Profilgrube und Tiefenstufe ermittelt und dann für die Tiefenstufen 0-30 und 0-50 cm kumuliert:

$$FBV = TRD_{fein} \times Mächtigkeit \times \left(1 - \frac{Skelettgehalt}{100}\right) \times 100$$

$$C_{org}Vorrat = \frac{FBV \times C_{org}Gehalt}{1000}$$

Dabei ist FBV der Feinbodenvorrat (Mg ha⁻¹), welcher sich aus der TRD_{fein}, der Mächtigkeit der jeweiligen Tiefenstufe (cm), dem volumetrischen Skelettgehalt (Vol. %) und einem Umrechnungsfaktor 100 errechnen lässt (Poeplau et al., 2017). Der volumetrische Skelettgehalt des Bodens wurde aus der initialen BZE-LW übernommen, da dieser in einem Intervall von 10 Jahren als annähernd konstant angesehen werden kann und andernfalls ein zu starkes Rauschen bezüglich der C_{org}-Vorratsänderungen verursachen würde (Munera-Echeverri et al., 2025). Der C_{org}-Vorrat (Mg ha⁻¹) einer beliebigen Tiefenstufe ist nachfolgend durch eine Multiplikation des FBV mit dem C_{org}-Gehalt (g kg⁻¹) und einem Umrechnungsfaktor von 1000 zu erhalten.

Änderungen der Trockenrohdichte des Feinbodens führen zu einer Änderung der Bodenmasse, bzw. des Feinbodenvorrats in der jeweiligen Tiefenstufe. Ein Vergleich von C_{org}-Vorräten zwischen zwei Zeitpunkten sollte jedoch auf Basis identischer Feinbodenvorräte geschehen, um tatsächliche Änderungen des C_{org}-Vorrats in einer definierten Menge Boden nachzuvollziehen (Ellert und Bettany, 1995; von Haden et al., 2020). Da die Beprobung identischer Feinbodenvorräte im Feld praktisch ausgeschlossen ist, muss eine rechnerische Korrektur vorgenommen werden. Der Feinbodenvorrat in einem gegebenen Bodenpaket (0-10, 0-30 und 0-50 cm) wurde in diesem Fall durch die initiale Inventur vorgegeben. Zu diesem Zweck wurde zunächst der kumulative Feinbodenvorrat für das zu korrigierende Bodenpaket für jedes der vier Bodenprofile der Wiederholungsinventur ermittelt.

Die Vorgehensweise bei der Massekorrektur ist, dass Bodenpakete mit einem zu hohen Feinbodenvorrat (im Vergleich zur Referenz) rechnerisch am unteren Ende gekürzt werden, um eine entsprechend flachere Beprobung zu simulieren, während Bodenpakete mit einer zu niedrigen Masse extrapoliert werden um die Referenzmasse zu erreichen. Dies wird für alle drei Bodenpakete (0-10, 0-30 und 0-50 cm) und jedes einzelne Profil separat durchgeführt, wobei immer der jeweilige Feinbodenvorrat der initialen Inventur als Referenz dient. Die Kürzung eines Bodenpakets und die anschließende Korrektur des dazugehörigen C_{org} -Vorrats eines Profils der Wiederholungsinventur wird wie folgt durchgeführt:

$$\Delta FBV = FBV_{wdh} - FBV_{initial}$$

$$C_{org}Vorrat_{gekürzt} = C_{org}Vorrat - \frac{\Delta FBV \times C_{org}Gehalt_{unterste\ Tiefenstufe}}{1000}$$

Dabei bezeichnet FBV_{wdh} den Feinbodenvorrat einer Profilgrube der Wiederholungsinventur bis in die Tiefe des jeweiligen Bodenpakets ($Mg\ ha^{-1}$), während $FBV_{initial}$ den Feinbodenvorrat des jeweiligen Bodenpakets des initialen Profils bezeichnet ($Mg\ ha^{-1}$). Der Unterschied dieser beiden Feinbodenvorräte wird nachfolgend genutzt, um einen C_{org} -Vorrat zu ermitteln, welcher von dem zuvor ermittelten C_{org} -Vorrat des Bodenpakets abgezogen wird. Dafür wird ΔFBV mit dem C_{org} -Gehalt ($g\ kg^{-1}$) der untersten Tiefenstufe des zu korrigierenden Bodenpakets multipliziert.

Die extrapolierende Korrektur eines Bodenpakets wird dementsprechend wie folgt für jedes individuelle Bodenprofil der Wiederholungsinventur durchgeführt:

$$C_{org}Vorrat_{extrapoliert} = C_{org}Vorrat - \frac{\Delta FBV \times C_{org}Gehalt_{unterliegende\ Tiefenstufe}}{1000}$$

Im Vergleich zur vorangestellten Formel wird nun der C_{org} -Gehalt der unterliegenden Tiefenstufe verwendet. Dies ist für das Bodenpaket 0-10 cm also der C_{org} -Gehalt aus 10-30 cm, für das Bodenpaket 0-30 cm der C_{org} -Gehalt aus 30-50 cm. Für das Bodenpaket 0-50 cm, ist eine Extrapolation mit C_{org} -Gehalt aus der Wiederholungsinventur nicht möglich, da unterhalb von 50 cm keine unterliegende Tiefenstufe beprobt wird. Sollte dennoch eine Extrapolation nötig sein, wird auf den C_{org} -Gehalt der unterliegenden Tiefenstufe (50-70 cm) der initialen Inventur zurückgegriffen. Um die Extrapolation jedoch mit möglichst wenig „fremden“ Daten durchzuführen, die in dem jeweiligen Profil nicht selbst gemessen wurden, wird bei einer Extrapolation unterhalb von 50 cm ein zweistufiger Ansatz verfolgt: Zunächst wird der C_{org} -Vorrat jedes Profils auf die schwerste Masse der vier Profile der Wiederholungsinventur angepasst. Dazu wird der C_{org} -Gehalt der Tiefenstufe 30-50 cm aus dem jeweiligen Profil genutzt. Nur die Differenz zwischen dem Feinbodenvorrat des schwersten Profils der Wiederholungsinventur und dem Profil der initialen Inventur wird mit dem C_{org} -Gehalt unterhalb von 50 cm aus der initialen Inventur extrapoliert.

2.2.4 pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit

Der pH-Wert wird sowohl in destilliertem Wasser (pH_{H_2O}), als auch in Kalziumchlorid (pH_{CaCl_2}) bestimmt. Für die Analyse von pH und elektrischer Leitfähigkeit werden zunächst Mischproben für jede Tiefenstufen eines Standorts erstellt. Dafür werden nach Siebung ungefähr gleiche Anteile der individuellen Proben aus den vier Profilgruben zu einer Probe vermengt, um den analytischen Aufwand, sowie die Anzahl an Archivproben

zu reduzieren. Nur für die ausgewählten Fokus-Standorte (*Core Sites*), werden alle individuellen Proben analysiert, um ein Maß für die kleinräumige Variabilität der jeweiligen Parameter zu erhalten. Für die Analyse werden jeweils fünf ml getrockneter Feinboden mit 25 ml destilliertem Wasser, bzw. einer 0.01 molare CaCl_2 -Lösung für 20 Minuten Überkopf geschüttelt. Nach anschließender 10-minütiger Zentrifugation wird mittels pH Meter (ProLab 4000, SI-Analytics, Mainz) in einer Messrobotik (SP2000, Skalar, Breda) die Messung durchgeführt.

2.2.5 Zusätzliche Kenngrößen

Ebenfalls an gemahlenen Mischproben der Wiederholungsinventur, sowie an allen Proben der initialen BZE-LW werden Spektren im Labor im mittleren-Infrarotbereich (2500-25000 nm; 4000-400 cm^{-1}) mittels diffuser Reflexions-Infrarot-Fourier-Transformationsspektroskopie (DRIFT-MIR, Nicolet iS50 mit Collector II, Thermo Fisher, Waltham) aufgenommen. Insgesamt sind 7000 Spektren von geplanten 28000 Spektren erhoben. Gemeinsam mit den in der initialen Inventur entstandenen Spektren im Nah-Infrarotbereich (900-3400nm; 11000-3000 cm^{-1} ; FT-NIRS MPA, Bruker, Billerica) mit 14000 Spektren (Jaconi et al., 2017; Vos et al., 2018), entsteht so die „German Agricultural Soil Spectral Library“ (GASSL).

Infrarot-Spektroskopie ermöglicht die Abschätzung verschiedener Bodenparameter, wie zum Beispiel organischen Kohlenstoff, dessen Verteilung in unterschiedlich stabilen Fraktionen, aber auch Textur und pH, sowie weitere Parameter (Sanderman et al., 2020). Vor allem die DRIFT-MIR Spektren enthalten sowohl direkte Informationen über die chemische und funktionelle Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz, als auch über die Eigenschaften der Mineralphase (Margenot et al., 2023; Schiedung et al., 2025). Hierbei ergibt sich der Vorteil, dass Spektroskopie weit weniger Aufwendig ist als herkömmliche Methoden und somit für alle Proben und nicht nur eine Auswahl, qualitative und quantitative Abschätzungen in Zukunft mittels der GASSL durchgeführt werden können. Gleichzeitig können mehrere Parameter aus einem Spektrum abgeschätzt werden. Somit werden im weiteren Verlauf der BZE-LW Modelle zur quantitativen Abschätzung verschiedener Bodenparameter und auch qualitativen Kenngrößen in die Auswertung integriert. In diesem Bericht wird die GASSL jedoch nicht weiter behandelt.

Zusätzlich werden die Proben der Wiederholungsinventur auf Kationenaustauschkapazität und Basensättigung (alle Tiefenstufen) als Indikator der Nährstoffversorgung, sowie Aggregatstabilität (Oberboden, 0-10 cm) und Luftkapazität (Unterboden, 30-40 cm und 40-50 cm) als Indikatoren für strukturelle Stabilität bzw. Unterbodenverdichtung analysiert. Zusätzlich wurden Oberbodenproben (0-10 cm) von 300 Ackerstandorten ausgewählt, an denen die mikrobielle Gemeinschaft charakterisiert, sowie verschiedene funktionelle mikrobielle Eigenschaften untersucht werden. Eine Analyse des Anteils an pyrogenem Kohlenstoff in den Böden der *Core Sites* ist ebenfalls geplant. Bisherige Ergebnisse dieser zusätzlichen Kenngrößen werden in dem vorliegenden Bericht nicht behandelt.

2.2.6 Archivierung von Bodenproben

Das fein vermahlene Aliquot jeder Probe (ca. 20 g trockener Boden), das auch für die Elementaranalyse genutzt wurde wird archiviert. Zusätzlich werden, sofern verfügbar, 2 kg jeder Mischprobe aus den einzelnen Tiefenstufen der vier Profile für zukünftige Analysen zurückgestellt. Von den *Core Sites* werden keine Mischproben, sondern alle Einzelproben aufgehoben. Das Archiv ist dunkel (UV-geschützt), kühl und trocken, um eine möglichst geringe Veränderung und möglichst lange Haltbarkeit der Bodenproben und Gefäße zu gewährleisten.

2.3 Erhebung der Bewirtschaftungsdaten

Um die Veränderungen von Bodeneigenschaften zu interpretieren, sind schlag- und auch betriebsspezifische Bewirtschaftungsinformationen seit der initialen Inventur von großer Bedeutung. Diese werden mittels eines Fragebogens, welcher sowohl digital, als auch analog zur Verfügung gestellt wird, erhoben. Dabei werden die folgenden Daten abgefragt, welche sich auf die zentrale Fragestellung der BZE-LW beschränken: Art des Betriebs, Wirtschaftsform (konventionell/ ökologisch, seit wann), Flächenausstattung des Betriebs, Mittlere Zukauf- und Verkaufsmengen von organischen Düngern oder Substraten, Acker- bzw. Grünlandzahl des beprobten Flurstücks, Größe des beprobten Schlags und Entfernung des Beprobungspunktes zur zentralen Hofstelle. Jährliche Daten werden erhoben für Art und Ertrag der Hauptfrucht, Abfuhr von Stroh- und Nebenernteprodukten, Art, Aussaatdatum, Einarbeitungsdatum und Nutzung einer eventuellen Zwischenfrucht, Art der Dauergrünlandnutzung, Anzahl der Schnitte im Grünland, Zeitpunkt des 1. Und 2. Schnitts, Art und Tiefe der Grünlanderneuerung, Art, Anzahl und Dauer der Tierhaltung auf dem beprobten Schlag, Art und Menge der Düngung, Art und Menge der Kalkung, Art und Tiefe der Bodenbearbeitung, zusätzliche Maßnahmen wie Drainage, Bewässerung, Tiefenlockerung, Boden bzw. Pflanzenhilfsstoffe oder alternative Flächennutzung. Die eingehenden Fragebögen werden qualitätsgesichert und bei fehlenden bzw. zu ungenauen Informationen werden die Bewirtschafter*innen telefonisch kontaktiert. Dies ist ebenfalls der Fall, wenn Fragebögen auch nach mehrfachen Erinnerungen nicht eingehen. Da die Teilnahme an der BZE-LW auf Freiwilligkeit beruht, und das Ausfüllen des Fragebogens kein unerheblicher Aufwand ist, wird die Bereitschaft diesbezüglich teilweise direkt ausgeschlossen. Dementsprechend ist der Rücklauf der Fragebögen nicht optimal, was jedoch nur begrenzt beeinflusst werden kann. Bislang wurden 1756 Fragebögen verschickt und 889 ausgefüllt zurückgesendet (51%).

Die Qualitätssicherung und Aufbereitung der Bewirtschaftungsinformationen dauern an. Besonders die Harmonisierung der Daten beider Fragebögen zu einer konsistenten Zeitreihe ist eine große Aufgabe. Aus diesem Grund wurde zu diesem Zeitpunkt lediglich auf eine für C_{org} -Dynamik in Ackerböden zentrale Größe fokussiert: Der Anteil an Zwischenfrüchten in der Fruchtfolge. Um diesen Trend für alle bislang eingegangenen Fragebögen berechnen zu können und eine allgemeine Zeitreihe zu erstellen, wurden 1) nur jene Standorte verwendet, die in beiden Zeitabschnitten (vor der initialen Beprobung und zwischen den Beprobungen) jeweils mindestens 5 Jahre berichtet haben, 2) bei zeitlichen Überlappungen zwischen den beiden Fragebögen nur Informationen des zweiten Fragebogens verwendet, 3) die letzten beiden Jahre (2023 und 2024) aufgrund der deutlich niedrigeren Stichprobenanzahl ignoriert. So ergab sich für jedes Jahr zwischen 2001 und 2022 eine etwas unterschiedliche Zahl an Fragebögen (223-368), für die eine Information über den Anbau von Zwischenfrüchten vorlag. Daraus wurde der Anteil an Standorten berechnet, an denen in einem spezifischen Jahr Zwischenfrüchte angebaut wurden.

2.4 Externe Daten

2.4.1 Landnutzungsgeschichte

Die vorherige Landnutzung, bzw. Landbedeckung kann einen starken Einfluss auf Bodeneigenschaften, sowie deren aktuelle zeitliche Dynamik haben (Emde et al., 2024). Daten zur Landnutzungsgeschichte an den Beprobungspunkten stammen aus verschiedenen Quellen. Eine Quelle war der Fragebogen der initialen Inventur, in dem bereits abgefragt wurde, ob Informationen zur historischen Nutzung, bzw. Bedeckung der Fläche vorlag. Dabei wurde nach Acker, Grünland, Dauerkultur, Wald, Moor, Heide oder sonstiger Nutzung unterschieden. Da diese Daten den heutigen Bewirtschafter*innen nur in Teilen vorliegen, enthielt der Datensatz des Fragebogens große Lücken und reichte im Mittel nicht weiter zurück als vier Dekaden.

Deshalb wurden verschiedenste Archive und Repositorien von historischen Karten und Orthofotos konsultiert, um einen möglichst kompletten Datensatz zu erhalten. Das Ziel war dabei, für jeden Standort mindestens über 100 Jahre alle 30 Jahre eine Landnutzungsinformation vorliegen zu haben. Aus diesen lückigen Zeitreihen wurden durch Interpolation kontinuierliche Zeitreihen erzeugt, aus denen ungefähre Zeitpunkte von Landnutzungsänderungen zu entnehmen sind. Genauere Informationen zur Generierung dieses Datensatzes sind von Emde et al. (2024) beschrieben. In diesem Bericht wird lediglich ein Teil dieses Datensatzes benutzt, um eine sinnvolle Auswertung zu ermöglichen: Langzeitäcker und Langzeitgrünländer (keine Landnutzungsänderungen in den vergangenen 136 Jahren), sowie Äcker mit Grünlandvergangenheit und Grünländer mit Ackervergangenheit in den vergangenen 136 Jahren. Standorte mit häufigen Wechseln zwischen Acker und Grünland wurden ebenso ausgeschlossen wie jene mit anderen historischen Landnutzungen.

2.4.2 Klimadaten

Klimabedingungen sind von hoher Relevanz für die Entwicklung von C_{org} -Vorräten, denn sie beeinflussen einerseits direkt die mikrobielle Aktivität und damit die Abbaukinetik von organischer Substanz im Boden und andererseits den Biomasseaufwuchs und damit die Menge der Ernte- und Wurzelresiduen, die dem Boden zugeführt werden können. Die hier verwendeten Wetterdaten umfassen Monatsmittel der Temperatur (DWD, 2025a) sowie Monatssummen des Niederschlags (DWD, 2025b) und der Sonnenscheindauer (DWD, 2025c). Die Daten wurden als Rasterkarten mit einer Auflösung von 1x1 km und für die Zeitspanne 1970 bis 2024 vom Open Data Center des Deutschen Wetterdienstes bezogen. Anschließend wurden Zeitreihen für die Standorte der BZE-LW aus diesen Karten extrahiert. Die Globalstrahlung wurde nach (Allen et al., 1998) aus der Sonnenscheindauer berechnet und die Potenzielle Verdunstung nach Turc (Wendling et al., 1991) abgeschätzt.

2.5 Statistik

Mittlere Änderungen der C_{org} -Gehalte, TRD_{fein} und C_{org} -Vorräte wurden mittels eines Bootstrapping-Verfahrens analysiert, um so eine Fehlerabschätzung zu ermöglichen und auf Signifikanz zu bestimmen. Dazu wurden für alle verfügbaren Standorte die Änderung eines Parameters zwischen der initialen Inventur und der Wiederbeprobung bestimmt. Aus diesen n Änderungen wurde durch n -maliges Ziehen mit Zurücklegen jeweils eine neue Stichprobe erzeugt, deren Mittelwert berechnet wurde. Dieser Vorgang wurde insgesamt 5000-mal wiederholt, sodass 5000 Bootstrap-Mittelwerte der Änderung vorlagen. Das Intervall zwischen dem 2,5% und dem 97,5% Perzentil der Bootstrap-Mittelwerte wurde als das 95%-Konfidenzintervall (KI95) der mittleren Änderung definiert. Lag dieses Intervall der Veränderung vollständig jenseits von Null, d.h. ausschließlich im positiven oder im negativen Bereich, wurde die mittlere Änderung als signifikant interpretiert (Ho et al., 2019). Das Bootstrapping-Verfahren wurde gewählt, weil es nichtparametrisch ist, keine Normalverteilung der Daten voraussetzt, und zusätzlich zur Signifikanz auch Konfidenzintervalle der Änderungen berechnet werden konnten (Çetinkaya-Rundel and Hardin, 2024). Durch die Umstellung von initialer Profilgrube auf die umliegenden Kernbohrungen (siehe Kapitel 3), konnte für beide Zeitpunkte die räumliche Variabilität der C_{org} -Gehalte bestimmt werden. Mit dieser Unsicherheit konnte für jeden Standort eine minimal detektierbare Differenz (MDD) berechnet werden, welche bei gegebener Stichprobenanzahl direkt proportional zur kleinräumigen Variabilität ist und eine Aussage über die statistische Signifikanz der gemessenen C_{org} -Gehaltsänderung zulässt. Hierzu wurde die Formel nach (Valk et al., 2000) verwendet:

$$MDD = \sqrt{(Z_{\alpha} + Z_{\beta})^2 \times \frac{\sigma^2}{n}}$$

Wobei α das statistische Signifikanzniveau ausdrückt (hier $\alpha=0.05$), β ist ein Maß für die Wahrscheinlichkeit, dass ein statistischer Effekt gefunden werden kann (1 - statistische Power, hier 0.8) und der Z-Wert gibt an, wie viele Standardabweichungen ein Wert vom Mittelwert einer Standardnormalverteilung entfernt liegt. Bei einem α von 0.05 ist Z_{α} das 95 % Perzentil einer Standardnormalverteilung und damit 1.96 Standardabweichungen vom Mittelwert entfernt, während Z_{β} 0.84 Standardabweichungen vom Mittelwert entfernt liegt. Die Standardabweichung der Messwerte geht durch σ in die Formel ein und n beschreibt die Anzahl der Messwiederholungen. Sowohl für die initiale BZE (8 Kernbohrungen), als auch die Wiederholungsinventur ($n=4$) wurde eine MDD ermittelt. Eine C_{org} -Gehaltsänderung wurde als signifikant angenommen, wenn sie größer als beide MDD-Werte war.

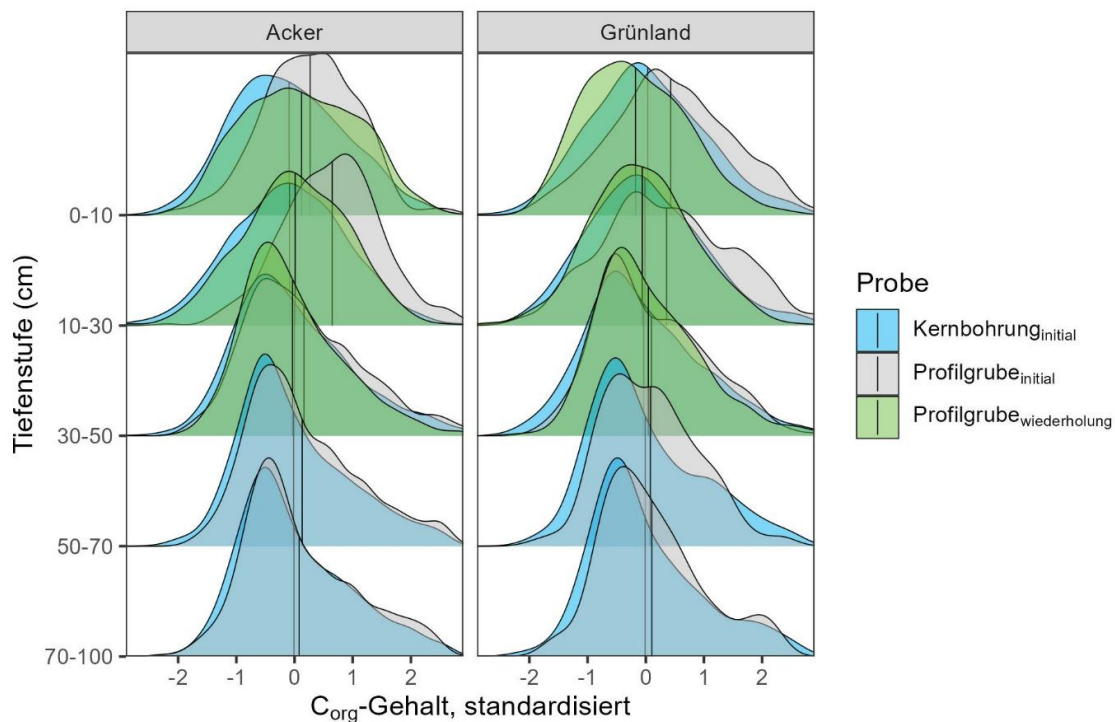
Um zu prüfen, ob sich die Landnutzungshistorie signifikant auf die rezente Änderung der C_{org} -Vorräte in 0-30 cm auswirkte, wurde eine Varianzanalyse (ANOVA) der Änderungen durchgeführt. Dabei sollte gezielt getestet werden, ob C_{org} -Vorräte von Langzeitäckern oder Langzeitgrünländern eine signifikant andere Dynamik haben als jene mit bekannter Landnutzungsänderung (von Acker oder Grünland) im Laufe der vergangenen 136 Jahre. Normalverteilung der Residuen wurde mittels QQ-Plots überprüft. Aufgrund einer nicht gegebenen Normalverteilung der ANOVA-Residuen wurde ein nicht parametrischer Kruskal-Wallis Test durchgeführt mit Wilcoxon als PostHoc-Test.

Aufgrund der reduzierten Größe des Datensatzes (siehe Kapitel 3), der limitierten räumlichen Repräsentanz der bisher wiederbeprobten und analysierten Standorte, sowie der nur in Teilen vorliegenden Bewirtschaftungsinformationen wurde in diesem Zwischenbericht kein globales statistisches Modell gerechnet, um Änderungen im C_{org} -Gehalt und -Vorrat, sowie anderen Bodeneigenschaften zu erklären. Es wurden lediglich einfache Korrelationsanalysen (lineare Regressionen) mit einzelnen Bodeneigenschaften sowie Änderungen von Klimavariablen durchgeführt.

3 Vergleich der C_{org} -Ergebnisse der initialen Profilgrube und der Kernbohrung

Eine erste Analyse der C_{org} -Gehalts- und Vorratsänderungen aus den acht bislang beprobten Bundesländern offenbarte im Vergleich zur initialen Inventur deutliche Abnahmen nach der ersten Wiederbeprobung. Dies wurde unabhängig der Landnutzung festgestellt. Zur Plausibilisierung der vermeintlichen Trends wurden, wenn verfügbar, die zusätzliche Rammkernsondierungen (im Folgenden Kernbohrungen) der initialen Inventur herangezogen. Es stellte sich heraus, dass i) die Abweichung zwischen dem Mittelwert der Kernbohrungen und der Profilgrube sehr stark den Unterschied zwischen initialer Profilgrube und Wiederbeprobung bestimmte, und ii) der Unterschied zwischen Wiederbeprobung und der initialen Kernbohrung im Mittel deutlich kleiner war als der Unterschied beider Zeitpunkte zur initialen Profilgrube (Abb. 3).

Abbildung 3 Dichtefunktion von z-transformierten C_{org} -Gehalten (einheitlich skaliert pro Standort und Tiefenstufe, mit 0 als Mittelwert des Standorts über alle verfügbaren Messwerte) für die Daten aus Kernbohrung und Profilgrube der initialen Inventur, sowie den Werten der Wiederholungsinventur.



Quelle: Thünen-Institut

Außerdem war der Unterschied zwischen initialer Profilgrube und Wiederbeprobung exakt in jenen Tiefenstufen am stärksten ausgeprägt, die bereits während der initialen Inventur als problematisch aufgefallen waren (10-30 cm im Acker und 0-10 im Grünland) (Abb. 3). Bei diesen Tiefenstufen handelt es sich um jene, in denen oft starke Gradienten im C_{org} -Gehalt auftreten bzw. die von deutlich C_{org} -ärmeren Tiefenstufen unterlagert werden. Es liegt der Verdacht nah, dass die Beprobung der initialen Profilgrube systematisch zu etwas geringeren C_{org} -Gehalten und C_{org} -Vorräten geführt hat. Eine mögliche Erklärung ist, dass C_{org} -ärmere (im Profil heller erscheinende) Bereiche tendenziell ausgespart, bzw. unterproportional beprobt wurden.

Des Weiteren zeigt sich eine überraschend geringe Übereinstimmung der C_{org} -Veränderungen, die auf der Basis der Ergebnisse der initialen Profilgrube bzw. der initialen Rammkernbohrungen ermittelt wurden (Abb. 4). Auch daraus lässt sich folgern, dass die C_{org} -Gehalte der initialen Profilgrube eine schlechtere Referenz darstellen als die Ergebnisse von den Bohrkernen. Es wurde deshalb entschieden, C_{org} - und N_{tot} -Gehalte an einem Teil der bisher noch nicht analysierten Bohrkern nachzumessen (vier von acht Bohrkernen, drei Tiefenstufen), und für diesen Bericht als Ausgangswerte der C_{org} -Gehalte die bereits vorhandenen Ergebnisse aus den Kernbohrungen zu verwenden. C_{org} -Veränderungen werden dementsprechend nun für 578 Standorte berichtet für die Kernbohrungen der initialen Inventur und eine Wiederbeprobung zum jetzigen Zeitpunkt vorliegen (Abb. 4). Es ist unklar, ob bzw. wie stark andere chemische Bodeneigenschaften ähnliche systematische Unterschiede zwischen den Probenahmearten (Profilgrube bzw. Bohrkern) zeigen. Änderungen der pH-Werte werden deshalb in diesem Bericht nicht behandelt, da sie für die Bohrkern erst noch bestimmt werden müssen. Ein Vorteil in dieser Umstellung besteht auch in der Tatsache, dass Änderungsraten nun auch standortspezifisch auf Signifikanz überprüft, bzw. mit einer Unsicherheit versehen werden können, welche eine bessere Einordnung von Unterschieden der beiden Inventurdurchgänge erlaubt.

Abbildung 4 Änderung im C_{org} -Vorrat basierend auf der Kernbohrung aufgetragen gegen die Änderung im C_{org} -Vorrat basierend auf der initialen Profilgrube mit linearen Regressionen und dazugehörigen Korrelationskoeffizienten (R^2). Die gestrichelte diagonale Linie stellt die 1:1 Linie dar. Der zur besseren Visualisierung gewählte Ausschnitt (-20 bis 20 $Mg\ ha^{-1}$) führte zum Ausschluss von 15 Standorten in 0-10 cm, 51 Standorten in 10-30 cm und 66 Standorten in 30-50 cm. Die Regressionen sind davon unbeeinflusst.

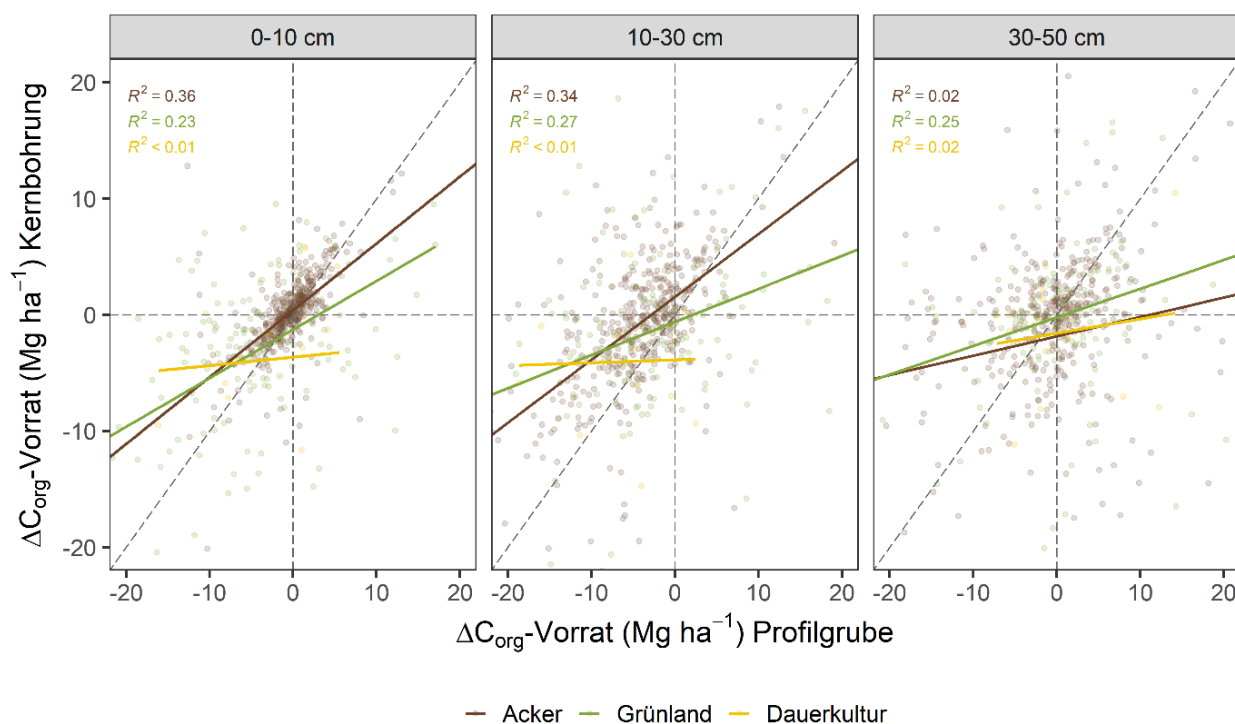
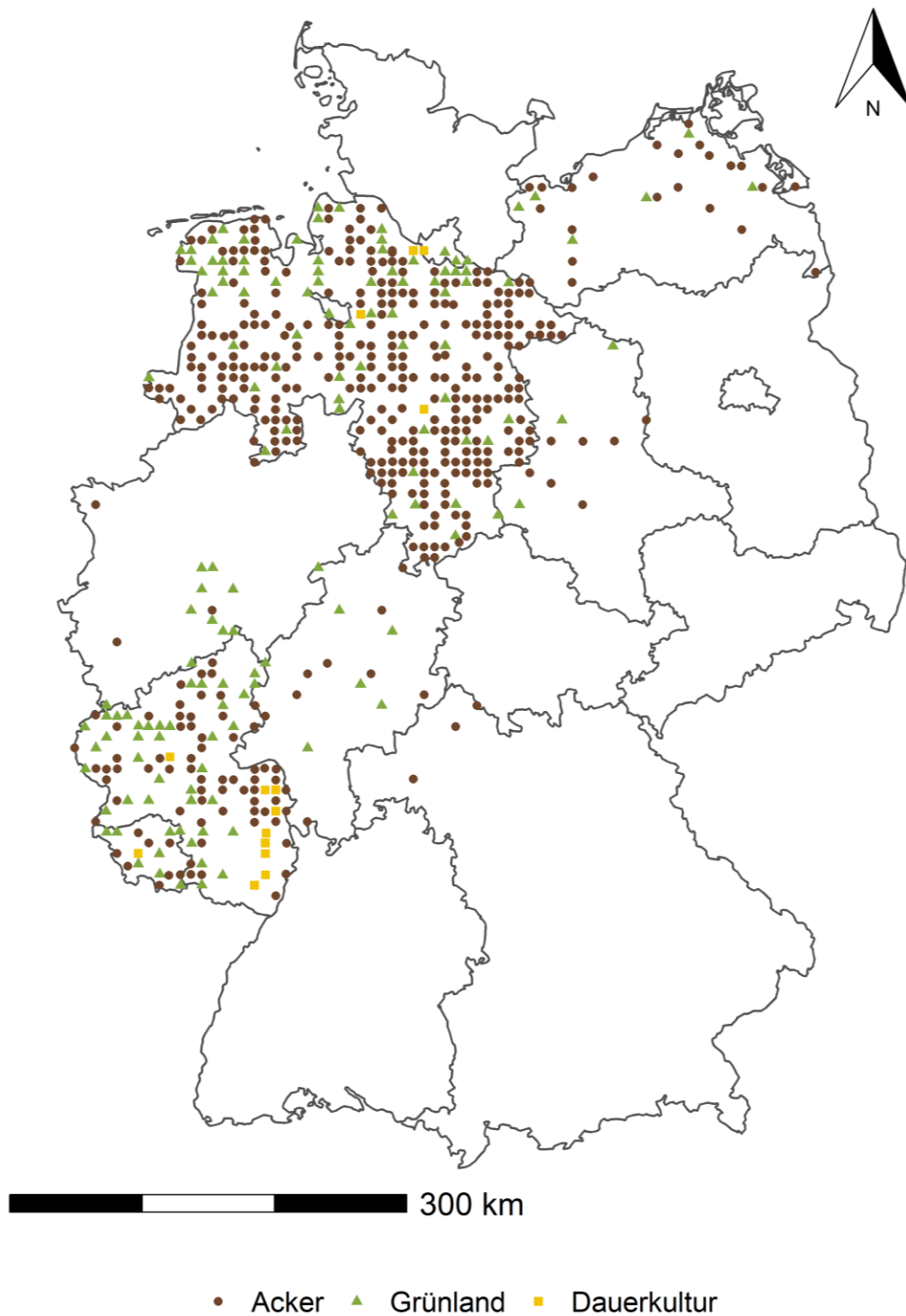


Abbildung 5 Lage der bereits wiederbeprobten Standorte, für die Daten aus der initialen Kernbohrung, sowie die relevanten Analyseergebnisse der Wiederholungsinventur vorliegen.



Quelle: Thünen-Institut

4 Ergebnisse

4.1 Zeitliche Dynamik der Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff

Die Umstellung auf C_{org} -Gehalte aus den Proben der Kernbohrung ergab zunächst einen deutlich reduzierten Stichprobenumfang für den Parameter C_{org} . Von ursprünglich etwa 1000 wiederbeprobten und analysierten Standorten, konnte eine Auswertung der C_{org} -Gehalts- und Vorratsänderung für insgesamt 578 Standorte durchgeführt werden, für die bereits Kernbohrungsdaten erhoben wurden (siehe Kapitel 3). Die grundsätzlich rechtsschiefen Verteilungen von C_{org} -Gehalten in den drei Landnutzungen und Tiefenstufen und für beide Inventuren ist in Abb. 6 dargestellt. Die Änderung der C_{org} -Gehalte ist in Abb. 7, sowie in Tabelle A1 dargestellt. Diese sind annähernd normalverteilt. Während der C_{org} -Gehalt im Oberboden der Äcker (0-10 und 10-30 cm) leicht zunahm (signifikant in 0-10 cm), wurden im Unterboden (30-50 cm) im Mittel signifikante Abnahmen festgestellt. Die insgesamt deutlichste Änderung im C_{org} -Gehalt wurde im Oberboden von Grünlandböden, speziell in der Tiefenstufe 0-10 cm, festgestellt. Für die bislang 140 Grünlandböden wurde in dieser Tiefenstufe eine signifikante Abnahme des C_{org} -Gehalts festgestellt. Auch in den darunterliegenden Tiefenstufen wurden im Mittel tendenziell Abnahmen gemessen. Ähnlich traf dies auch für die Dauerkulturen zu, bei denen es ebenfalls im Mittel tendenziell in allen Tiefenstufen zu Abnahmen kam. Aufgrund der geringen Stichprobengröße der Dauerkulturen war diese Tendenz jedoch nicht statistisch abzusichern.

Abbildung 6 Verteilung der C_{org} -Gehalte aus Initialer Inventur und Wiederholungsinventur je Tiefenstufe und Landnutzung mit Median und Mittelwert.

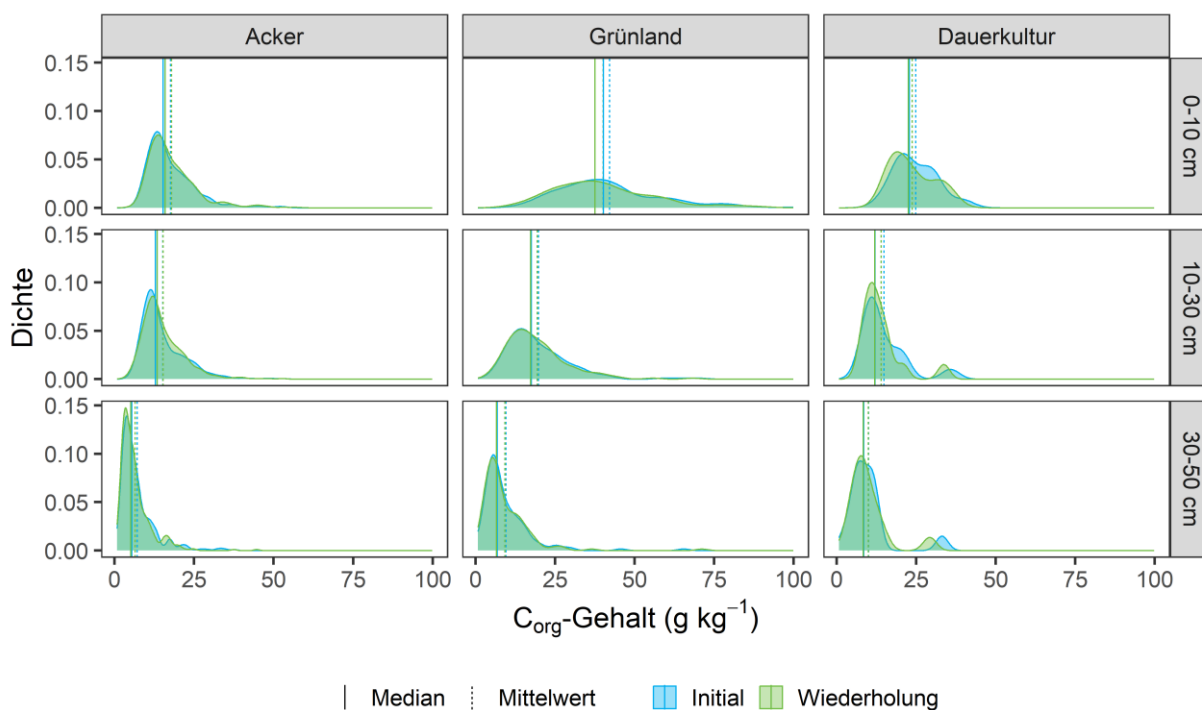
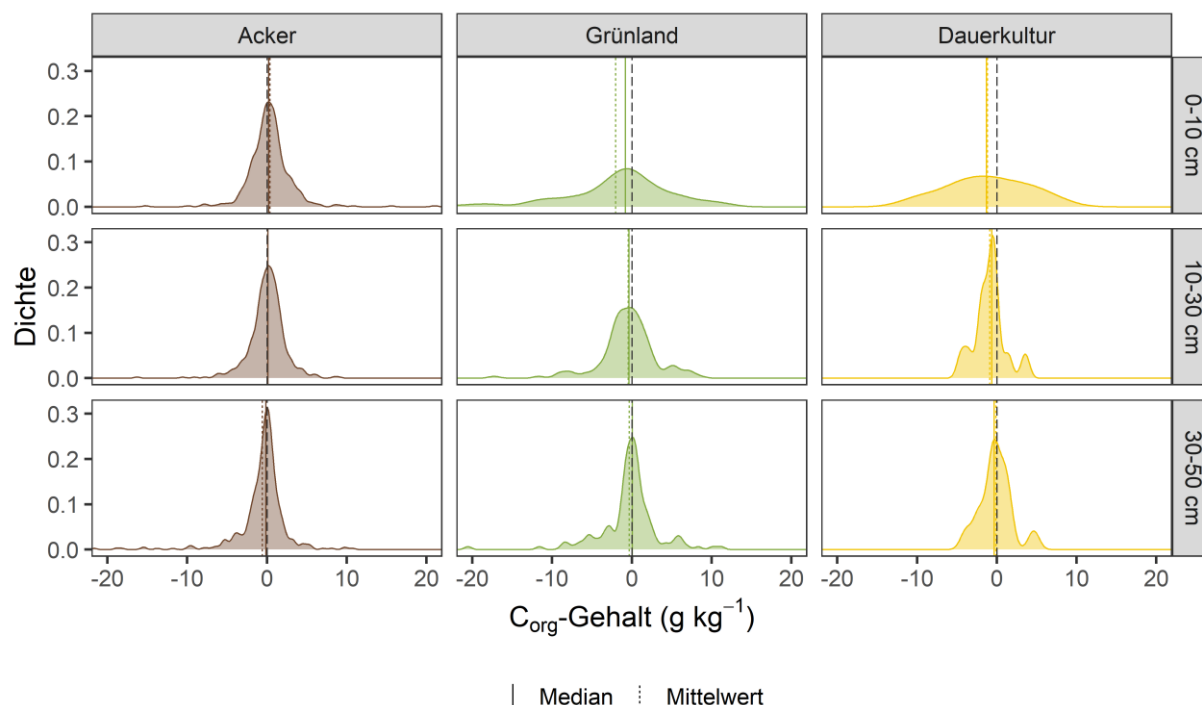


Abbildung 7 Verteilung der Änderungen des C_{org} -Gehalts je Tiefenstufe und Landnutzung mit Mittelwert und Median. Die schwarze gestrichelte Linie stellt die kein Änderung (Nulllinie) dar. Der zur besseren Visualisierung gewählte Ausschnitt (-20 bis 20 $g\ kg^{-1}$) führte zum Ausschluß von 18 Standorten in 0-10 cm, 6 Standorten in 10-30 cm und 4 Standorten in 30-50 cm. Darstellung von Median und Mittelwert sind davon unbeeinflusst.



Quelle: Thünen-Institut

Durch die Mehrfachmessung an jedem Standort, und speziell nach Umstieg auf die Kernbohrungen, war es möglich für jeden individuellen Standort eine minimal detektierbare Differenz (MDD) zu bestimmen. Diese wird maßgeblich durch die kleinräumige Variabilität von C_{org} am Standort gesteuert und gibt Aufschluss darüber, ob gemessene Unterschiede im C_{org} -Gehalt tatsächlich als signifikante zeitliche Trends gewertet werden sollten. In Abb. 8 sind sowohl gemessenen mittlere Änderung des C_{org} -Gehalts, als auch berechnete MDDs für jeden Standort (Acker und Grünland) geordnet nach Größe der gemessenen Änderung aufgetragen. Zunächst fällt auf, dass es unter den beprobten Ackerstandorten in 0-10 cm (56 %) und 10-30 cm (54 %) etwas mehr positive als negative Änderungen im C_{org} -Gehalt gab, während sich dieser Trend in 30-50 cm (45 %) leicht umdrehte (Tabelle 1). Im Grünland verhielt es sich andersherum, es gab also tendenziell mehr Abnahmen als Zunahmen im Oberboden bis 30 cm und tendenziell mehr Zunahmen im Unterboden (30-50 cm). Außerdem gab es eine große Zahl an Ackerstandorten, in denen sehr geringe Änderungen des C_{org} -Gehalts beobachtet wurden ($\sim 1\ g\ kg^{-1}$), welche folglich für den individuellen Standort auch nicht als solche gewertet werden können. In Grünländern war ein deutlich geringerer Anteil der C_{org} -Gehaltsänderungen sehr klein, während ein größerer Anteil eher stärkere Änderungen aufwies. Dennoch konnten in Grünländern insgesamt weniger Änderungen als signifikant positiv oder negativ abgesichert werden als bei Ackerstandorten (Abb. 8, Tabelle 1). Dies lässt sich mit der deutlich höheren MDD von Grünlandstandorten erklären, welche ebenfalls mit zunehmender Tiefe anstieg. Über alle Landnutzungen und Tiefen dominierte der Anteil an Standorten mit unsicherem Trend, allerdings waren jeweils in 0-10 cm Tiefe am meisten signifikante Änderungen des C_{org} -Gehalts festzustellen.

Abbildung 8 Nach Größe sortierte Veränderungen des C_{org} -Gehalts (farbige Punkte) für alle Acker und Grünlandstandorte in drei Tiefenstufen mit minimaler detektierbarer Differenz (MDD) des jeweiligen Standorts (graue Balken). Die MDD ist ein positiver Wert, der in Abhängigkeit der Variabilität am Standort angibt, wie hoch eine Änderung (Betrag) im C_{org} -Gehalt sein muss um mit statistischer Sicherheit von einer Änderung auszugehen. Für die Abbildung wurde die MDD ins Negative gespiegelt, um einen direkten Vergleich mit den Verlusten in C_{org} -Gehalt zu ermöglichen. Negative Änderungen der C_{org} -Gehalts sind rot gefärbt, positive Änderungen blau und Werte die größer als die MDD sind, sind in dunkel dargestellt. Veränderung innerhalb der MDD, und somit nicht mit Sicherheit signifikant, sind in hell dargestellt. Der zur besseren Visualisierung gewählte Ausschnitt (-25 bis 25 $g\ kg^{-1}$) führte zum Ausschluss von 4 Grünlandstandorten in 0-10 cm, einem Acker- und einem Grünlandstandort in 10-30 cm, sowie 3 Acker- und 2 Grünlandstandorten in 30-50 cm.

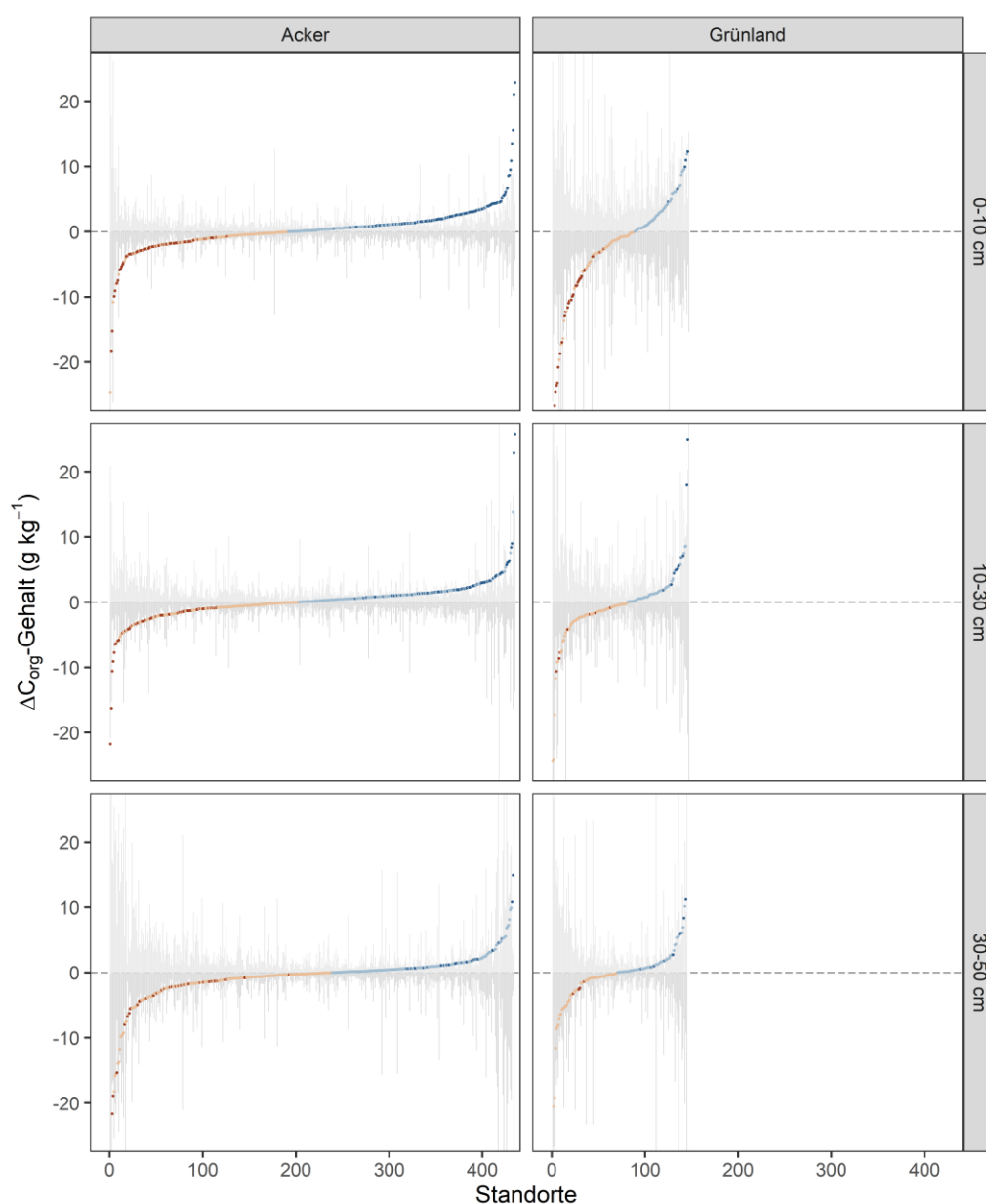


Tabelle 1 **Anteile an positiven (Zunahme) und negativen (Abnahme) C_{org} -Gehaltsänderungen für jede Tiefenstufe und Landnutzung mit einer Aufschlüsselung in jene Änderungen, die nach minimal detektierbarer Differenz als unsicher, oder signifikant positiv bzw. negativ klassifiziert wurden.**

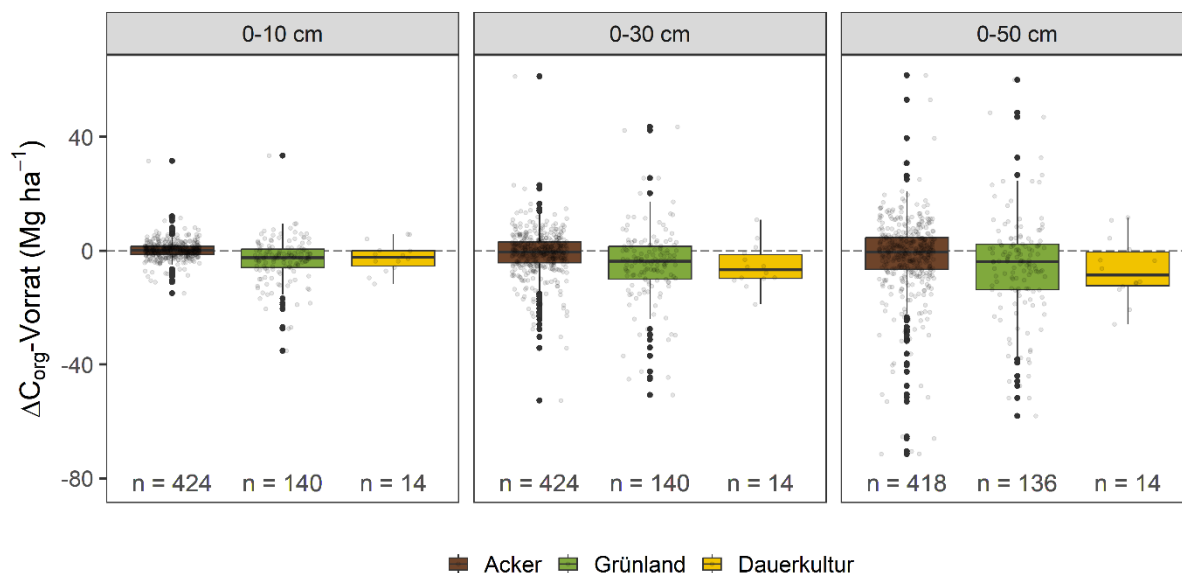
Landnutzung	Tiefe (cm)	Positiv/Negativ (%)	Unsicher (%)	Sig. positiv (%)	Sig. negativ (%)
Acker	0-10	56/44	60	24	16
	10-30	54/46	72	17	11
	30-50	45/55	84	10	6
Grünland	0-10	40/60	76	14	10
	10-30	45/55	86	8	6
	30-50	52/48	90	6	4
Dauerkultur	0-10	40/60	73	16	11
	10-30	13/87	73	16	11
	30-50	40/60	93	4	3

Quelle: Thünen-Institut

4.2 Zeitliche Dynamik der Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff

Die massekorrigierten C_{org} -Vorratsänderungen waren im Ackerland teilweise signifikant. Interessanterweise gab es in der Tiefe 10-30 cm ein Wechsel von einem tendenziellen Gewinn im C_{org} -Gehalt zu einem signifikanten, wenn auch geringen Verlust im C_{org} -Vorrat (Abb. 9). Dies ist durch die Abnahme der Trockenrohichte zu erklären, welche im Acker in 10-30 cm Tiefe im Mittel um etwa 0.03 g cm^{-3} (2 %) niedriger lag als bei der initialen Inventur (Tab. A4). Kumulativ, und nach Massekorrektur, ergab sich im Mittel in 0-30 cm der Äcker ein zwar leichter, jedoch signifikanter Rückgang des C_{org} -Vorrats von $-0.9 \pm 8.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, sowie von $-2.1 \pm 14.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ in 0-50 cm (Abb. 9). In Grünländern war der Vorratsverlust in 0-10 cm besonders stark ausgeprägt und ähnlich den C_{org} -Gehaltsverlusten auch signifikant. Von den über das gesamte Bodenprofil (0-50 cm) quantifizierten Änderungen von $-5.5 \pm 18.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$, wurde ein bedeutsamer Teil in den oberen 10 cm beobachtet ($-3.2 \pm 7.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Im gesamten Bodenprofil der Grünlandböden (0-50 cm) waren die Unterschiede im C_{org} -Vorrat mit jenen in 0-30 cm vergleichbar ($-5.0 \pm 13.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Für Dauerkulturen nahm die tendenziell negative Entwicklung der C_{org} -Vorräte mit der kumulativen Tiefe zu und war für 0-30 cm und 0-50 cm Tiefe auch signifikant. In allen Landnutzungsklassen gab es in 10-30 cm und 30-50 cm signifikante Abnahmen der mittleren Trockenrohichten des Feinbodens (1.9-6.4 %).

Abbildung 9 Boxplots (mit 1., 2. Und 3. % Quartil) der C_{org} -Vorratsänderungen in den drei kumulativen Tiefenstufen mit Anzahl der Beobachtungen (n) für alle Landnutzungen.



Quelle: Thünen-Institut

Ein Großteil der wiederbeprobten Standorte mit Kernbohrungsdaten lag in den Bundesländern Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Saarland, während Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Bayern nur zu einem kleinen Teil beprobt wurden (Abb. 10). Das räumliche Muster der Änderungen ist bislang nicht sehr klar, mit der Ausnahme, dass die stärksten Verluste derzeit in Niedersachsen quantifiziert wurden. So wurden auch C_{org} -Veränderungen über $25\ Mg\ ha^{-1}$ beinahe ausschließlich in Niedersachsen festgestellt.

Drei zentrale Bodeneigenschaften liefern erste Hinweise darauf, in welchen Böden es zu besonders starken Verlusten von C_{org} -Vorräten in 0-30 cm kam. Zunächst wurden schwach negative Korrelationen der C_{org} -Vorratsänderung mit dem C_{org} -Vorrat des Standorts selbst beobachtet (Abb. 11, mit der Höhe des C_{org} -Vorrats steigt die Gefahr der Verluste). Die C_{org} -Vorräte der beiden Inventuren wurden hierfür gemittelt, um statistische Artefakte auszuschließen. Der Sandgehalt war ebenfalls schwach negativ mit der Änderung der C_{org} -Vorräte korreliert (steigende Verluste mit steigendem Sandgehalt). Vor allem fiel eine größere Menge an sehr sandigen Standorten auf ($>80\ %$ Sand), die sehr starke C_{org} -Verluste aufwiesen. Letztlich war das C:N-Verhältnis negativ mit der C_{org} -Vorratsänderung korreliert (mit weiterem C:N Verhältnis nimmt das Risiko von C_{org} -Verlusten zu). Für alle drei Landnutzungen wurden ähnliche Tendenzen festgestellt. Es lässt sich zum jetzigen Zeitpunkt also zusammenfassen, dass besonders C_{org} -reiche, sandige Böden mit weiten C:N-Verhältnissen zu stärkeren Verlusten neigten.

Abbildung 10 Räumliche Verteilung der C_{org} -Vorratsänderungen in 0-30 cm Tiefe für alle bislang wiederbeprobten Standorte, für die Kernbohrungsdaten zur Verfügung standen ($n=578$). Mit Stern gekennzeichnete Flächen haben Abweichungen von mehr als 25 Mg ha^{-1} ($n=21$, 6 Äcker, 15 Grünländer).

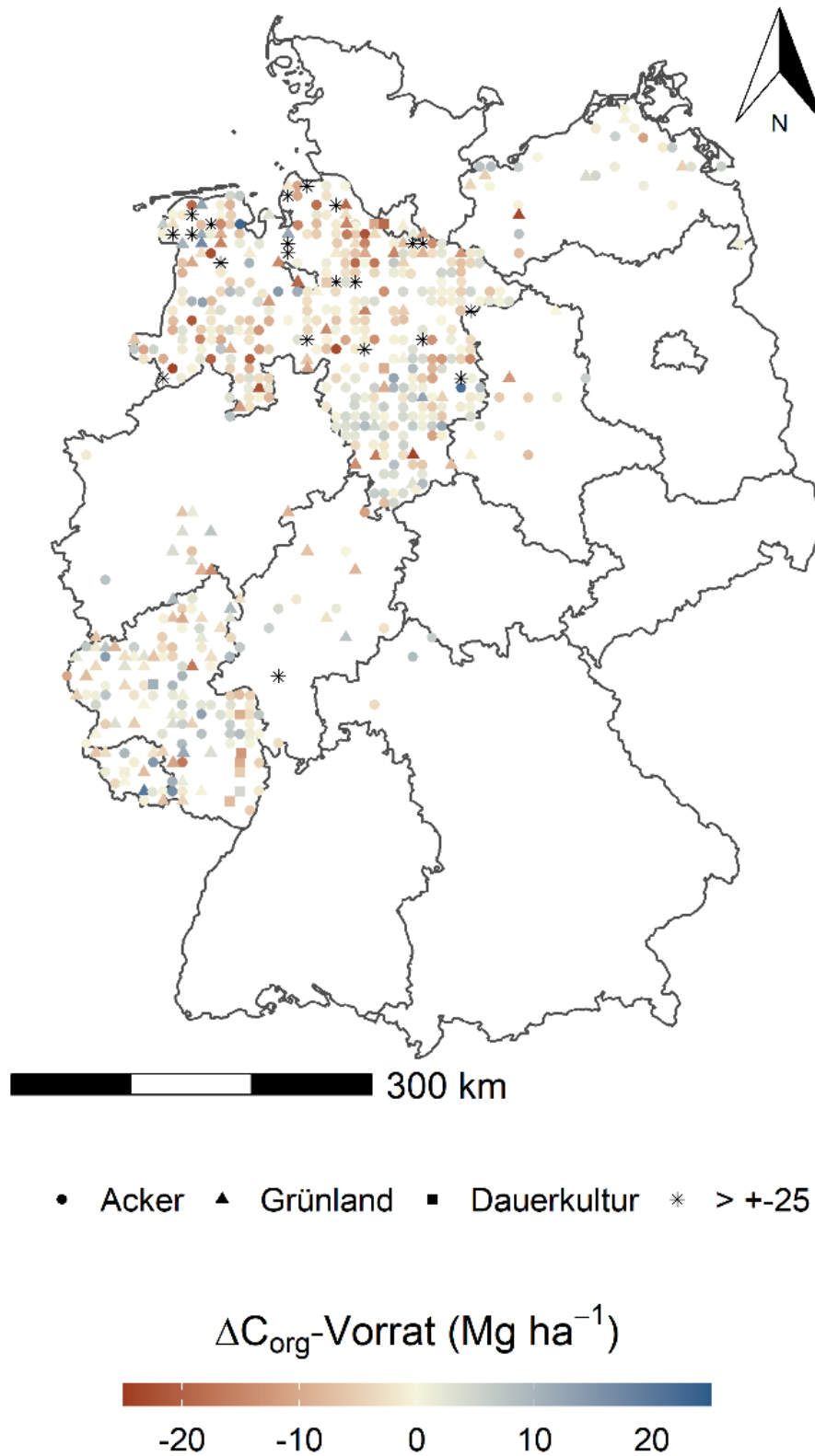
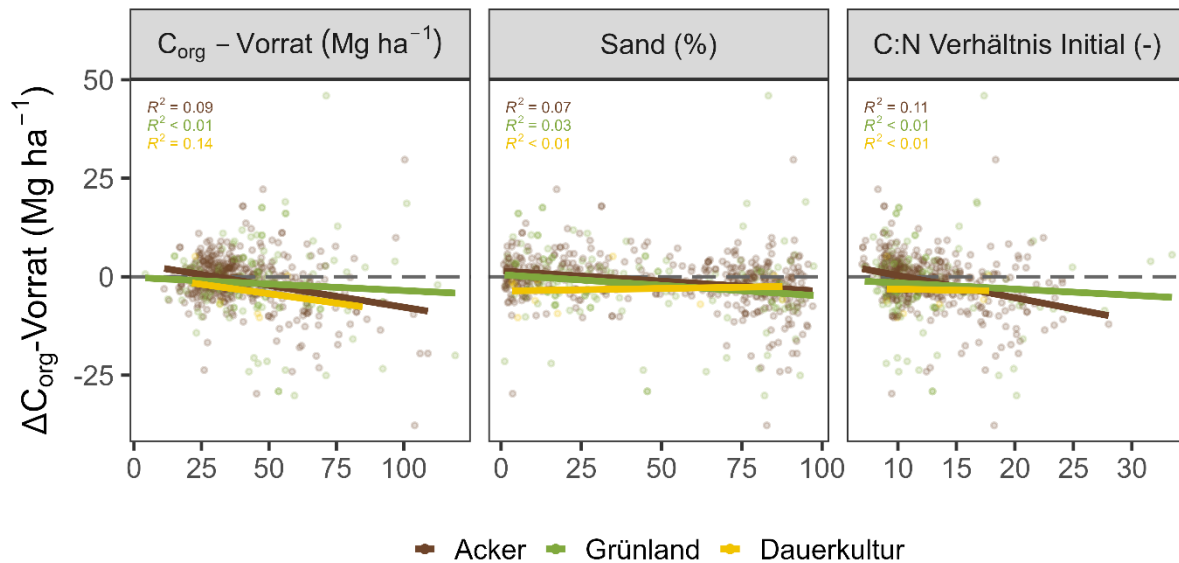


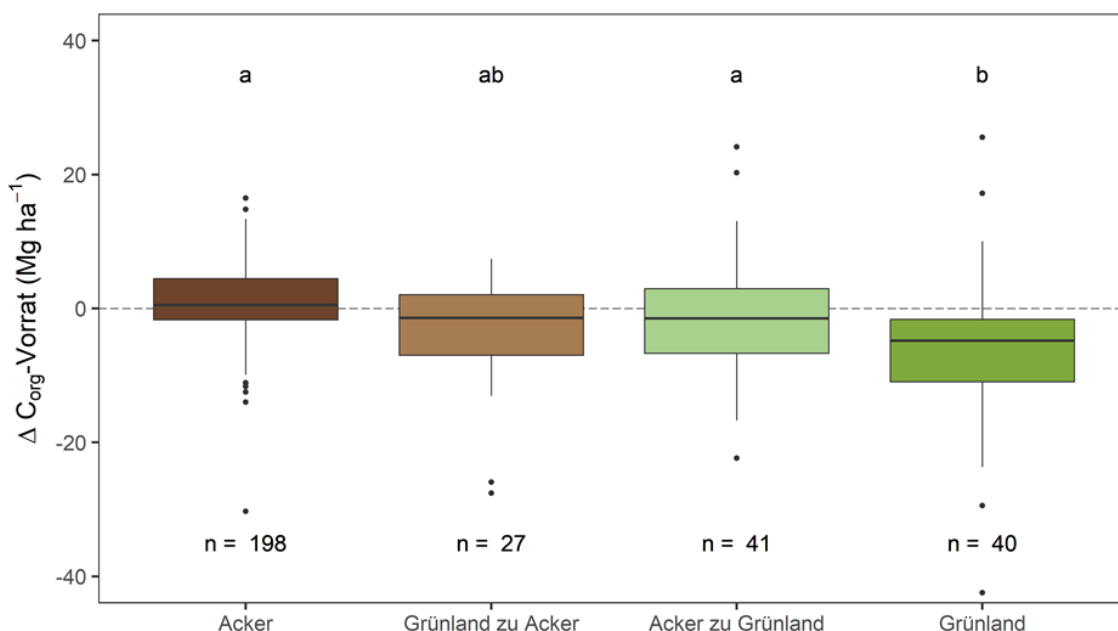
Abbildung 11 Änderungen des C_{org} -Vorrats in 0-30 cm Tiefe als Funktion des mittleren C_{org} -Vorrats des Standorts (Mittel aus beiden Inventuren), des Sandgehalts und des initialen C:N-Verhältnisses für alle drei Landnutzungsklassen mit Korrelationskoeffizienten (R^2).



Quelle: Thünen-Institut

Eine erste vorläufige Auswertung der Landnutzungshistorie ergab, dass die Vornutzung als Acker oder Grünland einen signifikanten Einfluss auf die rezente Dynamik der C_{org} -Vorräte in 0-30 cm Tiefe hatte (Abb. 12). Während Äcker mit Grünlandvorgeschichte tendenziell C_{org} -Verluste aufwiesen, waren die C_{org} -Vorräte von Langzeitäckern (keine Landnutzungsänderung in den letzten 136 Jahren) eher im Gleichgewicht. Umgekehrt konnte für Langzeitgrünländer ein deutlicher Negativtrend des C_{org} -Vorrats festgestellt werden, welcher sich signifikant von jenen Grünländern unterschied, die eine Ackervergangenheit aufwiesen.

Abbildung 12 Boxplots (mit 1., 2. Und 3. % Quartil) der Änderung des C_{org} -Vorrats in 0-30 cm Tiefe in Acker- (braun) und Grünlandstandorten (grün), gruppiert nach Landnutzungsgeschichte (Acker = Langzeitter, Grünland zu Acker = Acker mit Grünlandhistorie, Acker zu Grünland = Grünland mit Ackerhistorie, Grünland = Langzeitgrünland). Es werden nur jene Standorte gezeigt, die in den 10 Jahren vor der initialen Beprobung gesichert keine Grünlandwechselwirtschaft hatten, oder von anderer Vornutzung (z.B. Moor, Heide, Wald) geprägt waren. Die Landnutzungsänderung basiert auf den letzten 136 Jahren nach Emde et al. (2024).



Quelle: Thünen-Institut

4.3 Änderung zentraler Umwelt- und Bewirtschaftungseinflüsse

4.3.1 Änderungen der Klimabedingungen

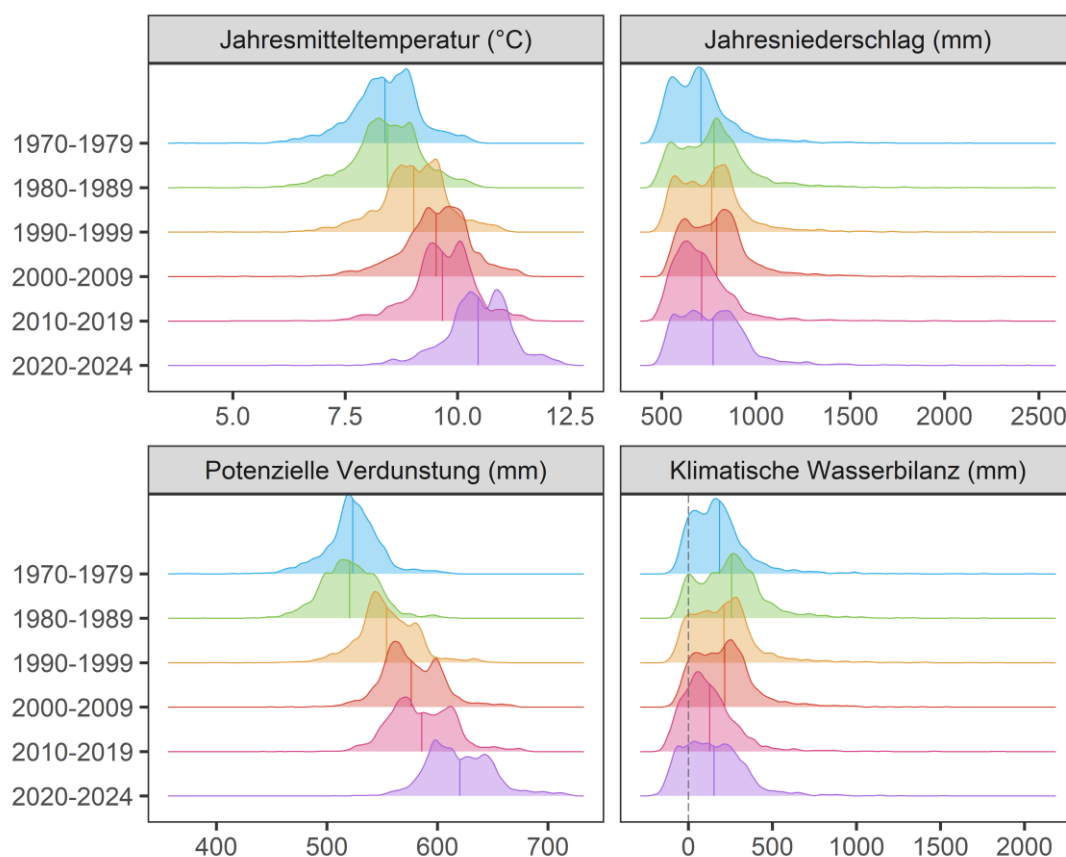
Seit den 1970er Jahren ist die mittlere Jahrestemperatur der bodennahen Luft (2 m Höhe) an den 3104 BZE-LW Standorten deutlich angestiegen (Abb. 13). Während der Mittelwert der Jahresmitteltemperatur in den 1970er Jahren bei 8.4°C lag, lag dieser in den vergangenen 5 Jahren bei 10.5°C. Besonders in den letzten 15 Jahren wurde ein deutlicher Anstieg der Jahresmitteltemperatur festgestellt, es handelt sich also um einen nicht-linearen Anstieg in den vergangenen 50 Jahren (Abb. A1). Entsprechend deutlich hat sich auch die potenzielle Evapotranspiration (Verdunstung) mit jedem Jahrzehnt erhöht. Die jährliche Niederschlagssumme hingegen hat sich insgesamt wenig verändert, wodurch die jährliche klimatische Wasserbilanz tendenziell negativer, bzw. kleiner wurde. Der Anteil an potenziell ariden Standorten (mehr potenzielle Verdunstung als Niederschlag im Mittel über das kalendarische Jahrzehnt) hat sich von 11 % in den 1970er Jahren auf 23 % in den vergangenen fünf Jahren erhöht. Ackerstandorte (26 %) sind dabei stärker betroffen als Grünlandstandorte (14 %). Die räumliche Verteilung der Erwärmung ist dabei sehr viel homogener verteilt als die Änderung der klimatischen Wasserbilanz (Abb. A2). Der ohnehin schon trockene Osten Deutschlands ist in den vergangenen 50 Jahren noch trockener geworden. Nahezu alle BZE-LW Standorte in Brandenburg und Sachsen-Anhalt, sowie Teile von Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen (Abb. A3) waren in den vergangenen 15 Jahren im Mittel arid. Auch in Rheinland-Pfalz, Hessen und Bayern

hat der Anteil an ariden Standorten deutlich zugenommen. Im Gegensatz dazu ist die klimatische Wasserbilanz im äußersten Nordwesten Deutschlands in den vergangenen 15 Jahren eher positiver geworden. Es ist demzufolge mit regional spezifischen Effekten von geänderten Klimabedingungen auf Bodeneigenschaften auszugehen.

4.3.2 Zwischenfruchtanbau

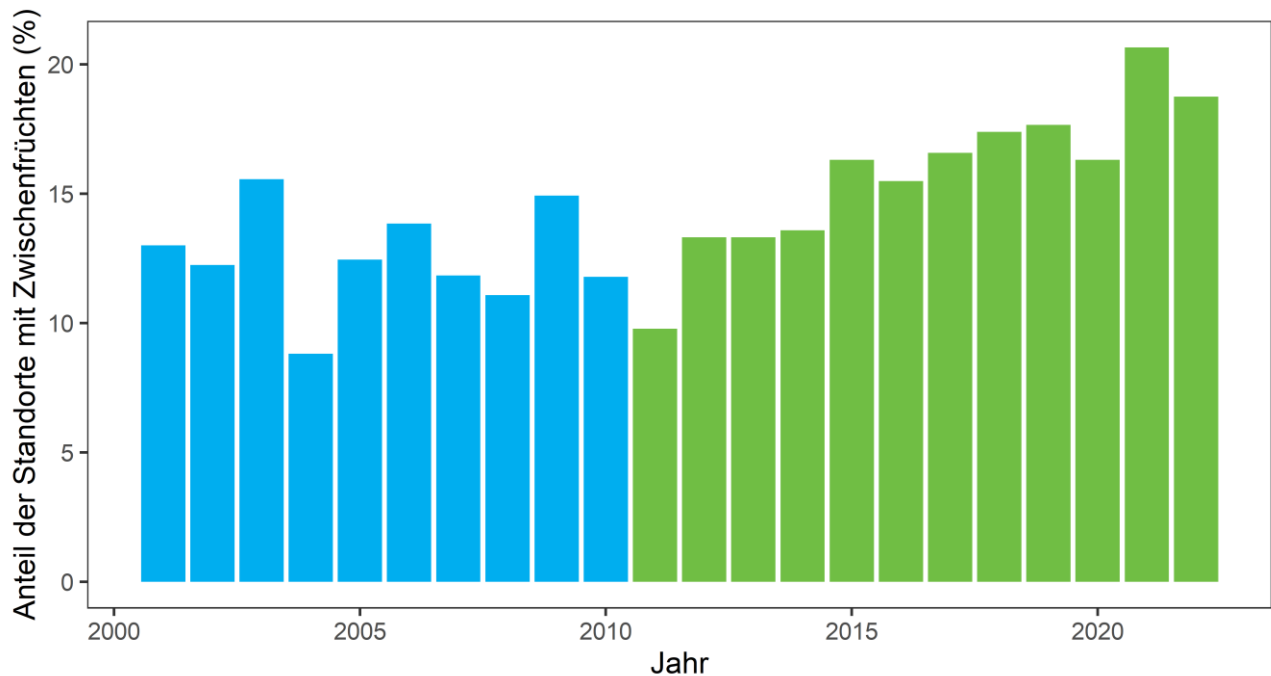
Der Anteil der Ackerstandorte mit Zwischenfrüchten hat sich nach einer ersten Auswertung der beiden Fragebogen-Datensätze in den vergangenen 10 Jahren deutlich erhöht (Abb. 14). Während es zwischen 2000 und 2013 im Schnitt etwa 12 % der Standorte waren, kann für die Daten aus dem Fragebogen der Wiederholungsinventur ein deutlicher Aufwärtstrend beobachtet werden. Die vergangenen zwei Jahre (2023, 2024) wurden aufgrund schwacher Datenlage nicht in die Zeitreihe integriert, bis 2022 war jedoch der Anteil an Standorten mit einer Zwischenfrucht auf knapp 20 % gestiegen.

Abbildung 13 Verteilung gemittelter Jahresmitteltemperatur, Jahresmitteltemperatur, jährliche potenzielle Verdunstung und jährliche klimatische Wasserbilanz aller 3104 BZE-LW Standorte für die letzten sechs kalendarischen Jahrzehnte.



Quelle: Thünen-Institut auf Grundlage von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 2025a, b, c)

Abbildung 14 Zeitreihe mit Anteil der Standorte mit Zwischenfruchtanbau für jedes Jahr im Zeitraum 2001-2022. Blau=Fragebogen der initialen Inventur, grün=Fragebogen der Wiederholungsinventur. Bei Überlappungen der beiden Fragebögen (möglichen in den Jahren 2011-2015) wurde der Einfachheit halber zunächst die Information aus dem Fragebogen der Wiederholungsinventur benutzt.



Quelle: Thünen-Institut

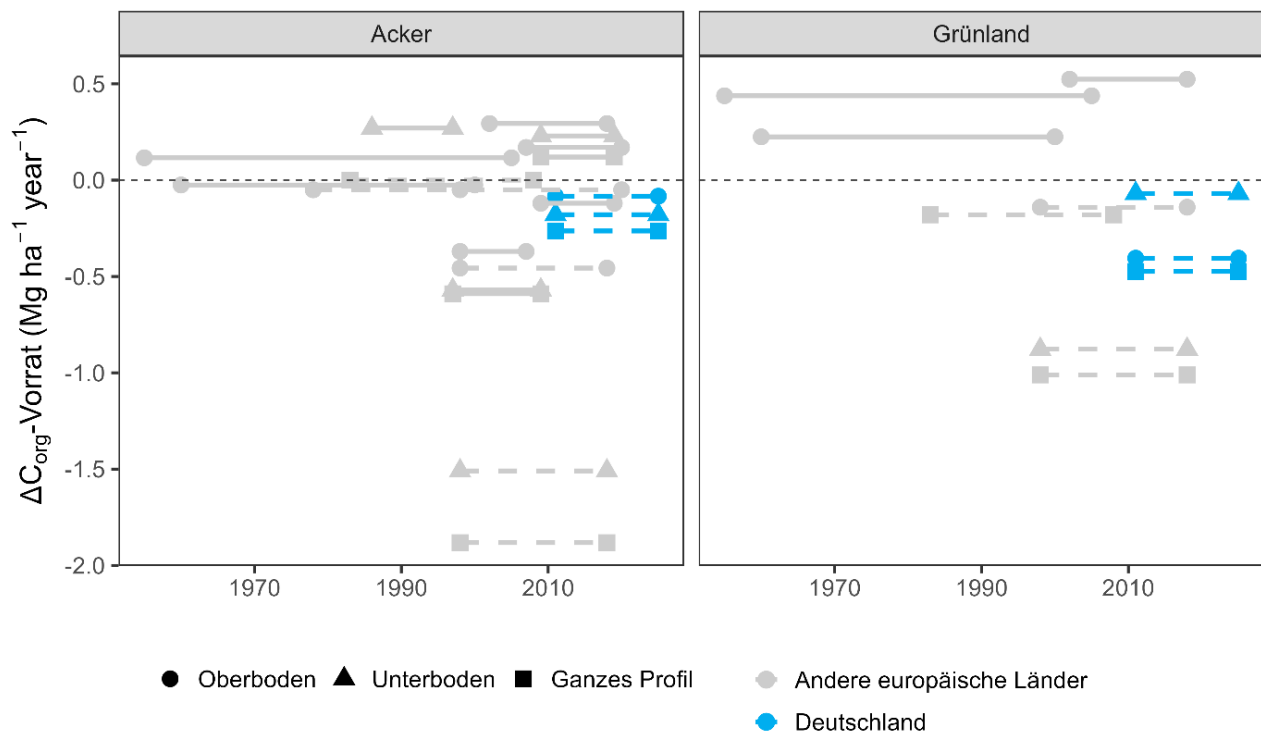
5 Diskussion

5.1 Bodenkohlenstoffdynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands

In den bislang wiederholt analysierten Ackerstandorten der BZE-LW konnten nur sehr kleine, wenn auch teilweise signifikante Änderungen der C_{org} -Gehalte und -Vorräte beobachtet werden. Während es im Oberboden (0-10 und 10-30 cm) einen leichten Überhang an Standorten mit einer positiven Tendenz gab (C_{org} -Zunahme), zeigten sich im Unterboden (30-50 cm) leichte Verluste. Die Betrachtung der minimal detektierbaren Differenz (MDD) für C_{org} -Gehalte ergab, dass ein Großteil (60 %) der beobachteten Änderungen auf Standortebene unterhalb des Detektionslimits lag (Abb. 8). Somit können für diese Standorte keine gesicherten Aussagen zur Veränderung gemacht werden. Dies kann besonders für jene Standorte mit sehr kleinen Änderungen so interpretiert werden, dass es eher zufällig zu einer positiven bzw. negativen Tendenz kam. Dennoch war in der Tiefenstufe 0-10 cm der Ackerböden für 24 % der Standorte eine signifikante Zunahme des C_{org} -Gehalts festzustellen, während nur 16 % der Standorte signifikante C_{org} -Verluste aufwiesen (Tab. 1). Auch wenn sich dies im mittleren kumulativen C_{org} -Vorrat der Ackerböden nicht bemerkbar machte (Abb. 9), könnte es sich um ein Indiz dafür handeln, dass sowohl vermehrter Zwischenfruchtanbau, als auch eine verstärkt konservierende, und damit flachere Bodenbearbeitung eine gewisse positive Wirkung zeigen. Die konventionelle, wendende Bodenbearbeitung mittel Pflug ist laut Statistischem Bundesamt in den vergangenen sieben Jahren in Deutschland von 53 % auf 40 % zurückgegangen (Destatis, 2025b). Konservierende, bzw. pfluglose Bodenbearbeitung sorgt mindestens für eine Umverteilung von C_{org} innerhalb des Bodenprofils, also eine Anreicherung im Bereich der stärksten C-Einträge (nah der Oberfläche) und einer tendenziellen Abnahme im Bereich darunter (verlassene Krume) (Meurer et al., 2018). Der Zwischenfruchtanbau hat sich im vergangenen Jahrzehnt auf den bereits beprobten BZE-Standorten deutlich erhöht (Abb. 14). Dies deckt sich mit der Statistik auf nationaler Skala: Laut dem statistischen Bundesamt ist der Zwischenfruchtanbau seit 2010 von knapp 1.2 Mio. Hektar auf knapp 2.2 Mio. Hektar angestiegen (Destatis, 2024). Eine solche Zunahme lässt sich vor allem mit Veränderungen der Agrarförderung, bzw. neuen Auflagen erklären. So wurde mit der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik in 2013 die Schaffung von ökologischen Vorrangflächen, unter anderem durch den Anbau von Zwischenfrüchten, erstmals gezielt gefördert. Außerdem ist mit dem Inkrafttreten der neuen Düngeverordnung (2020) der Anbau von Zwischenfrüchten zwischen Winterungen und Sommerungen innerhalb nitratbelasteter, sogenannter roter Gebiete verpflichtend geworden. Die Wirkungen dieser positiven Entwicklungen der Bodenbewirtschaftung für die Gehalte und Vorräte an C_{org} können bislang also nur bedingt beobachtet werden.

Trotz der leicht positiven Tendenzen des C_{org} -Gehalts und Vorrats in 0-10 cm Tiefe von Ackerböden, kam es jedoch in der für die Treibhausgasberichterstattung relevanten Tiefenstufe (0-30 cm) im vergangenen Jahrzehnt zu signifikanten Abnahmen der C_{org} -Vorräte in allen betrachteten Landnutzungsklassen. Dies ist mit den Ergebnissen anderer Regionen Europas vergleichbar. Sowohl verschiedene nationale Inventuren (Abb. 15), als auch die europaweite Bodeninventur der europäischen Kommission (LUCAS Soil) berichten aktuell tendenziell negative Entwicklungen von C_{org} -Gehalten bzw. -Vorräten (De Rosa et al., 2024). Dies gilt in Teilen auch für die Bodendauerbeobachtung der Bundesländer (Höper und Meesenburg, 2021; Wiesmeier et al., 2025). Das Ausbleiben messbarer positiver Effekte tendenziell verbesserter Bodenbewirtschaftung auf mittlere C_{org} -Gehalte und -Vorräte in Ackerböden, sowie der noch stärker ausgeprägte Verlust von C_{org} aus Grünlandböden und auch jenen unter Dauerkultur kann verschiedene Ursachen haben.

Abbildung 15 Jährliche Änderungsraten der mittleren nationalen C_{org} -Vorräte verschiedener europäischer Länder und Deutschland für Acker und Grünland in den jeweiligen Zeitabschnitten der Inventuren differenziert nach Oberboden, Unterboden (je nach Studie etwas unterschiedlich definiert) und dem gesamten Bodenprofil (falls relevant). Die Daten entstammen einer bislang unveröffentlichten Literaturarbeit und werden hier abgewandelt dargestellt (Harbo et al., eingereicht).



Quelle: Thünen-Institut

1) Eine Erhöhung des Zwischenfruchtanbaus von 10 % auf 20 % der jährlichen Anbaufläche hat einen relativ kleinen Effekt auf die C_{org} -Vorräte aller Ackerböden. Ein Anteil von 10 % bedeutet, dass rechnerisch auf jedem Acker im Schnitt alle 10 Jahre einmal eine Zwischenfrucht steht. Eine Verdopplung dieser Anbaufläche ist nicht nur für C_{org} im Boden eine positive Entwicklung, sondern ist für viele Boden- und Ökosystemfunktionen relevant (Shackelford et al., 2019). Eine Verdopplung der jährlichen Anbaufläche bedeutet, dass derzeit im Schnitt in 10 Jahren zweimal eine Zwischenfrucht angebaut wird. Der mittlere Effekt einer Gründung durch Zwischenfrüchte auf den C_{org} -Vorrat beträgt bei jährlichem Anbau etwa $0.3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Poeplau and Don, 2015). Wenn im vergangenen Jahrzehnt jedoch rechnerisch nur einmal mehr eine Zwischenfrucht angebaut wurde, dann ist der zu erwartende Effekt gegenüber anderen möglichen Effekten auf den C_{org} -Vorrat (siehe nachfolgende Punkte), sowie gegenüber der Größenordnung des zufälligen Beprobungsfehlers darstellt, sehr klein. Der zufällige Beprobungsfehler wurde bei einer Beprobung und Wiederbeprobung von Ackerböden mittels drei Bodenprofilen am selben Tag auf im Mittel auf etwa 3 Mg ha^{-1} beziffert (Poeplau et al., 2022). Zudem hat sich der Anteil an Zwischenfrüchten im letzten Jahrzehnt nicht sprunghaft, sondern sukzessive gesteigert. Es ist also wahrscheinlich, dass der Effekt einer insgesamt Verdopplung der Zwischenfruchtanbaufläche auf C_{org} -Vorräte noch zu klein ist, um in der Wiederholungsinventur der BZE-LW als solcher auf nationaler Skala detektierbar zu sein. Bei einer zukünftigen Einbeziehung des Zwischenfruchtanbaus in ein größeres statistisches Modell ist jedoch damit zu rechnen, dass ein Teil der Variabilität der C_{org} -Vorratsänderungen durch diese Tendenz zu erklären sein wird.

2) Der Klimawandel hat mit hoher Wahrscheinlichkeit einen negativen Einfluss auf globale C_{org} -Vorräte (García-Palacios et al., 2021). In den letzten Jahrzehnten, und besonders im laufenden Jahrzehnt, hat sich Mitteleuropa sehr deutlich erwärmt. Mittlerweile ist eine Erhöhung der Jahresmitteltemperatur von 2°C seit den 1970er Jahren auf allen BZE-LW Standorten überschritten (Abb. 13 und Abb. A1). Allein im Zeitraum zwischen initialer und Wiederholungsinventur wurde eine Erwärmung der bodennahen Luft von etwa 1°C gemessen. Es wurde zudem gezeigt, dass die Bodentemperatur in Ackerböden stärker steigt als die Lufttemperatur (Dorau et al., 2022). Dies hat Konsequenzen für die mikrobielle Aktivität und damit den Umsatz von organischer Substanz im Boden.

Modellrechnungen, sowie Erwärmungsexperimenten in verschiedenen Klimazonen zufolge, ist die Größenordnung des relativen Verlusts von C_{org} durch Erwärmung etwa 3-5 % pro $^{\circ}\text{C}$ Erhöhung der bodennahen Lufttemperatur (Peplau et al., 2021; Poeplau und Dechow, 2023; Verbrigghe et al., 2022). Dies wäre bei einem mittleren initialen C_{org} -Vorrat von 65 Mg ha^{-1} (initialer Mittelwert in 0-30 cm der bisher beprobten Ackerstandorte etwa $1.9\text{-}3.3 \text{ Mg ha}^{-1}$ entspräche, bei Grünländern (initialer Mittelwert von 89 Mg ha^{-1}) wären dies bereits $2.7\text{-}4.5 \text{ Mg ha}^{-1}$. Außerdem wird es durch höhere Verdunstung, sowie eine Häufung von Trockenjahren vielerorts tendenziell trockener (Abb. A2), was sich negativ auf Ertragsbildung und damit auf C-Einträge auswirken kann. Zwar sind die mittleren Erträge der wichtigsten Nutzpflanzen in den vergangenen 20 Jahren weiterhin leicht angestiegen, dafür ist die interannuelle Variabilität der Erträge ebenfalls deutlich gestiegen und die Größe der bewässerten Ackerfläche ist in Deutschland von 370.000 Hektar in 2009 auf etwa 500.000 Hektar in 2019 angestiegen (Destatis, 2023). In Grünländern nehmen die jeweiligen Witterungsbedingungen besonders starken Einfluss auf die Biomasseentwicklung (Liu et al., 2023) und so gab es mit den Trockenjahren 2018 und 2022 zwei ertragsschwache Jahre im Grünland zwischen den beiden Beprobungen (Destatis, 2025a).

Auf eher trockenen Standorten kann sich die dauerhaft abnehmende Bodenfeuchte negativ auf die Mineralisierung von C_{org} auswirken (Kuka et al., 2025), auf eher nassen Standorten kann jedoch auch das Gegenteil der Fall sein (Smith et al., 2007; Van Wesemael et al., 2010), da es durch Abtrocknung zu einer verstärkten Belüftung und damit Stimulation von Mikroorganismen kommt. Die Wirkungen der rasanten Klimaveränderung sind komplex und zumindest die Temperaturerhöhung auch in ähnlicher Stärke omnipräsent. Aus diesem Grund konnten der Temperaturanstieg, oder auch andere Klimavariablen, in einfachen Regressionsanalysen keine Erklärung der Variabilität von C_{org} -Änderungen liefern (Daten nicht gezeigt). Dies wird in komplexeren statistischen Modellen ähnlich sein, weshalb nur die Verwendung von Prozessmodellen das potenzielle Klimawandel-Signal in der C_{org} -Dynamik von anderen Einflüssen isolieren kann. Dafür gilt jedoch genau zu prüfen, ob diese Modelle Klimawandeleffekte korrekt abbilden können (Hararuk et al., 2015). Fakt ist, dass es bei einer verbesserten Bodenbewirtschaftung vielerorts durch den voranschreitenden Klimawandel nicht mehr um eine Anreicherung von C_{org} , sondern lediglich um eine Begrenzung von Verlusten gehen kann (Don et al., 2024b; Riggers et al., 2021).

3) Änderungen im C_{org} -Gehalt im Boden laufen über lange Zeiträume ab und deshalb können vergangene Zustände lange erhalten bleiben bzw. nachwirken und dadurch auch aktuelle Trends beeinflussen (Abb. 12). Für den Datensatz der initialen BZE konnte nach langer Recherche der Landnutzungshistorie gezeigt werden, dass eine Grünland- bzw. Ackervornutzung über mehrere Dekaden nachwirken kann (Emde et al., 2024). So wurde das neue Fließgleichgewicht des C_{org} -Vorrats in Ackerböden nach Grünlandvornutzung auf etwa 180 Jahre geschätzt. Passend dazu konnte auch im vorliegenden Bericht gezeigt werden, dass jene Äcker mit Grünlandvornutzung in den vergangenen 136 Jahren im Mittel tendenziell zu C_{org} -Verlusten neigten, während dies für Langzeitäcker nicht der Fall war. Ein umgekehrter Trend ließ sich für Grünlandstandorte beobachten, was ein Hinweis auf den Einfluss der Landnutzungshistorie darstellt.

Grundsätzlich, und sehr langfristig betrachtet haben alle heutigen Ackerböden mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Vergangenheit mit höheren C_{org} -Gehalten (Sanderman et al., 2017), was bis zum

heutigen Tag nachwirken kann. So wurden, zum Beispiel, Verluste von C_{org} in finnischen Ackerböden mit der teilweise bereits viele Dekaden zurückliegenden Entwaldung in Zusammenhang gebracht (Heikkinen et al., 2013). Dem gegenüber stehen Langzeitgrünländer, die mutmaßlich auch aufgrund von Standorteigenschaften bislang nicht als Acker genutzt wurden. Zu diesen Standorteigenschaften gehören zum Beispiel Stauwasser und niedrige Grundwasserspiegel, die eine Bewirtschaftung als Acker nicht erlauben. In der Tat sind in den Dauergrünländern mit hohen Verlusten überdurchschnittlich viele Marschen und Gleyböden vertreten (Daten nicht gezeigt), die aufgrund eines hohen Grundwasserstands auch erhöhte C_{org} -Vorräte aufweisen (Poeplau et al., 2020). Die hier gezeigte Abbildung 12 der Landnutzungshistorie sollte also keineswegs in diese Richtung fehlinterpretiert werden, dass ein Grünlandumbruch zu einer Abschwächung des C_{org} -Verlusts führen kann; das Gegenteil ist der Fall. Vielmehr zeigt sich, dass Standorteigenschaften und Nutzungsgeschichte eng verwoben sind und sich beides auf rezente C_{org} -Dynamik auswirkt.

Vor allem in Nordwestdeutschland kam es im vergangenen Jahrhundert zu massiven Absenkungen des Grundwasserspiegels, um ehemals sumpfige Gebiete und Moore in landwirtschaftliche Nutzung zu überführen. Auch wenn viele dieser Böden heute als Mineralböden klassifiziert werden, handelt es sich um teils sehr C_{org} -reiche Böden, deren C_{org} -Vorräte sicher noch nicht im Gleichgewicht sind und somit zu Abnahmen tendieren. Diese Verluste sind wahrscheinlich mit Bewirtschaftung kaum auszugleichen. Viele dieser Böden zeichnen sich zudem durch weite C:N-Verhältnisse und eine sandige Textur aus und wurden bereits in der initialen BZE-LW als schwarz-humose Sande besonders herausgestellt (Poeplau et al., 2021; Vos et al., 2018). Dementsprechend waren Änderungen der C_{org} -Vorräte in allen drei Landnutzungsklassen tendenziell negativ mit dem initialen C:N-Verhältnis, dem mittleren C_{org} -Vorrat, sowie dem Sandgehalt korreliert (Tendenz der C_{org} Abnahme auf Standorten mit weitem C:N-Verhältnis, hohem C_{org} -Vorrat und hohem Sandgehalt). Diese ersten Tendenzen decken sich mit den Resultaten der niedersächsischen Dauerbeobachtung, wo besonders grundwassernahe Acker- und Grünlandstandorte (Sandgleye) die stärksten C_{org} -Verluste aufwiesen im Vergleich zu weniger sandigen und grundwasserferneren Böden (Höper and Meesenburg, 2021). Auch hinter den in Abb. 15 gezeigten stärksten Verlusten von C_{org} in Grünlandböden verbergen sich die C_{org} -reichen Böden der Niederlande, also einer an Niedersachsen angrenzenden Region mit vergleichbarer Bodengenese.

Die hohen C_{org} -Gehalte der überwiegend Nordwestdeutschen schwarz-humosen Sande können jedoch auch andere Gründe haben und sich somit auch verschiedentlich auf die aktuelle Dynamik auswirken. So war z.B. die Plaggenwirtschaft in Niedersachsen sehr verbreitet, durch welche die sehr nährstoffarmen Sandböden mit organischer Substanz angereichert wurden (Blume und Leinweber, 2004). Auch waren heutige Ackerflächen teilweise von Heide bewachsen, was potenziell sehr stabile organische Substanz im Boden hinterlassen hat (Springob und Kirchmann, 2010). Eine detailliertere Auswertung der Landnutzungsgeschichte, einhergehend mit einer Charakterisierung der organischen Substanz wird zukünftig mehr Aufschlüsse über die potenzielle C_{org} -Dynamik dieser Böden geben.

4) Neben dem sinkenden Viehbestand wird auch die mineralische Düngung in Deutschland seit Jahrzehnten sukzessive reduziert. Die Stickstoffüberschüsse im Boden sind so von 177 kg pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche in den 1990er Jahren auf etwa 77 Kg Anfang der 2020er Jahre gesunken (Umweltbundesamt, 2024). Insgesamt wurden also bundesweit auch Stickstoffeinträge in landwirtschaftliche Systeme und Böden reduziert. Auch diese Tendenzen können sich in der Dynamik von C_{org} -Gehalten und -Vorräten von Acker- und Grünlandböden bemerkbar machen, wenn die verringerten N-Einträge verringerte Erträge und damit auch weniger Biomasseeinträge in den Boden bedeuten. Verschiedene Düngeexperimente sowohl auf Grünland als auch Ackerböden haben gezeigt, dass der C_{org} -Vorrat linear mit der Menge der Stickstoffdüngung korreliert ist und dass je Kilogramm mineralischer Stickstoffdüngung etwa ein Kilogramm C_{org} im Boden aufgebaut wird (Kätterer et al., 2012; Poeplau et al., 2018). Umkehrt beinhaltet also eine

Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion auch ein Risiko eines schrumpfenden C_{org} -Vorrats zu Gunsten anderer positiver Umweltwirkungen. Eine vorläufige Auswertung von 45 Grünlandfragebögen der Wiederholungsinventur ergab einen mittleren Rückgang der Stickstoffdüngung (organisch und mineralisch) um 32 kg N (-19 %) im Vergleich zur initialen Inventur (Daten nicht gezeigt). Ob eine Verringerung der N-Düngung humuswirksam ist, hängt jedoch entscheidend von ihrer Ertragswirksamkeit ab. Im Falle des Abbaus von hohen umwelt- und klimabelastenden N-Überschüssen, ist davon auszugehen, dass die Ertrags- und Humuswirksamkeit gering ist.

Die C_{org} -Dynamik eines Bodens wird also gleichzeitig durch rezente Bodenbewirtschaftung, die individuelle Vornutzung bzw. Geschichte, sowie die Änderung abiotischer Standorteigenschaften beeinflusst (Heikkinen et al., 2013). Eine tiefergehende Analyse der kontrollierenden Faktoren der C_{org} -Dynamik der BZE-LW Standorte war bis zu diesem Zeitpunkt nicht möglich, bzw. aufgrund der noch fragmentierten Datenlage wenig sinnvoll. In der momentan beprobten Grundgesamtheit spielen die niedersächsischen Böden quantitativ eine große Rolle, welche wie beschrieben stark durch ihre teilweise sehr spezifische Vorgeschichte bzgl. Hydrologie und Landnutzung geprägt sind. Abb. 10 zeigt deutlich, dass die extremsten C_{org} -Änderungen ebenfalls in dieser Region vorkamen. Es gilt also abzuwarten, ob sich die bisherigen Ergebnisse auch für die gesamte Bundesrepublik bestätigen. Die hier berichteten Mittelwerte haben deshalb eine eingeschränkte Aussagekraft und sollten als solche nicht extrapoliert werden. Die Tatsache, dass für alle Landnutzungen und über verschiedene Regionen hinweg ein tendenziell, bzw. signifikant negativer Trend der C_{org} -Vorräte gefunden wurde, lässt jedoch vermuten, dass die globale Temperaturerhöhung auch in Deutschland bereits eine negative Wirkung auf C_{org} -Vorräte von landwirtschaftlichen Böden entfaltet. Diesem wurde zuletzt in Ackerböden vor allem durch den vermehrten Anbau von Zwischenfrüchten entgegengewirkt, während sich in Grünlandböden die Veränderung der Düngeintensität und organischen Düngung zusätzlich negativ auf die C_{org} -Vorräte ausgewirkt haben könnte (Poeplau et al., 2018).

5.2 Eine außerplanmäßige Kurskorrektur der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Eine sehr grundlegende Schwierigkeit von großskaligem Bodenmonitoring über längere Zeiträume ist, dass sich viele Bodeneigenschaften relativ langsam und dadurch pro Zeiteinheit auch relativ gering ändern. Die Rahmenbedingungen für Bodeninventuren von einer Iteration zur nächsten können sich hingegen unter Umständen stark ändern. Um die geringen Änderungen von Bodeneigenschaften mit Sicherheit detektieren zu können, ist eine exakte und im besten Falle unveränderliche Vorgehensweise in Feld und Labor eine wichtige theoretische Grundvoraussetzung, jedoch selten Realität. Änderungen der politischen, finanziellen, organisatorischen, inhaltlichen oder analytischen Rahmenbedingungen führen allzu oft zu Veränderungen, die sich mehr oder weniger stark auf die Qualität der Zeitreihen auswirken können. Als klassische Beispiele seien hier die Veränderung analytischer Methoden, Auftragslabore oder auch nur einzelner Geräte (Even et al., 2025; Wollmann et al., 2025), die nicht ganz exakte Relokation von Standorten (Heikkinen et al., 2020), Variation in der Anzahl der Standorte (Poeplau et al., 2015), oder gar die Veränderung der Beprobungstiefe genannt (Jones et al., 2024). Solch gravierende Änderungen sind, wenn möglich, zu vermeiden oder ggf. durch Korrekturfunktionen zu entkräften. Während Letzteres für analytische Methoden etablierte Praxis ist, kann ein gerichteter Beprobungsfehler kaum korrigiert werden.

Auch wenn bei der BZE-LW stets sehr viel Wert auf Konsistenz und Kontinuität gelegt wurde und wird, ist auch sie nicht frei von systematischen Fehlern. Im Rahmen der Auswertung der initialen BZE-LW wurde bereits festgestellt, dass die beiden eingesetzten Methoden zur Bestimmung von C_{org} -Gehalten und C_{org} -Vorräten (Profilgrube, Kernbohrungen) zu unterschiedlichen Ergebnissen führten. Dies ist nicht weiter

verwunderlich. So wurde bereits an anderer Stelle gezeigt, dass allein die Art der Beprobung einen signifikanten Einfluss auf das Messergebnis haben kann (Del Duca et al., 2025; Walter et al., 2016). Es konnte jedoch in der Auswertung der initialen Inventur nicht festgestellt werden, welche der beiden Methoden weniger fehlerbehaftet ist, denn beide Ansätze haben bekanntermaßen Stärken und Schwächen. Dazu kam, dass die Proben der Kernbohrungen aus Ressourcengründen nur zu einem Teil aufbereitet und gemessen werden konnten.

Da die Kernbohrung außerdem i) für die Bestimmung der Trockenrohdichte und Steingehalte nur bedingt gut geeignet ist, ii) durch größere Gerätschaften einen relativ großen Flurschaden in stehenden Ackerkulturen hinterlässt, iii) einen höheren personellen Aufwand erfordert und iv) jegliche weitere Kenngrößen ebenfalls an den Proben der Profilgrube bestimmt wurden, wurde die Wiederholungsinventur ebenfalls mittels Profilgruben durchgeführt. Hierbei wurde direkt von Anfang an darauf geachtet, dass aus jeder kleinen Schurfgrube eine repräsentative Probe aus der jeweiligen Tiefenstufe entnommen wird. Dies wird sichergestellt, indem über die ganze Länge der Grube eine gleichmäßig mächtige Scheibe Bodenmaterial aus der Profilwand entnommen wird. In der initialen Inventur war dies theoretisch auch der Fall, allerdings mit einer wichtigen Einschränkung: Es wurde damals versucht, eine gekoppelte Beprobung von Tiefenstufe und diagnostischem Horizont durchzuführen, so dass beide Varianten ausgewertet werden können. Erst ab fünf cm Abstand zwischen Horizont- und Tiefenstufengrenze wurden jedoch zusätzliche Proben in sogenannten Zwischentiefenstufen genommen. Wenn, zum Beispiel, ein Pflughorizont nun bei 27 cm aufhörte, und die zu beprobenden Tiefenstufen des Pflughorizonts waren 0-10 und 10-30 cm, war der offizielle Auftrag die unteren drei Zentimeter der Tiefenstufe in gleichem Maße mitzubeprobieren und der Probe 10-30 cm beizumischen.

Die größten Abweichungen zwischen Profilgrube und Kernbohrung im Acker wurden in der Tat genau in der Tiefenstufe 10-30 cm festgestellt. Im Grünland ist es die Tiefenstufe 0-10 cm, wo ebenfalls ein starker vertikaler Gradient im C_{org} -Gehalt zum darunterliegenden Bodenmaterial besteht. Unter Umständen hat so den Einbezug von Horizontgrenzen in einer Tiefenstufen-spezifische Beprobung in Teilen zu nicht repräsentativen Tiefenproben geführt. Ein solcher Fehler ist in der Beprobung mit Bohrkernen ausgeschlossen, da exakt nach Tiefenstufen beprobt wurde und während der Bohrung keine Auswahl getroffen werden kann, wo genau Probenmaterial entnommen wird. Durch die festen Positionen der acht Bohrkernkerne handelt es sich um eine systematisch zufällige Beprobung (Brus und Saby, 2016). Die Auswertung der Wiederholungsinventur legt nun nah, dass die Beprobung mit Bohrkernen in der Tat die stabileren und korrekteren C_{org} -Gehalte für die beprobten Parzellen liefert. Auch wenn die absolute gerichtete Abweichung zwischen Profilgrube und Rammkernsondierung im C_{org} -Gehalt in den am stärksten betroffenen Tiefenstufen nur $1-2 \text{ g kg}^{-1}$, also etwa 0.1-0.2 %-Punkte C_{org} betrug (Jacobs et al., 2018), hat dies relativ starke Auswirkungen auf den C_{org} -Vorrat und dessen Änderung. Deshalb kann diese systematische Abweichung nicht ignoriert werden und muss eine Anpassung der Methodik zur Folge haben. Im Fall der hier vorgestellten Auswertung wurde entschieden, die Vorteile beider Probennahmesysteme der initialen Bodeninventur (Bodenprofil, Bohrkern) zu kombinieren, um die Vorräte organischer Bodensubstanz zu bestimmen. Für die Erfassung der C_{org} -Gehalte in definierten Tiefenstufen wurden die Bohrkernkerne der Kernbohrungen verwendet, die Erfassung der Trockenrohdichte erfolgte am zentralen Bodenprofil.

In direkter Folge verringerte sich die Anzahl der auswertbaren Standorte für diesen Zwischenbericht (Standorte mit bereits analysierten Bohrkernen) und es ergab sich die Notwendigkeit, Nachmessungen der Proben aus den Kernbohrungen anzuschließen. Wie in Abb. 5 gezeigt, in der es insgesamt nur sehr schwache Korrelationen zwischen den C_{org} -Änderungen basierend auf Profilgrube und Kernbohrung gibt, hat es jedoch auch Vorteile, diesen aufwendigen Schritt zu gehen. Eine einzelne Profilgrube, selbst in zentraler Position, kann aufgrund bekannter kleinräumiger Variabilität eine Parzelle (jetzt 12x12 m) nicht gut repräsentieren und bringt per se eine hohe zufällige Unsicherheit in den Datensatz. Eine leichte positive Abweichung des

C_{org}-Gehalts in der Grube gegenüber dem Parzellenmittelwert erhöht bereits die Wahrscheinlichkeit eines negativen Trends bei der Wiederbeprobung und umgekehrt (Slessarev et al., 2023). Selbst in kleinsten Parzellen ist deshalb eine räumliche Replikation wichtig (Poeplau et al., 2022). Räumliche Replikation mit anschließender Analyse aller Einzelproben hat gegenüber einer Mischprobe den großen Vorteil, dass eben jene kleinräumige Variabilität am spezifischen Standort bekannt ist und somit für jeden Inventurdurchgang eine Unsicherheit angegeben werden kann. Diese kann dazu dienen, gemessene Änderungen am Standort statistisch abzusichern und damit die Interpretation von Beobachtungen zu unterstützen. Es kann ggf. sogar dafür verwendet werden, spezifische Beprobungsstrategien zu entwickeln. Zum Beispiel ist in der vorliegenden Auswertung deutlich geworden, dass die minimal detektierbare Differenz (MDD) in Grünlandböden tendenziell höher ist als in Ackerböden. Man könnte daraus schließen, dass die Probenanzahl in Grünlandböden höher sein sollte als in Ackerböden. Da die Unterschiede in der MDD zwischen den einzelnen Standorten innerhalb jeder Landnutzung jedoch noch viel extremer sind als die Unterschiede zwischen den Landnutzungen, ist dies jedoch nicht unbedingt zielführend.

6 Ausblick

Zum jetzigen Zeitpunkt des Projekts ist noch kein repräsentatives Bild der Änderung von Bodeneigenschaften für landwirtschaftliche Böden Deutschlands entstanden. Erste Trends konnten beobachtet, und mögliche Ursachen identifiziert werden. Neben der Vergrößerung und Verbesserung des Datensatzes wird es in der kommenden Projektphase ein Hauptziel sein, tiefer in die Ursachenforschung und Erklärung von Änderungen zentraler Bodeneigenschaften einzusteigen. Gerade die Trennung von Einflüssen der rezenten Bodenbewirtschaftung, Klimaänderungen und der Standorthistorie auf beobachtete Änderungen von Bodeneigenschaften spielt eine zentrale Rolle. Die systematische Verwendung der abgefragten Bewirtschaftungsdaten, sowie weiterer externer Daten (z.B. Fernerkundungsprodukten) in Prozessmodellen und statistischen Ansätzen wird dabei eine wichtige Rolle spielen. Nur durch die Verwendung eines breiten methodischen Spektrums können komplexe, und sich überlagernde räumliche Muster aufgelöst werden, um letztlich beobachtete Veränderungen einzuordnen und in politische Entscheidungsprozesse einzubeziehen. Die zweite Phase der BZE-LW Wiederholungsinventur (bis 2030) hält zudem einige besondere Herausforderungen bereit:

In diesem Bericht wurde der Parameter C_{org} stark in den Fokus gerückt. Für die jetzigen Berichtspflichten ist dieser nach wie von zentraler Bedeutung. Es werden jedoch auch einige weitere Kenngrößen erhoben, die mehr oder weniger eng mit C_{org} in Verbindung stehen und zusätzliche, für Praxis, Politik und Wissenschaft relevante Erkenntnisse über die Entwicklung landwirtschaftlicher Böden liefern werden. Genannt seien pH-Werte, Kationenaustauschkapazität und Basensättigung, welche etwas über die Nährstoffversorgung bzw. den Kalkungsbedarf von Böden aussagen, Luftkapazität des Unterbodens und Aggregatstabilität des Oberbodens als Strukturparameter, sowie die Qualität der organischen Substanz. Auch die hier berichtete generelle Abnahme der Trockenrohdichte (Tab. A4) muss genauer untersucht und verstanden werden. In der französischen Bodeninventur (RMQS) wurde ein ähnlicher Trend für Acker- und Grünlandböden festgestellt, konnte jedoch bislang ebenfalls nicht erklärt werden (Munera-Echeverri et al., 2025). Aufgrund der Implikationen für die C_{org} -Vorratsberechnung wurde in besagter Arbeit vorgeschlagen, in diesem Fall mit unveränderlichen Werten der Trockenrohdichte zu arbeiten. In der nächsten Projektphase der BZE-LW könnte ein Vergleich verschiedener Verfahren zur Berechnung von C_{org} -Vorräten Aufschluss darüber geben, welchen Einfluss Variationen im Umgang mit Trockenrohdichten auf C_{org} -Vorratsänderungen haben.

Das *Soil Monitoring Law* (Bodenüberwachungs-Richtlinie), ist eine wichtige umweltpolitische Neuerung der Europäischen Union, in welcher der Bodenschutz auf kontinentaler Skala möglichst harmonisiert und rechtlich bindend gestärkt werden soll. Es ist zum jetzigen Zeitpunkt ungewiss, wie sich das *Soil Monitoring Law* auf Bodenmonitoring in Deutschland insgesamt, und im speziellen auf die Wiederholungsinventur der BZE-LW auswirken wird. Nachverdichtung und Erweiterung des Punktnetzes, Verkürzung des Beprobungsintervalls auf sechs Jahre, neue Parameter und Landnutzungsklassen werden den Bodenmonitoring-Aufwand in Deutschland erhöhen, wobei die bestehenden Systeme in Deutschland eine wichtige Basis bilden.

Neben der Bodenüberwachungs-Richtlinie, sind in jüngster Zeit zwei weitere Berichtspflichten entstanden, für die die BZE-LW Daten liefern kann und wird: zum einen handelt es sich dabei um die deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel, welche seit 2024 erstmals konkrete, messbare Ziele setzt. Ein Ziel ist es, C_{org} -Verluste aus deutschen landwirtschaftlichen Böden zu vermeiden. Ein noch ambitionierteres Ziel ist durch die Wiederherstellungsverordnung der Natur gesetzt: Hier sollen Ackerböden im Mittel einen Aufwärtstrend der C_{org} -Gehalte aufweisen.

Literaturverzeichnis

- Ad-Hoc-Ag Boden, 2005. Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. Fao, Rome 300(9), D05109.
- Çetinkaya-Rundel, M., Hardin, J., 2024. Bootstrap confidence interval for the mean paired difference., Introduction to modern statistics. OpenIntro.
- De Rosa, D., Ballabio, C., Lugato, E., Fasiolo, M., Jones, A., Panagos, P., 2024. Soil organic carbon stocks in European croplands and grasslands: How much have we lost in the past decade? *Global Change Biology* 30(1), e16992.
- Del Duca, S., Tondini, E., Vitali, F., Lumini, E., Garlato, A., Vinci, I., Tagliaferri, E., Brenna, S., Motta, S., Maillet, E., Bispo, A., Orgiazzi, A., Jones, A., Mocali, S., Fantappiè, M., 2025. Comparison of LUCAS and Italian Sampling Procedures for Harmonising Physicochemical and Biological Soil Health Indicators. *European Journal of Soil Science* 76(3), e70108.
- Destatis, 2023. Agrarstrukturhebung Statistischer Bericht.
- Destatis, 2024. Landwirtschaftliche Betriebe mit Zwischenfruchtanbau im Zeitvergleich, <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/Tabellen/zwischenfruechte.html>.
- Destatis, 2025a. Grünland 2025: Erntemengen um 4 % niedriger als 2024, <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Feldfruechte-Gruenland/aktuell-gruenland1.html>.
- Destatis, 2025b. Pflugeinsatz verliert in der Landwirtschaft an Bedeutung, https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2024/05/PD24_212_41.html.
- Don, A., Drexler, S., Poeplau, C., 2024a. Indikatoren zur Bewertung von Humusgehalten für die Bodengesundheit. *Bodenschutz* (1), 8-15.
- Don, A., Seidel, F., Leifeld, J., Kätterer, T., Martin, M., Pellerin, S., Emde, D., Seitz, D., Chenu, C., 2024b. Carbon sequestration in soils and climate change mitigation—Definitions and pitfalls. *Global Change Biology* 30(1), e16983.
- Dorau, K., Bamminger, C., Koch, D., Mansfeldt, T., 2022. Evidences of soil warming from long-term trends (1951–2018) in North Rhine-Westphalia, Germany. *Climatic Change* 170(1), 9.
- Drexler, S., Broll, G., Flessa, H., Don, A., 2022. Benchmarking soil organic carbon to support agricultural carbon management: A German case study#. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 185(3), 427-440.
- DWD, C.D.C., 2025a. Raster der Monatsmittel der Lufttemperatur (2m) für Deutschland, Version v1.0., https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/air_temperature_mean/.
- DWD, C.D.C., 2025b. Raster der Monatssumme der Niederschlagshöhe für Deutschland, Version v1.0. , https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/precipitation/.
- DWD, C.D.C., 2025c. Raster der Monatssumme der Sonnenscheindauer für Deutschland, Version v1.0. , https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/sunshine_duration/.
- Ellert, B.H., Bettany, J.R., 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75(4), 529-538.
- Emde, D., Poeplau, C., Don, A., Heilek, S., Schneider, F., 2024. The centennial legacy of land-use change on organic carbon stocks of German agricultural soils. *Global Change Biology* 30(8), e17444.
- Even, R.J., Machmuller, M.B., Lavalley, J.M., Zelikova, T.J., Cotrufo, M.F., 2025. Large errors in soil carbon measurements attributed to inconsistent sample processing. *SOIL* 11(1), 17-34.

- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122(1), 1-23.
- Froger, C., Tondini, E., Arrouays, D., Oorts, K., Poeplau, C., Wetterlind, J., Putku, E., Saby, N.P.A., Fantappiè, M., Styc, Q., Chenu, C., Salomez, J., Callewaert, S., Vanwindekens, F.M., Huyghebaert, B., Herinckx, J., Heilek, S., Sofie Harbo, L., De Carvalho Gomes, L., Lázaro-López, A., Antonio Rodriguez, J., Pindral, S., Smreczak, B., Benó, A., Bakacsi, Z., Teuling, K., van Egmond, F., Hutár, V., Pálka, B., Abrahám, D., Bispo, A., 2024. Comparing LUCAS Soil and national systems: Towards a harmonized European Soil monitoring network. *Geoderma* 449, 117027.
- García-Palacios, P., Crowther, T.W., Dacal, M., Hartley, I.P., Reinsch, S., Rinnan, R., Rousk, J., van den Hoogen, J., Ye, J.-S., Bradford, M.A., 2021. Evidence for large microbial-mediated losses of soil carbon under anthropogenic warming. *Nature Reviews Earth & Environment* 2(7), 507-517.
- Hararuk, O., Smith, M.J., Luo, Y., 2015. Microbial models with data-driven parameters predict stronger soil carbon responses to climate change. *Global Change Biology* 21(6), 2439-2453.
- Heikkinen, J., Keskinen, R., Regina, K., Honkanen, H., Nuutinen, V., 2020. Estimation of carbon stocks in boreal cropland soils - methodological considerations. *European Journal of Soil Science* 72(2), 934-945.
- Heikkinen, J., Ketoja, E., Nuutinen, V., Regina, K., 2013. Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974–2009. *Global change biology* 19(5), 1456-1469.
- Ho, J., Tumkaya, T., Aryal, S., Choi, H., Claridge-Chang, A., 2019. Moving beyond P values: data analysis with estimation graphics. *Nature Methods* 16(7), 565-566.
- Höper, H., Meesenburg, H., 2021. 30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie.
- Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., Gensior, A., Poeplau, C., Riggers, C., Schneider, F., 2018. Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Thünen Report.
- Jaconi, A., Don, A., Freibauer, A., 2017. Prediction of soil organic carbon at the country scale: stratification strategies for near-infrared data. *European Journal of Soil Science* 68(6), 919-929.
- Jones, A., Orgiazzi, A., Panagos, P., Scarpa, S., Havenga, C., Van Eynde, E., 2024. LUCAS 2022 Soil Module. JRC Technical Report.
- Kuka, K., Schädler, M., Reitz, T., Franko, U., 2025. Evaluating grassland ecosystem responses to management practices and climate change: results from the Global Change Experimental Facility in Bad Lauchstädt (Germany). *Plant and Soil*.
- Liu, C., Siri, M., Li, H., Ren, C., Huang, J., Feng, C., Liu, K., 2023. Drought is threatening plant growth and soil nutrients of grassland ecosystems: A meta-analysis. *Ecology and Evolution* 13(5), e10092.
- Margenot, A.J., Parikh, S.J., Calderón, F.J., 2023. Fourier-transform infrared spectroscopy for soil organic matter analysis. *Soil Science Society of America Journal* 87(6), 1503-1528.
- Meurer, K.H., Haddaway, N.R., Bolinder, M.A., Kätterer, T., 2018. Tillage intensity affects total SOC stocks in boreo-temperate regions only in the topsoil—A systematic review using an ESM approach. *Earth-Science Reviews* 177, 613-622.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59-86.
- Munera-Echeverri, J.-L., Boulonne, L., Arrouays, D., Saby, N., Soler-Dominguez, N., Ratié, C., Jolivet, C., Martin, M.P., 2025. Bulk density and coarse fragment content of the French soil monitoring network for better assessment of changes of soil organic carbon stocks. *CATENA* 248, 108609.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532(7597), 49-57.
- 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(20), 5341-5355.

- Poeplau, C., Bolinder, M.A., Eriksson, J., Lundblad, M., Kätterer, T., 2015. Positive trends in organic carbon storage in Swedish agricultural soils due to unexpected socio-economic drivers. *Biogeosciences Discuss.* 12(5), 3991-4019.
- Poeplau, C., Dechow, R., 2023. The legacy of one hundred years of climate change for organic carbon stocks in global agricultural topsoils. *Scientific Reports* 13(1), 7483.
- 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., 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(6), 665-681.
- Poeplau, C., Jacobs, A., Don, A., Vos, C., Schneider, F., Wittnebel, M., Tiemeyer, B., Heidkamp, A., Prietz, R., Flessa, H., 2021. Stocks of organic carbon in German agricultural soils—Key results of the first comprehensive inventory. *n/a(n/a)*.
- Poeplau, C., Prietz, R., Don, A., 2022. Plot-scale variability of organic carbon in temperate agricultural soils—Implications for soil monitoring. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 185(3), 403-416.
- Poeplau, C., Vos, C., Don, A., 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *SOIL* 3(1), 61-66.
- Poeplau, C., Zopf, D., Greiner, B., Geerts, R., Korvaar, H., Thumm, U., Don, A., Heidkamp, A., Flessa, H., 2018. Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 144-155.
- Riggers, C., Poeplau, 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 and Soil*.
- Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G.J., 2017. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(36), 9575-9580.
- Sanderman, J., Savage, K., Dangal, S.R.S., 2020. Mid-infrared spectroscopy for prediction of soil health indicators in the United States. *Soil Science Society of America Journal* 84(1), 251-261.
- Schiedung, M., Barré, P., Poeplau, C., 2025. Separating fast from slow cycling soil organic carbon – A multi-method comparison on land use change sites. *Geoderma* 453, 117154.
- Schrumpf, M., Schulze, E., Kaiser, K., Schumacher, J., 2011. How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences* 8(5), 1193-1212.
- Slessarev, E.W., Mayer, A., Kelly, C., Georgiou, K., Pett-Ridge, J., Nuccio, E.E., 2023. Initial soil organic carbon stocks govern changes in soil carbon: Reality or artifact? *Global Change Biology* 29(5), 1239-1247.
- Smith, P., Chapman, S.J., Scott, W.A., Black, H.I., Wattenbach, M., Milne, R., Campbell, C.D., Lilly, A., Ostle, N., Levy, P.E., 2007. Climate change cannot be entirely responsible for soil carbon loss observed in England and Wales, 1978–2003. *Global Change Biology* 13(12), 2605-2609.
- Umweltbundesamt, 2024. Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft und Stickstoffüberschuss, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/stickstoffeintrag-aus-der-landwirtschaft#undefined>.
- Valk, G.D., Grootenhuys, P.A., van Eijk, J.T., Bouter, L.M., Bertelsmann, F.W., 2000. Methods for assessing diabetic polyneuropathy: validity and reproducibility of the measurement of sensory symptom severity and nerve function tests. *Diabetes Res Clin Pract* 47(2), 87-95.
- Van Wesemael, B., Paustian, K., Meersmans, J., Goidts, E., Barancikova, G., Easter, M., 2010. Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(33), 14926-14930.

- Verbrigghe, N., Leblans, N.I., Sigurdsson, B.D., Vicca, S., Fang, C., Fuchslueger, L., Soong, J.L., Weedon, J.T., Poeplau, C., Ariza-Carricondo, C., 2022. Soil carbon loss in warmed subarctic grasslands is rapid and restricted to topsoil. *Biogeosciences Discussions*, 1-25.
- von Haden, A.C., Yang, W.H., DeLucia, E.H., 2020. Soils' dirty little secret: Depth-based comparisons can be inadequate for quantifying changes in soil organic carbon and other mineral soil properties. *Global Change Biology* 26(7), 3759-3770.
- Vos, C., Don, A., Hobbey, E.U., Prietz, R., Heidkamp, A., Freibauer, A., 2019. Factors controlling the variation in organic carbon stocks in agricultural soils of Germany. *European Journal of Soil Science* 70(3), 550-564.
- 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(2), 153-167.
- Walker, T.W.N., Kaiser, C., Strasser, F., Herbold, C.W., Leblans, N.I.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*.
- Walter, K., Don, A., Tiemeyer, B., Freibauer, A., 2016. Determining Soil Bulk Density for Carbon Stock Calculations: A Systematic Method Comparison. 80(3), 579-591.
- Wendling, U., Schellin, H.-G., Thomä, M., 1991. Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. *Zeitschrift für Meteorologie* 41(6), 468-475.
- Wiesmeier, M., Burmeister, J., Garcia-Franco, N., Sümmerner, M., 2025. Long-term changes (1986–2016) in soil organic carbon and nitrogen in agricultural soils of Bavaria. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 394, 109874.
- Wollmann, I., Klaudy, N., Suter, D., Zimmermann, R., Shavit, N., Hirte, J., 2025. The Development of Carbon Stocks in Topsoil and Subsoil at National Soil Monitoring Sites over 30 Years. *Agroscope Science* 216.

Danksagung

Die Bodenzustandserhebung Landwirtschaft Wiederholungsinventur ist ein großes Projekt, das ohne die freiwillige Teilnahme von etwa 3000 Landwirt*innen nicht umzusetzen wäre. Wir bedanken uns recht herzlich für den kooperativen Geist und die Kulanz, die uns in der täglichen Arbeit zu Teil wird. Es ist sehr interessant, für kurze Augenblicke in die diversen Lebensrealitäten deutscher Landwirt*innen einzutauchen und wir hoffen, dass der überwiegend positive Blick auf diese bundesweite Inventur einer unschätzbar wertvollen Ressource auch weiterhin erhalten bleibt.

Eine Besonderheit der BZE-LW ist, dass sie zentral vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz in Braunschweig aus durchgeführt wird. Dies ermöglicht ein hohes Maß an Konsistenz und Qualität, sowie nahezu reibungslose Arbeitsabläufe. Wir danken allen, die direkt oder indirekt am Projekt beteiligt sind oder waren, und hier nicht als Autor*innen aufscheinen: Ulff Baumann, Cedric Düker, Maret Ellinghausen, Elena Ermisch, Jenny Feilke, Anke Feuerriegel, Frithjof Fitschen, Anna Friedrich, Jannis Haase, Winnie Hellmann, Volker Hille, Rayk Hopstock, Maryam Karimi, Nicky Kraft, Lukas Köhler, Thomas Kurth, Bianca Lenz, Wibke Lundius, Anna-Marie Meier, Ariane Meinke, Johanna Ohlms, Achal Ramanath Poonja, Dörte Prüfert, Manuela Rutsch, Melanie Saul, Steffanie Schirren, Adina Schlegel, Ulf Schneidewind, Gunda Schrader, Julia Schröder, Till Schröder, Bastian Steinhoff-Knopp, Holger Tülp, Dagmar Wenderoth

In der Vorbereitungsphase wurde das Projekt von internationalen Experten evaluiert und beraten. Hierfür ein herzlicher Dank an Lars Elsgaard, Jaakko Heikkinen, Claudy Jolivet und Nicolas Saby.

Für die Finanzierung und gute Betreuung danken wir dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Ernährung und Heimat, speziell den Referaten 521 und 523.

Anhang

Tabelle A1: Mittlere absolute und relative Änderungen der C_{org} -Gehalte je Tiefenstufe der bislang wiederbeprobten Standorte mit Anzahl der Standorte (n), der oberen und unteren Grenze des 95% Konfidenz-Intervalls (KI95) der absoluten Änderungen je Tiefenstufe und Landnutzung. Das Konfidenzintervall wurde über Bootstrapping ermittelt.

Landnutzung	Tiefe (cm)	n	ΔC_{org} -Gehalt (g kg ⁻¹)	KI95 _{untere Gr.} (g kg ⁻¹)	KI95 _{obere Gr.} (g kg ⁻¹)	ΔC_{org} -Gehalt (%)
Acker	0-10	424	0.4	0.1	0.7	2.2
	10-30	424	0.1	-0.2	0.3	0.5
	30-50	418	-0.6	-0.9	-0.3	-8.6
Grünland	0-10	140	-2.0	-3.5	-0.6	-4.8
	10-30	140	-0.5	-1.2	0.3	-2.4
	30-50	136	-0.3	-1.0	0.3	-3.4
Dauerkultur	0-10	14	-1.2	-3.8	1.3	-4.7
	10-30	14	-0.9	-1.8	0.2	-5.9
	30-50	14	-0.1	-1.1	0.9	-1.1

Quelle: Thünen-Institut

Tabelle A2: Mittlere absolute und relative Änderung der C_{org} -Vorräte je Tiefenstufe der bislang wiederbeprobten Standorte mit Anzahl der Standorte (n) sowie oberen und unteren Grenze des 95% Konfidenz-Intervalls (KI95) der absoluten Änderungen je Tiefenstufe und Landnutzung. Das Konfidenzintervall wurde über Bootstrapping ermittelt. Signifikante Änderungen sind fettgedruckt.

Landnutzung	Tiefe (cm)	n	ΔC_{org} -Vorrat (Mg ha ⁻¹) ¹⁾	KI95 _{untere Gr.} (Mg ha ⁻¹)	KI95 _{obere Gr.} (Mg ha ⁻¹)	ΔC_{org} -Vorrat (%)
Acker	0-10	424	0.3	-0.1	0.6	0.9
	10-30	424	-1.2	-1.8	-0.6	-3.0
	30-50	418	-1.2	-2.0	-0.4	-6.1
Grünland	0-10	140	-3.2	-4.4	-1.9	-8.1
	10-30	140	-1.8	-3.4	-0.3	-4.0
	30-50	136	-0.4	-1.9	0.9	-1.7
Dauerkultur	0-10	14	-2.2	-4.8	0.5	-7.6
	10-30	14	-3.2	-5.4	-1.2	-7.9
	30-50	14	-1.1	-3.8	1.6	-4.3

Quelle: Thünen-Institut

Tabelle A3: Mittlere absolute und relative Änderung der kumulativen C_{org} -Vorräte (0-10, 0-30 und 0-50 cm) der bislang wiederbeprobten Standorte mit Anzahl der Standorte (n) sowie der oberen und unteren Grenze des 95% Konfidenz-Intervalls (KI95) der absoluten Änderungen je Tiefenstufe und Landnutzung. Das Konfidenzintervall wurde über Bootstrapping ermittelt. Signifikante Änderungen sind fettgedruckt.

Landnutzung	Tiefe (cm)	n	ΔC_{org} -Vorrat (Mg ha ⁻¹)	KI95 _{untere Gr.} (Mg ha ⁻¹)	KI95 _{obere Gr.} (Mg ha ⁻¹)	ΔC_{org} -Vorrat (%)
Acker	0-10	424	0.2	-0.1	0.6	0.9
	0-30	424	-0.9	-1.7	-0.1	-1.6
	0-50	418	-2.1	-3.5	-0.8	-2.7
Grünland	0-10	140	-3.2	-4.4	-1.8	-8.1
	0-30	140	-5.0	-7.3	-2.8	-5.9
	0-50	136	-5.5	-8.6	-2.4	-5.1
Dauerkultur	0-10	14	-2.2	-4.9	0.4	-7.6
	0-30	14	-5.5	-9.2	-1.5	-7.9
	0-50	14	-6.6	-12.0	-1.0	-6.9

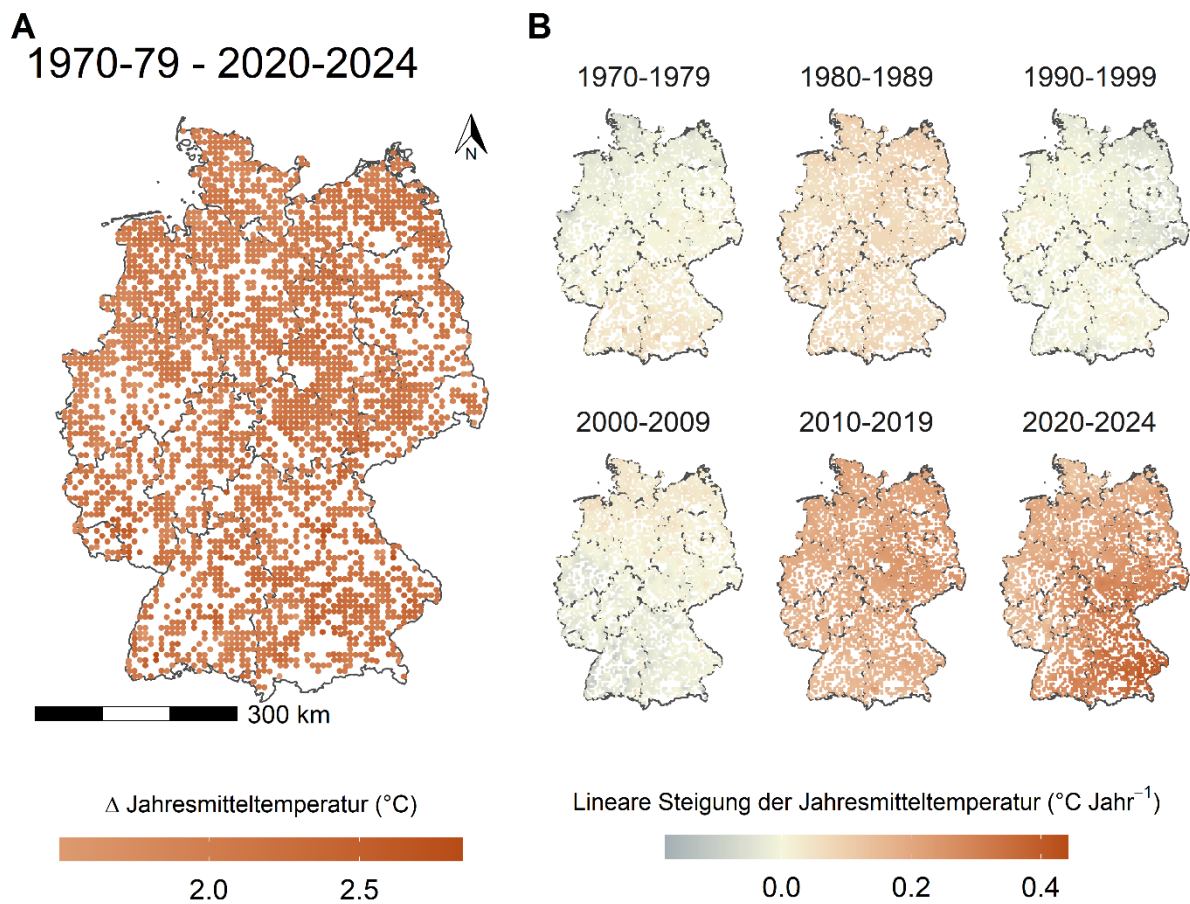
Quelle: Thünen-Institut

Tabelle A4: Mittlere absolute und relative Änderung der TRD der bislang wiederbeprobten Standorte mit Anzahl der Standorte (n) sowie der oberen und unteren Grenze des 95% Konfidenz-Intervalls (KI95) der absoluten Änderungen je Tiefenstufe und Landnutzung. Das Konfidenzintervall wurde über Bootstrapping ermittelt. Signifikante Änderungen sind fettgedruckt.

Landnutzung	Tiefe (cm)	n	ΔTRD_{fein} (g cm ⁻³)	KI95 _{untere Gr.} (g cm ⁻³)	KI95 _{obere Gr.} (g cm ⁻³)	ΔTRD_{fein} (%)
Acker	0-10	424	-0.02	-0.03	0.00	-1.3
	0-30	424	-0.03	-0.04	-0.02	-2.0
	0-50	418	-0.03	-0.04	-0.02	-1.9
Grünland	0-10	140	0.00	-0.03	0.02	-0.4
	0-30	140	-0.06	-0.08	-0.04	-4.6
	0-50	136	-0.08	-0.11	-0.05	-5.6
Dauerkultur	0-10	14	-0.03	-0.08	0.03	-2.1
	0-30	14	-0.09	-0.14	-0.02	-5.9
	0-50	14	-0.09	-0.15	-0.03	-6.4

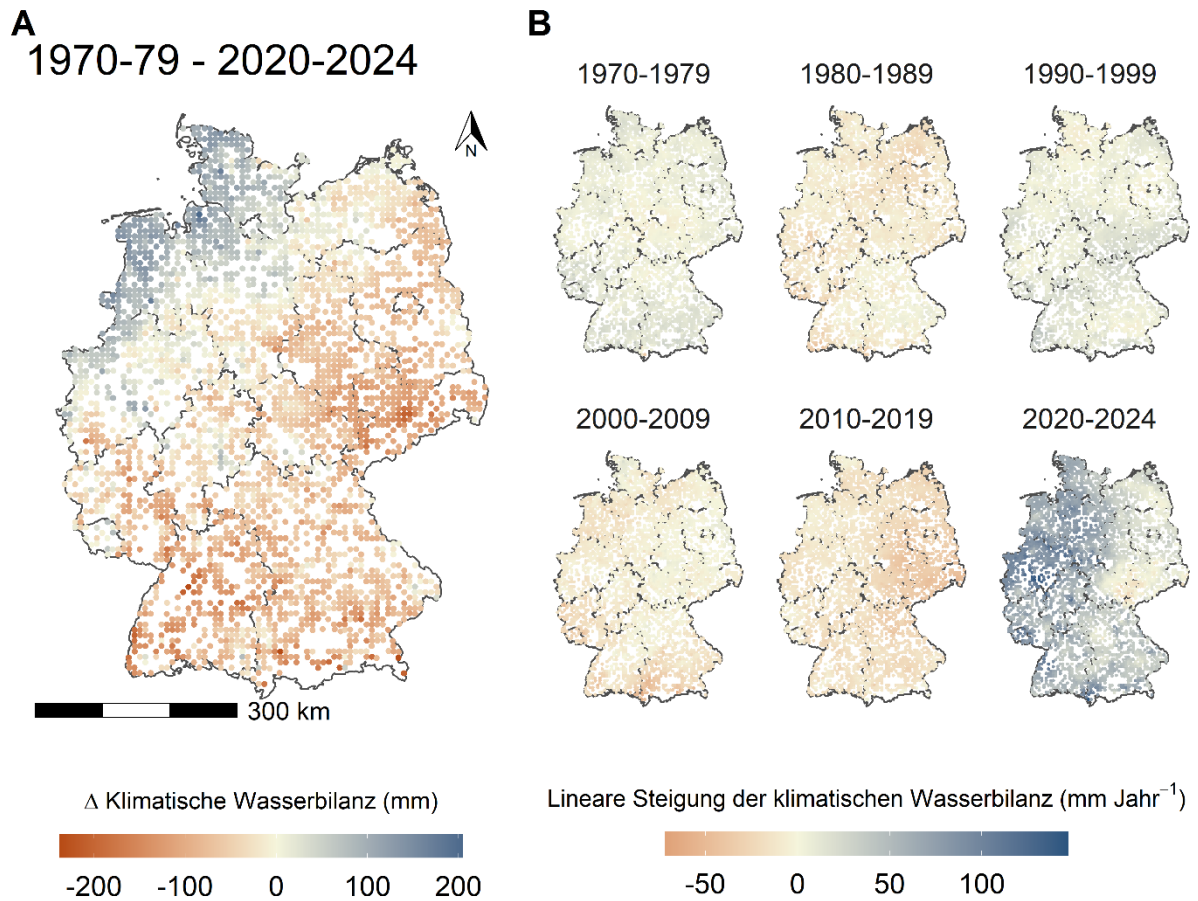
Quelle: Thünen-Institut

Abbildung A1: A) Unterschied der durchschnittlichen Jahresmitteltemperatur zwischen den Zeiträumen 1970-79 und 2020-24 für alle BZE-LW Standorte; B) Lineare Steigung der Jahresmitteltemperatur in den letzten sechs kalendarischen Jahrzehnten.



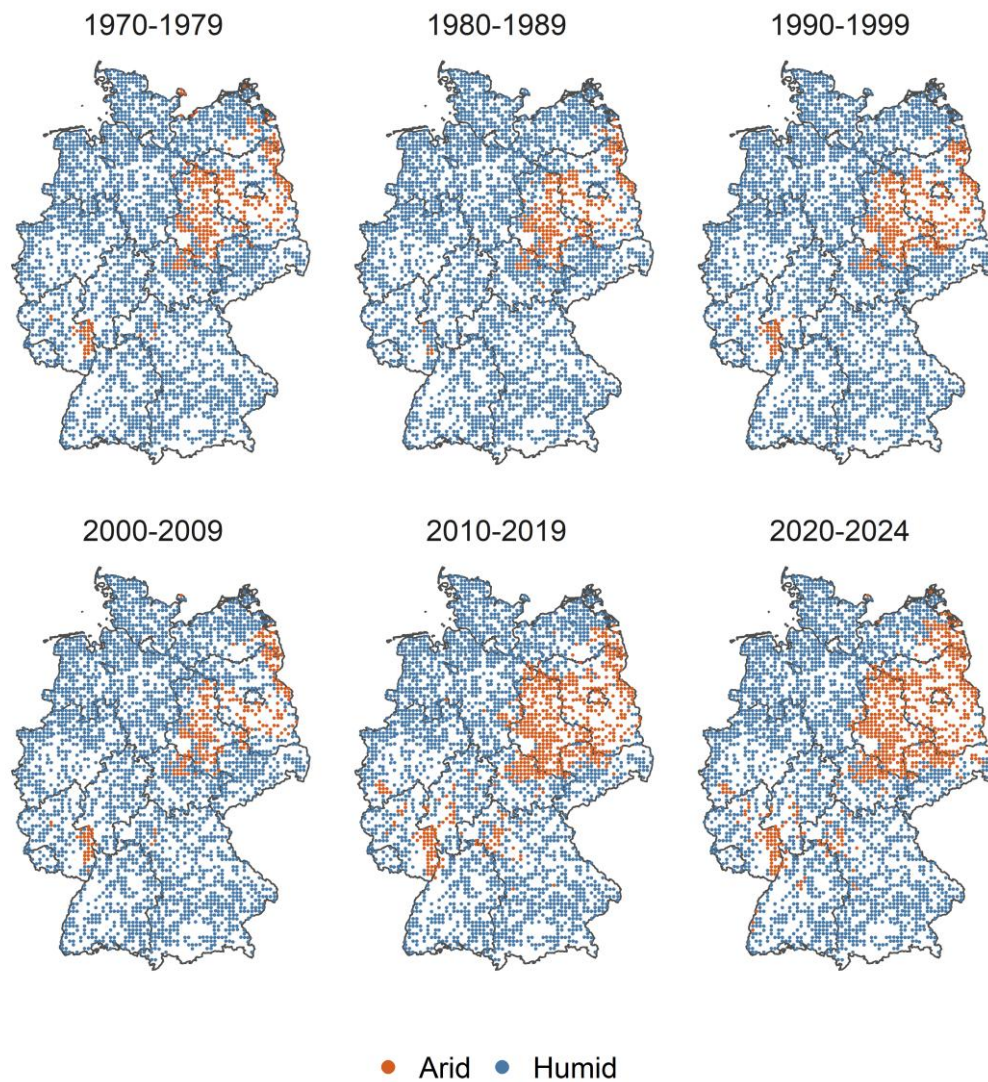
Quelle: Thünen-Institut auf Grundlage von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 2025a)

Abbildung A2: A) Unterschied der durchschnittlichen jährlichen klimatischen Wasserbilanz zwischen den Zeiträumen 1970-79 und 2020-24 für alle BZE-LW Standorte; B) Lineare Steigung der Jahresmitteltemperatur in den letzten sechs kalendarischen Jahrzehnten.



Quelle: Thünen-Institut auf Grundlage von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 2025a, b, c)

Abbildung A3: Klassifikation aller Standorte in potenziell arid (negative jährliche klimatische Wasserbilanz) und humid (positive jährliche klimatische Wasserbilanz) für die letzten sechs kalendarische Jahrzehnte.



Quelle: Thünen-Institut auf Grundlage von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 2025a, b, c)

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek
verzeichnet diese Publikationen in
der Deutschen Nationalbibliografie;
detaillierte bibliografische Daten
sind im Internet unter
www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek
(German National Library) lists this
publication in the German National
Bibliographie; detailed bibliographic
data is available on the Internet at
www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene
Bände finden Sie im Internet unter
www.thuenen.de

Volumes already published in this
series are available on the Internet at
www.thuenen.de

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

**Poeplau, C., Harbo, L.S., Schneider, F., Schiedung, M., Don, A., Heilek, S.,
Dechow, R., Vasylyeva, E., Heidkamp, A., Prietz, R., Flessa, H. (2025)**

Zwischenbericht der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft
Wiederholungsinventur. Thünen Working Paper 277, Johann Heinrich von
Thünen-Institut, Braunschweig.

<https://doi.org/10.3220/253-2025-234>

Die Verantwortung für die Inhalte
liegt bei den jeweiligen Verfassern
bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are
responsible for the content of
their publications.



THÜNEN

Thünen Working Paper 277

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-working-paper@thuenen.de
www.thuenen.de

DOI:10.3220/253-2025-234
urn: nbn:de:gbv:253-2025-000218-5

Titelfoto: Thünen-Institut/Ulf Schneidewind