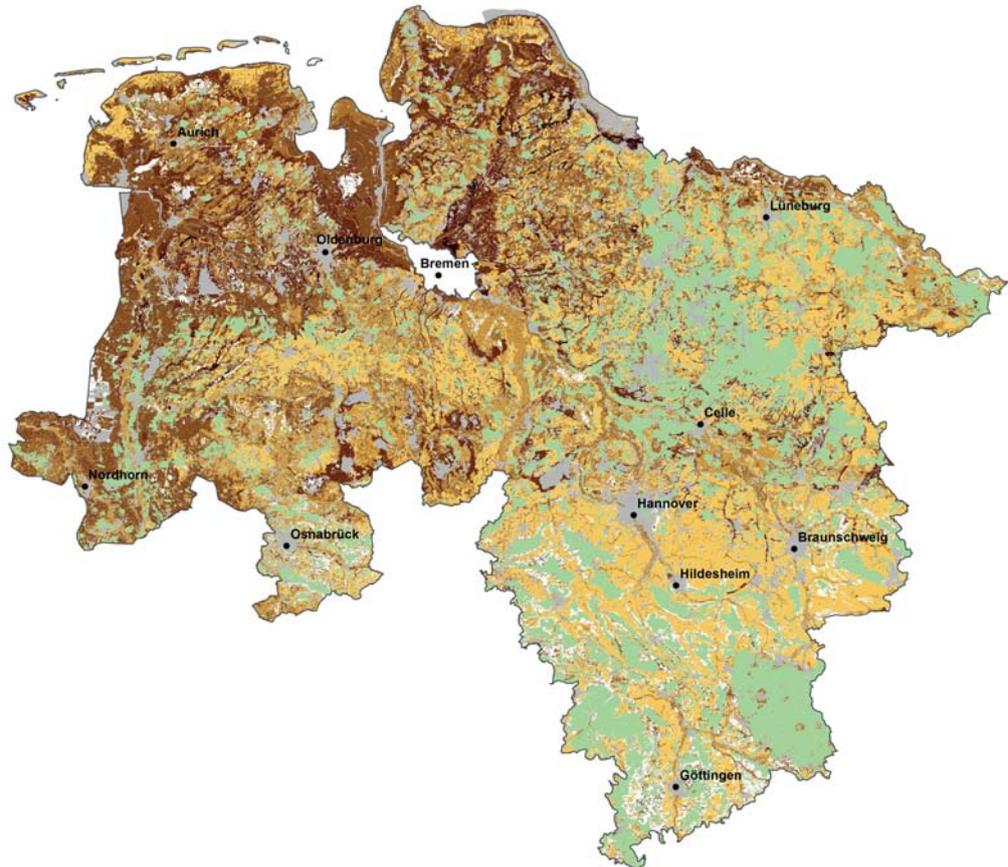


GeoBerichte 27



LANDESAMT FÜR
BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE



Abschätzung von CO₂-Emissionen
und -Retentionen durch
Landnutzungsänderungen anhand
regionalisierter Kohlenstoffvorräte
auf landwirtschaftlich genutzten
Böden Niedersachsens



Niedersachsen



GeoBerichte 27

Landesamt für
Bergbau, Energie und Geologie

Abschätzung von CO₂-Emissionen
und -Retentionen durch
Landnutzungsänderungen anhand
regionalisierter Kohlenstoffvorräte
auf landwirtschaftlich genutzten
Böden Niedersachsens

ANDREAS MÖLLER & ALEXANDER KENNEPOHL

Hannover 2014

Impressum

Herausgeber: © Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Stilleweg 2
30655 Hannover
Tel. (0511) 643-0
Fax (0511) 643-2304

Download unter www.lbeg.niedersachsen.de

1. Auflage.

Version: 28.04.2014

Redaktion: Ricarda Nettelmann
e-mail: bodenkundlicheberatung@lbeg.niedersachsen.de

Titelbild: Karte der Kohlenstoffvorräte in 0–30 cm Tiefe für landwirtschaftlich genutzte Böden Niedersachsens.

NIBIS, ATKIS, ArcGIS, Access sind eingetragene Warenzeichen. Aus Gründen besserer Lesbarkeit wird das ® im Text weggelassen.

ISSN 1864–6891 (Print)

ISSN 1864–7529 (digital)

DOI 10.48476/geober_27_2014

| | | | | | | |
|---------|----|-----------|---------|--------|--------|---------------|
| GeoBer. | 27 | S. 3 – 76 | 30 Abb. | 8 Tab. | 13 Kt. | Hannover 2014 |
|---------|----|-----------|---------|--------|--------|---------------|

Abschätzung von CO₂-Emissionen und -Retentionen durch Landnutzungsänderungen anhand regionalisierter Kohlenstoffvorräte auf landwirtschaftlich genutzten Böden Niedersachsens

ANDREAS MÖLLER & ALEXANDER KENNEPOHL

Kurzfassung

Der Boden ist drittgrößter Kohlenstoffspeicher der Welt und kann durch dessen Koppelung an den globalen Kohlenstoffkreislauf als Quelle oder Senke wirken. Um die Auswirkungen der Änderung der Bewirtschaftung von Böden auf die CO₂-Emissionen und damit auf das Klima modellieren zu können, müssen Grundlagen über die aktuellen Kohlenstoffvorräte der landwirtschaftlich genutzten Flächen erarbeitet werden. Hierfür wurde ein Bodenkohlenstoffmodell entwickelt, in dem gemessene Kohlenstoffgehalte aus Profildaten des NIBIS horizontbezogen den Leitprofilen der BÜK50 zugewiesen wurden. Auf Grundlage des Kohlenstoffvorratsmodells wurden daraufhin die Änderungen der CO₂-Emissionen durch Landnutzungsänderungen mittels Carbon-Response-Funktionen ermittelt.

Der Kohlenstoffvorrat auf landwirtschaftlich genutzten Böden Niedersachsens in 0 bis 30 cm Tiefe liegt bei 245 ± 85 Mt. Das Kohlenstoffvorratsmodell liefert damit vergleichbare Werte zu anderen europäischen Studien und besitzt für den gewählten Maßstab eine hohe Vorhersagegenauigkeit. Die Steuerung von Landnutzungsänderungen, wie durch das Grünlandumbruchsverbot, kann einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Durch solche Maßnahmen können die Treibhausgasemissionen in Niedersachsen um etwa 1–2 % gesenkt werden. Andererseits gibt es in der Landwirtschaft in Bezug auf den Klimaschutz noch weitere Stellschrauben, z. B. Moornutzung und Wirtschaftsdüngermanagement, die bedeutender sind.

Inhalt

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 1 | Einleitung | 5 |
| 2 | Zielsetzung | 6 |
| 3 | Organische Bodensubstanz | 6 |
| 3.1 | Definition | 6 |
| 3.2 | Einflussfaktoren..... | 6 |
| 3.3 | Funktionen | 7 |
| 4 | Globaler Kohlenstoffkreislauf | 8 |
| 4.1 | Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Kohlenstoffvorrat | 8 |
| 4.2 | Aktuelle Tendenzen der Nutzungsänderungen | 9 |
| 5 | Allgemeine Gebietscharakteristik | 10 |
| 5.1 | Naturräumliche Gliederung | 10 |
| 5.2 | Wichtigste Bodentypen | 11 |
| 5.2.1 | Terrestrische Böden..... | 11 |
| 5.2.2 | Semiterrestrische Böden..... | 12 |
| 5.2.3 | Moorböden | 13 |
| 5.2.4 | Anthropogene Böden | 14 |
| 5.3 | Klima | 14 |
| 6 | Konzept der Arbeit | 15 |
| 7 | Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte für landwirtschaftlich genutzte Böden | |
| | Niedersachsens | 17 |
| 7.1 | Datengrundlagen | 18 |
| 7.1.1 | Bodenübersichtskarte 1 : 50 000 und Leitprofile | 18 |
| 7.1.2 | AKTIS-Basis-DLM und InVekoS-Daten | 18 |
| 7.1.3 | Kohlenstoffdaten aus der NIBIS-Labordatenbank | 19 |
| 7.2 | Herleitung der Differenzierungsmerkmale | 20 |
| 7.3 | Datenharmonisierung..... | 25 |
| 7.3.1 | Horizontbezeichnung | 25 |
| 7.3.2 | Bodenart..... | 25 |
| 7.3.3 | Bodentypen | 25 |
| 7.4 | Zuweisung der horizontbezogenen Kohlenstoffgehalte an die Leitprofile der BÜK50 | 27 |
| 7.5 | Validierung der berechneten Kohlenstoffgehalte | 30 |
| 7.6 | Ausweisung der Kohlenstoffvorräte Niedersachsens | 36 |
| 7.6.1 | Berechnung der Lagerungsdichten für mineralische Böden..... | 37 |
| 7.6.2 | Berechnung der Rohdichte für organische Böden..... | 37 |
| 7.6.3 | Validierung der hergeleiteten Lagerungsdichten an einem Datensatz der BDF | 39 |
| 7.6.4 | Herleitung der Skelettgehalte..... | 40 |
| 7.7 | Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte..... | 41 |
| 7.8 | Auswertung der Kohlenstoffvorräte Niedersachsens..... | 42 |
| 8 | Quantifizierung der Kohlenstoffvorratsveränderungen nach Landnutzungsänderungen | 50 |
| 8.1 | Modellierung der Kohlenstoffvorratsveränderungen in ArcGIS | 51 |
| 8.2 | Auswirkungen des Grünlandumbuchsverbots auf die CO ₂ -Emissionen aus mineralischen Böden | 53 |
| 8.3 | CO ₂ -Retentionspotenziale für einen Landnutzungswechsel von Ackerland zu Grünland..... | 59 |
| 8.4 | Klimatische Relevanz der CO ₂ -Emissions- und Retentionspotenziale | 65 |
| 8.5 | Kritische Betrachtung der angewandten Carbon Response Functions | 66 |
| 9 | Fazit | 67 |
| 10 | Zusammenfassung | 68 |
| 11 | Quellen | 72 |

1 Einleitung

Die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre ist in der jüngsten Zeit durch einen rapiden Anstieg geprägt. 50 % der Zunahme der CO₂-Konzentration seit Beginn der industriellen Revolution wurden im Zeitraum von 1970 bis 2005 verursacht. Der Anstieg der CO₂-Konzentration wird zum größten Teil auf die Verbrennung von fossilen Brennstoffen zurückgeführt. Jedoch sollen im Jahr 2004 17,3 % CO₂ der globalen anthropogenen Treibhausgasemissionen durch Landnutzungsänderungen hervorgerufen worden sein (IPCC 2007).

Weltweit sind etwa 1 500 Gt (1 Gt = 10⁹ t) organischer Kohlenstoff in einer Tiefe bis zu einem Meter in Böden gebunden (BATJES 1996). Damit ist der Boden, nach dem Ozean und den fossilen Energieträgern, global der drittgrößte Kohlenstoffspeicher (SMITH 2012).

Der organisch gebundene Kohlenstoff wird über die Bodenatmung durch mikrobielle Oxidationsprozesse in die Atmosphäre zurückgeführt. Der nicht mineralisierte Anteil wird in Form der organischen Bodensubstanz festgelegt. Dabei unterliegt der Kohlenstoff Stabilisierungsprozessen im Boden, die ihn vor dem mikrobiellen Abbau schützen. Vornehmlich Umweltbedingungen und biologische Faktoren kontrollieren den Kohlenstoffgehalt in Böden (SCHMIDT et al. 2011). Bei konstanten Umweltbedingungen stellt sich ein Humusgleichgewicht ein, das sich aus der Anlieferung und dem Abbau der organischen Substanz ergibt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Dies gilt jedoch nur bedingt für organisch reiche Böden und Moore. Die Entwässerung dieser Böden ist mit einem anhaltenden Schwund an organischer Substanz bzw. Torf in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand verbunden (BLANKENBURG, HÖPER & SCHMIDT 2001).

Die Landwirtschaft in Niedersachsen ist mit 27 % der Treibhausgasemissionen eine wichtige Quelle von Treibhausgasen (MU 2012). CO₂-Emissionen durch Moornutzung und N₂O-Emissionen durch hohe Stickstoffeinträge aus organischen Wirtschaftsdüngern sind dabei die wichtigsten Quellen (MU 2012; MEYER, HÖPER & BLANKENBURG 2001). Aber auch andere Faktoren wie Grünlandumbrüche können einen signifikanten Einfluss auf die Treibhausgasbilanz Niedersachsens haben.

Bei einem Umbruch von Grünland zu Ackerland verringert sich der Vorrat an organisch gebundenem Kohlenstoff im Boden, und durch den Abbau wird Kohlenstoff als CO₂ in die Atmosphäre freigesetzt (SCHLESINGER 1995, GUO & GIFFORD 2002, LAL 2004). Innerhalb weniger Dekaden stellt sich ein neues niedrigeres Gleichgewicht der organischen Bodensubstanz ein, wobei in den ersten Jahren die größten Verluste zu beobachten sind. Andererseits kann durch eine Landnutzungsänderung von Ackerland zu Grünland über einen längeren Zeitraum Kohlenstoff im Boden angereichert werden (LAL 2004). Der Zeitraum, in dem sich ein neues Humusgleichgewicht einstellt, variiert nach Art der Nutzungsänderung. Der Aufbau organischer Bodensubstanz dauert wesentlich länger als der Abbau. So stellt sich erst nach mehreren Dekaden ein höheres Gleichgewicht ein (POEPLAU et al. 2011, POST & KWON 2000).

Deutschland hat sich das Ziel gesetzt, die jährlichen Treibhausgasemissionen bis zum Jahr 2020 um 40 % gegenüber dem Wert von 1990 zu reduzieren (BIEDERMANN 2011). Damit steht auch Niedersachsen in der Verantwortung, die Treibhausgasemissionen zu vermindern. In dem Positionspapier zur klimapolitischen Umsetzungsstrategie Niedersachsens (MU 2013) wird explizit der Erhalt von Dauergrünland als klimapolitisches Ziel formuliert.

Eine besondere Relevanz für Fragen zum Klimaschutz hat die Prognose der zukünftigen Entwicklung der Treibhausgasemissionen. Je genauer die Datengrundlagen sind, die in die Modelle einfließen, desto genauere Aussagen können zu den Ausmaßen des Klimawandels getroffen werden. Die wichtige Rolle der Böden als Quelle und Senke von Treibhausgasen wurde bisher in den Klimamodellen auf Grund der Komplexität des Kohlenstoffkreislaufs in Böden und der unzureichenden Datengrundlagen nicht ausreichend berücksichtigt. Insofern ist es erforderlich, Datengrundlagen zu Kohlenstoffvorräten in den Böden und den Auswirkungen von Landnutzungsänderungen zu ermitteln, um präziser den Beitrag der Böden am Klimawandel zu erfassen.

2 Zielsetzung

Das Ziel dieser Arbeit ist die Ermittlung des Ist-Zustandes der Kohlenstoffvorräte der landwirtschaftlich genutzten Flächen Niedersachsens als Grundlage für Modelle zur Klimarelevanz von Böden. Ausgehend von den Ergebnissen wurde die Menge an CO₂ berechnet, die momentan durch Landnutzungsänderungen aus mineralischen Böden freigesetzt wird und die Menge, die durch ein striktes Verbot des Grünlandumbruchs in Zukunft eingespart werden kann. Zudem wurde die Höhe des CO₂-Speicherpotenzials durch eine Landnutzungsänderung von Acker- zu Grünland ermittelt.

3 Organische Bodensubstanz

3.1 Definition

Die organische Bodensubstanz setzt sich aus der Summe aller lebenden und abgestorbenen organischen Substanzen im Boden zusammen (BALDOCK & NELSON 2000). Abgezogen werden jedoch alle vitalen Pflanzenwurzeln sowie tierische und pflanzliche Organismen, die nur kurz im Boden verweilen. Der Anteil der lebenden Organismen, die permanent im Boden vorzufinden sind, wie Algen und Pilze, machen jedoch nur 6 % der gesamten organischen Bodensubstanz aus (ULRICH 2008). Der größte Teil setzt sich aus der abgestorbenen organischen Substanz zusammen. Sie besteht aus allen toten pflanzlichen und tierischen Streustoffen und deren organischen Umwandlungsprodukten, welche sich in und auf dem Mineralboden befinden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Organische Stoffe, die durch den Menschen eingebracht werden, z. B. durch die landwirtschaftliche Bearbeitung in Form von Wirtschaftsdüngern oder Pestiziden, werden ebenfalls dazu gezählt.

Der Begriff Humus ist in der Literatur nicht einheitlich definiert (ULRICH 2008). SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) verwenden den Begriff für die gesamte abgestorbene Bodensubstanz, wie er auch in dieser Arbeit verwendet wird. GREGORICH et al. (1997) sowie BALDOCK & NELSON (2000) verwenden den Begriff Humus für die abgestorbene organische Boden-

substanz erst, wenn die partikuläre organische Substanz (POM) abgezogen wird. Somit stellt der Humus eine eigenständige Fraktion der organischen Bodensubstanz in dieser Betrachtung dar.

Nach ULRICH (2008) kann der organisch gebundene Kohlenstoff in verschiedene Fraktionen eingeteilt werden. Die erste Fraktion stellt die partikuläre organische Substanz (POM) dar. Die Fraktion ist nicht an Minerale assoziiert. Sie ist meist pflanzlichen Ursprungs (ULRICH 2008) und besteht vornehmlich aus partiell zersetzten Wurzelresten (CAMBARDELLA & ELLIOTT 1993). Die Fraktion der POM hat eine kurze Verweildauer im Boden. Die zweite Fraktion besteht in der gelösten organischen Bodensubstanz (DOM). In dieser liegt der organische Kohlenstoff gelöst vor. Diese Fraktion stellt die dynamischste, allerdings auch die kleinste Fraktion dar (ULRICH 2008). Die Mobilisierung dieser Fraktion geschieht auf Grund von biologischen Prozessen im Oberboden und wird an verschiedenen Oberflächen im mineralischen Unterboden adsorbiert (FIEDLER 2001). Sie ist somit zu einem hohen Anteil an den Verlagerungsprozessen des Kohlenstoffes im Boden beteiligt. Die dritte Fraktion wird von GREGORICH et al. (1997) sowie BALDOCK & NELSON (2000) als Humus bezeichnet. Sie setzt sich aus Huminstoffen zusammen, deren Verweildauer (Turnover Time) sehr lang ist. Nach SCHMIDT et al. (2011) treten diese in einem organo-mineralischen Verbund auf und stellen zumeist kurzkettige Verbindungen dar, die in die Mineralmatrix eingebunden sind. Auf diese Weise wird die organische Substanz vor dem mikrobiellen Abbau geschützt. Partiiell werden auch Teile der zersetzten Streu im Aggregatinneren eingelagert.

3.2 Einflussfaktoren

Die organische Bodensubstanz stellt einen veränderbaren Bestandteil des Bodens dar und reagiert sensibel auf Umweltveränderungen. Die Veränderungen werden hierbei durch vielseitige Einflüsse gesteuert. Welcher Kohlenstoffgehalt sich im Boden einstellt, hängt vom Input an organischer Substanz und deren Umsetzungszeit sowie dem damit verbundenen Output zusammen (LAL 2004).

Die Umsetzungszeit wird über das Klima und die Bodeneigenschaften gesteuert. Durch hö-

here Temperaturen und ausreichende Feuchtigkeit wird die mikrobielle Aktivität gefördert und die organische Substanz schneller abgebaut. Durch höhere Niederschläge wird die Nettoprimärproduktion und damit auch der Input an organischer Substanz gefördert. Für Norddeutschland wurde von SPRINGOB et al. (2001) eine positive Korrelation zwischen Niederschlag und organischem Kohlenstoff nachgewiesen.

Geringe Flurabstände führen zu anaeroben Verhältnissen, wodurch die Zersetzung der organischen Bodensubstanz verlangsamt wird (WESSOLEK et al. 2008, TRUMBORE & HARDEN 1997, JOBBAGY & JACKSON 2000).

Einen weiteren wichtigen Einfluss auf den Gehalt der organischen Bodensubstanz haben die Bodeneigenschaften. Die Textur hat einen direkten Einfluss auf die Aggregatbildung und den Wasser- und Sauerstoffhaushalt im Boden. So stellen sich in tonreichen Böden oft anaerobe Bedingungen ein, die den Abbau der organischen Substanz verlangsamen. Zudem werden stabilere Aggregate gebildet, in denen C-Verbindungen vor der Zersetzung geschützt werden (BALDOCK & NELSON 2000).

Ein weiterer Einflussfaktor besteht im Relief. Durch eine höhere Reliefenergie wird die Erosion gefördert. Aus diesem Grund nimmt die Mächtigkeit eines humusreichen Horizonts von der Hangkuppe bis zum Hangfuß zu (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Wie zuvor genannt, hat die Bewirtschaftung einen großen Anteil daran, welcher Kohlenstoffgehalt sich in den Böden einstellt. Durch die organische Düngung wird organisches Material hinzugefügt, und damit werden die Gehalte an organischer Substanz beeinflusst. Durch das Pflügen und die damit einhergehende Belüftung und Umverteilung des Bodens wird der Abbau der organischen Substanz gefördert, so dass sich tendenziell ein geringeres Niveau an organischer Substanz einstellt (CHEN 2007).

3.3 Funktionen

Die organische Bodensubstanz besitzt viele Schlüsselfunktionen für Bodenfunktionen. So kann sie als eine Quelle oder Senke von Klimagasen fungieren. Mit der Atmosphäre findet nicht nur ein Austausch von Kohlenstoffdioxid, sondern auch von Lachgas und Methan statt.

Zugleich dient die organische Bodensubstanz als Nährstoffspeicher und enthält Stickstoff, Schwefel, Phosphor und weitere Hauptnährelemente (ULRICH 2008). 25–65 % des Phosphors liegen gebunden in der organischen Substanz vor (WESSOLEK et al. 2008). Die organische Substanz besitzt eine hohe Kationenaustauschkapazität (PARFITTA, GILTRAPA & WHITTONA 1995). Besonders Böden aus sandigen Substraten verdanken einen Großteil ihrer Kationenaustauschkapazität der organischen Substanz. Auf diese Weise kann durch steigende Gehalte an organischer Substanz die Bodenfruchtbarkeit erhöht werden. Zusätzlich spielt das Sorptionsvermögen der organischen Bodensubstanz eine wichtige Rolle für die Puffereigenschaft in Böden. Die hohen Kohlenstoffgehalte in Oberböden verhindern so einen schnellen Transport von Schadstoffen in das Grundwasser (ULRICH 2008).

Die organische Substanz hat eine positive Wirkung auf das Aggregatgefüge des Bodens (CHANEY & SWIFT 2006). Dies wirkt sich durch eine geringere Anfälligkeit gegenüber Verschlammung erosionsmindernd aus. Durch größere Aggregate wird auch die Anfälligkeit des Bodens gegenüber Winderosion vermindert. Die erhöhte Porosität und die geringere Lagerungsdichte bei steigenden Kohlenstoffgehalten fördert zugleich die Durchlüftung des Bodens (BALDOCK & NELSON 2000).

Eine weitere positive Eigenschaft der organischen Bodensubstanz ist die hohe Wasserspeicherkapazität, die zum einen direkt mit der organischen Substanz, zum anderen auch mit der erhöhten Bildung von Aggregaten zusammenhängt (BALDOCK & NELSON 2000). Durch die erhöhte Bildung von Mikroaggregaten und der höheren Wasserspeicherung kann es so wiederum zu einer Verlängerung der Umsetzungszeit der organischen Substanz kommen.

Die dunkle Färbung der Bodenoberfläche fördert in kühlen Klimaten die Erwärmung des Oberbodens im Frühjahr. Dadurch wird die Vegetationszeit verlängert. Die organischen Auflagen können zudem Temperaturschwankungen besser puffern (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

4 Globaler Kohlenstoffkreislauf

Der globale Kohlenstoffvorrat besteht aus fünf großen Speichern (LAL 2004). Der größte Speicher ist der Ozean mit 38 000 Gt. Weitaus kleiner ist der Speicher an fossilen Brennstoffen mit 5 000 Gt. Der drittgrößte Kohlenstoffspeicher ist der Boden. In diesem sind 2 500 Gt Kohlenstoff gespeichert. Der Speicher teilt sich in ca. 1 500 Gt organischen und ca. 1 000 Gt anorganischen Kohlenstoff bis in einem Meter Tiefe auf. Die Atmosphäre beinhaltet etwa 760 Gt Kohlenstoff. Der kleinste Speicher auf der Erde ist die Phytomasse mit 560 Gt Kohlenstoff (LAL 2004).

Diese Kohlenstoffpools sind miteinander verbunden und tauschen sich gegenseitig aus (CHEN 2007). Auf diese Weise entsteht zwischen Eintrag und Austrag eine Kohlenstoffbilanz. Am besten erforscht ist dabei der Ausstoß von CO₂ in die Atmosphäre durch die Verbrennung fossiler Kraftstoffe. Für die 1990er Jahre wird dieser mit 6,3 Gt C a⁻¹ angegeben. Weitere 1,6 Gt C a⁻¹ werden durch Landnutzungsänderungen wie Entwaldung, Verbrennung von Biomasse und den Abbau der organischen Bodensubstanz in den Böden ausgestoßen (LAL 2004). Die Atmosphäre nimmt jährlich 3,2 Gt C auf. Die Aufnahme von Kohlenstoff im Ozean beläuft sich auf etwa 2,3 Gt C a⁻¹. Es ergibt sich eine unbekannte terrestrische Senke von 2,3 Gt C a⁻¹ (LAL 2004). Dies Ergebnis zeigt, wie wichtig es ist, die verschiedenen Speichervorgänge exakt zu quantifizieren.

4.1 Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Kohlenstoffvorrat

Landnutzungsänderungen können sich je nach Ausrichtung positiv oder negativ auf den Kohlenstoffvorrat auswirken (POST & KWON 2000, POEPLAU & DON 2013, DAWSON & SMITH 2007). Grünlandumbruch wirkt sich negativ auf den Vorrat an organisch gebundenem Kohlenstoff im Boden aus. GUO & GIFFORD (2002) stellten fest, dass der Kohlenstoffvorrat bei Grünlandumbrüchen im Durchschnitt um 59 % reduziert wird. Die Höhe der Verluste hängt somit, neben den im Kapitel 3.2 beschriebenen Einfluss-

faktoren wie Textur und Klima, auch von dem Ausgangsvorrat an organisch gebundenem Kohlenstoff ab.

Andererseits erhofft man sich, durch eine Veränderung der Bewirtschaftung eine Stärkung des Bodens als CO₂-Senke zu erreichen, wodurch das Thema „Carbon Sequestration“ (Kohlenstoffspeicherung) in Böden eine hohe Aktualität in der Politik und der Wissenschaft besitzt. Eine Anreicherung von Kohlenstoff in Böden kann nicht nur durch Landnutzungsänderung, sondern auch durch einen erhöhten Eintrag an organischen Reststoffen geschehen, zum Beispiel durch das Einbringen von Ernteresten und Wirtschaftsdüngern (CHEN 2007). Auch eine konservierende Bodenbearbeitung, besonders „No Tillage“, weist eine Steigerung der C_{org}-Vorräte, zumindest in den oberen Zentimetern des Oberbodens, auf (PUGET & LAL 2005). Ob jedoch eine Steigerung des Kohlenstoffvorrates im gesamten Profil zu verzeichnen ist, wird noch sehr kontrovers diskutiert (APPEL 2011, HÖPER & SCHÄFER 2012).

Die effektivste Kohlenstoffspeicherung wird in der Landnutzungsänderung von Ackerland in Grünland gesehen (SMITH et al. 2000; MARTENS, REEDY & LEWIS 2003). GUO & GIFFORD (2002) kommen in ihrer Arbeit auf eine mittlere Steigerung des Kohlenstoffvorrates von 19 %. Auch POEPLAU & DON (2013) stellten eine signifikante Zunahme der Kohlenstoffvorräte bis in eine Tiefe von 80 cm auf fünf von sechs Vergleichsflächen fest. Die größten Zunahmen werden im Oberboden (bis 20 cm) verzeichnet. Die Anreicherung erfolgt nach Umstellung von Ackerlandnutzung auf Grünland jedoch nur sehr langsam und über einen langen Zeitraum. Es wird angenommen, dass ein Zeitraum von 125 Jahren oder länger notwendig ist, bis sich ein neues Gleichgewicht im Kohlenstoffvorrat einstellt. Im Gegensatz dazu wird nach Grünlandumbruch schon nach 17 Jahren ein geringeres Kohlenstoffgleichgewicht erreicht (POEPLAU et al. 2011). Die Höhe der potenziellen Speicherung ist jedoch von vielen Faktoren, wie der Bewirtschaftung, dem Klima und den Bodeneigenschaften, abhängig. Besonders die Bewirtschaftung spielt eine große Rolle. Bei einem erneuten Grünlandumbruch kommt es wieder zu einer schnellen Abnahme der Vorräte. Aus diesem Grund muss eine dauerhafte Grünlandbewirtschaftung betrieben werden, um langfristig ein höheres Humusgleichgewicht zu garantieren.

4.2 Aktuelle Tendenzen der Nutzungsänderungen

Die Rahmenbedingungen für die landwirtschaftliche Flächennutzung haben sich in den letzten Jahren deutlich gewandelt. Eine Reihe von politischen Zielen sollen mit der Landwirtschaft erreicht werden. So führte der Ausbau von erneuerbarer Energie auf Basis von Biomasse zu einer raschen Zunahme des Anbaus von Energiepflanzen (NITSCH, OSTERBURG & ROGGENDORF 2009). Durch die weltweite Steigerung der Produktion von Energiepflanzen wurden höhere Erzeugerpreise für Agrarprodukte generiert. Somit steigt auch die Attraktivität von intensiv genutztem Ackerland gegenüber der Grünlandnutzung stark an (NITSCH, OSTERBURG & ROGGENDORF 2009). Dies führt zu Zielkonflikten mit dem Natur- und Klimaschutz.

Der Flächenanteil von Grünland in Niedersachsen ist von 1999 bis 2010 um 22 % gesunken (ML 2010). Seit dem 22.10.2009 gilt in Niedersachsen faktisch ein Grünlandum-

bruchsverbot. Dieses Verbot trat in Kraft, da der festgelegte maximale Verlust an Grünlandfläche von 5 % gegenüber dem Referenzjahr 2003 bereits im Jahr 2009 überschritten war. Bis ins Jahr 2011 konnte der Grünlandumbruch jedoch nicht gänzlich gestoppt werden. Der NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (2010) geht davon aus, dass sich der Trend des Grünlandumbruchs weiter fortsetzt, da dieser teils ungenehmigt vollzogen wird. So wurde 2011 ein Verlust des Grünlandanteils gegenüber der gesamten landwirtschaftlichen Fläche von 7 % gegenüber dem Referenzjahr 2003 festgestellt. Wie sich dieser Trend weiter entwickelt, ist schwierig zu prognostizieren. Ob die Grünlandumbruchsrate vollkommen zum Erliegen kommt, hängt jedoch stark von den gesetzlichen Regelungen in Deutschland und den politischen Entscheidungen zur gemeinsamen europäischen Agrarpolitik ab. Eine erhöhte Förderung von Dauergrünland könnte in den nächsten Jahren auch zu einer Zunahme von Grünlandflächen führen.

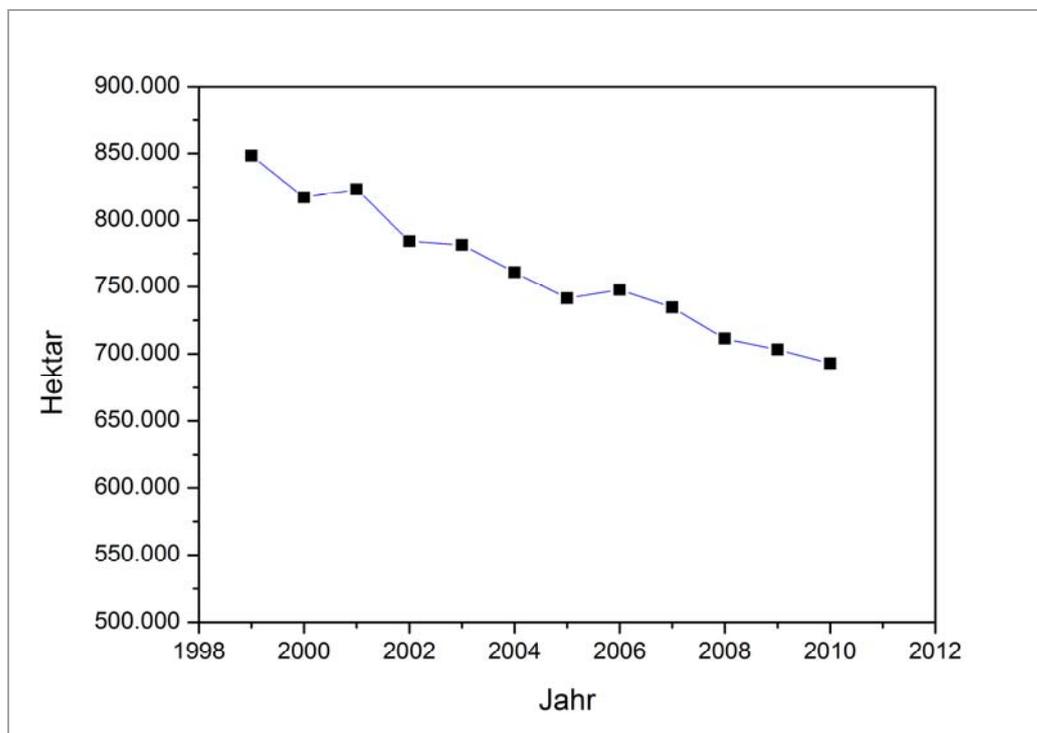


Abb. 1: Flächenveränderung von Grünland 1999–2010 in Hektar (ML 2010).

5 Allgemeine Gebietscharakteristik

Auf Grund der Lage Niedersachsens in Mitteleuropa, zwischen dem nordwest- und osteuropäischen Tiefland und dem mittel- und südeuropäischen Bergland, zeigt Niedersachsen eine hohe landschaftliche Vielfalt, die von den Nordseeinseln, Watten, Marschen über die Geestflächen und die Moore bis zum südniedersächsischen Bergland und zum Mittelgebirge des Harzes reicht (SEEDORF & MEYER 1992).

5.1 Naturräumliche Gliederung

Niedersachsen kann nach SEEDORF & MEYER (1992) grob in fünf unterschiedliche Naturräume gegliedert werden. Im Norden Niedersachsens befindet sich das Küstenland, das seinerseits in Inseln, Watten und Marschen aufgeteilt ist. Die Inseln liegen in 5 bis 20 km Entfernung vom Festland und stellen sehr junge Gebilde dar, die durch den Gezeitenstrom und den Wind und die damit verbundene ständige Anlieferung von Sand entstanden sind. Zwischen den Inseln und dem Festland liegen die Watten. An die Watten schließen sich die waldlosen und baumarmen Marschen an. Sie werden auf Grund ihrer Fruchtbarkeit hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt. Die Marschen wurden teils durch natürliche Bedingungen, jedoch vor allem durch anthropogene Landgewinnung geschaffen. Ohne Deichschutz und künstliche Entwässerung wären diese Bereiche von ständigen Überflutungen betroffen.

An das Küstenland schließt sich die eiszeitlich geprägte Geest an. Die Geest ist durch die glaziale Serie charakterisiert. Diese besteht aus Grundmoränen, die lehmige Materialien und große Findlinge hinterließen, aus den Endmoränen, in denen überwiegend Sand und Kies zu Höhenzügen aufgestaucht wurden, den darauf folgenden Sandern, die sich aus Schmelzwasserablagerungen vor den Endmoränen zusammensetzten und die Urstromtäler, in denen die Schmelzwässer zum Meer abflossen (SEEDORF & MEYER 1992). Insgesamt lagerten sich so eher sandige Materialien ab. Aus diesem Grund galt die Geest im Vergleich zu den Marschen im Norden und zu den Löss-

börden im Süden als eher nährstoffarm (LIEDTKE & MARCINEK 2002).

Große Flächen in der Geest werden allerdings auch von Mooren eingenommen. Diese sind in den letzten 8 000 Jahren unter Einfluss des ozeanischen Klimas gewachsen (SEEDORF & MEYER 1992).

Südlich an die Geest schließt sich das Bergvorland mit den fruchtbaren Lössbörden an. Die Lössbörden entwickelten sich im Periglazialgebiet am Ende des letzten Glazials. Durch einen äolischen Abtransport von schluffigem Material aus dem Raum der Nordsee und dessen Ablagerung im hügeligen und spärlich bewachsenen Bereich des Bergvorlandes wurden mächtige Lössschichten akkumuliert. Die Böden auf den Lössbörden sind weltweit die ertragsreichsten (LIEDTKE & MARCINEK 2002).

Das Berg- und Hügelland fungiert als Mittelgebirgsschwelle in Niedersachsen und ist durch eine kleinräumig gekammerte, waldreiche Landschaft charakterisiert. Sie besteht aus Becken, Tälern, Höhenrücken, Hochflächen, Bergkuppen und Hügeln. Diese Vielfalt verdankt das Gebiet verschiedensten geologischen Prozessen, die aus der saxonischen Bruchschollentektonik und dem damit verbundenen Aufstieg der Zechsteinsalze resultieren (SEEDORF & MEYER 1992).

Die Bewaldung dieses Gebietes nimmt von Norden nach Süden zu. Liegen in den breiten Becken im Norden noch mächtige Lössdecken an, auf denen hauptsächlich Ackerbau betrieben wird, werden die Täler im Süden enger und weisen schwer zu bearbeitende Böden auf. Hier wird eher Grünland- und hauptsächlich Forstwirtschaft betrieben (SEEDORF & MEYER 1992).

Im Südosten liegt der Harz als echtes Mittelgebirge. Hier werden Höhenlagen von 900 bis 1 150 m erreicht. Der Harz entstand im Zuge der variszischen Orogenese und gehört somit zu den Varisziden, die in weiten Teilen des heutigen Mitteleuropas entstanden sind. Durch den flächenhaften Abtrag dieses Gebirges ist der Harz zurückgeblieben und kann als große Rumpfscholle des alten Gebirges bezeichnet werden. Durch die Höhe der steilen Hänge und die steinigten Böden kann im Harz keine ertragreiche Landwirtschaft betrieben werden. Aus diesem Grund ist der Harz fast vollkommen bewaldet (SEEDORF & MEYER 1992).

5.2 Wichtigste Bodentypen

Durch die hohe landschaftliche Vielfalt und die verschiedenen Umweltbedingungen, die in Niedersachsen herrschen, haben sich aus den vielgestaltigen Ausgangsmaterialien differenzierte Böden entwickelt.

5.2.1 Terrestrische Böden

Podsole

Podsole gehören der Klasse der terrestrischen Böden an (KA5, AD-HOC-AG BODEN 2005). Sie sind äußerst weit verbreitet und treten in Niedersachsen in zahlreichen Varianten und Entwicklungsstufen auf (SEEDORF & MEYER 1992). Dieser Bodentyp entwickelt sich meist als Sekundärpodsol aus Braunerden und Parabraunerden und ist durch den Prozess der Podsolierung geprägt. In diesem Prozess werden Eisen und Aluminium mit organischen Stoffen im Profil verlagert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Das größte Verbreitungsgebiet in Niedersachsen liegt auf den sauren und nährstoffarmen lockeren Ausgangsgesteinen der Flug- und Schmelzwasserablagerungen der Geest. Doch auch im Berg- und Hügelland auf quarzreichen Festgesteinen, wie Sandstein, Quarzit und Granit, sind Podsolböden vermehrt zu finden (SEEDORF & MEYER 1992). Auch das Klima ist für eine Entwicklung von Podsolen günstig. Durch die ganzjährig vorherrschenden Niederschläge und eine verhältnismäßig niedrige Jahresmitteltemperatur wird die Ausbildung begünstigt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Allerdings ist die Hauptbildungsphase auf menschliche Einflüsse, zum Beispiel durch die Rodung von Wäldern und die Einführung einer Zwergstrauchheide, zurückzuführen (SEEDORF & MEYER 1992). Auch durch die Aufforstung mit Nadelgewächsen ist auf Grund der sauren Zusammensetzung der Streu eine erhöhte Podsolierung festzustellen. Podsole weisen durch ihre geringe Nährstoff- und Wasserspeicherkapazität ein niedriges Ertragspotenzial auf. Jedoch kann das landwirtschaftliche Potenzial durch hohe Dünger- und Wassergaben stark erhöht werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Braunerden

Braunerden sind meist auf Geschiebelehmen und silikatreicheren Schmelzwasserablagerungen entstanden. Im Bergland sind die Braunerden vor allem über silikathaltigen Sandsteinen sowie über lehmigen silikathaltigen Verwitterungsdecken und Fließerden zu finden (SEEDORF & MEYER 1992).

Die Nutzung variiert je nach Wasser- und Nährstoffversorgung. An hangigen Lagen über Sand und Sandsteinen entstehen eher trockene Standorte. Diese werden überwiegend forstwirtschaftlich genutzt. Auf sandigen Braunerden werden oft höhere Düngergaben benötigt, um einen effizienten Ackerbau zu gewährleisten. Braunerden, die eher ein lehmiges Substrat aufweisen, zum Beispiel auf den Grundmoränen der Geest, gelten auf Grund ihrer besseren physikalischen und chemischen Eigenschaften schon seit der Jungsteinzeit als gute Ackerstandorte (SEEDORF & MEYER 1992).

Parabraunerden

Das Hauptverbreitungsgebiet der Parabraunerden liegt in den Lössböden und den lösserfüllten Becken des Berglandes. Im Tiefland liegen die Schwerpunkte der Verbreitung eher auf sandigen Geschiebelehmen, auf Sandlöß und Geschiebedecksand (SEEDORF & MEYER 1992).

Die Eignung für die landwirtschaftliche Nutzung ist sehr unterschiedlich. Auch hier sind die Standorte auf Sand ohne Stauwassereinflüsse im Sommer sehr trockengefährdet. Auf Löss und Sandlöss bilden diese Böden einen ausgesprochen guten Ackerstandort (SEEDORF & MEYER 1992). Durch den lessivierten Oberboden kann es jedoch zu einer Verschlammung der Bodenoberfläche kommen, wodurch die Erodibilität erhöht wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Tschernosem

Der Bodentyp Tschernosem, in Deutschland auch Schwarzerde genannt, ist ausschließlich auf Löss oder lössähnlichen Sedimenten in Niedersachsen zu finden. Das Hauptverbreitungsgebiet liegt in den ostniedersächsischen Bördegebieten in der Umgebung von Braunschweig, Wolfenbüttel und Helmstedt. Im Osten setzt sich das Verbreitungsgebiet in der Magdeburger Börde fort. Die westlichsten Vor-

kommen liegen in der Hildesheimer Börde (SEEDORF & MEYER 1992).

In Mitteleuropa besitzt der Ah-Horizont einen Humusgehalt von 2 bis 6 %. Im Zusammenhang mit den relativ hohen pH-Werten ergibt sich eine sehr gute Austauschkapazität. Durch den Ackerbau wird jedoch der Humusgehalt vermindert, und es kommt zu einer Aufhellung der Ackerkrume im A_h-Horizont. Die dunkle Färbung des Oberbodens führt zu einer raschen Erwärmung im Frühjahr, wodurch die Vegetationsperiode erhöht wird. Des Weiteren besitzen die Böden ein hohes Porenvolumen mit einem relativ hohen Anteil an Mittel- und Grobporen. Aus diesem Grund sind diese Böden sehr gut belüftet und gut durchwurzelbar. Zudem ist die Wasserspeicherkapazität hoch (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Auf Grund der genannten Eigenschaften besitzen Standorte mit diesem Bodentyp eine außerordentlich gute Eignung für den Ackerbau.

Rendzinen, Ranker und Regosole

Diese drei Böden stellen sehr junge Stadien der Bodenentwicklung dar. Sie weisen ein typisches A/C-Bodenprofil auf und sind meist an Steilhängen, in Kamm- und Kuppenlagen im Bergland auf Festgestein zu finden. Dort wird das Verwitterungsmaterial sehr schnell abgeführt, und es können sich keine mächtigen Böden entwickeln. Im Tiefland sind diese Böden eher auf neuzeitlichen Dünen oder Flugsandfeldern anzutreffen (SEEDORF & MEYER 1992).

Auf basenreichen und kalkhaltigen Ausgangsgesteinen entwickelt sich die Rendzina. Das Gegenstück bildet auf sauren und kalkfreien Festgesteinen der Ranker. Auf saurem und kalkfreiem Lockergestein entsteht der Regosol (SEEDORF & MEYER 1992).

Der Wurzelraum dieser Böden ist begrenzt. Auch die Bodenbearbeitung kann sich durch einen hohen Skelettanteil schwierig gestalten. Aus diesem Grund und der häufigen Hanglage dieser Böden werden diese Standorte meist fortwirtschaftlich genutzt. Allerdings ist auch eine Grünlandnutzung möglich. Obwohl die Rendzina im Vergleich zum Ranker und zum Regosol über gute physikalische und chemische Eigenschaften verfügt, wird sie nur bei einer höheren Mächtigkeit in ebenen Lagen ackerbaulich genutzt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Pseudogley

Der Pseudogley ist durch redoximorphe Merkmale charakterisiert, die durch Stauwassereinfluss hervorgerufen werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Pseudogleye sind in Niedersachsen weit verbreitet, wie zum Beispiel bei Standorten über Geschiebemergel (Grundmoränen) oder Verbreitungsgebieten des Löss neben Parabraunerden.

Die Nutzung beschränkt sich meist auf Grünland oder Forstwirtschaft. Die ackerbauliche Nutzung ist durch anhaltende Frühjahrsvernässung eingeschränkt, ist jedoch von der Tiefe des Stauwassereinflusses abhängig. Im Sommer können Trockenschäden auftreten, da sich die meisten Wurzeln im Oberboden befinden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

5.2.2 Semiterrestrische Böden

Gleye

Gleye entstehen aus einer starken Beeinflussung durch das Grundwasser und gehören so der Klasse der semiterrestrischen Böden an. Gleye sind hoch variabel in ihrer Ausprägung, diese hängt stark vom Ausgangsgestein, Einzugsgebiet und vom Rhythmus und Ausmaß der Grundwasserschwankung ab (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Durch eine niedrigere Sättigung an Sauerstoff durch Vernässung wird die Verweildauer von organischer Bodensubstanz erhöht (s. Kap. 3.2). Bei einem sehr hohen Grundwasserspiegel, der auch den Ah-Horizont beeinflusst, bildet sich ein Nassgley. Durch die hohe Vernässung des Ah-Horizonts können sich dort hohe Humusgehalte einstellen. Bei sehr hohen Humusgehalten zwischen 15 und 30 % wird dieser Bodentyp zum Anmoorgley. Der Moorgley weist im Oberboden Humusgehalte über 30 % auf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Die Nutzung dieses Bodens hängt stark von der Dauer und der Intensität der Vernässung ab. Bei einem hohen Grundwasserstand ist eine Ackernutzung kaum möglich. Auf diesen Standorten wird Grünland- oder Forstwirtschaft mit dem Anbau von Baumarten mit hohem Wasserverbrauch (Pappeln, Eschen, Erlen usw.) betrieben. Durch eine Dränierung oder eine Grabenentwässerung ist jedoch auf stark

vernässten Böden auch Ackerbau möglich (SEEDORF & MEYER 1992, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Marschen

Marschen sind in Tidalbereichen von Meeren oder Flüssen entstanden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Durch natürliche Transgression, jedoch zum größten Teil durch menschliche Landgewinnung, wird Marschenschlick angereichert. Das Substrat der Böden besteht meist aus einer wechselnden Zusammensetzung, je nach Sedimentationsbedingung. Die Zusammensetzung reicht von sehr tonigen bis sandigen Bestandteilen. Dazu existieren tonhaltige und organische Beimengungen. Der Humusgehalt kann bis zu 15 % betragen (SEEDORF & MEYER 1992).

Die Marschen werden nach ihrer Entwicklungsstufe unterschieden. Sie reicht von der Salz-Rohmarsch bis zur Kalkmarsch über die Kleimarsch und Knickmarsch. Außerdem existieren noch Sonderarten wie die Organomarsch, die einen hohen Gehalt an organischer Substanz aufweist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Die Nutzung der Marschen hängt von ihrer Entwicklungsstufe ab. So werden Rohmarschen nur zur Schafbeweidung genutzt. Junge Kalkmarschen hingegen sind gute Ackerstandorte und bringen hohe Erträge. Auch die entkalkten Kleimarschen können gute Erträge bringen. Die Knickmarschen hingegen sind meistens auf Grund des hohen Meliorationsaufwandes nur bedingt als Ackerstandort nutzbar. Hier wird eine Grünlandwirtschaft bevorzugt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Vega

Der Bodentyp Vega entsteht aus tonig-schluffigem, aufgeschwemmtem Sediment, das reich an Nährstoffen und organischem Material ist und im Überflutungsbereich der Talauen akkumuliert wurde. Durch die Flussregulierung ist heute kaum eine aktive Bildung dieses Bodentyps mehr zu verzeichnen, sodass sich die Rohauenböden in Niedersachsen durch Verbraunung zur Vega entwickelt haben (SEEDORF & MEYER 1992).

Durch die differenzierten, ständig wechselnden Ablagebedingungen unterscheiden sich die Böden stark untereinander. Sie sind verschieden geschichtet, und die Korngrößenzusammensetzung variiert relativ stark im Profil.

Die Auenböden sind jedoch im Allgemeinen gut belüftet, da sie eine hohe Wasserleitfähigkeit besitzen. Durch das häufig lehmige Substrat verfügen Vegen oft über eine hohe nutzbare Feldkapazität. Zudem sind sie nährstoffreich und weisen hohe Kalkgehalte auf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Die Nutzung wird jedoch eher vom Grundwasserstand und von der Überflutungsgefahr beeinflusst. So werden die Standorte entweder ackerbaulich oder als Grünland genutzt (SEEDORF & MEYER 1992).

5.2.3 Moorböden

Moorböden werden der Klasse der subhydri-schen Böden zugeordnet. Im Gegensatz zu den mineralischen Böden bestehen Moorböden aus organischem Material. Die Torfhorizonte sind oft mehrere Meter mächtig und weisen einen Humusgehalt von mindestens 30 % auf. Dieser liegt jedoch meist deutlich höher (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Moore werden in Nieder- und Hochmoore unterschieden. Niedermoore haben sich durch Grundwassereinfluss gebildet; Hochmoore dagegen sind unabhängig vom Grundwasser entstanden.

Für die Landwirtschaft ertragfähige Böden sind nur auf Niedermoor-torfen und auf Weißtorfen aus Hochmooren gegeben. Sie werden bevorzugt als Grünland genutzt. Allerdings ist der landwirtschaftliche Nutzwert stark vom Wasserhaushalt, von den verfügbaren Pflanzennährstoffen und dem Zersetzungsgrad des Torfes abhängig. Durch Drainierung kann der Wasserhaushalt so reguliert werden, dass auch Ackernutzung möglich ist. Der Verlust an Torf ist jedoch sehr hoch. Nach langen Trockenperioden erhöht sich der Verlust, die Erosion steigt und die Wiederbenetzbarkeit ist bei trockenen Torfen sehr gering. Aus diesem Grund entwickelten sich verschiedene Meliorationsverfahren wie die Sanddeckkultur oder die Sandmischkultur (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010, SEEDORF & MEYER 1992).

5.2.4 Anthropogene Böden

Als anthropogene Böden oder Kultosole werden Böden bezeichnet, in denen der ursprüngliche Bodentyp oder das gesamte Profil durch den Menschen geformt wurde (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Treposole

Zur Klasse der anthropogenen Böden gehören auch die meliorierten Moore (s. Kap. 5.2.3). Diese werden auch als Treposole oder Tiefenumbruchböden bezeichnet. Der unter den Mooren lagernde Sand wird an die Oberfläche gefördert, und es entsteht eine Schrägbalkenschichtung aus einer wechselnden Abfolge von Torf und Sand, wodurch der Wasser- und Lufthaushalt verbessert wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Tiefenumbruchböden sind in ganz Niedersachsen auf alten Moorflächen zu finden.

Plaggenesch

Ein weiterer Kultosol, der in Niedersachsen recht häufig anzutreffen ist, ist der Plaggenesch, der durch die Plaggendüngung über ein höheres Nutzwasser- und Nährstoffbindungsvermögen verfügt. Diese Methode wurde über viele Jahrhunderte auf den sandigen und nährstoffarmen Böden der Geest angewandt. Die häufigste Verbreitung liegt im nordwestlichen Niedersachsen (SEEDORF & MEYER 1992). Die Ausgangsbodentypen sind hauptsächlich Podsole, aber auch Braunerden und weniger selten Parabraunerden, Gleye, Marschen oder Moore (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Die Methode der Plaggendüngung sieht vor, die ersten humosen und durchwurzelten Zentimeter des Oberbodens auszustechen, um diese Plaggen dann in den Viehställen als Einstreu zu verwenden. Nach der Versetzung der Plaggen mit Dung, Stallmist und anderen organischen Abfällen werden sie wieder auf die Äcker aufgebracht und untergemischt. Es entsteht ein Boden mit verbesserten physikalischen und chemischen Eigenschaften (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Kolluvisol

Ein weiterer anthropogener Bodentyp, der häufig in Niedersachsen auftritt, ist der Kolluvisol. Dieser Boden entsteht durch die Anreicherung von humosem Material, das durch erosive Prozesse umgelagert wurde. Durch die Herkunft der Sedimente aus der Landwirtschaft besitzt dieser Bodentyp einen relativ hohen Vorrat an Nährstoffen. Kolluvisole sind in ganz Niedersachsen zu finden und treten vermehrt an Hangfüßen, in Senken oder kleineren Tälern auf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

5.3 Klima

Das Klima Niedersachsens ist maritim geprägt. Allerdings sind im Osten Einflüsse des kontinentalen Klimas zu verzeichnen. Durch die nachbarliche Lage zur Nordsee werden mit den vorherrschenden Westwinden feuchte Luftmassen antransportiert. Dies führt zu ganzjährigen Niederschlägen in ganz Niedersachsen. Durch die ausgleichende Wirkung des Meerwassers entstehen milde Winter und verhältnismäßig kühle, regnerische Sommer (SEEDORF & MEYER 1992). Die Niederschlagsverteilung kann in Niedersachsen recht differenziert auftreten. Während in Emden im Nordwesten Niedersachsens hohe Niederschläge mit einer durchschnittlichen jährlichen Summe von 788 mm gemessen werden, liegt dieser Wert in Lüchow im Osten Niedersachsens bei 545 mm pro Jahr. Die höchsten Niederschläge werden jedoch im Harz erreicht. Dort können Niederschläge um 1 300 mm bei Clausthal auftreten. Die Temperatur unterscheidet sich im West-Ost-Vergleich kaum. Hier wird eine Differenz der mittleren Jahrestemperatur von 1 °C zwischen Emden und Lüchow erreicht (DWD 2013).

6 Konzept der Arbeit

Das Konzept der Arbeit beruht auf mehreren Arbeitsschritten.

Anfangs wurden auf der Grundlage der notwendigen Differenzierungsmerkmale ein Mindestdatensatz definiert und die entsprechenden Daten aus dem NIBIS extrahiert. Im nächsten Schritt wurden die Datenfeldinhalte des Labordatensatzes und der Leitprofile der Bodenübersichtskarte 1 : 50 000 (BÜK50) miteinander harmonisiert.

Im Anschluss erfolgte eine Zuweisung der Kohlenstoffgehalte aus den gemessenen Labordaten des NIBIS zu den Horizonten der Leitprofile über die bestimmten Differenzierungsmerkmale. Anschließend wurden daraus statistische Werte berechnet.

Um eine Einschätzung der Genauigkeit der prognostizierten Werte zu bekommen, wurde eine Validierung der Mittelwerte auf Grundlage der Daten der Dauerbeobachtungsflächen (BDF) des LBEG durchgeführt.

Zur Berechnung der Vorräte für die Leitprofile erfolgte eine Herleitung der Skelettgehalte und der Lagerungsdichten. Anschließend wurden die Werte für die Lagerungsdichten auch am Datensatz der BDF überprüft.

Zum Abschluss des ersten Teils wurden die Kohlenstoffvorräte für die Tiefenstufen 0–30 cm, 30–60 cm, 60–100 cm und 100–200 cm berechnet und anhand der regionalisierten Leitprofile den Flächeneinheiten der BÜK50 zugeordnet. Auf dieser Grundlage wurden die Kohlenstoffvorräte flächenhaft quantifiziert.

Im zweiten Teil der Arbeit wurden die Kohlenstoffveränderungen nach einem Landnutzungswechsel berechnet. Als Grundlage dafür dienten die zuvor regionalisierten Kohlenstoffvorräte, korrigiert über die Verschneidung mit aktuellen Landnutzungsinformationen, und eine Veröffentlichung von POEPLAU et al. (2011), in der Carbon Response Functions für Landnutzungswechsel abgeleitet wurden.

Auf dieser Grundlage erfolgt eine Berechnung der potenziellen CO₂-Emissionen, verursacht durch Grünlandumbrüche, und wie diese sich nach einem Grünlandumbruchsverbot verändern würden. Im Anschluss werden die Speicherungspotenziale bei einem Landnutzungswechsel von Ackerland zu Grünland berechnet.

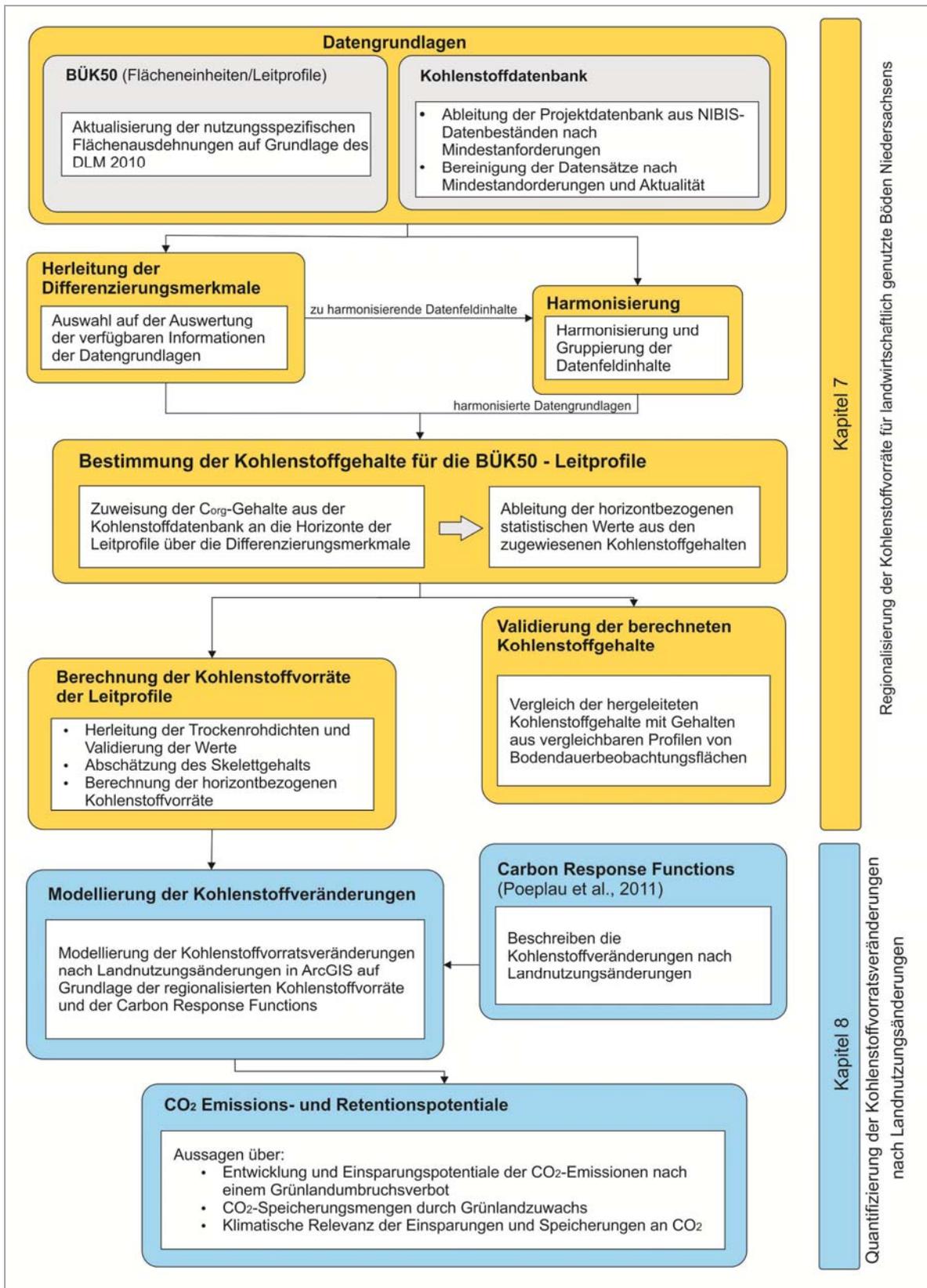


Abb. 2: Konzeptmodell der Arbeit.

7 Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte für landwirtschaftlich genutzte Böden Niedersachsens

Die Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte für landwirtschaftlich genutzte Böden Niedersachsens erfolgt über eine Verbindung von gemessenen Kohlenstoffgehalten, die aus den Labor- und Profildaten des NIBIS zusammengestellt wurden, und der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 50 000. Die Karte umfaßt ca. 90 500 verschiedene Flächeneinheiten. Jeder Flächeneinheit ist ein Leitprofil zugeordnet, das den charakteristischen Aufbau des dort anliegenden Bodentyps zeigt. Um die aktuelle Landnutzung wiederzugeben, wurde die BÜK50 mit dem Basis-digitalen Landschaftsmodell (DLM) von 2010 des Amtlich Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) und Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) verknüpft. Über die Zuweisung von Kohlenstoffgehalten zu den Horizonten kann auf den Kohlenstoffvorrat geschlossen werden. Auf diese Weise entstand eine großflächige Abschätzung der Kohlenstoffvorräte auf einem mittleren Planungsmaßstab.

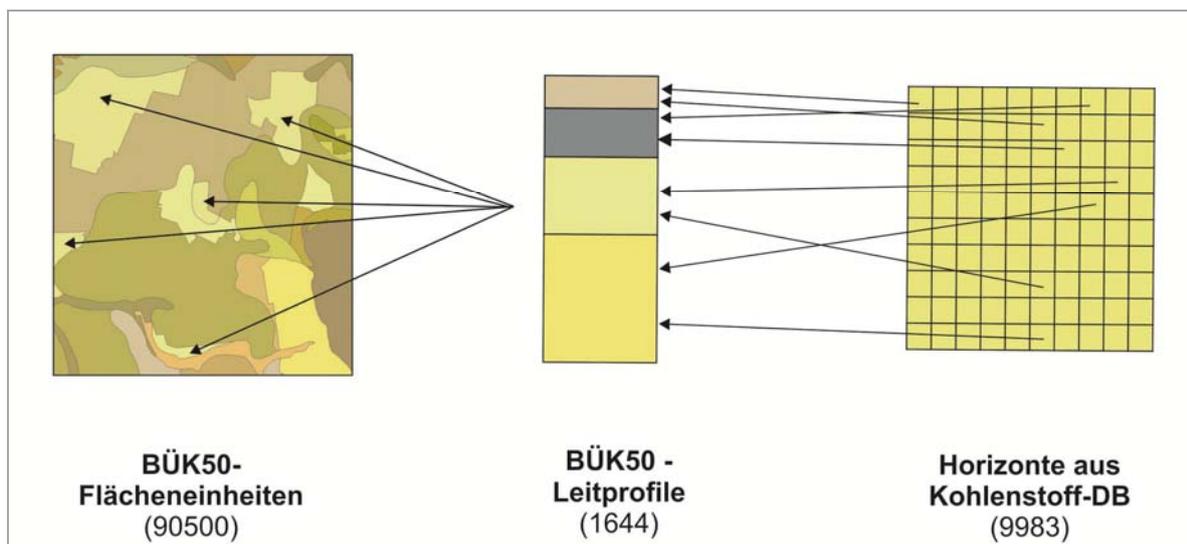


Abb. 3: Detailkonzept zur Herleitung der Kohlenstoffvorräte für landwirtschaftlich genutzte Böden Niedersachsens.

7.1 Datengrundlagen

7.1.1 Bodenübersichtskarte 1 : 50 000 und Leitprofile

Die BÜK50 und ihre Leitprofile bilden die Grundlage für die Berechnung und die Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte. Die BÜK50 stammt aus dem Jahr 2004 und wird seit vielen Jahren für Fragestellungen des Bodenschutzes im mittleren Planungsmaßstab eingesetzt, da sie als erste Karte vollständig digital zur Verfügung stand (BOESS et al. 2004). Insgesamt ist die BÜK50 durch eine systematische Auswertung von verschiedenen bodenkundlich relevanten Datengrundlagen entstanden (BOESS et al. 2004). Sie ist deshalb keine rein auf Kartierungen beruhende Karte. Die Nutzungsdifferenzierung basiert auf der Datengrundlage des DLM im Maßstab 1 : 25 000 des Basis-ATKIS.

Die BÜK50 besteht aus ca. 90 500 Flächeneinheiten. Den einzelnen Flächeneinheiten sind Informationen zu Nutzung, Bodentyp, Genese des Bodens und auch ein Schätzwert zur Bodenart hinterlegt. Jedoch kann auf dieser Grundlage nicht weiter in die Tiefe differenziert werden, was für die Ausweisung von Kohlenstoffvorräten zwingend notwendig ist. Dazu sind den Flächeneinheiten der BÜK50 Leitprofile hinterlegt. Diese stellen die Dimension der Tiefe der Flächeneinheiten dar. Die Leitprofile sind in Horizonte gegliedert. Den einzelnen Horizonten sind weitere tiefenbezogene Informationen wie Textur, Lagerungsdichte, Skelettgehalt und die Lagetiefe des Horizontes hinterlegt (s. Tab. 1). Die 1 644 Leitprofile stellen idealtypische Profile zu den Bodentypen der Flächeneinheiten dar.

Tab. 1: Datensatzstruktur der BÜK50-Leitprofile.

| BÜK50-Leitprofile | | |
|---------------------|---|---|
| Profilnummer | obere Horizonttiefe [cm] | Bodentyp |
| Horizontnummer | untere Horizonttiefe [cm] | Geogenese |
| Horizontbezeichnung | Bodenart | Bodenarttyp |
| Nutzung | Skelettgehalt in Gemengeanteilsklassen | geschätzte Lagerungsdichte in Lagerungsdichteklassen |

7.1.2 AKTIS-Basis-DLM und InVekoS-Daten

Die nutzungsdifferenzierte BÜK50 wurde im Jahr 2004 erstellt. Für die Differenzierung der Nutzung wurden bereits ATKIS-Daten herangezogen. Die Objektarten des ATKIS-Katalogs wurden dabei priorisiert in übergeordnete Gruppen zusammengefasst. In der BÜK50 werden nur die Nutzungskategorien Acker, Forst und Grünland ausgewiesen. Dabei wurden neben landwirtschaftlich genutzten Grünlandflächen auch Flächen in die Grünlandkategorie einsortiert, die keiner der anderen Kategorien zugeordnet werden konnten, wie zum Beispiel „Heide“, „Grünanlage“ oder „Sportplatz“. Dies erfolgte mit dem Ziel, alle Flächen bodenkundlich zuordnen zu können.

Die gegenwärtig landwirtschaftlich genutzte Fläche wurde mit Hilfe des aktuellen ATKIS-Basis-DLM von 2010 ermittelt, indem dieses mit der BÜK50 verschnitten wurde. Über die

ATKIS-Objektarten konnten so Wirtschaftsgrünland, Ackerflächen und nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen getrennt ausgewiesen werden. Daraus resultierte eine landwirtschaftlich genutzte Fläche von 2 648 000 ha, auf der die Darstellung der Kohlenstoffvorräte beruht. Durch die Begrenzung der BÜK50 auf Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung reduziert sich die Anzahl der Profile auf 1 152 mit 4 538 Horizonten.

Die ermittelte landwirtschaftliche Fläche entspricht in etwa den aktuellen Daten des LSKN (LSKN 2011). Jedoch ist die hier hergeleitete Fläche etwas größer, wobei der Grünlandanteil mit 28 % etwa dem der Daten des LSKN entspricht. Die Unterschiede können durch die unterschiedliche Ableitung der Daten erklärt werden. Die Zahlen des LSKN werden statistisch aus gemeldeten Flächen berechnet. Die ATKIS-Daten werden auf Grundlage von analogen Karten und digitalen Orthophotos hergeleitet.

Für eine genauere Ermittlung der Fläche des Wirtschaftsrücklands für die Berechnung der niedersachsenweiten Kohlenstoffgesamtstände und der CO₂-Emissionen nach Grünlandumbrüchen wurden die abgeleiteten Landnutzungsdaten zusätzlich mit den Feldblockdaten des InVeKoS verschnitten. Der Flächenanteil des Grünlands in Mischfeldblöcken wurde im Vorfeld zudem entsprechend korrigiert.

In der Zentralen InVeKoS-Datenbank erfolgt die Verwaltung der Zahlungsansprüche im Rahmen der EU-Betriebsprämienregelung in Deutschland. Hierbei kann die landwirtschaftlich genutzte Gesamtfläche unterschätzt werden, da Flächen, die nicht für Direktzahlungen gemeldet werden, auch nicht erfasst werden (NITSCH, OSTERBURG & ROGGENDORF 2009).

7.1.3 Kohlenstoffdaten aus der NIBIS-Labordatenbank

Daten zu den Kohlenstoffkonzentrationen in den Böden Niedersachsens wurden aus den Datenbeständen der Labordatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) exportiert. Durch eine Verknüpfung der

Profildatenbank des NIBIS über die Profilnummer und die Probenahmetiefe mit der Labordatenbank konnten ca. 27 000 Daten zu Kohlenstoffkonzentrationen mit Profil- und Horizontinformationen in einer Projektdatenbank zusammengestellt werden.

Ergänzend zum Kohlenstoffgehalt müssen zu den Daten zusätzlich Mindestinformationen vorliegen (s. Tab. 2). Diese sind notwendig, um eine Datengrundlage für die spätere Zuweisung der Kohlenstoffgehalte an die BÜK50-Leitprofilhorizonte zu haben.

Im Fall einer Mehrfachbeprobung innerhalb eines Horizonts oder einer zeitlich wiederholten Beprobung wurde eine Bereinigung des Datensatzes vorgenommen. Bei chronologischer Mehrfachbeprobung wurden die jüngsten Analyseergebnisse herangezogen. Lag ein Horizont in mehrere Proben unterteilt vor, wurde ein repräsentativer Wert ausgewählt, oder die Ergebnisse wurden komplett verworfen. Auf diese Weise ist eine Projektdatenbank entstanden, in der zu 9 764 Kohlenstoffanalysewerten eine ausführliche und lagegetreue Profil- und Horizontbeschreibung vorhanden ist.

Tab. 2: Struktur und Mindestanforderungen an die Datensätze der zusammengestellten Projektdatenbank aus den NIBIS-Datenbeständen.

| Projektdatenbank | | | |
|------------------|-----------------------------|---------------------------|-----------------------|
| Seriennummer | Rechtswert | obere Horizonttiefe [cm] | Bodentyp |
| Profilnummer | Hochwert | untere Horizonttiefe [cm] | Bodenart |
| Probenummer | obere Probenahmetiefe [cm] | Horizontbezeichnung | Analysedatum |
| Horizontnummer | untere Probenahmetiefe [cm] | Nutzung | Kohlenstoffgehalt [%] |

7.2 Herleitung der Differenzierungsmerkmale

Um die Kohlenstoffgehalte aus der Projektdatenbank mit den Leitprofilhorizonten verbinden zu können, müssen Differenzierungsmerkmale hergeleitet werden, die bestimmen, wann ein Kohlenstoffgehalt aus der Labordatenbank einem Leitprofilhorizont zugeordnet wird. Die Differenzierungsmerkmale setzen sich aus den relevanten Einflussfaktoren und den verfügbaren Informationen der Datengrundlagen zusammen.

Viele Einflussfaktoren können aus der Bezeichnung des Bodentyps und der Horizonte abgeleitet werden. Durch die genetische Klassifikationssystematik der bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) kann mittels der Bodentypenbezeichnungen direkt auf die Genese des Bodens geschlossen werden, die einen direkten Einfluss auf den Kohlenstoffgehalt hat. So unterscheiden sich zum Beispiel die Kohlenstoffgehalte aus der Kohlenstoffdatenbank im Oberboden zwischen terrestrischen Böden (nach KA5) und Marschen signifikant voneinander (s. Abb. 4). Die Marschen sind nicht durch eine Bodenbildung im Rahmen der Verwitterung des Ausgangsgesteins entstanden, sondern durch die Sedimentation von kohlenstoffreichen Materialien im Litoralbereich. Aus diesem Grund sind in den Marschen tendenziell eher höhere Gehalte an organischer Substanz zu finden.

Einer der größten Einflussfaktoren auf den Kohlenstoffgehalt in Böden ist die Vernässung (s. Kap. 3.2). Durch die Hauptsymbole G und S in den Horizontbezeichnungen kann der

Grund- bzw. Stauwassereinfluss hergeleitet werden. In Zusammenhang mit den Zusatzsymbolen kann auch der Grad der Vernässung abgeleitet werden. Bei einem Gr-Horizont kann von einer nahezu ganzjährigen und vollständigen Vernässung ausgegangen werden. Der Go-Horizont ist im Grundwasserschwankungsbereich entstanden. Eine zeitweise höhere Sättigung an Sauerstoff gegenüber dem Gr-Horizont ist über längere Zeiträume existent. Durch die geringere Verfügbarkeit von Sauerstoff kann die organische Substanz schlechter abgebaut werden, und die Verweilzeit wird erhöht. Dies führt zu einem höheren Gleichgewichtsniveau an Kohlenstoff bei Gr-Horizonten. Eine Auswertung der Kohlenstoffdatenbank führte zu dem Ergebnis, dass sich bei einem Niveau von 0,05 die Mittelwerte von Gr- und Go-Horizonten signifikant voneinander unterscheiden. Die Mittelwerte betragen in einer Tiefe von 60 bis 100 cm unter Ackernutzung für Go-Horizonte 0,34 % und für Gr-Horizonte 0,87 %. Dies zeigt, dass Bodentypen mit den dazugehörigen Horizonten ein essentielles Differenzierungsmerkmal darstellen. Die genetisch abgeleiteten Einheiten spiegeln wichtige Einflussfaktoren des Kohlenstoffgehalts wider. Als weiteres Differenzierungsmerkmal wurde die Bodenart hinzugezogen. Die Bodenart hat Einfluss auf viele Bodeneigenschaften, wie die Gefügeausbildung und das Porenvolumen, und damit auch auf die Wasserspeicher- und Wasserleitfähigkeit. Auch das Nährstoff- und Schadstoffspeichervermögen wird durch die Textur gesteuert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). All diese Eigenschaften wirken sich auch direkt und indirekt auf den Kohlenstoffgehalt aus.

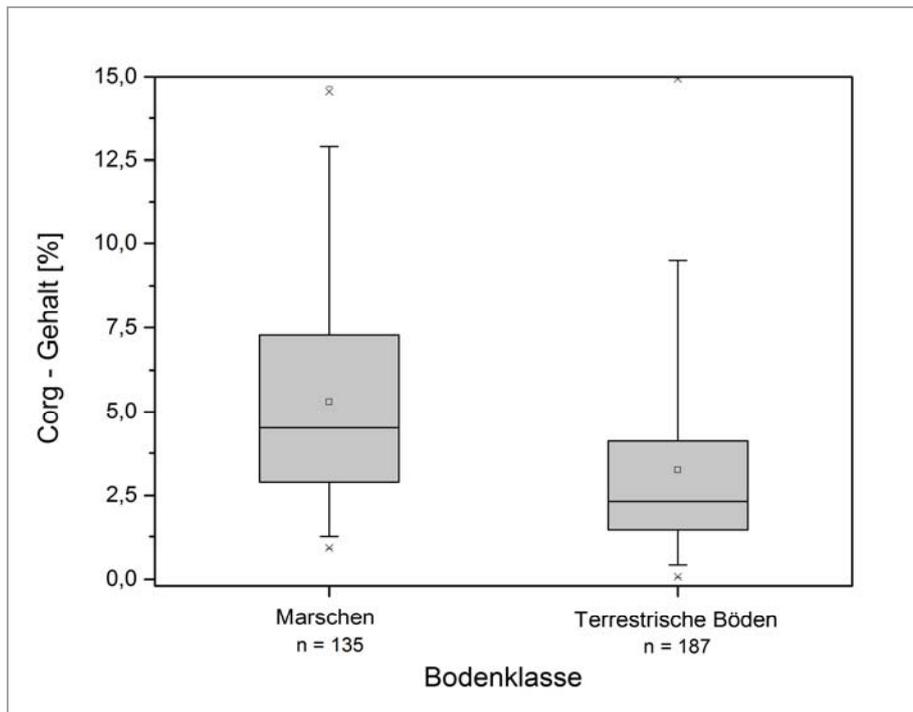


Abb. 4: Vergleich der Kohlenstoffgehalte von Oberböden zwischen Marschen und terrestrischen Böden.

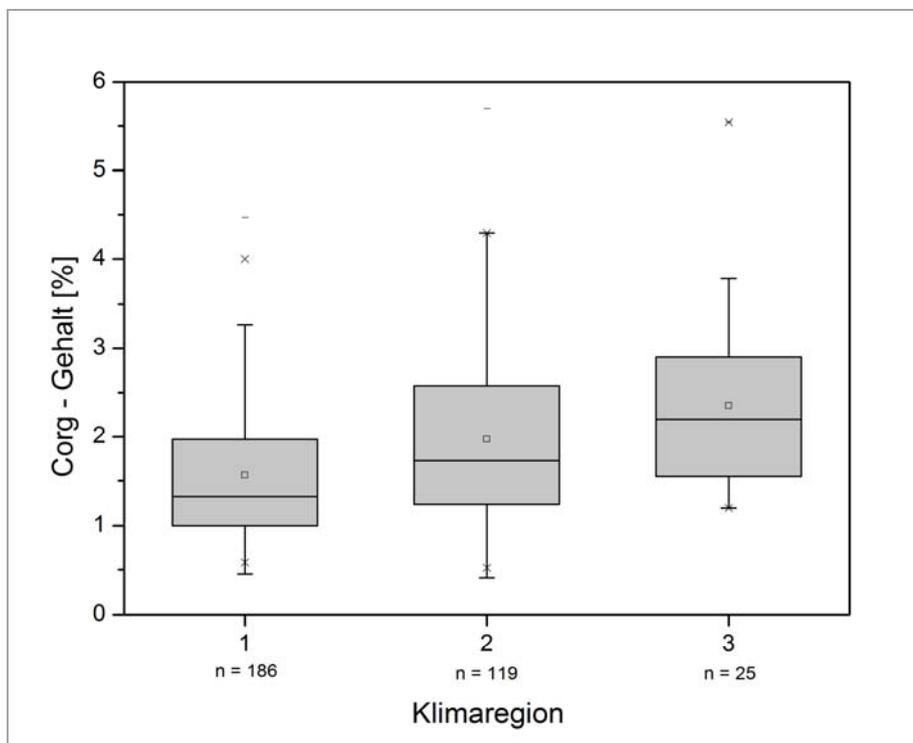
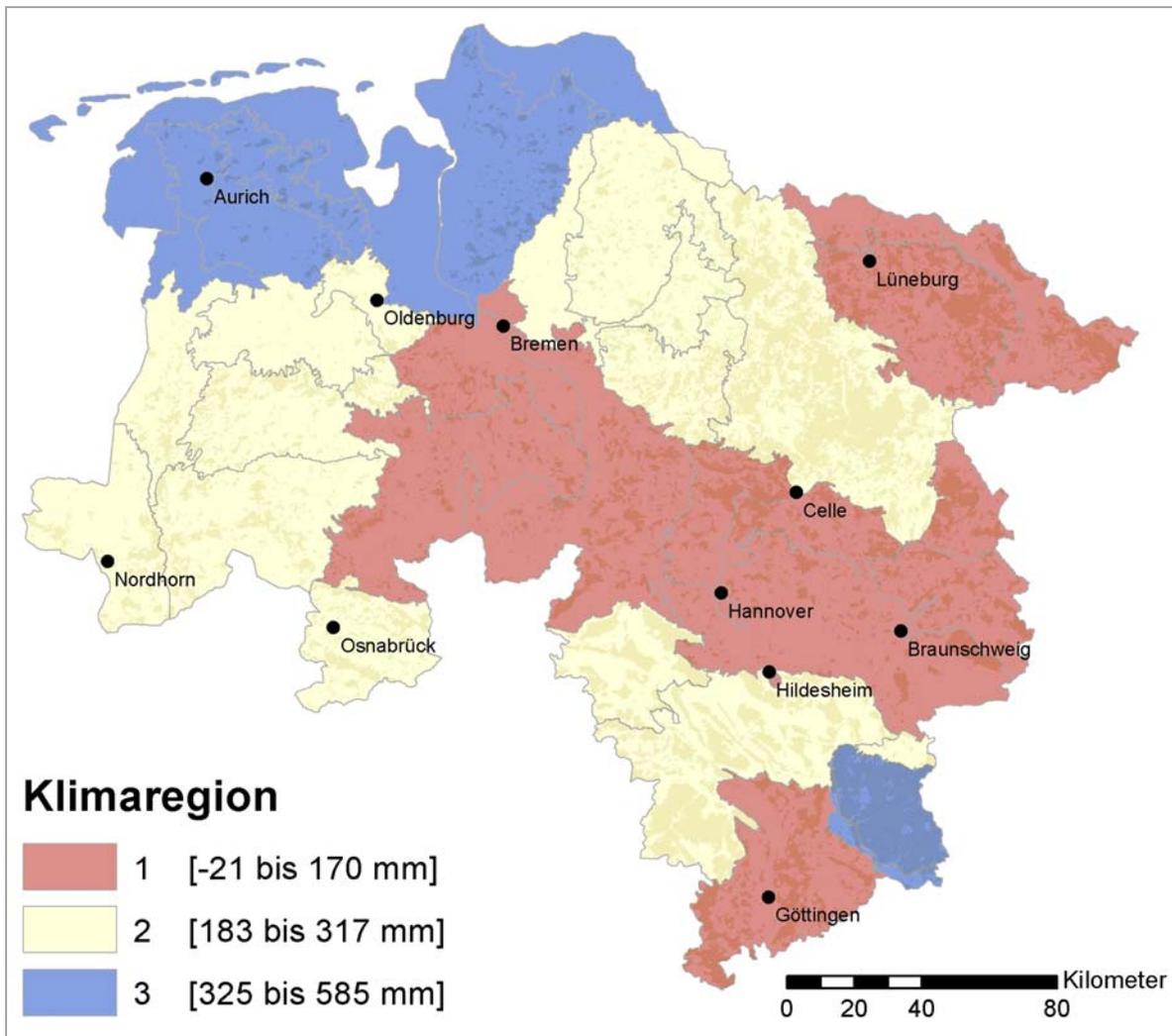


Abb. 5: Vergleich von Ap-Horizonten von terrestrischen Böden auf sandigem Substrat zwischen den Klimaregionen.



Karte 1: Klimatische Differenzierung Niedersachsens in drei Klimaregionen nach der jährlichen Summe der Monatsmittel der klimatischen Wasserbilanz auf der Ebene von 38 Klimastationen.

Wie in Kapitel 3.2 beschrieben wird, kann eine positive Korrelation des Niederschlages mit dem C_{org} -Gehalt beobachtet werden. Auch die Temperatur hat einen Einfluss auf die Vegetation und auf die biologische Aktivität im Boden und somit auch einen Einfluss auf den Gehalt an organischer Substanz. Daher ist es notwendig, diese beiden Faktoren in die Berechnung einfließen zu lassen. Dazu wurde eine Klimaregionalisierung der Datensätze der Kohlenstoffdatenbank und der Leitprofile durchgeführt. Die Basis für die Klimaregionalisierung bilden 38 Klimastationen in Niedersachsen. Zu diesen Klimastationen sind langjährige Monatsmittel zu allen relevanten Klimadaten aus dem Zeitraum von 1960 bis 1990 vorhanden.

Für die Klimaregionalisierung wurde die jährliche Summe der Monatsmittel der klimatischen Wasserbilanz für jede Klimastation gebildet. Auf diese Weise erfolgt eine Differenzierung nach Niederschlag und Temperatur. Es zeigt sich eine nicht unerhebliche klimatische Differenzierung in Niedersachsen. Die Werte für die Summe der monatlichen klimatischen Wasserbilanz für das ganze Jahr reichen von -21 bis +585 mm. Karte 1 zeigt auf dieser Grundlage die Aufteilung Niedersachsens in drei Klimaregionen.

Die Datensätze beider Datenbanken wurden im nächsten Schritt in ArcGIS mit den Klimaregionen verschnitten. Während bei den Datensätzen der Kohlenstoff-Projektdatenbank jeder

Probe jeweils eine Klimaregion zugeteilt werden konnte, ist die Zuteilung der Leitprofile jedoch schwieriger. Hier können einem Leitprofil mehrere Flächeneinheiten zugewiesen sein, die in verschiedenen Klimaregionen liegen. Die Zuordnung der Flächeneinheiten zu den Leitprofilen wurde auf Grundlage der Klimaregionen regionalisiert. Um die Konsistenz der Daten innerhalb der Klimazonen zu prüfen, wurden beispielhaft die Kohlenstoffgehalte in der Klimaregion 2 noch einmal in Ost und West aufgeteilt. Die Ergebnisse zeigen keine signifikanten Unterschiede der Kohlenstoffgehalte zwischen den beiden Regionen.

Eine Auswertung von 330 Ap-Horizonten auf sandigem Substrat von terrestrischen Böden unter Ackernutzung zeigte, dass sich die Mittelwerte der Klimaregion 1 zu den Klimaregionen 2 und 3 in einem Niveau von 0,05 signifikant voneinander unterscheiden (s. Abb. 5).

Der Unterschied zwischen Region 2 und 3 ist nicht signifikant, jedoch auch hier erkennbar. Hingegen konnten diese Unterschiede für die Bodenarten Schluff und Ton der Ap-Horizonte der terrestrischen Böden nicht nachgewiesen werden. Zwar kann auch bei einzelnen anderen Differenzierungsgruppen, so z. B. bei den Go-Horizonten der Gleye aus einer Tiefe von 50 bis 90 cm und schluffigem Substrat, ein signifikanter Unterschied zwischen der Klimaregion 1 mit 0,40 % C und der Klimaregion 2 mit 0,8 % C nachgewiesen werden, allerdings ist bei den meisten Differenzierungsgruppen kein Unterschied zwischen den Klimaregionen erkennbar. Dies ist auf die hohe Heterogenität des Datensatzes zurückzuführen, wodurch der Einfluss des Klimas auf den Kohlenstoffgehalt der Böden in Niedersachsen, bedingt durch die relativ geringen klimatischen Unterschiede in Niedersachsen, nicht nachgewiesen werden kann.

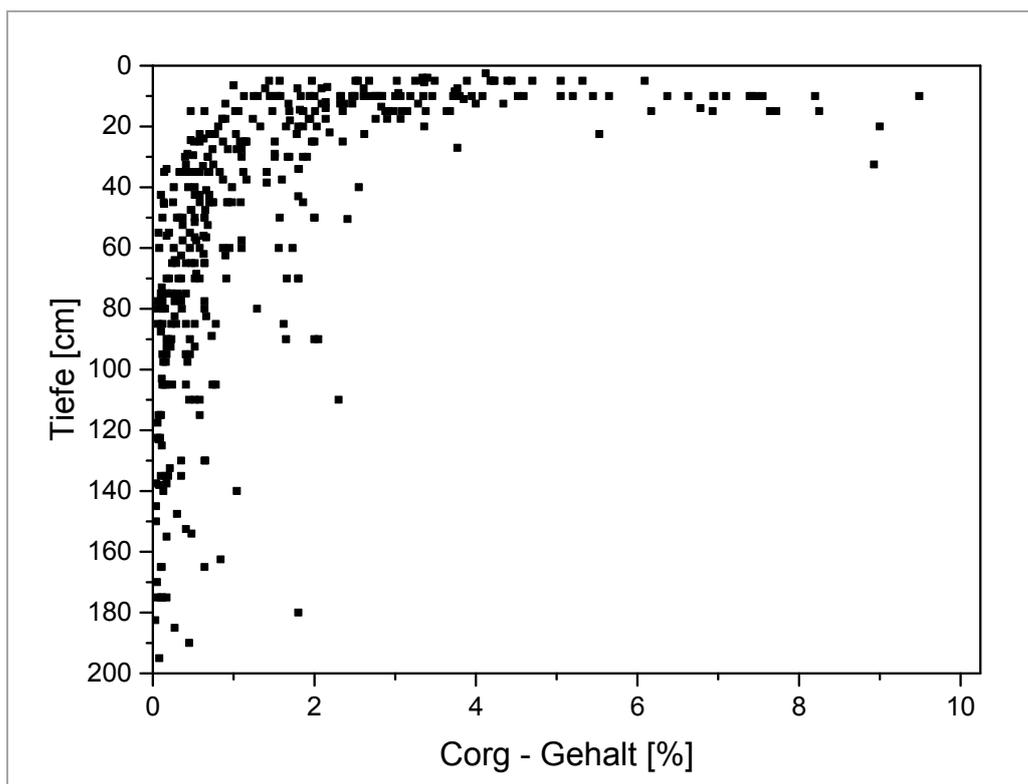


Abb. 6: Regression zwischen Tiefe [cm] und Kohlenstoffgehalt [%] von terrestrischen Böden unter Grünlandnutzung.

In mineralischen Böden stellt die Tiefe einen weiteren wichtigen Einflussfaktor auf den Kohlenstoffgehalt dar. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Kohlenstoffgehalte in terrestrischen Böden tendenziell ab (s. Abb. 6). In einzelnen Profilen kann dies jedoch auch abweichen. So können Anstiege zum Beispiel bei G- oder auch bei Bh-Horizonten im Profilverlauf beobachtet werden. Auch in Auenböden, Kolluvisolen, Podsolen und Marschböden gibt es Unterbodenhorizonte, die höhere Kohlenstoffgehalte aufweisen. Bei intakten Moorböden ist der Kohlenstoffgehalt in der Tiefe nahezu konstant. Bei kultivierten Mooren nimmt der Kohlenstoffgehalt mit der Tiefe in die noch vernässten Bereiche eher zu. Aus diesem Grund muss die Tiefe als Differenzierungskriterium mit berücksichtigt werden. Um die Tiefen der Leitprofilhorizonte und der Proben aus der

Kohlenstoffdatenbank vergleichen zu können, wird ein Mittelwert aus der oberen und unteren Tiefe gebildet, und nur Laboranalysen von Proben derselben Tiefenregion werden den Leitprofilhorizonten zugeordnet.

Um den Einfluss der Nutzung (s. Kap. 3.2) auf den Kohlenstoffgehalt im Boden aufzuzeigen, wurde eine statistische Auswertung von 712 Kohlenstoffgehalten von terrestrischen Böden in einer Tiefe von 20 bis 50 cm aus der Projektdatenbank durchgeführt. Wie in Abbildung 7 zu erkennen ist, liegen die Mittelwerte des Kohlenstoffgehaltes der Horizonte unter Grünlandnutzung höher als unter Ackernutzung. Die Unterschiede sind deutlich bei Ae-, Bhs- und Cv-Horizonten zu erkennen. Bei den Ae-Horizonten ist der Mittelwert des Kohlenstoffgehaltes unter Grünlandnutzung fast doppelt so hoch wie unter Ackerland.

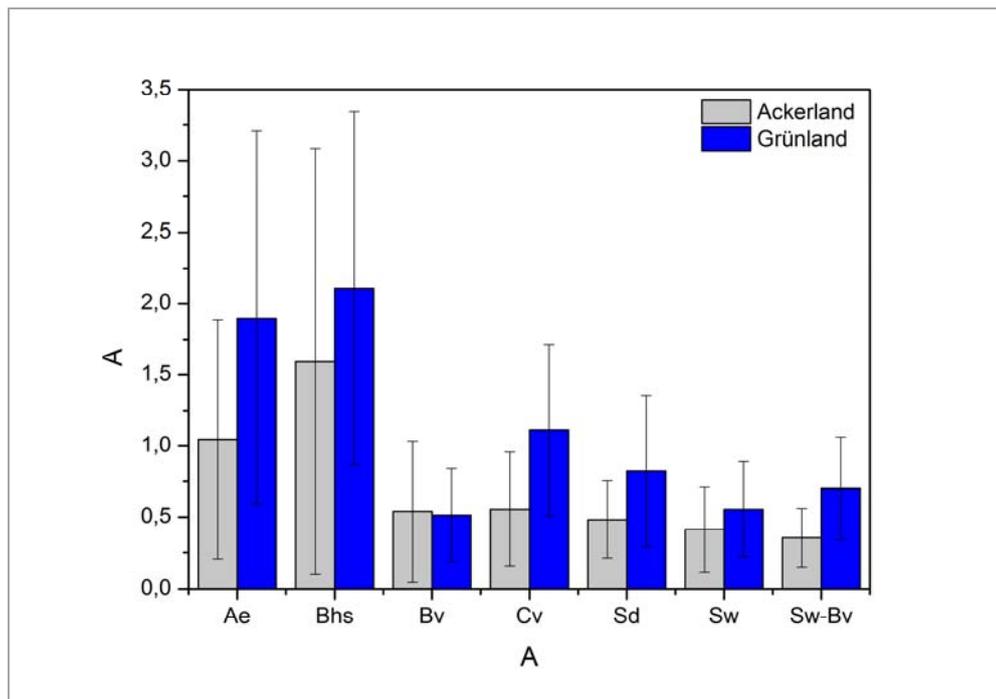


Abb. 7: Vergleich der mittleren Kohlenstoffgehalte von Horizonten der terrestrischen Böden in 20 bis 50 cm Tiefe zwischen Acker- und Grünland.

7.3 Datenharmonisierung

Unter der Datenharmonisierung ist eine Vereinheitlichung der Datenfeldinhalte der einzelnen Datensätze beider Datenbanken (Kohlenstoffdatenbank und BÜK50-Leitprofile) zu verstehen. Die Vereinheitlichung ist in dieser Arbeit besonders für die im späteren Verlauf folgende Zuordnung der gemessenen Gehalte der Kohlenstoffdatenbank zu den Leitprofilhorizonten notwendig. Die Zuordnungskriterien zwischen beiden Datenbanken werden durch die im vorherigen Kapitel hergeleiteten Differenzierungsmerkmale gestellt. Im Zuge der Vereinheitlichung der Inhalte der Datenfelder findet auch eine Gruppierung der Daten statt. Diese ist trotz der damit verbundenen Modellgeneralisierung und einem Verlust an Vorhersagegenauigkeit notwendig, um möglichst eine statistisch ausreichende Anzahl von Proben bei den einzelnen Differenzierungsmerkmalen vorweisen zu können.

7.3.1 Horizontbezeichnung

Die Harmonisierung der Horizontbezeichnungen stellt einen der wichtigsten Aspekte in der Harmonisierung der verwendeten Daten dar. In den BÜK50-Leitprofilen werden insgesamt 132 Horizontbezeichnungen verwendet. In den Labordaten sind es 441 verschiedene Horizontbezeichnungen. Im Hinblick auf den Einfluss auf den Kohlenstoffgehalt ist diese starke Differenzierung in vielen Fällen nicht notwendig, sodass Horizontbezeichnungen zusammengefasst werden können. Die Zusammenfassung wird auf beide Datensätze angewendet, um einheitliche Datenfeldinhalte zu erzielen.

Im ersten Schritt wurden die Leitprofilhorizonte bearbeitet. Hierbei handelt es sich um einen systematischen Datensatz, bei dem einzelne Horizontsubtypen bereits zusammengefasst vorliegen. Zum Beispiel werden h- und s-Zusatzsymbole bei B-Horizonten nicht getrennt vorgehalten. In den Horizontbezeichnungen der Leitprofile existiert lediglich ein Bhs-Horizont, der über mehrere Tiefenstufen aufgeteilt ist. Somit kann davon ausgegangen werden, dass im oberen Bhs-Horizont eine stärkere Humusakkumulation und im unteren Horizont eine stärkere Akkumulation mit Sesquioxiden stattgefunden hat. Im Gegensatz dazu sind in den Labordaten Horizontbezeichnungen wie Bhs, Bsh, Bs und Bh zu finden. Diese werden

nun als Bhs-Horizonte zusammengefasst, um eine Zuteilung zu den Leitprofilhorizonten zu ermöglichen.

Außerdem wurden weitere Horizonte mit ähnlichen Eigenschaften auf Basis von Expertenwissen zusammengefasst. Besonders berücksichtigt wurden Horizontbezeichnungen, die Hinweise auf pedogene Prozesse enthalten, die einen Einfluss auf den Kohlenstoffgehalt im Boden haben. So wurden Zusatzbezeichnungen, die Hinweise auf die Vernässung beschreiben, beibehalten. Dies ist zum Beispiel bei Sd-Bt-Horizonten der Fall. Andere Übergangs- und Verzahnungshorizonte mit mehreren Merkmalskriterien, die keinen direkten Einfluss auf den Kohlenstoffgehalt aufweisen, wurden hauptsächlich den letztgenannten Horizontbezeichnungen, auf denen das Hauptmerkmal nach KA5 liegt, zugeordnet.

7.3.2 Bodenart

Sowohl in der Kohlenstoffdatenbank als auch in den Daten der Leitprofile liegt die Charakterisierung der Bodenarten in der Untergruppe der Feinbodenarten nach KA5 vor. Die Feinbodenarten wurden in die Hauptgruppen der Bodenarten (S (Sand), L (Lehm), U (Schluff), T (Ton)) gruppiert. Zusätzlich wird zwischen Hochmoor- (HH) und Niedermoortorfen (HN) unterschieden. Für eine weitere Differenzierung nach Feinbodenarten ist der Umfang der Kohlenstoffdatenbank nicht ausreichend. Zudem wird eine weitere Differenzierung nur eine geringfügigere Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit mit sich bringen. Andere Merkmale besitzen einen höheren Einfluss auf den Kohlenstoffgehalt als die Bodenarten, wie auch die Ergebnisse zeigen.

7.3.3 Bodentypen

Die Aufteilung der Bodentypen geschah anhand pedogener Prozesse, die sich im Kohlenstoffgehalt niederschlagen und nicht schon durch die Horizontbezeichnungen differenziert werden (Abb. 9). So wird zum Beispiel zwischen terrestrischen Böden und Marschen unterschieden. Dort treten Unterschiede im Kohlenstoffgehalt bei gleichen Horizontbezeichnungen (z. B. Ah oder Go) auf. Jedoch muss nicht bei allen Bodentypen differenziert wer-

den. In der Bodenkategorie 1 werden annähernd alle terrestrischen Böden zusammengefasst. Wie in der Abbildung 8 zu erkennen ist, unterscheiden sich die Kohlenstoffgehalte der Ap-Horizonte von Parabraunerde, Pseudogley

und Braunerde bei gleicher Textur und in gleicher Klimaregion mit einem Niveau von 0,05 nicht signifikant voneinander, wobei sich die Mittel- und Medianwerte kaum voneinander unterscheiden.

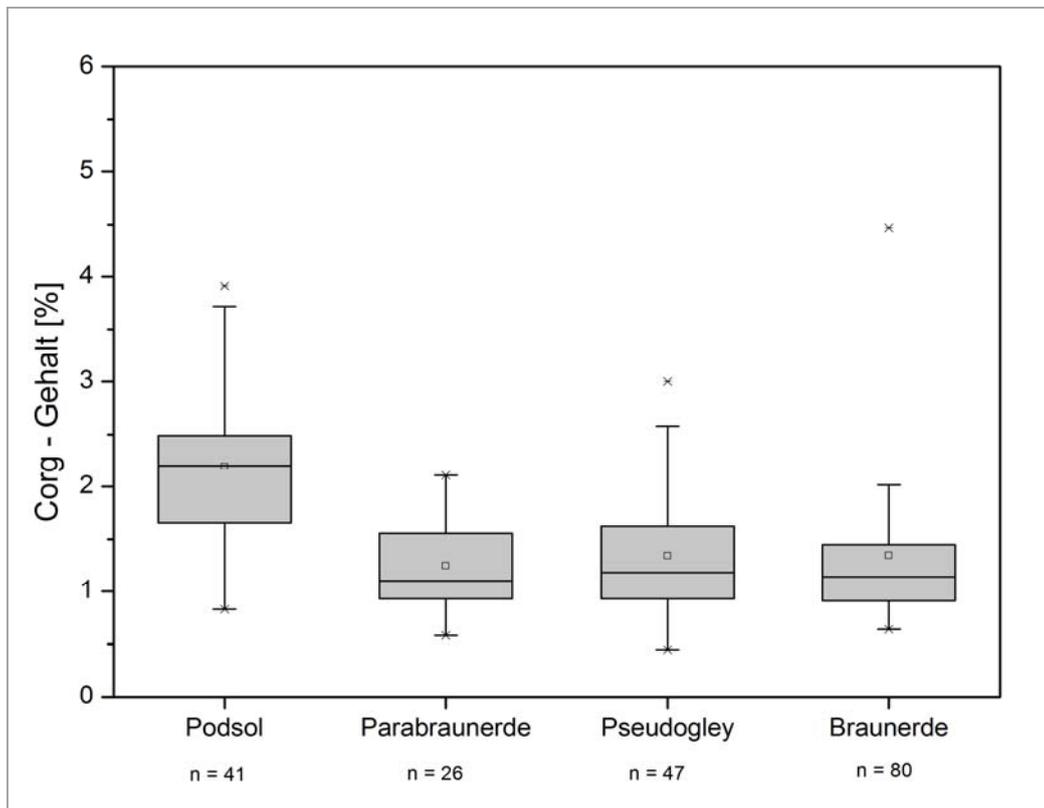


Abb. 8: Vergleich des Kohlenstoffgehaltes von Ap-Horizonten terrestrischer Böden aus sandigem Substrat in der Klimaregion 1.

Der Ap-Horizont von Podsolen besitzt hingegen im Mittel einen um 1 % höheren Gehalt im Vergleich zu den anderen Bodentypen. Dies könnte eine Folge der Untermischung des Bhs-Horizontes in den Ap-Horizont sein. Deswegen wurden Ap-Horizonte von Podsolen getrennt betrachtet.

Die Böden der Klassen 2 bis 7 wurden in einzelne Kategorien aufgeteilt, da dort angenommen werden kann, dass auch bei gleichen Horizontbezeichnungen durch die unterschiedliche Pedogenese differenzierte Kohlenstoffgehalte bei den einzelnen Bodentypen vorzufinden sind.

In der Kategorie 8 wurden Marschen und Moore zusammengefasst. Sie unterscheiden sich in ihrem Substrat und in ihrer Horizontbezeichnung. Jedoch treten sie des Öfteren zusammen in Niedersachsen auf. So sind Moore häufiger von Marschen unterlagert. In diesem Fall kann für die mineralischen Horizonte unter dem Moor auf das Datenkollektiv der Marschen zurückgegriffen werden.



Abb. 9: Bodentypenkategorien.

7.4 Zuweisung der horizontbezogenen Kohlenstoffgehalte an die Leitprofile der BÜK50

Im nächsten Schritt wurden die Kohlenstoffgehalte aus der Kohlenstoffdatenbank den Horizonten der BÜK50-Leitprofile zugeordnet. Die Datenbanken werden mittels Access-Abfrage miteinander verknüpft. Stimmen alle Differenzierungsmerkmale überein, werden die Kohlenstoffgehalte der Kohlenstoffdatenbank den Horizonten der Leitprofile zugeordnet. Auf diese Weise werden zwischen 1 und 384 einzelne Werte an die Horizonte der Leitprofile angehängt.

Im nächsten Schritt erfolgt eine Ausreißerbereinigung. Werte, die außerhalb des 1,5fachen des Interquartilabstandes ($Q_{75} - Q_{25}$) liegen, werden als Ausreißer identifiziert und entfernt. Die bereinigten Daten bilden die Grundlage für die Berechnung des Mittelwertes, des Medians, der Standardabweichung und des Variationskoeffizienten.

So können mit einer Grundgesamtheit (N) von 20 und größer 1 351 Horizonte beschrieben werden. Auf diese Weise kann allerdings keine

flächendeckende Aussage über die Kohlenstoffvorräte in Niedersachsen getroffen werden. Deshalb erfolgte eine stufenweise Entschärfung der verwendeten Differenzierungskriterien und der statistischen Vorgaben an die hergeleiteten Werte der BÜK50-Horizonte. Dabei wird eine entsprechende Generalisierung des Modells in Kauf genommen. Um nachverfolgen zu können, welche Differenzierungskriterien in die Abfrage einbezogen wurden und welche statistischen Merkmale der hergeleitete Wert besitzt, wurden Qualitätsstufen eingeführt. In Tabelle 3 kann abgelesen werden, wie sich diese staffeln. Die statistischen Merkmale setzen sich aus der Höhe von N und dem Variationskoeffizienten zusammen. Der Variationskoeffizient, der sich aus der Standardabweichung, dividiert durch den Mittelwert, berechnet ($v = s/\bar{x}$), wurde gewählt, da dieser Wert ein relatives Maß der Standardabweichung darstellt. Würden Grenzen der Standardabweichung mit in die Ausgabe der Qualitätsstufen einfließen, würden höhere Gehalte an Kohlenstoff schlechter bewertet werden als niedrige. Durch den Variationskoeffizienten sind diese miteinander vergleichbar.

In der Qualitätsstufe 1 werden alle Modellgrößen und damit die wichtigsten Einflussparameter für den Kohlenstoffgehalt im Boden mit einer ausreichenden statistischen Sicherheit ($N \geq 20$ bzw. $n \geq 10$, wenn der Variationskoeffizient $\leq 0,7$ ist) berücksichtigt. In der Qualitätsstufe 2 wird bei gleichbleibenden statistischen Kriterien auf die Klimaregionalisierung verzichtet. In der 3. Stufe wird zusätzlich die Begrenzung der Tiefenstufendifferenzierung gelockert. In der 4. Stufe wird bei den verbleibenden, bis jetzt noch

nicht beschriebenen Profilen die Anforderung auf statistische Kennwerte reduziert und ein N von 5 oder größer zugelassen. In der 5. Stufe werden auch Werte mit einem N von kleiner 5 zugelassen. Die letzte Qualitätsstufe 6 besitzt keine Anforderung an statistische Merkmale, keine Tiefendifferenzierung und keine Klimaregionalisierung mehr. Die Werte aus den Qualitätsstufen 5 und 6 sind mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet.

Tab. 3: Ausweisung der Qualitätsstufen für die berechneten Kohlenstoffgehalte der Horizonte der BÜK50-Leitprofile.

| Qualitätsstufe | statistische Kennwerte | Abfragekriterien |
|----------------|---|--|
| 1 | $N \geq 20$ oder $20 > n \geq 10$ und $v \leq 0,7$ | mit Klimaregionalisierung |
| 2 | $N \geq 20$ oder $20 > n \geq 10$ und $v \leq 0,7$ | ohne Klimaregionalisierung |
| 3 | $N \geq 20$ oder $20 > n \geq 10$ und $v \leq 0,7$ | ohne Klimaregionalisierung und vergrößerte Tiefenstufendifferenzgrenze |
| 4 | $N \geq 5$ | ohne Klimaregionalisierung und vergrößerte Tiefenstufendifferenzgrenze |
| 5 | $N < 5$ | ohne Klimaregionalisierung und vergrößerte Tiefenstufendifferenzgrenze |
| 6 | | ohne Klimaregionalisierung und ohne Tiefenstufendifferenzierung |

Insgesamt konnten dadurch 8 075 BÜK50-Leitprofilhorizonten 7 525 mittlere Kohlenstoffgehalte zugeordnet werden. 52 % dieser Werte liegen in den Qualitätsstufen 1 bis 3. Besonders für die ersten 60 cm werden zumeist Qualitätsstufen zwischen 1 und 3 erreicht (s. Abb. 10). Bis 60 cm liegen 42 % der Werte in der Qualitätsstufe 1. Werden alle Werte bis 200 cm betrachtet, sinkt der Wert auf 25 %. Auch in der Qualitätsstufe 2 liegen 25 % der Werte in einer Tiefe bis 60 cm. Zusammen mit der Stufe 1 macht dies 67 % aus. Bei einer Tiefe bis 200 cm sinkt der Wert auf 40 %.

Die Varianz ist sehr unterschiedlich und kann zum Teil hoch sein. Wie in Abbildung 11 abzulesen, weist die Hälfte aller ermittelten Werte einen Variationskoeffizienten von 0,5 oder kleiner auf. Weitere 2 097 Horizonte haben einen Variationskoeffizienten zwischen 0,51 und 0,75. Somit fließt in einen Teil der Horizonte eine relativ große Spanne an Werten ein.

Abbildung 12 beschreibt die Flächenanteile in den verschiedenen Qualitätsstufen für eine Tiefe von 0 bis 30 cm, 30 bis 60 cm und 100 bis 200 cm. Dies zeigt, dass der Oberboden sehr gut beschrieben werden konnte, mit knapp 70 % in Qualitätsstufe 1. Die Größe der Flächen mit unsicheren Werten nimmt mit der Tiefe deutlich zu und zeigt mit einem Flächenanteil von mehr als 50 % mit Qualitätsstufen kleiner 5, dass die Datenlage im Unterboden noch deutlich verbessert werden muss, um sichere Aussagen zu den Kohlenstoffvorräten im tieferen Unterboden treffen zu können. Bei den Tiefenstufen, in die mehrere Horizonte als gewichtetes Mittel einfließen, wurde jeweils die schlechteste Qualitätsstufe der das Leitprofil in dieser Tiefenstufe beschreibenden Horizonte verwendet. Hatte ein Horizont in einer Tiefenstufe keinen Wert, wurde der gesamten Tiefenstufe kein Wert zugeordnet.

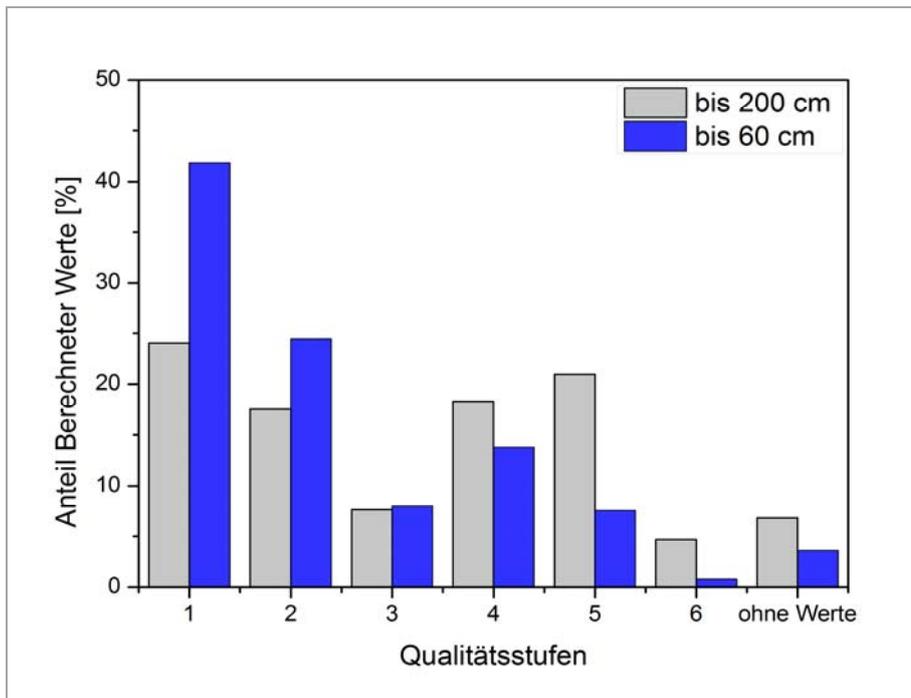


Abb. 10: Anteile der berechneten Werte in den verschiedenen Qualitätsstufen für eine Tiefe bis 60 cm bzw. 200 cm.

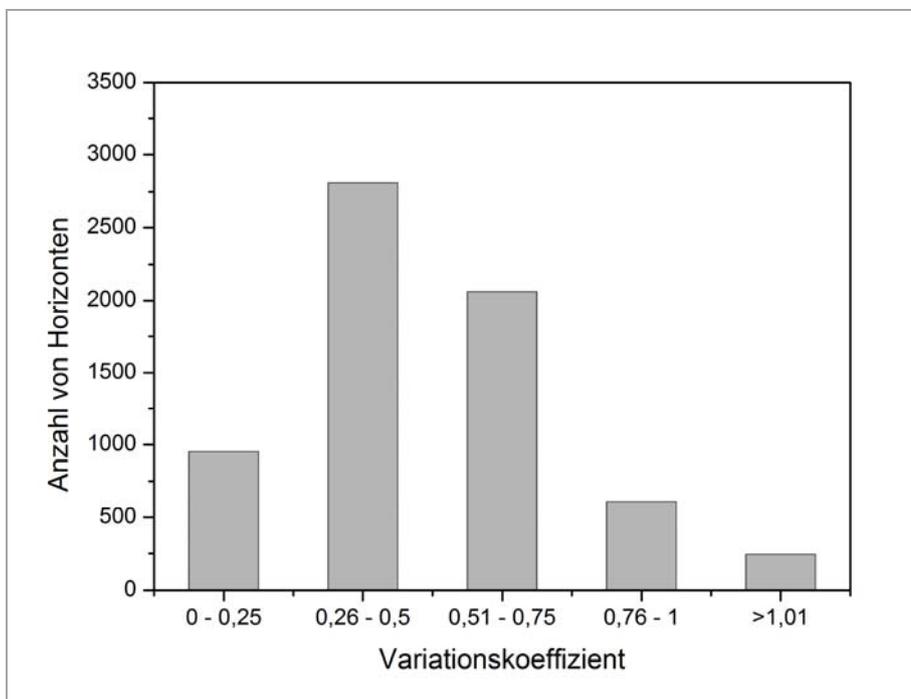


Abb. 11: Anzahl der Horizonte mit Größe des Variationskoeffizienten.

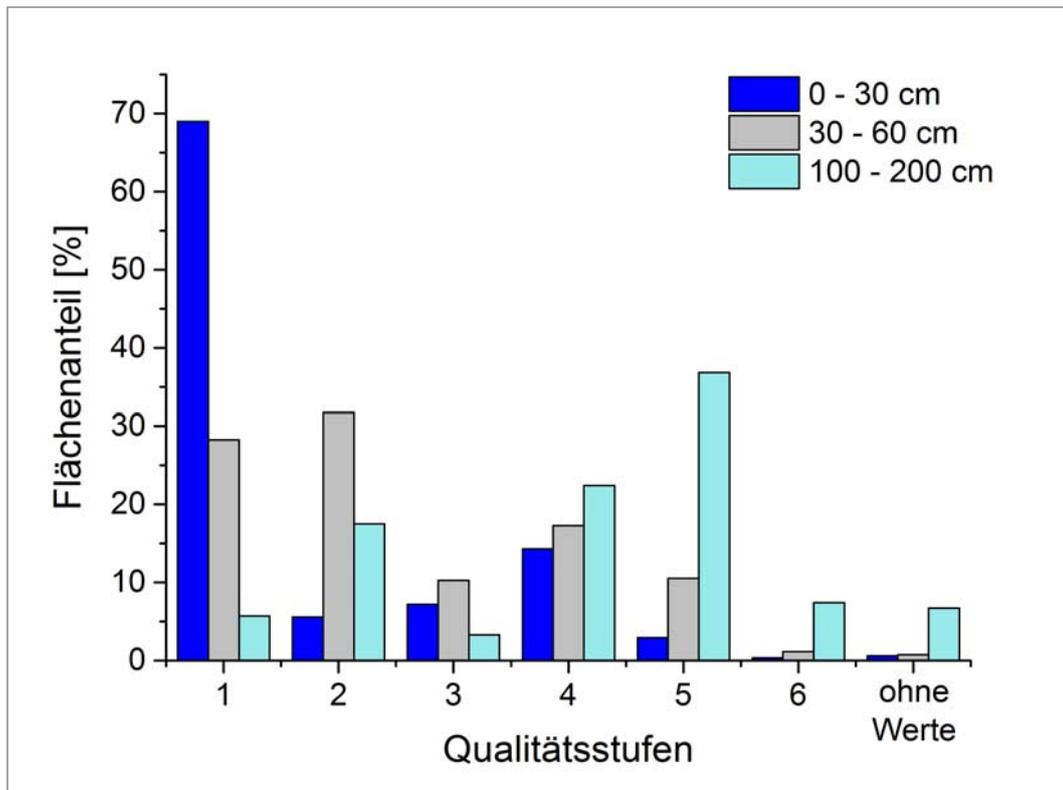


Abb. 12: Flächenanteile in den verschiedenen Qualitätsstufen für eine Tiefe bis 30 cm, 30–60 cm und 100–200 cm.

7.5 Validierung der berechneten Kohlenstoffgehalte

In diesem Abschnitt wurde überprüft, inwiefern die prognostizierten Kohlenstoffgehalte die Realität wiedergeben können. Für die Validierung der Kohlenstoffgehalte wurden die Daten der Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) des LBEG herangezogen. Die Daten der BDF sind nicht in die Berechnung eingeflossen und besitzen eine hohe Qualität sowie Aktualität. Die Flächen weisen außerdem eine gute Repräsentanz der Böden unter verschiedenen Nutzungen in Niedersachsen auf. Die insgesamt 490 Datensätze der BDF (Profile mit Horizonten) unterlagen den gleichen Gruppierungs- und Harmonisierungsschritten wie die Datengrundlagen. Jedoch wurden die Daten nicht in Bodenkategorien eingeteilt, sondern nur in Bodenhaupttypen gruppiert. Auf diese Weise kann eine genauere Zuordnung stattfinden. Mittels Access werden den prognostizierten Mittelwerten die gemessenen Werte zugeordnet. Hier gelten die Differenzierungsmerk-

male der Qualitätsstufe 1, jedoch mit dem Unterschied, dass die Tiefe identisch sein muss. Verglichen wurde die obere und untere Tiefe des Horizonts des prognostizierten Wertes und die untere und obere Probenahmetiefe der BDF-Daten.

Von den 490 Gehalten konnten 78 zu Horizonten der Leitprofile zugewiesen werden. Die Auswertung zeigt, dass die prognostizierten Mittelwerte für den Kohlenstoffgehalt sehr gut mit den gemessenen Gehalten der BDF korrelieren (s. Abb. 13). Das Bestimmtheitsmaß für den maximalen Wertebereich von 0,04 bis 56,42 % C_{org} liegt bei einem sehr guten Wert von 0,99. Auf Grund der Steigung von beinahe 1 liegt auch der Coefficient of Efficiency (EC-Wert) nach NASH & SUTCLIFFE (1970) bei 0,99. Das Vorhersageintervall ist besonders im unteren Bereich sehr eng und wird in den oberen Bereichen etwas weiter. Um den starken Einfluss der wenigen hohen Werte auf das Bestimmtheitsmaß zu reduzieren, wurde mit einem reduzierten Wertebereich der berechneten Mittelwerte der C_{org} -Gehalte bis 4 % erneut

gerechnet (s. Abb. 14). Der EC-Wert von 0,83 liegt noch auf einem hohen Niveau. Wird der Wertebereich weiter auf 0,04 bis 0,6 eingeschränkt, beträgt der EC-Wert immer noch 0,73.

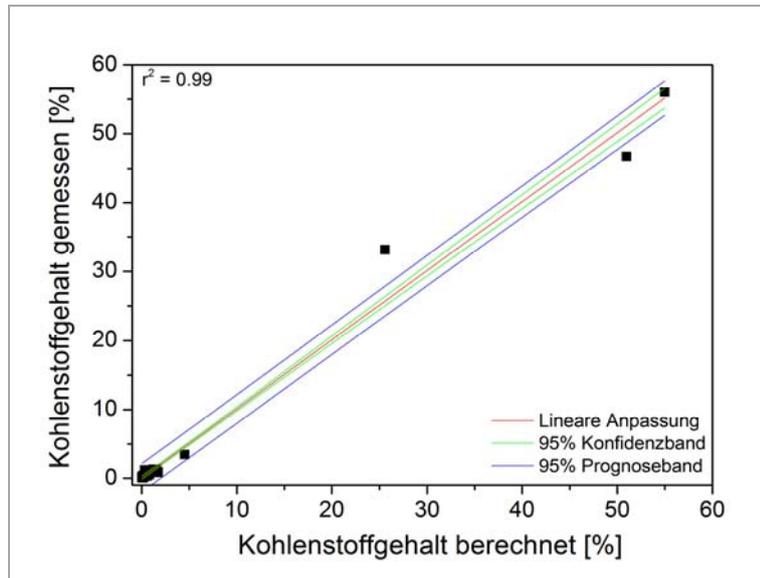


Abb. 13: Regression zwischen den berechneten Mittelwerten für die C_{org} -Gehalte [%] der Leitprofilhorizonte und den gemessenen C_{org} -Gehalten [%] der Bodendauerbeobachtungsflächen in einem Wertebereich von 0,04 bis 56,42 %.

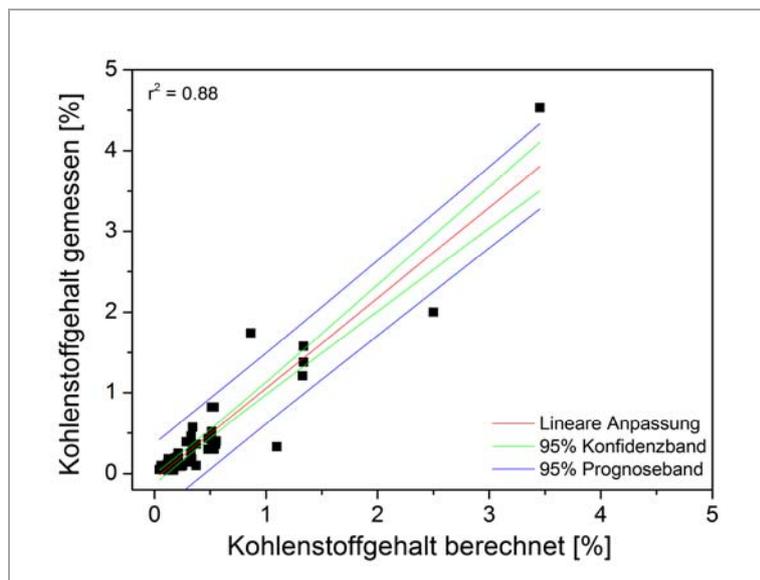
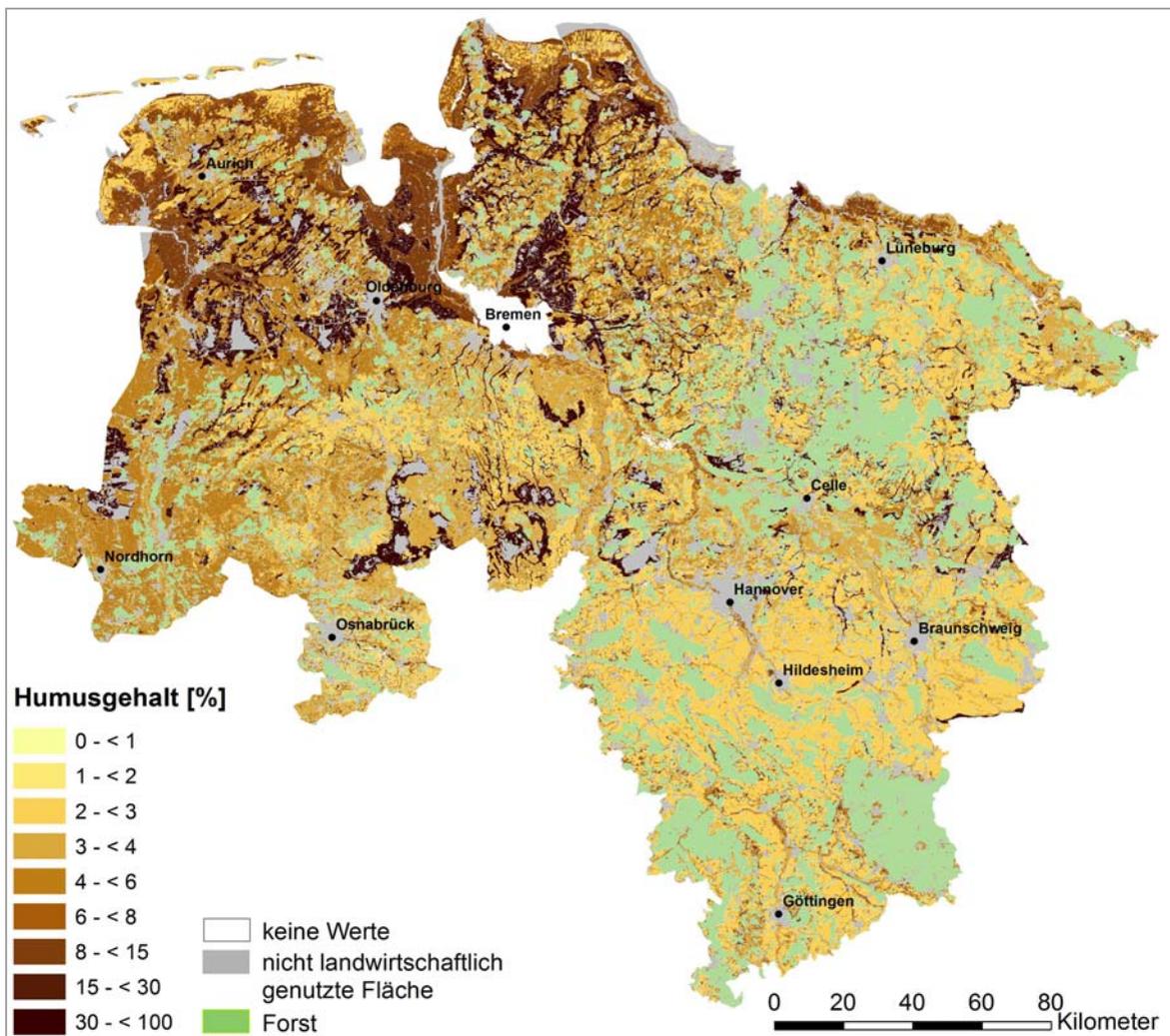


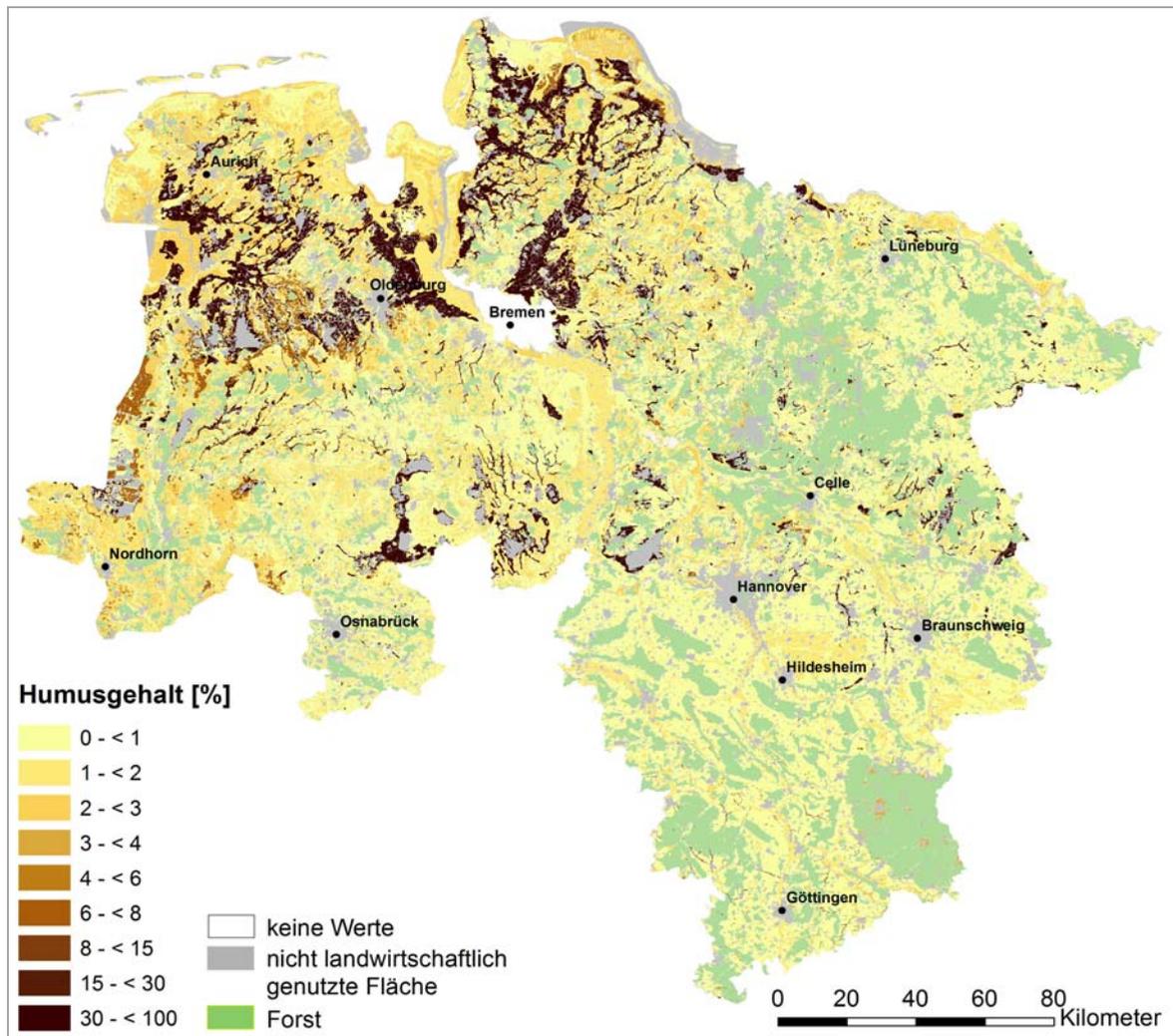
Abb. 14: Regression zwischen den berechneten Mittelwerten für die C_{org} -Gehalte [%] der Leitprofilhorizonte und den gemessenen C_{org} -Gehalten [%] der Bodendauerbeobachtungsflächen in einem Wertebereich von 0,04 bis 3,4 %.

Insgesamt ist somit kein systematischer Fehler festzustellen. Die Steigung liegt für die überprüften Wertebereiche bei nahezu 1, und es gibt eine gute Korrelation der berechneten Werte mit realen Kohlenstoffgehalten. Von den 78 Gehalten der BDF liegen 57 (73 %) im Bereich der Standardabweichung um den Mittelwert der berechneten Werte. Insgesamt erreichen 66 der gesamten Vergleichswerte eine Qualitätsstufe zwischen 1 und 3. Von den 12 Werten, welche eine eher schlechte Qualitätseinschätzung haben, liegen 7 im Bereich der Standardabweichung. Insbesondere liegen 5 von 7 Werten der Qualitätsstufe 4 im Bereich der Standardabweichung. Dies spricht dafür, dass sich auch in der Qualitätsstufe 4 zuverlässige Werte befinden, die im Bereich der gemessenen Kohlenstoffgehalte liegen.

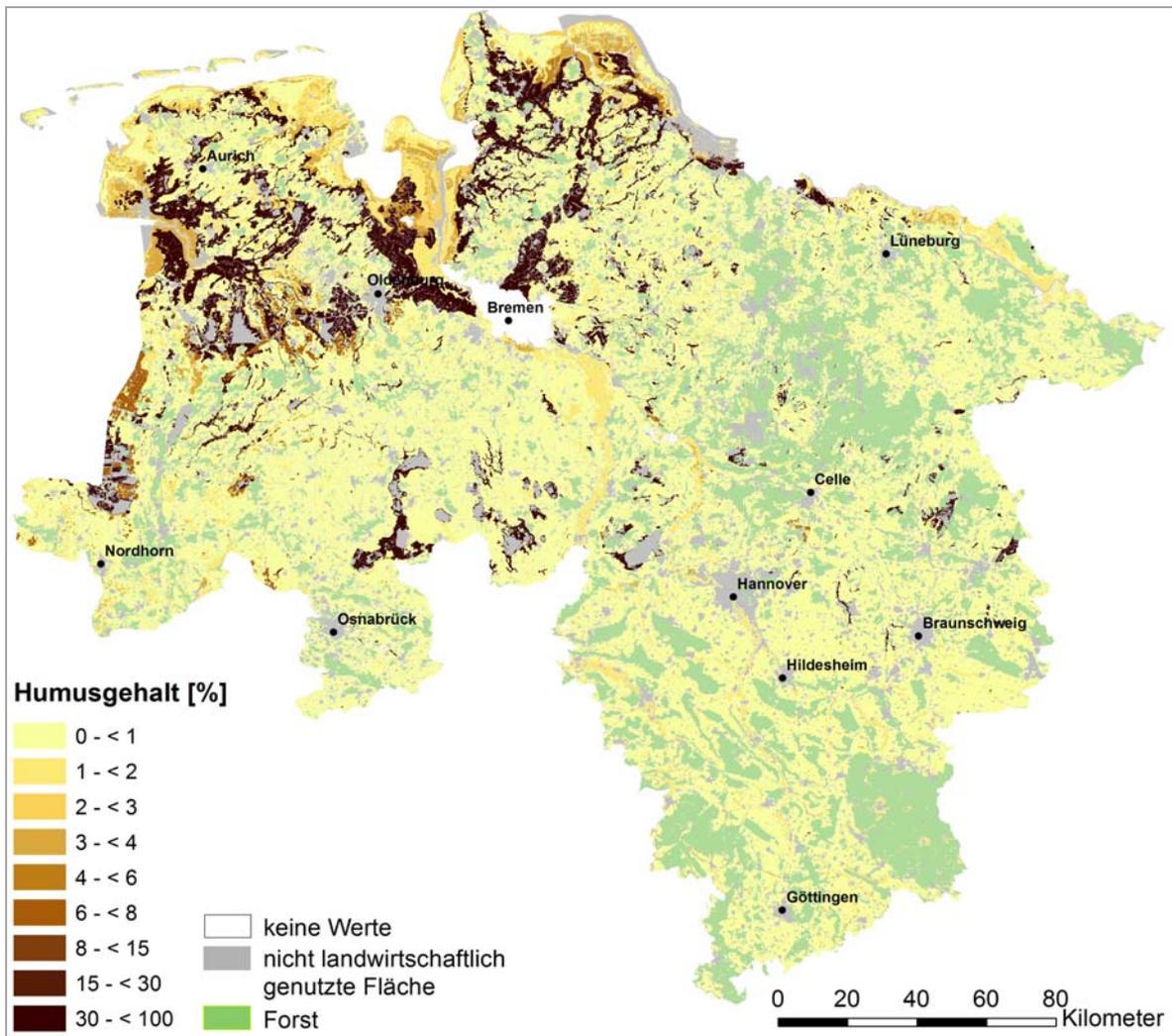
Die hergeleiteten Kohlenstoffgehalte sind in den Karten 2 bis 5 in vier Tiefenstufen abgebildet. Auffällig ist das durch die genetische Bodenentwicklung bedingte Nordwest-Südost-Gefälle der Kohlenstoffgehalte. Die Kohlenstoffgehalte stimmen in der Größenordnung mit den Auswertungen von DÜWEL et al. (2007) überein. Bedingt durch die unterschiedlichen Ansätze und Datengrundlagen gibt es jedoch auch deutliche Unterschiede in Ost- und Nordniedersachsen. Im Unterboden weisen nur noch Auenböden, Marschen, Tiefumbruchböden und Moore höhere Kohlenstoffgehalte auf. Bei den restlichen Bodentypen liegt der Humusgehalt unter 1 %



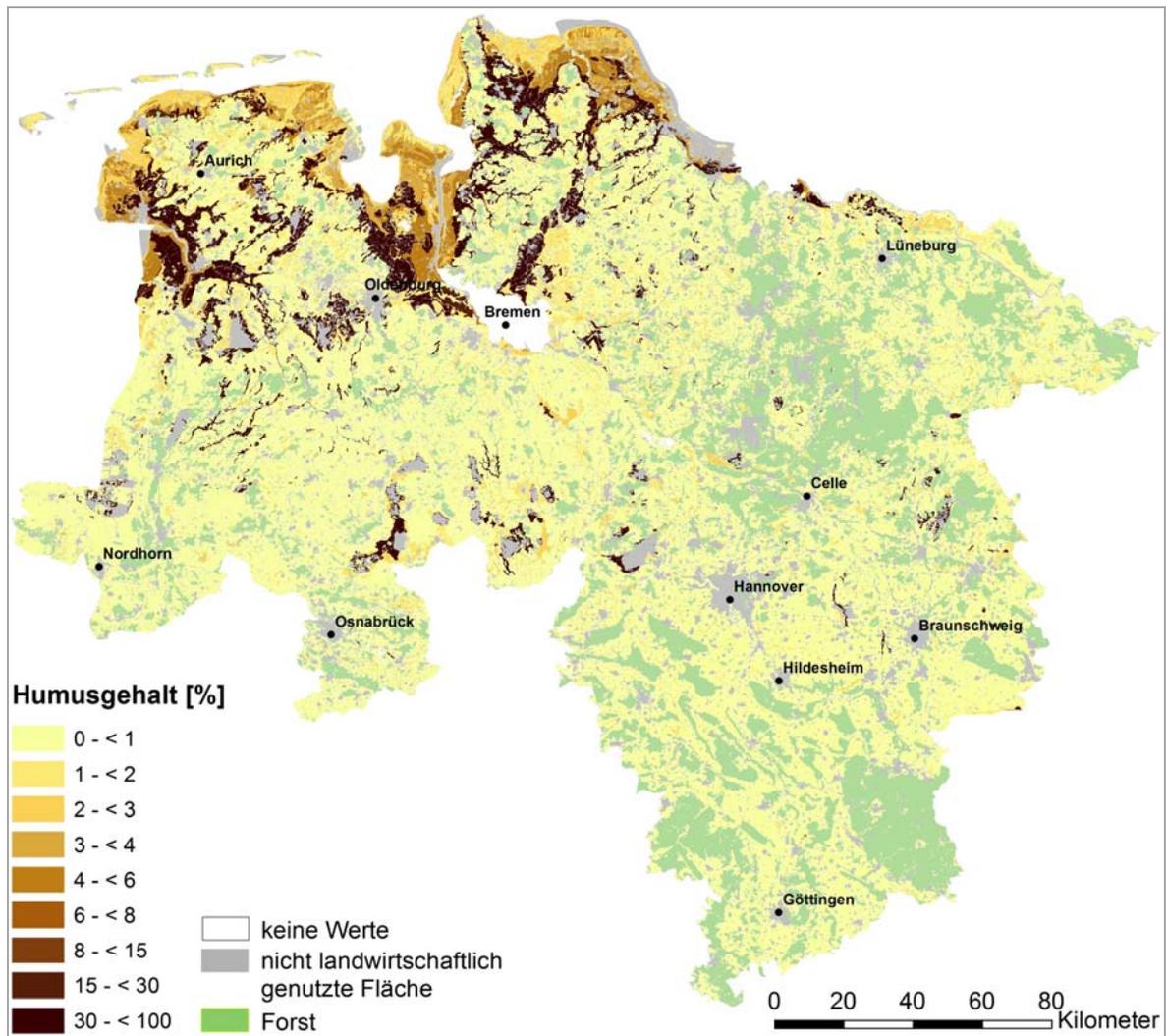
Karte 2: Humusgehalte in landwirtschaftlich genutzten Oberböden Niedersachsens (Acker 0–30 cm, Grünland 0–20 cm).



Karte 3: Humusgehalte in landwirtschaftlich genutzten Unterböden Niedersachsens (Acker 30–60 cm, Grünland 20–60 cm).



Karte 4: Humusgehalte in landwirtschaftlich genutzten Unterböden Niedersachsens (60–100 cm).



Karte 5: Humusgehalte in landwirtschaftlich genutzten Unterböden Niedersachsens (100–200 cm).

7.6 Ausweisung der Kohlenstoffvorräte Niedersachsens

Im nächsten Schritt wurden die Kohlenstoffvorräte für die Leitprofile der BÜK50 berechnet. Als Grundlage dafür fungierten zum einen die berechneten Kohlenstoffgehalte und zum anderen die horizontbezogenen Informationen, die zu den Leitprofilen hinterlegt sind. Für die Berechnung der Vorräte wurde folgende Formel angewandt:

$$C_{\text{vor}} = \text{Trockenrohdichte [g/cm}^3] \cdot C_{\text{org}} [\%] \cdot \text{Bezugsvolumen [cm]} \cdot (1 - \text{Skelettgehalt [Vol.\%]} \quad (1)$$

Das Bezugsvolumen stellt im ersten Schritt die Horizontmächtigkeit der einzelnen Horizonte der Leitprofile dar. Lagerungsdichte und Skelettgehalt sind in den Leitprofilen in geschätzten Klassen nach KA5 hinterlegt. Die Klassen für die Lagerungsdichte und der Skelettgehalt können jedoch nur grobe Anhaltspunkte für einen realitätsnahen Wert bieten und beinhalten systematische Fehler. Aus diesem Grund kann nicht mit dem Mittelwert für die Klassen gerechnet werden, und es muss eine Korrektur der Werte vorgenommen werden.

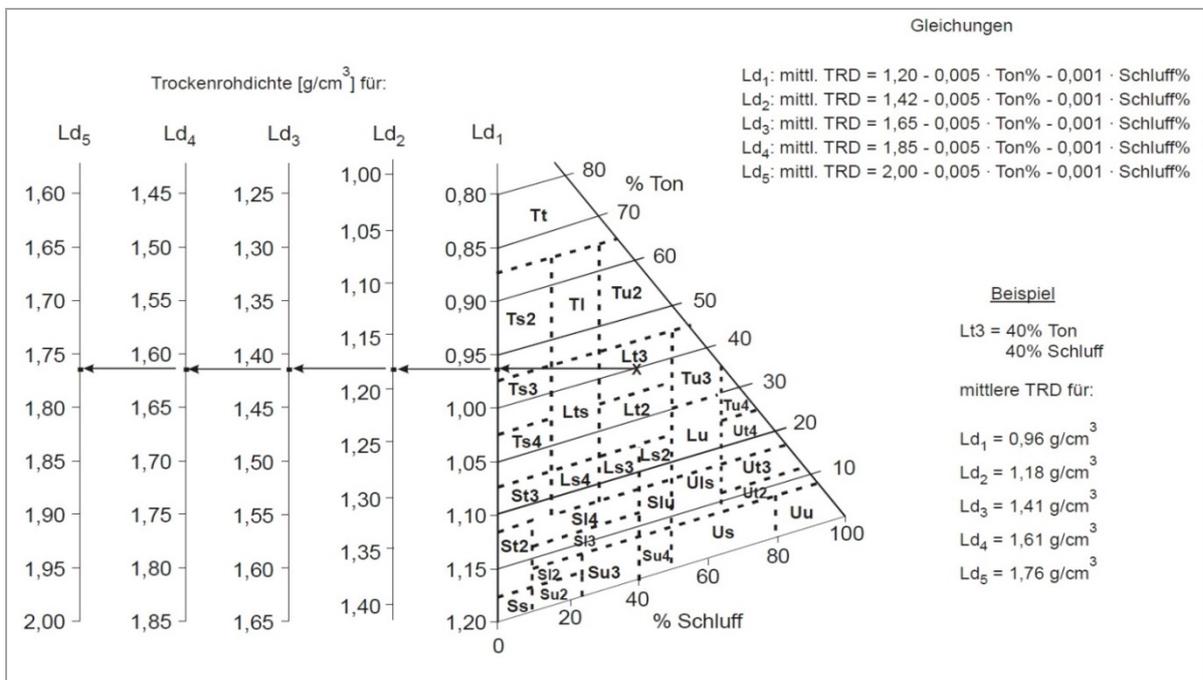


Abb. 15: Ermittlung der mittleren Trockenrohdichten [g/cm³] aus den effektiven Lagerungsdichteklassen Ld1 bis Ld5 in Abhängigkeit von der Bodenart (RENGER et al. 2008).

7.6.1 Berechnung der Lagerungsdichten für mineralische Böden

Die Lagerungsdichte stellt eine sensible Größe bei der Berechnung von Kohlenstoffvorräten dar. In den Leitprofilen der BÜK50 wird für jeden Horizont ein Schätzwert der effektiven Lagerungsdichteklasse nach KA5 angegeben (Ld1 bis Ld5). Für die Abschätzung der Trockenrohddichte wird in der Literatur von einer Funktion zwischen der Textur und dem Gehalt an organischer Substanz ausgegangen (KELLER & HAKANSSON 2010). In der KA5 sind Pedotransferfunktionen für die Berechnung der Trockenrohddichte aus der Lagerungsdichte in Abhängigkeit vom Tongehalt angegeben. RENGGER et al. (2008) nehmen diese Beziehung auf und verbinden sie mit einer Funktion für Textur und Humus. Auf diese Weise kann aus dem Nomogramm oder den Formeln in Abbildung 15 die Trockenrohddichte bestimmt werden. Bei Humusgehalten von 1 bis 6 % verringern sich die angegebenen Werte der Trockenrohddichte um $0,04 \text{ g/cm}^3$ pro % Humus und um $0,03 \text{ g/cm}^3$ pro % Humus bei Humusgehalten von 6 bis 15 %. In den Cv-Horizonten der Leitprofile sind meist keine Lagerungsdichteklassen angegeben. Die Lagerungsdichte wird aus diesem Grund vom überlagerten Horizont übernommen.

7.6.2 Berechnung der Rohddichte für organische Böden

Bei organischen Böden entspricht die effektive Lagerungsdichte dem Substanzvolumen (SV). Es gibt den Anteil der Festsubstanz am Gesamtvolumen des Torfes an. In den BÜK50-Leitprofilen werden für die einzelnen Horizonte der Moorböden jeweils geschätzte Substanzvolumenklassen angegeben (SV1 bis SV5). Besonders bei organischen Böden ist es wichtig, möglichst genau vom Substanzvolumen auf die Trockenrohddichte zu schließen. Auf Grund des hohen Kohlenstoffgehaltes und des signifikanten Flächenanteiles der Moore in Niedersachsen haben bereits kleine Schätzungsungenauigkeiten einen erheblichen Einfluss auf die Einschätzung der gesamten Kohlenstoffvorräte in Niedersachsen. SCHÄFER (2002) untersuchte die physikalischen Eigenschaften von Hoch- und Niedermoorböden. Unter anderem wurden die Trockenrohddichte und das Substanzvolumen aufgenommen und gemessen. Aus diesen Daten wurde eine Regression zwischen den gemessenen Trockenrohddichten und dem gemessenen Substanzvolumen, differenziert nach Nieder- und Hochmoor, durchgeführt. Bei Niedermoor torfen lag der Wert des Bestimmtheitsmaßes bei nahezu 1 (s. Abb. 16). Bei Hochmooren liegt das Bestimmtheitsmaß bei einem Wert von 0,76 (s. Abb. 17). Für beide Moorarten konnte somit eine gute Korrelation zwischen den Trockenrohddichten und gemessenen Substanzvolumen nachgewiesen werden. Im nächsten Schritt wurden die mittleren Werte der Substanzvolumenklasse mit Hilfe der Regressionsfunktion in Werte der Trockenrohddichte umgerechnet. Auf diese Weise wurde von den Substanzvolumenklassen auf die Trockenrohddichte geschlossen.

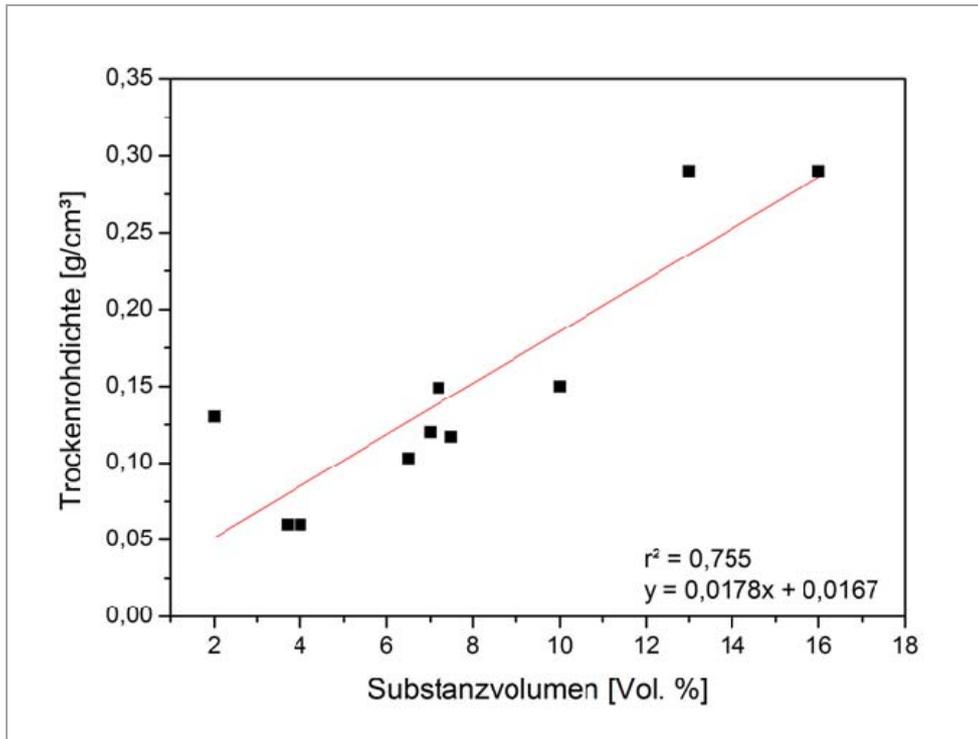


Abb. 16: Regression zwischen der Trockenrohddichte und dem Substanzvolumen bei Hochmooren (nach SCHÄFER 2002).

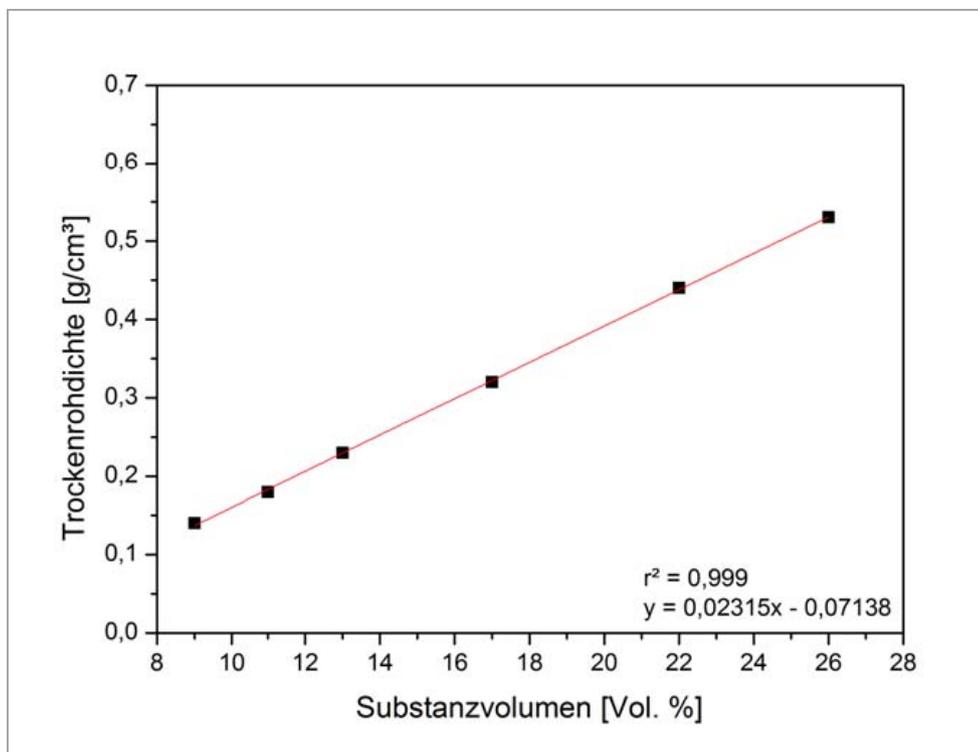


Abb. 17: Regression zwischen Trockenrohddichte und dem Substanzvolumen bei Niedermooren (nach SCHÄFER 2002).

7.6.3 Validierung der hergeleiteten Lagerungsdichten an einem Datensatz der BDF

Auch die Lagerungsdichten können am Datensatz der BDF überprüft werden. Die Vorgehensweise ist identisch mit der Überprüfung des Kohlenstoffgehaltes.

Nicht zu allen Horizonten der BDF sind Messungen zur Trockenrohddichte vorhanden. Aus diesem Grund konnten nur insgesamt 71 Werte zugeordnet werden. Die Zuordnung reicht auch hier von Horizonten aus Moorprofilen mit berechneten Werten von $0,12 \text{ g/cm}^3$ bis zu verdichteten Unterbodenhorizonten mineralischer Böden mit Rohdichten von bis zu $1,75 \text{ g/cm}^3$.

Wie in Abbildung 18 zu erkennen ist, besteht auch hier eine sehr gute Korrelation mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,9 zwischen den berechneten und den gemessenen Werten der Dauerbeobachtungsflächen. Werden nur die Werte für mineralische Böden ausgewertet, die nach RENGER et al. (2008) abgeleitet wurden, verschlechtert sich dieser Wert jedoch auf 0,68 (s. Abb. 19). Im Hinblick darauf, dass den Leitprofilen nur Schätzwerte für die Lagerungsdichten hinterlegt sind, stellen die hergeleiteten Werte jedoch ein erstaunlich gutes Ergebnis dar.

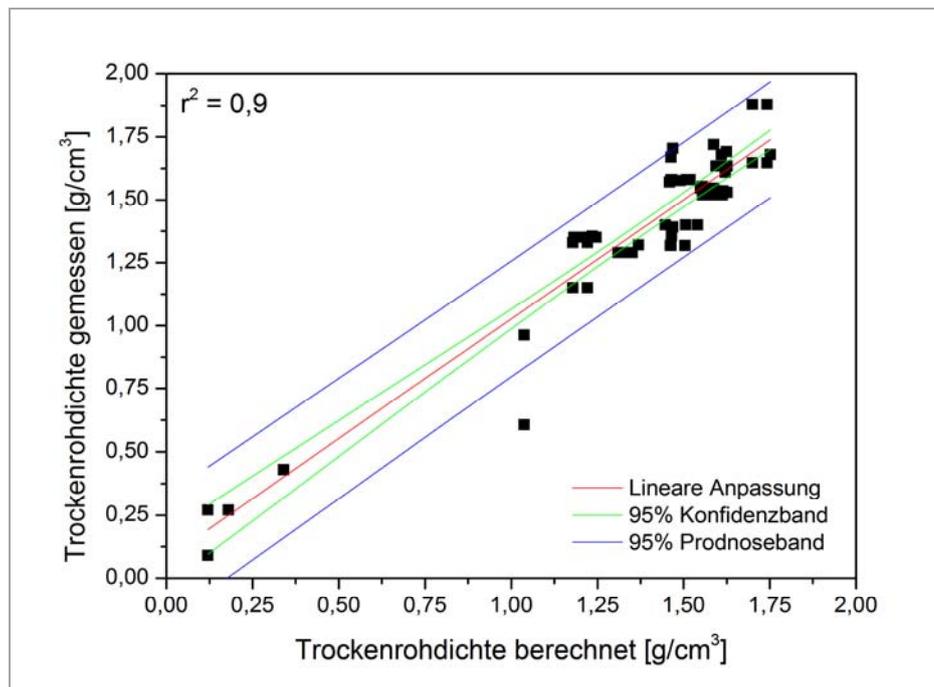


Abb. 18: Regression zwischen den berechneten Trockenrohddichten der Leitprofilhorizonte und den gemessenen Trockenrohddichten der Bodendauerbeobachtungsflächen $[\text{g/cm}^3]$.

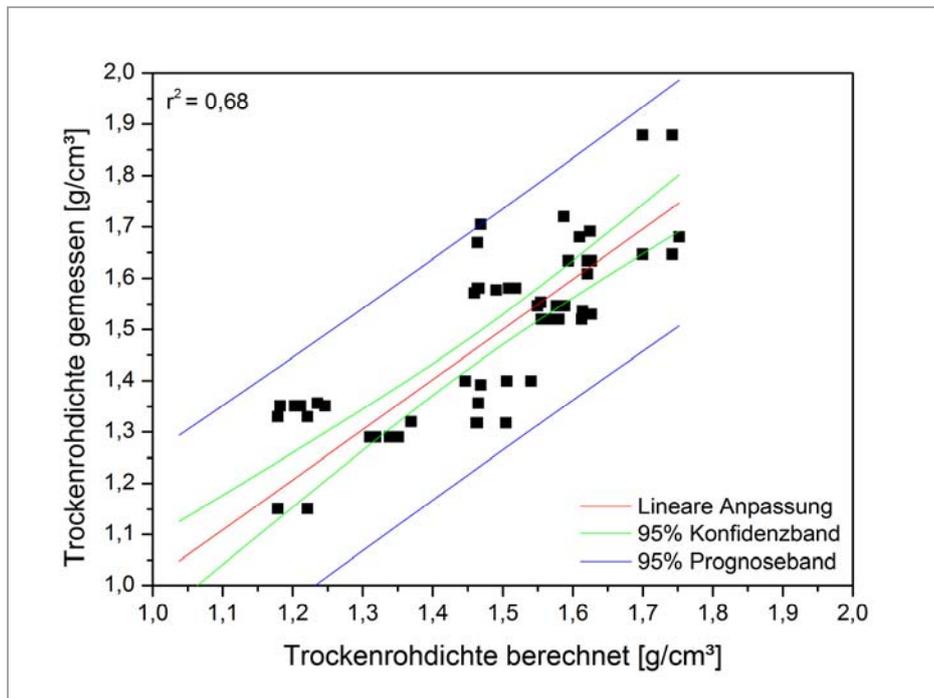


Abb. 19: Regression zwischen den berechneten Trockenrohdichten der Leitprofilhorizonte und den gemessenen Trockenrohdichten der Bodendauerbeobachtungsflächen von mineralischen Böden [g/cm³].

7.6.4 Herleitung der Skelettgehalte

Der Skelettanteil von Böden wird meist nur geschätzt, da eine volumenbezogene Messung bei skelettreichen Böden sehr aufwendig ist. Allerdings sind Schätzungen mit hohen Fehlern behaftet. Diese wirken sich bei skelettreichen Böden erheblich auf die Abschätzung der Kohlenstoffvorräte aus. In den BÜK50-Leitprofilen liegen die Skelettgehalte in geschätzten Gemengeanteilsklassen nach KA5 vor. Für die exaktere Abschätzung des Skelettgehaltes wurde eine Datenbankauswertung durchgeführt, um einen mittleren Skelettgehalt für die Schätzungsklassen zu ermitteln. Ausgewertet wurden dazu Daten aus den NIBIS-Datenbeständen. In 3 588 Datensätzen werden sowohl gemessene Skelettgehalte als auch eine geschätzte Gemengeanteilsklasse des Grobbodens ausgewiesen.

Die gemessenen Gehalte wurden nach den Gemengeanteilsklassen gruppiert. Im Anschluss erfolgte eine Ausreißerbereinigung. Alle Werte, die das 1,5fache des Interquartilabstandes ($Q_{25} - Q_{75}$) überschritten, wurden als Ausreißer entfernt. Die Median- und Mittelwerte steigen erwartungsgemäß mit der Gemengeanteilsklasse an (s Abb. 20). Jedoch unterscheiden sich die Werte in den Klassen der verschiedenen Formen des Grobbodens stark. Die Mittelwerte der Kiese (G) liegen im Vergleich meist oberhalb der Mittelwerte gleicher Klasse von Grus (Gr) und runden Steinen (X). So liegt der Mittelwert in der Gemengeanteilsklasse 4 von Kies bei 43 %, von Grus bei 36 % und von runden Steinen bei 23 %. Wie in Abbildung 19 zu erkennen ist, liegt in den meisten Fällen keine Normalverteilung vor. Aus diesem Grund wird der Median als mittlerer Skelettgehalt für die Berechnung der Kohlenstoffvorräte verwendet, da dieser weniger anfällig gegenüber Ausreißern ist.

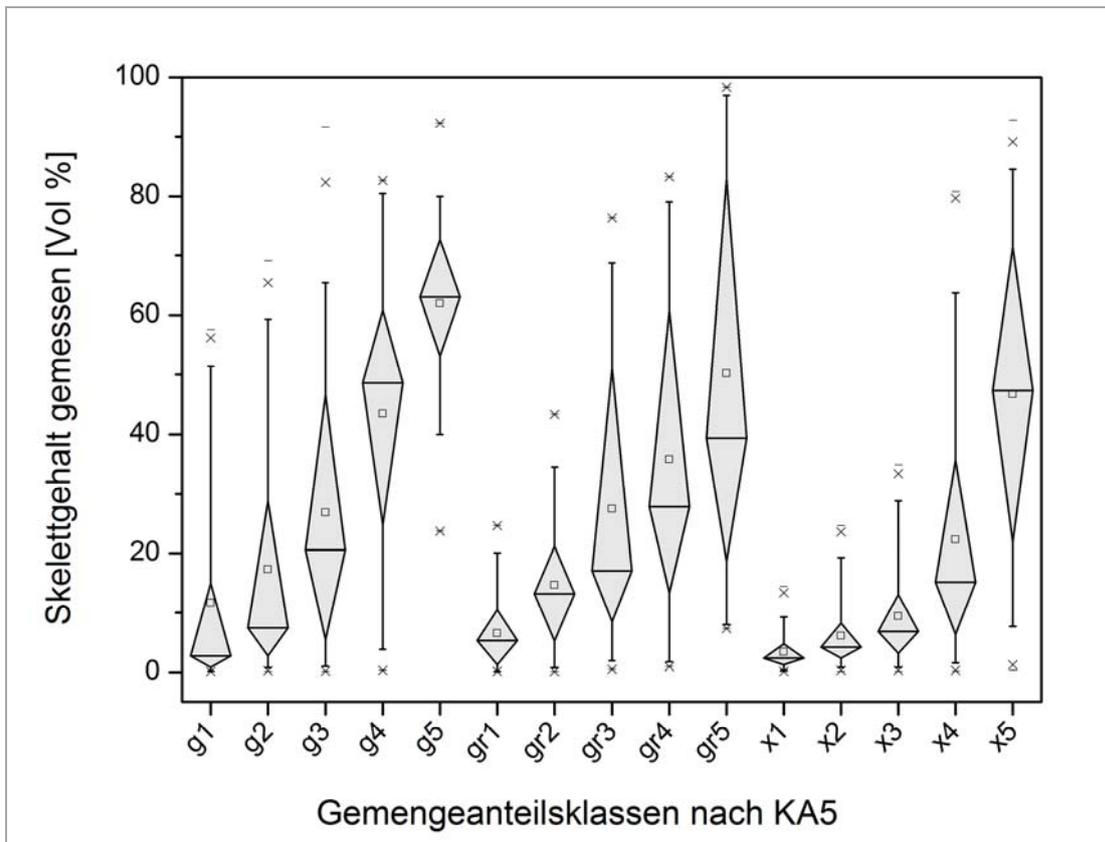


Abb. 20: Auswertung gemessener Skelettgehalte der Labordatenbank im Vergleich zu geschätzten Gemengeanteilklassen nach KA5.

7.7 Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte

Die Kohlenstoffvorräte werden im nächsten Schritt für die Tiefenstufen 0–30 cm, 30–60 cm, 60–100 cm und 100–200 cm berechnet.

Da die Horizonte nicht in den oben genannten Tiefenstufen getrennt sind, wurden die Vorräte in $t\ ha^{-1}$ für 1 cm Mächtigkeit berechnet und im Anschluss mit der anteiligen Mächtigkeit der Horizonte an den Tiefenstufen multipliziert. Die Summen der anteiligen Vorräte wurden mittels Access automatisiert für die jeweiligen Tiefenstufen der einzelnen Profile aufsummiert. Fehlte ein Horizont auf Grund eines nicht vorhandenen Wertes, wurde kein Wert für die Tiefenstufe berechnet.

Das Resultat ist eine Ergebnistabelle, die aus den 1 966 klimaregionalisierten Leitprofilen besteht, zu denen die Kohlenstoffvorräte in vier

Tiefenstufen zugeordnet sind. Berechnet wurden die Vorräte mit Hilfe der den Leitprofilhorizonten zugeordneten mittleren Kohlenstoffgehalte. Zudem wurde die Varianz auf Grund der Standardabweichung des arithmetischen Mittels angegeben.

Die anschließende Regionalisierung erfolgte über ArcGIS. An das Shape der BÜK50 wurden anhand der erstellten klimaregionalisierten Profilnummern die Kohlenstoffvorräte in den Tiefenstufen an die Flächen angehängt. Da die Werte in $t\ ha^{-1}$ vorliegen, wird ein Datenfeld im BÜK50-Shape erstellt, das den Flächeninhalt in ha für jede einzelne Flächeneinheit der BÜK50 berechnet.

Die BÜK50-Einheiten sind flächendeckend für ganz Niedersachsen abgebildet. So werden auch nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen wie Siedlungen und Naturschutzflächen in den BÜK-Einheiten mit abgebildet. Um die tatsächlich landwirtschaftlich genutzten Flächen zu er-

halten, wurde die BÜK50 mit ATKIS- (Amtlich Topographisch-Kartographisches Informationssystem) bzw. InVeKoS- (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem) Daten verschnitten.

Um die Gesamtvorräte berechnen zu können, wurden die Vorräte in $t\ ha^{-1}$ mit den korrigierten Flächengrößen multipliziert. Auf diese Weise kann der Kohlenstoffvorrat für eine Fläche in den differenzierten Tiefenstufen ausgegeben werden.

7.8 Auswertung der Kohlenstoffvorräte Niedersachsens

Der Gesamtkohlenstoffvorrat (0–30 cm) für alle landwirtschaftlich genutzten Böden Niedersachsens liegt im Mittel bei 245 Mt (1 Mt = 10^6 t), mit einer Spanne von 160 bis 330 Mt (Tab. 4). Für 99 % der landwirtschaftlichen Fläche Niedersachsens konnten Werte hinterlegt werden, wobei für etwa 5 % der Flächen Werte der Qualitätsstufen 5 und 6 hinterlegt sind. KUIKMAN et al. (2003) gaben für die Niederlande einen Kohlenstoffvorrat für die Tiefe von 0 bis 30 cm von 233 Mt für eine landwirt-

schaftlich genutzte Fläche von ca. 2,3 Mio. ha an. Dies entspricht einem mittleren Kohlenstoffvorrat von ca. $100\ t\ ha^{-1}$. Die vorliegende Arbeit zeigt einen vergleichbaren Wert für Niedersachsen mit einem mittleren Kohlenstoffvorrat von ca. $90\ t\ ha^{-1}$. Der etwas niedrigere Wert lässt sich durch eine unterschiedliche Bodentypenverbreitung und Landnutzung in den Niederlanden erklären. Zum einen ist der relative Flächenanteil kohlenstoffreicher Böden, wie z. B. Marschböden, in den Niederlanden größer. Zum anderen ist in den Niederlanden der Flächenanteil von Grünland gegenüber Ackerland um 33 % höher als in Niedersachsen.

Auf Grund des relativ hohen Flächenanteils von Moor- und Marschböden in Niedersachsen, die auch in tieferen Schichten noch kohlenstoffreich sind, befinden sich auch im Unterboden noch hohe Kohlenstoffvorräte. So weisen die Böden in einer Tiefe von 30 bis 60 cm Vorräte zwischen 60 Mt bis 150 Mt mit einem mittleren Vorrat von 100 Mt auf. In einer Tiefe zwischen 60 und 100 cm liegt die Spanne noch bei 70 bis 135 Mt, mit einem mittleren Vorrat von 100 Mt. In einer Tiefe von 100 bis 200 cm beläuft sich der mittlere gesamte Vorrat auf 190 Mt, mit einer Spanne von 130 bis 250 Mt.

Tab. 4: Auswertungen der Kohlenstoffvorräte für landwirtschaftlich genutzte Flächen Niedersachsens.

| Tiefe [cm] | Kohlenstoffvorräte [Mt] | | | | | |
|------------|-------------------------|--------|------------|--------|---------------------|---------|
| | Ackerland | | Grünland | | Acker- und Grünland | |
| | Mittelwert | Spanne | Mittelwert | Spanne | Mittelwert | Spanne |
| 0–30 | 140 | 90–190 | 105 | 70–140 | 245 | 160–330 |
| 30–60 | 40 | 15–70 | 60 | 45–80 | 100 | 60–150 |
| 60–100 | 30 | 15–60 | 70 | 55–85 | 100 | 70–135 |
| 100–200 | 85 | 35–75 | 135 | 95–175 | 190 | 130–250 |

Allerdings nehmen auf Grund einer mit der Tiefe sinkenden Probenanzahl auch der fehlende Flächenanteil und die unsicheren Werte zu. So sinkt der beschriebene Flächenanteil von 99 % in 0 bis 30 cm Tiefe auf 92 % in 100 bis 200 cm Tiefe (s. Abb. 12), und der Anteil der Profile mit einer Qualitätsstufe innerhalb 1 bis 4 nimmt mit der Tiefe noch deutlich stärker ab. Er liegt in 30 bis 60 cm Tiefe bei 84 % und in 100 bis 200 cm Tiefe nur noch bei etwa 50 %. Flächen, die nicht definiert werden können, sind häufiger kohlenstoffreichere Böden wie

Hochmoore, Niedermoore oder Plaggenesche. Besonders bei den Hochmooren fehlt es in der NIBIS-Datenbank an Proben. Bei Plaggeneschen ist die hohe Heterogenität ausschlaggebend. Je nach Ausgangsbodentyp ergibt sich eine Vielzahl von Kombinationsmöglichkeiten der Horizontbezeichnungen und Substrate. Obwohl viele Proben zu Plaggeneschen in der Datenbank vorliegen, ist eine vollständige Beschreibung über diese Herangehensweise nicht möglich.

Tab. 5: Verteilung des Flächenanteils zwischen Grün- und Ackerland innerhalb der Bodentypen und Flächenanteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) nach Bodentypen.

| Bodentyp | relativer Flächenanteil [%] | | Anteil an LNF [%] |
|---------------|-----------------------------|-----------|-------------------|
| | Grünland | Ackerland | |
| Treptosol | 94 | 6 | 0,1 |
| Syrosem | 78 | 22 | 0,01 |
| Moor | 75 | 25 | 12,9 |
| Marsch | 64 | 36 | 8,9 |
| Regosol | 55 | 45 | 0,3 |
| Rendzina | 39 | 61 | 0,3 |
| Gley | 32 | 68 | 10,2 |
| Vega | 26 | 74 | 3,9 |
| Pseudogley | 24 | 76 | 4,3 |
| Ranker | 22 | 78 | 0,1 |
| Kolluvisol | 21 | 79 | 0,5 |
| Pararendzina | 19 | 81 | 0,8 |
| Podsol | 18 | 82 | 22,2 |
| Pelosol | 16 | 84 | 0,5 |
| Tiefenumbruch | 13 | 87 | 3,7 |
| Plaggenesch | 8 | 92 | 4,1 |
| Braunerde | 7 | 93 | 14,4 |
| Parabraunerde | 5 | 95 | 11,7 |
| Haftnässegley | 4 | 96 | 0,07 |
| Tschernosem | 1 | 99 | 1,2 |

Die in Tabelle 5 beschriebene unterschiedliche Verbreitung von Grün- und Ackerland innerhalb der Bodentypen spiegelt sich auch in den Kohlenstoffvorräten wider. Obwohl die Grünlandnutzung nur 28 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche in Niedersachsen ausmacht, befinden sich die größten Kohlenstoffvorräte in 0 bis 200 cm Tiefe unter Grünland (s. Tab. 4). Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass Grünland vermehrt auf den kohlenstoffreichen, vernässten, flachgründigen Standorten zu finden ist, die auch noch im Unterboden höhere Kohlenstoffgehalte aufweisen. Mit der Tiefe nimmt der Anteil der Vorräte gegenüber Ackerland ab. In 0 bis 30 cm Tiefe befinden sich gut 40 % der gesamten Kohlenstoffvorräte un-

ter Grünland. Dies hat mehrere Gründe. In den Ah-Horizonten der Grünlandböden sind die Vorräte an organischer Substanz im Durchschnitt höher. So weisen die berechneten Ah-Horizonte von terrestrischen Böden der Leitprofile einen durchschnittlichen Kohlenstoffvorrat von $3,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ auf. Bei Ap-Horizonten unter Acker liegt der Kohlenstoffvorrat lediglich bei $1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$.

Die Ah-Horizonte der Leitprofile sind mit einer Mächtigkeit von 20 cm angegeben und haben damit eine um 10 cm geringere Mächtigkeit gegenüber den Ap-Horizonten. Durch die deutlich höheren Gehalte der Ah-Horizonte sind die Vorräte trotz der geringeren Mächtigkeit höher.

Auch die Unterbodenhorizonte weisen unter Grünland höhere Vorräte auf. Beispielsweise besitzt ein Bv-Horizont unter Grünland mit $1,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ einen fast doppelt so hohen Kohlenstoffvorrat im Vergleich zu Bv-Horizonten unter Ackerböden. Diese deutlich höheren Kohlenstoffvorräte unter Grünland sind jedoch zumeist nicht auf die Nutzungsunterschiede zurückzuführen. Neuere Studien zeigen, dass sich die Kohlenstoffvorräte bis 60 cm Tiefe zwischen Acker- und Grünlandstandorten bei gleichen Standortbedingungen nur gering unterscheiden (DON, SCHOLTEN & SCHULZE 2009). Der Unterschied dürfte vor allem darauf zurückzuführen sein, dass Grünland vermehrt auf vernässten, flachgründigen und kohlenstoffreichen Standorten zu finden ist, die ackerbaulich schwieriger nutzbar sind. Dabei handelt es sich zumeist um Standorte, die genetisch ein höheres Kohlenstoffniveau aufweisen, z. B. durch Sedimentation kohlenstoffreichen Materials oder durch einen gehemmten Kohlenstoffabbau in Folge einer Vernässung (s. Kap. 3.2).

So ist der Grünlandanteil bei den kohlenstoffreichen Böden wie Marschen (64 %) und Moore (75 %) im Vergleich zum Durchschnitt deutlich erhöht. Hingegen werden kohlenstoffarme Bodentypen, wie zum Beispiel Braunerden oder Parabraunerden, in Südniedersachsen beinahe ausschließlich ackerbaulich genutzt.

Insgesamt sind die Ergebnisse für Grünland vergleichbar mit einer Studie von XU et al. (2011) für das Grünland in Irland. Nach XU et al. (2011) liegen die mittleren Kohlenstoffvorräte in Irland unter Grünland ohne Moore in den ersten 30 cm Tiefe bei 145 t ha^{-1} . In der vorliegenden Arbeit wird ein durchschnittlicher Wert der Kohlenstoffvorräte in Niedersachsen unter Grünland ohne Moore von 85 t ha^{-1} berechnet. Mit Mooren liegt der durchschnittliche Vorrat bei 165 t ha^{-1} . Der Wert liegt zwar deutlich niedriger als in Irland, was jedoch auf Grund des wesentlich feuchteren Klimas und damit der stärkeren Vernässung der Böden in Irland auch zu erwarten ist.

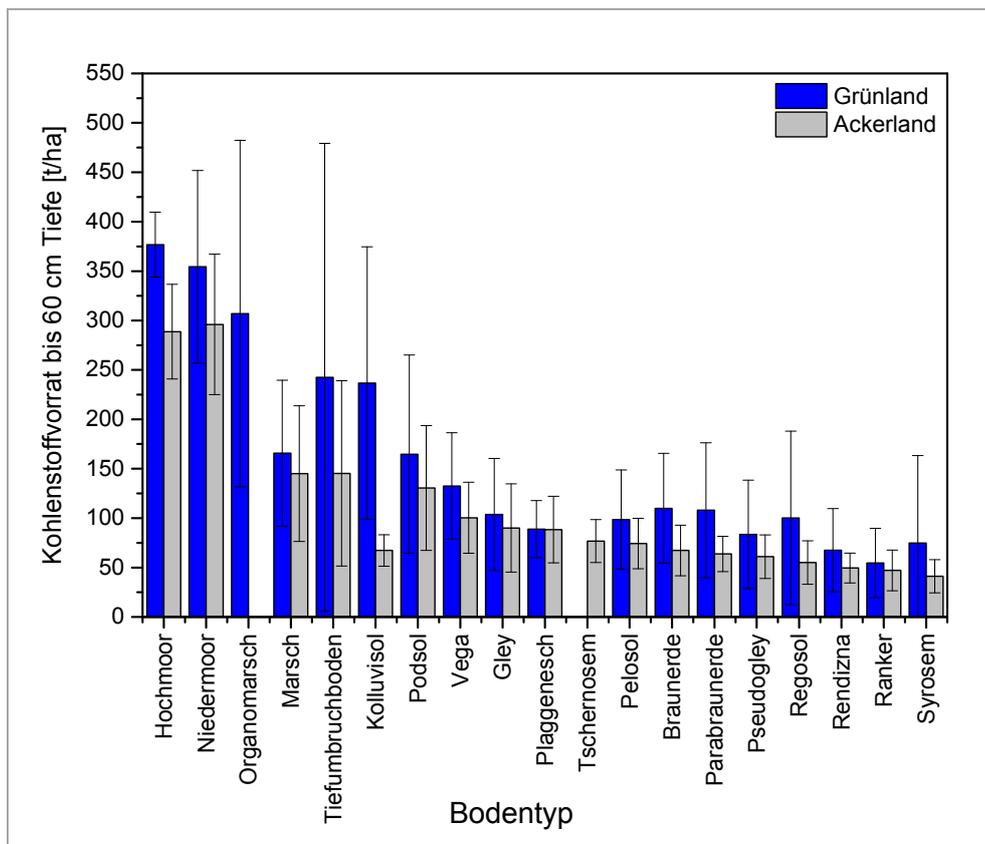
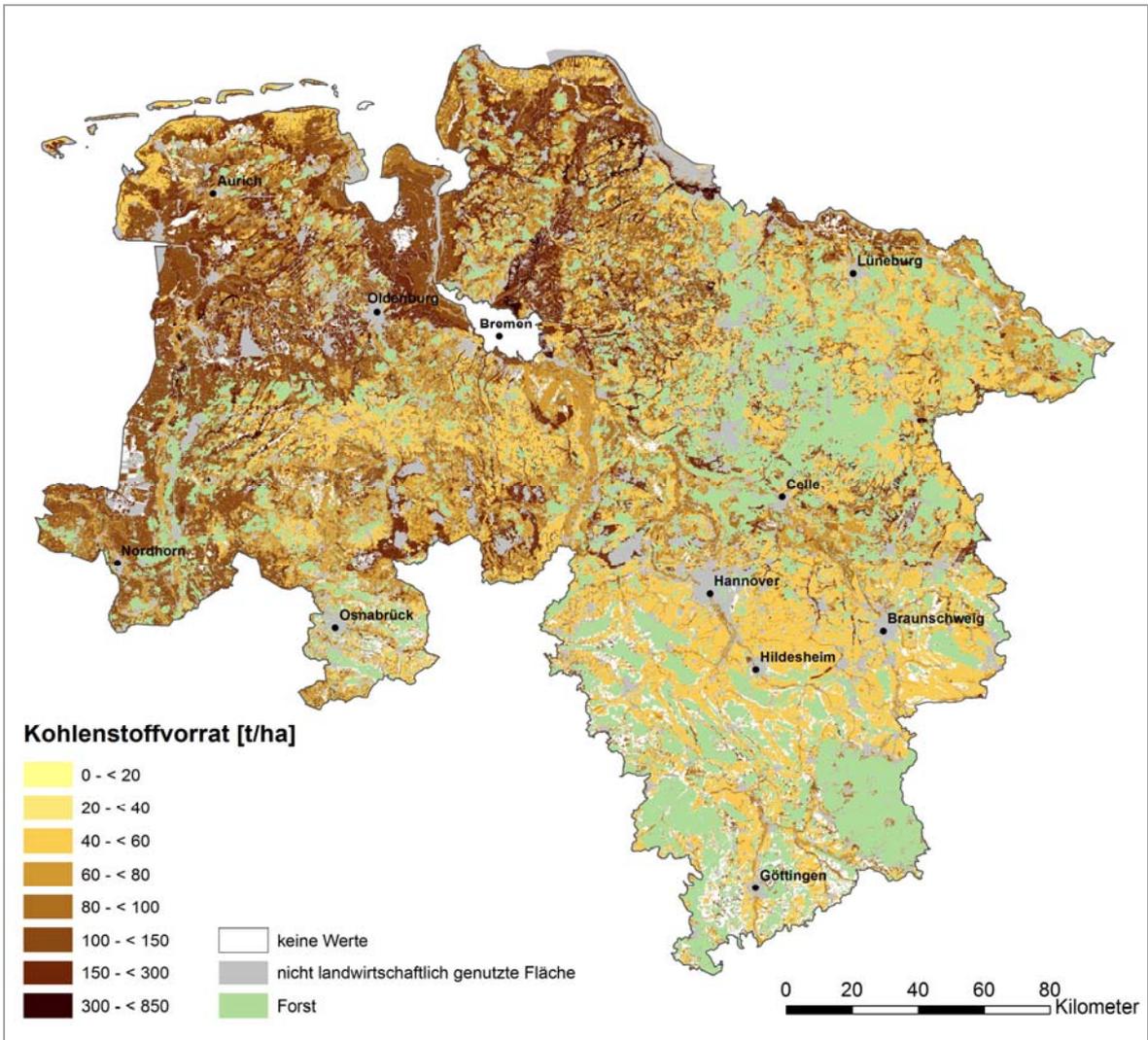


Abb. 21: Kohlenstoffvorräte der BÜK50-Leitprofile, gruppiert in Hauptbodentypen und differenziert nach Nutzung.

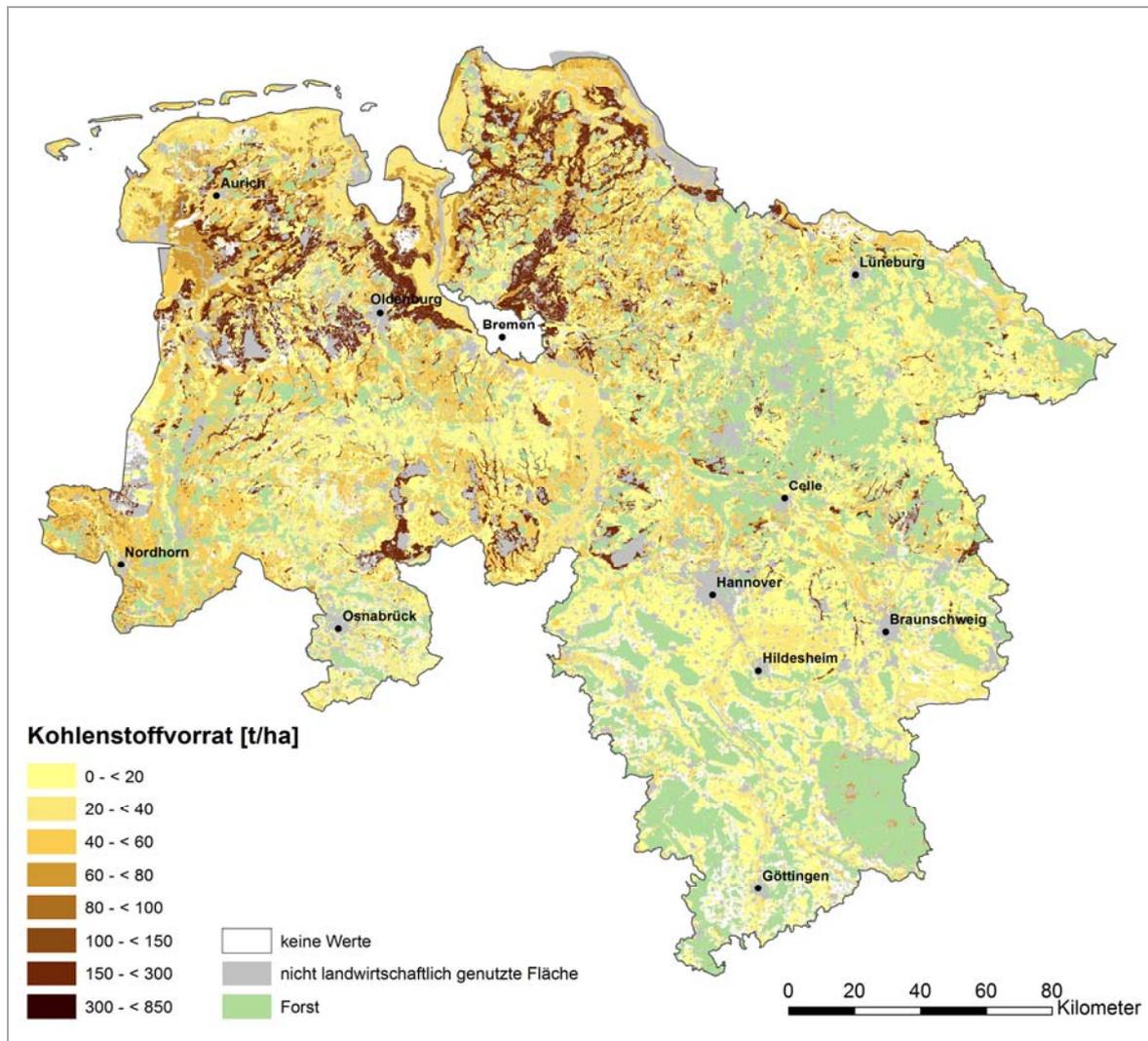
Abbildung 21 zeigt die Verteilung der Kohlenstoffvorräte von 0 bis 60 cm Tiefe, aufgeteilt in Bodentypen, ohne Klimaregionalisierung und über alle Bodenarten gemittelt. Moore und Organomarschen besitzen die höchsten Kohlenstoffvorräte. Eine zweite Gruppe mit pedogen höheren Gehalten sind die Marschen, Podsole und Treptosole. Gleye, Vegene und Plaggenesche sowie Tschernoseme besitzen unter Acker noch höhere Vorräte gegenüber den terrestrischen Böden, insbesondere den gering entwickelten Böden, bei denen erwartungsgemäß die geringsten Vorräte zu finden sind. Hier ist die Vernässung auch am geringsten.

Auffällig sind auch die hohen Unterschiede zwischen Grün- und Ackerland, insbesondere bei den terrestrischen Böden. In dieser Gruppe dürften die Vorräte für Grünland leicht überschätzt sein. Die größere Unsicherheit der Werte unter Grünland zeigt sich in den höheren Fehlern, die auf einer kleinen Analysenanzahl beruhen. Für eine verbesserte Differenzierung dieser Gruppe sind weitere Kohlenstoffanalysen von Grünlandprofilen erforderlich. Der Unterschied zwischen den Acker- und Grünlandstandorten dürfte zudem wieder auf die Nutzung der vernässteren Standorte als Grünland zurückzuführen sein. Die Leitprofile der BÜK50 unterscheiden sich bei Grün- und Ackerland ausschließlich im Oberboden (Ah = 0–20 cm, Ap = 0–30 cm).

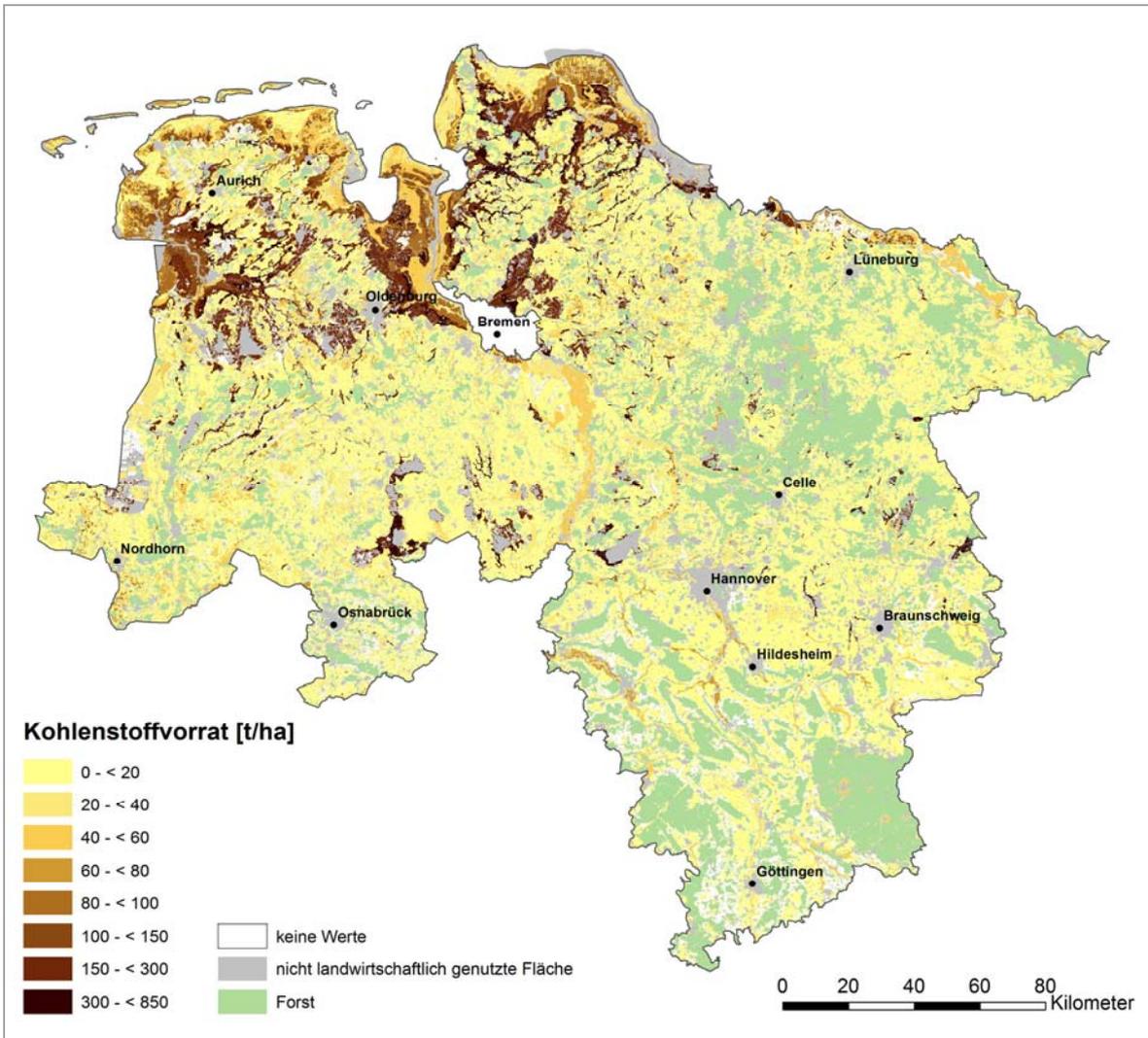
Die regionalisierten Kohlenstoffvorräte sind in den Karten 6–9 für vier Tiefenstufen dargestellt. Im Oberboden ist ein Nordwest-Südost-Gradient mit abnehmenden Kohlenstoffvorräten erkennbar, mit den kohlenstoffreichen Mooren und Marschen in Nordwesten und den terrestrischen Böden im Südosten. Im Unterboden weisen die Moore und Marschen weiter hohe Kohlenstoffvorräte auf, während bei den meisten anderen Böden die Kohlenstoffvorräte im Unterboden nur noch gering sind.



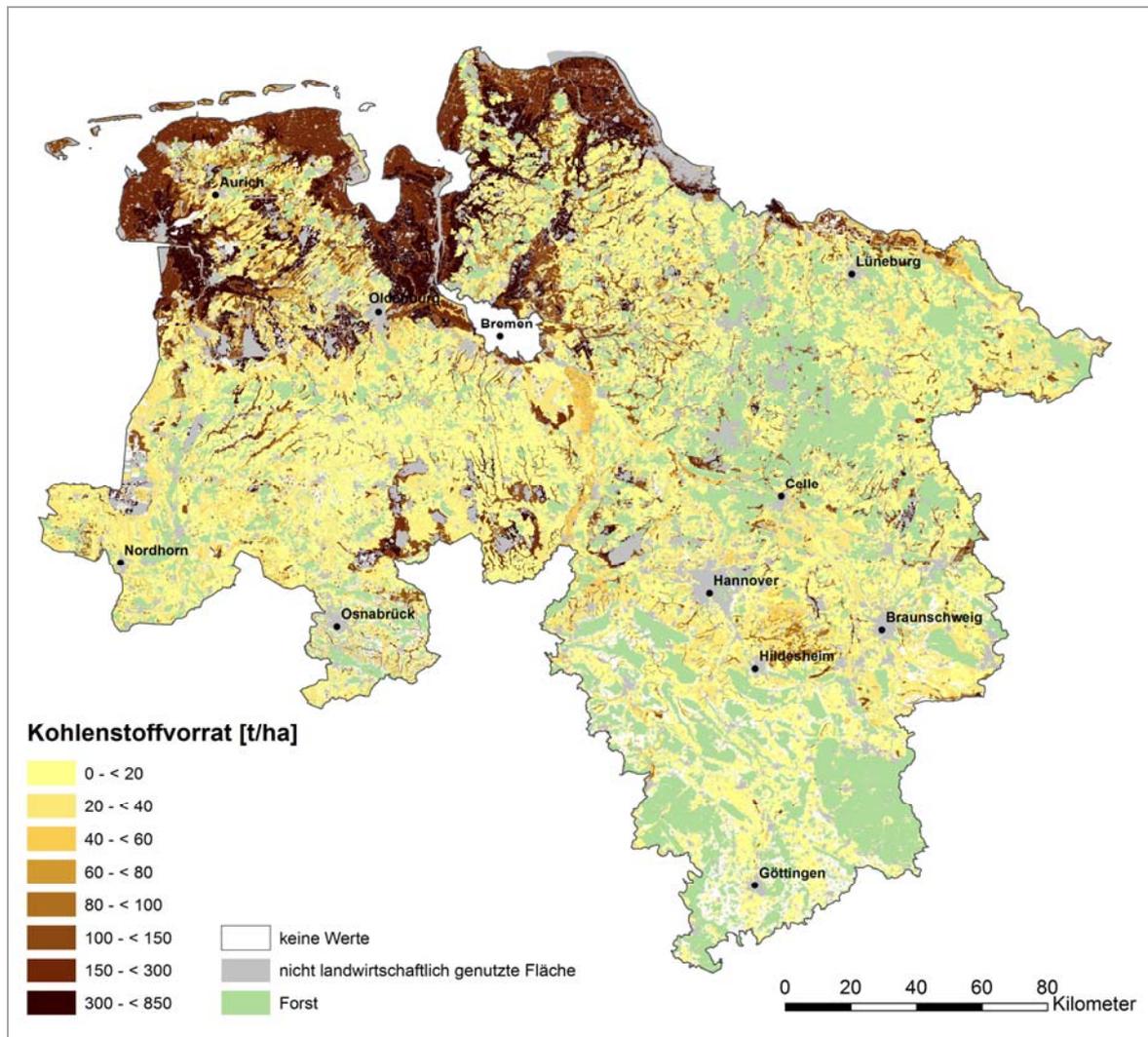
Karte 6: Kohlenstoffvorräte in 0–30 cm Tiefe für landwirtschaftlich genutzte Böden Niedersachsens.



Karte 7: Kohlenstoffvorräte in 30–60 cm Tiefe für landwirtschaftlich genutzte Böden Niedersachsens.



Karte 8: Kohlenstoffvorräte in 60–100 cm Tiefe für landwirtschaftlich genutzte Böden Niedersachsens.



Karte 9: Kohlenstoffvorräte in 100–200 cm Tiefe für landwirtschaftlich genutzte Böden Niedersachsens.

8 Quantifizierung der Kohlenstoffvorratsveränderungen nach Landnutzungsänderungen

Die Landnutzung ist ein wichtiger Faktor des Kohlenstoffgleichgewichts zwischen Input und Abbau der organischen Substanz in Böden. Im Vergleich zu Ackerland kann sich unter Grünland ein höheres Kohlenstoffniveau einstellen. Ändert sich die Landnutzung, wird dadurch auch das Gleichgewicht verschoben, und so werden durch einen Grünlandumbruch große Mengen CO₂ freigesetzt.

Grünland erfährt durch Regelungen der EU-Agrarpolitik einen besonderen Schutz. Die Cross-Compliance-Vorgaben untersagen weitere Grünlandumbrüche bzw. stellen sie unter Genehmigungsvorbehalt, wenn der Rückgang der Dauergrünlandflächen auf Mitgliedsländerebene 5 % gegenüber dem Referenzjahr 2003 übersteigt. 2009 wurden in Niedersachsen die 5 % bereits überschritten, worauf die Landesregierung die Verordnung zur Erhaltung von Dauergrünland erlassen hat; damit galt praktisch ein absolutes Grünlandumbruchsverbot (NIEDERSÄCHSISCHER LANDTAG 2011). Durch die Vermeidung von CO₂-Emissionen ist der Schutz von Dauergrünland Klimaschutzziel.

Wie groß ist die Wirkung des Grünlandumbruchsverbots auf die CO₂-Bilanz von Niedersachsen? Zu diesem Zweck wurde in der Arbeit eine vereinfachte Modellierung zum Ausmaß der Veränderungen der Kohlenstoffvorräte und damit auch der CO₂-Emissionen vorgenommen. Wie viel CO₂ kann durch eine konsequente Durchsetzung des Verbotes eingespart werden, und was passiert, wenn weiterhin Grünlandumbrüche stattfinden?

Die europäische Agrarpolitik sieht auch in der Zukunft vor, Grünland zu schützen und weiter zu stärken. Durch politische Entscheidungen zur Förderung des Grünlands könnte es zu einer stärkeren Umwandlung von ackerbaulich genutzten Flächen in Grünland kommen. Deshalb soll auch untersucht werden, wie hoch das damit verbundene CO₂-Retentionsvermögen ist. Das Retentionspotenzial beschreibt,

wie viel CO₂ aus der Atmosphäre entzogen und als Kohlenstoff in Form von organischer Bodensubstanz im Boden durch die Landnutzungsänderung zusätzlich gespeichert werden kann.

Aussagen über die Veränderungen des Kohlenstoffvorrats nach Landnutzungsänderungen zu treffen, ist mit einigen Unsicherheiten verbunden. So wirken sich verschiedene Umweltbedingungen wie der Bodentyp, die Textur, die klimatischen Bedingungen, die Nettoprimärproduktion, aber auch die Pflanzenart und die Intensität der Bewirtschaftung auf die zeitliche und quantitative Dimension der Zu- oder Abnahme des Vorrates aus (POEPLAU et al. 2011).

Besonders die zeitlichen Dimensionen, in denen sich die Kohlenstoffveränderungen abspielen, müssen mit in die Berechnungen einbezogen werden. So werden für den deutschen Klimainventarbericht (UBA 2012) die Verluste gleichmäßig über 20 Jahre verteilt. Um jedoch genauer prognostizieren zu können, wie schnell sich ein Grünlandumbruchsverbot auswirkt, muss die Veränderung der Höhe der jährlichen Emissionen, die durch einen Grünlandumbruch auftreten, in die Betrachtung mit einbezogen werden.

POEPLAU et al. (2011) leiteten Carbon Response Functions (CRF) aus Regressionsmodellen ab, die beschreiben, wie sich die Kohlenstoffvorräte in Abhängigkeit von bestimmten Umweltbedingungen nach Landnutzungsänderungen verhalten. Für diese Funktionen wurden 95 Studien ausgewertet, die sich auf 322 Versuchsflächen auf mineralischen Böden in der gemäßigten Klimazone beziehen. Unter anderem wurden exponentielle Regressionsmodelle für die Landnutzungsänderung von Grünland zu Ackerland und umgekehrt hergeleitet.

Bei den CRF fließen verschiedene Umweltbedingungen in die Funktion ein. Bei einem Landnutzungswechsel von Grünland zu Ackerland und umgekehrt werden der Tongehalt und die Jahresmitteltemperatur als Variablen eingebunden. Die Formeln der spezifischen CRF setzen sich folgendermaßen zusammen:

Ackerland zu Grünland:

$$\Delta\text{SOC} = (93,77 - 0,09 * \text{clay} - 2,13 * \text{depth} + 16,02 * \text{MAT}) * (1 - \exp\left(-\frac{\text{age}}{78,82}\right)) \quad (2)$$

Grünland zu Ackerland:

$$\Delta\text{SOC} = (-40,98 + 0,13 * \text{clay} + 0,39 * \text{depth} - 1,05 * \text{MAT}) * (1 - \exp\left(-\frac{\text{age}}{3,35}\right)) \quad (3)$$

ΔSOC prozentuale Veränderung des Kohlenstoffvorrats pro Jahr nach einem Landnutzungswechsel

MAT Jahresmitteltemperatur (mean annual temperature) [°C]

clay Tongehalt [%]

depth Tiefe [cm]

Wie aus den Formeln zu erkennen ist, haben die einzelnen Variablen eine differenzierte Gewichtung, je nach Nutzungsänderung. So nimmt ΔSOC , absolut betrachtet, bei einem Landnutzungswechsel von Ackerland zu Grünland mit der Tiefe stärker ab. Bei der Landnutzungsänderung von Ackerland zu Grünland ist dies darauf zurückzuführen, dass die Wurzelproduktion und damit der Eintrag an organischer Bodensubstanz im oberen Bereich des Oberbodens am stärksten ist; mit der Tiefe nehmen die Zuwächse schnell ab. Bei einem Grünlandumbruch kommt es zu einer Umverteilung durch das Pflügen bis in 30 cm Tiefe, so dass hierdurch ein viel tieferer Eingriff in den Kohlenstoffhaushalt zu verzeichnen ist und die Kohlenstoffvorräte auch in tieferen Bereichen des Bodens beeinflusst werden.

Bei einem Landnutzungswechsel von Grünland zu Ackerland erfährt der Tongehalt eine höhere Gewichtung als umgekehrt. Wie in Kapitel 3.2 beschrieben, wird durch einen höheren Gehalt an Ton die Verweildauer durch differenzierte Prozesse erhöht.

Besonders auffällig ist der Faktor, der mit der MAT multipliziert wird. Er ist bei den CRF von Ackerland zu Grünland höher und hat somit einen stärkeren Einfluss auf die Kohlenstoffvorratsveränderung als bei einer Landnutzungsänderung von Grünland zu Ackerland. Daraus ist der hohe Einfluss der erhöhten Nettoprimärproduktion bei steigenden Temperaturen ersichtlich.

Diese Funktionen wurden in der vorliegenden Arbeit genutzt, um die Veränderungen der Kohlenstoffvorräte für Niedersachsen nach Landnutzungsänderungen für mineralische Böden zu modellieren. Eine Herleitung von CRF für organische Böden wurde von Poeplau et al.

(2011) nicht vorgenommen, weshalb sich auch diese Arbeit auf die mineralischen Böden beschränkt.

Landnutzungsänderungen können Auswirkungen auf den Kohlenstoffvorrat bis in eine Tiefe von 80 cm haben. Die größten Veränderungen treten jedoch im Oberboden auf (POEPLAU & DON 2013). Aus diesem Grund sollen die Kohlenstoffveränderungen bis in eine Tiefe von 60 cm berechnet werden. In dieser Tiefenstufe liegt außerdem in den Ausgangsdaten der regionalisierten Kohlenstoffvorräte eine gute Flächenabdeckung vor, und die hergeleiteten Kohlenstoffvorräte der Leitprofile besitzen zum Großteil eine gute Qualität (s. Kap. 8.8)

8.1 Modellierung der Kohlenstoffvorratsveränderungen in ArcGIS

Die Modellierung der Veränderung der Kohlenstoffvorräte bei Landnutzungsänderung erfolgte über ArcGIS. Um eine Automatisierung für das Modell zu erreichen, wurde der Model-Builder verwendet. Mit diesem Tool können Geoverarbeitungswerkzeuge zu Prozessketten zusammengeführt werden, die im Anschluss automatisiert durchgeführt werden. Die Verarbeitungsschritte erfolgen auf der Ebene von Rasterdaten. Die Kohlenstoffverluste werden für die Tiefenstufen 0–30 und 30–60 cm berechnet.

Das Zentrum des erstellten Modells bildet der Raster Calculator, mit dessen Hilfe komplexe Berechnungen durchgeführt werden können. Wie in Abbildung 22 zu erkennen ist, setzt sich die Berechnung aus zwei Schritten zusammen. Im ersten Schritt wird die gesamte Kohlenstoff-

vorratsveränderung in einem bestimmten Zeitraum (Δ SOC) berechnet. Für die Berechnung von Δ SOC wurden die verschiedenen Variablen (Clay, MAT) der CRF bestimmt. Die räumlich differenzierten Variablen müssen in Rasterdatensätzen vorliegen.

Zum einen wurde der Tongehalt aus den Profilinformationen der BÜK50 hergeleitet. Für jeden Horizont der Leitprofile sind Schätzungen der Feinbodenarten hinterlegt. Aus dem Korngrößendreieck wurde aus dieser Information ein mittlerer Tongehalt abgeleitet. Da Δ SOC für feste Tiefenstufen berechnet wurde und die Tongehalte nur horizontbezogen vorliegen, muss bei einer Tiefenstufe, die zwei oder mehrere Horizonte beinhaltet, ein gewichteter Mit-

telwert des Gehaltes an Ton gebildet werden. Auf diese Weise wurden für jedes Polygon Tongehalte der Tiefenstufen 0–30 cm und 30–60 cm berechnet. Im Anschluss wurden diese in Rasterdatensätze umgewandelt.

Zum anderen wurden für die Bestimmung der MAT die langjährigen Klimadaten auf Grundlage der zuständigen Bereiche der Klimastationen für Niedersachsen herangezogen. Die Jahresmittelwerte wurden daraufhin zu einem Rasterdatensatz konvertiert.

Die Tiefe, für die Δ SOC berechnet werden soll, stellt den mittleren Wert der jeweiligen Tiefenstufe dar (15 und 45 cm).

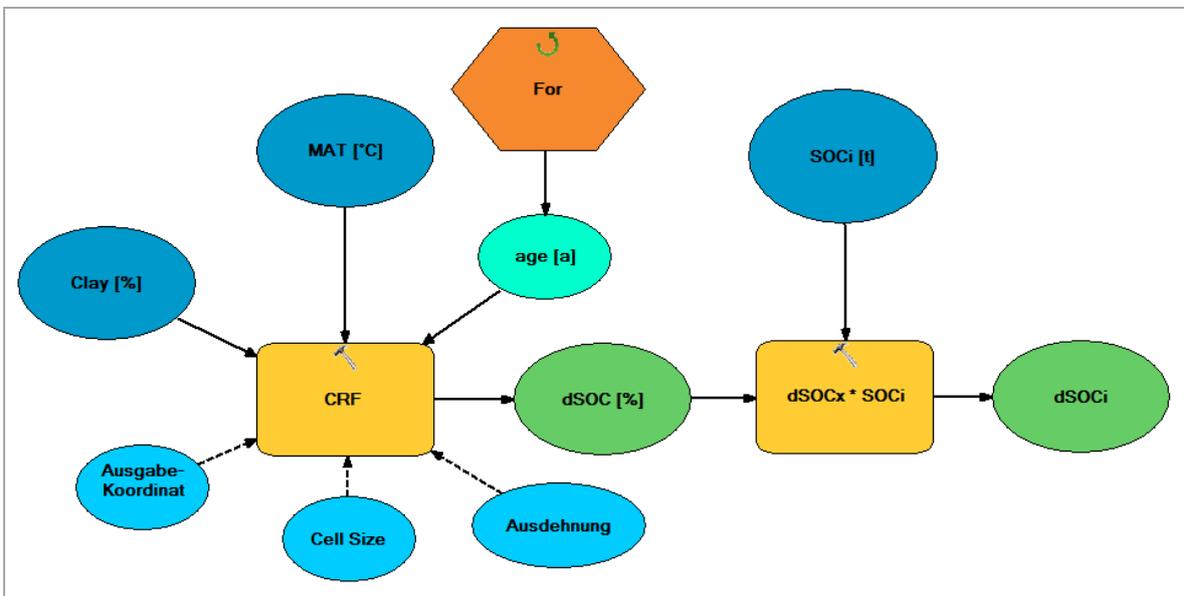


Abb. 22: Ausführung des in ArcGIS erstellten Modells zur Berechnung der Veränderung der Kohlenstoffvorräte.

Die Zeit stellt, räumlich gesehen, die veränderbare Einflussgröße bei gleich bleibenden Standortbedingungen in einer bestimmten Tiefe dar. Um Zeitreihen automatisiert berechnen zu können, wird ein For-Iterator in die Berechnung eingebunden. So können Zeitreihen mit definiertem Anfang und Ende als Faktor mit in die Berechnung einfließen. Auf diese Weise wird Δ SOC für ein bestimmtes Jahr nach einem Landnutzungswechsel berechnet.

Im zweiten Schritt wird dieser Prozentsatz der Veränderung mit den initialen Kohlenstoffvorräten (SOC_i), welche durch die regionalisierten Kohlenstoffvorräte dargestellt werden, multipliziert. Die regionalisierten Kohlenstoffvorräte wurden in einen Rasterdatensatz konvertiert und von t pro ha auf t pro Zelle heruntergerechnet.

Durch die Multiplikation von Δ SOC mit SOC_i können so die totalen Mengen der Kohlenstoffveränderung in Tonnen pro Zelle für einen bestimmten Zeitraum quantifiziert werden. Über den Befehl Zonal Statistics wurden nun alle Zellenwerte aus ganz Niedersachsen für jedes Jahr aufsummiert und daraus die veränderten Mengen an Kohlenstoff für die einzelnen Tiefenstufen pro Jahr berechnet.

Im Anschluss wurden die Veränderungen der Kohlenstoffvorräte von 0 bis 30 und von 30 bis 60 cm aufsummiert und mit dem Faktor 3,66 in t CO₂ konvertiert.

8.2 Auswirkungen des Grünlandumbuchsverbots auf die CO₂-Emissionen aus mineralischen Böden

Insgesamt sind in den ersten 30 cm 105 Mt Kohlenstoff unter Grünland in Niedersachsen gespeichert, wovon knapp 45 % in mineralischen Böden gebunden vorliegen. Ein Teil dieser Vorräte kann nach Grünlandumbrüchen als CO₂ freigesetzt werden.

Wie viel jährlich freigesetzt wird, hängt von der Rate der Grünlandumbrüche ab. Jedoch ist die Umbruchrate nur mit einer hohen Unsicherheit zu ermitteln. Zum einen werden in den statistischen Auswertungen des Landesbetriebes für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen (LSKN) nur Nettoveränderungen dargestellt. Hierbei kann nicht zwischen Grünlandumbruch und anderweitiger Nutzungsänderung unterschieden werden. Zum anderen sind die Auswertungsgrundlagen meist nicht ausreichend. Werden die Auswertungen auf Grundlage der Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVe-

KoS) der Europäischen Union vollzogen, kann es dort zu einem scheinbaren Grünlandverlust kommen, wo Flächen nicht mehr für Direktzahlungen gemeldet werden (NITSCH, OSTERBURG & ROGGENDORF 2009).

In einer Auswertung von NITSCH, OSTERBURG & ROGGENDORF (2009) für die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz, der eine detaillierte Berechnungsgrundlage aus GIS-Daten und InVeKoS-Daten zugrunde liegt, wurde ein Grünlandumbruch von 2005 zu 2007 zwischen 1,2 und 3,6 % hergeleitet. Jährlich würde dies Umbruchsraten von 0,6 bis 1,8 % entsprechen.

Werden die Zahlen aus dem gesamten Verlust, der Zunahme von Ackerland und der Abnahme von Grünland aus den Daten des LSKN (s. Tab. 6) abgeleitet, wird eine Umbruchrate von etwa 1,2 % zwischen 2001 und 2010 errechnet; diese liegt im Rahmen der Literaturdaten. Da jedoch nicht genau auf eine Umbruchrate geschlossen werden kann, wird im Folgenden mit Umbruchsraten von 0,8, 1,2 und 1,6 % gerechnet. Zwischen den Jahren liegt eine hohe Variabilität bei den Umbruchsraten vor. Allerdings kann diese mit den vorliegenden Daten nicht ausreichend genau abgeschätzt werden, weshalb sie unberücksichtigt blieb und eine mittlere jährliche Umbruchrate für die Berechnungen verwendet wurde. Zudem fehlen die Informationen, welche Flächen tatsächlich umgebrochen wurden, was regional sehr unterschiedlich ausfallen kann. Deshalb wurde in der Arbeit angenommen, dass sich der Grünlandumbruch gleichmäßig auf die Grünlandfläche verteilt. Hierbei stellt die Modellierung der CO₂-Emissionen jedoch eher eine konservative Abschätzung dar, da kohlenstoffreichere Böden in der Vergangenheit bevorzugt umgebrochen wurden.

Tab. 6: Flächenveränderung der landwirtschaftlich genutzten Flächen Niedersachsens nach den Daten des LSKN.

| Jahre | Gesamt [ha] | Ackerland [ha] | Grünland [ha] |
|-------|-------------|----------------|---------------|
| 2001 | 2 652 110 | 1 805 254 | 824 454 |
| 2003 | 2 618 540 | 1 816 249 | 781 484 |
| 2005 | 2 634 500 | 1 874 191 | 741 416 |
| 2007 | 2 618 470 | 1 864 964 | 734 634 |
| 2010 | 2 577 020 | 1 863 850 | 693 042 |

Als Referenzjahr für die Berechnungen wurde das Jahr 2010 herangezogen, da für dieses Jahr die aktuelle nutzungsspezifische Flächenausdehnung der landwirtschaftlichen Nutzflächen Niedersachsens vorliegt und ab 2009 ein absolutes Umbruchsverbot herrscht. Auf dieser Grundlage wurde der Kohlenstoffverlust für ganz Niedersachsen für alle mineralischen Böden bei anhaltendem Grünlandumbruch und bei Grünlandumbruchsverbot ab dem Jahr 2010 berechnet.

Abbildung 23 zeigt beispielhaft für das Referenzjahr 2010 die CO₂-Emissionen, die durch Umbrüche innerhalb eines Jahres bei unterschiedlichen Umbruchsrate verursacht wurden. Die Ergebnisse zeigen die zeitlich exponentielle Abnahme der jährlichen Emissionen.

Die größten Verluste treten im ersten Jahr auf und nehmen exponentiell ab. Beruhend auf dem Modellansatz sind nach sieben Jahren schon 90 % der gesamten CO₂-Emissionen erfolgt. Nach 17 Jahren hat sich ein neues Kohlenstoffgleichgewicht eingestellt, und es kommt zu keinen weiteren Kohlenstoffverlusten. Insgesamt liegen die kumulierten Emissionen für einen Grünlandumbruch im Jahr 2010 je nach Umbruchsrate zwischen 840 und 1 680 kt CO₂ (s. Abb. 23). Die größten Verluste sind in der Tiefenstufe von 0 bis 30 cm zu verzeichnen. Hier werden nach dem Modellansatz 74 % der CO₂-Emissionen nach einem Grünlandumbruch freigesetzt. Dies ist zum einen auf die höheren Kohlenstoffvorräte in dieser Tiefenstufe und zum anderen auf die mit der Tiefe abnehmende Δ SOC zurückzuführen.

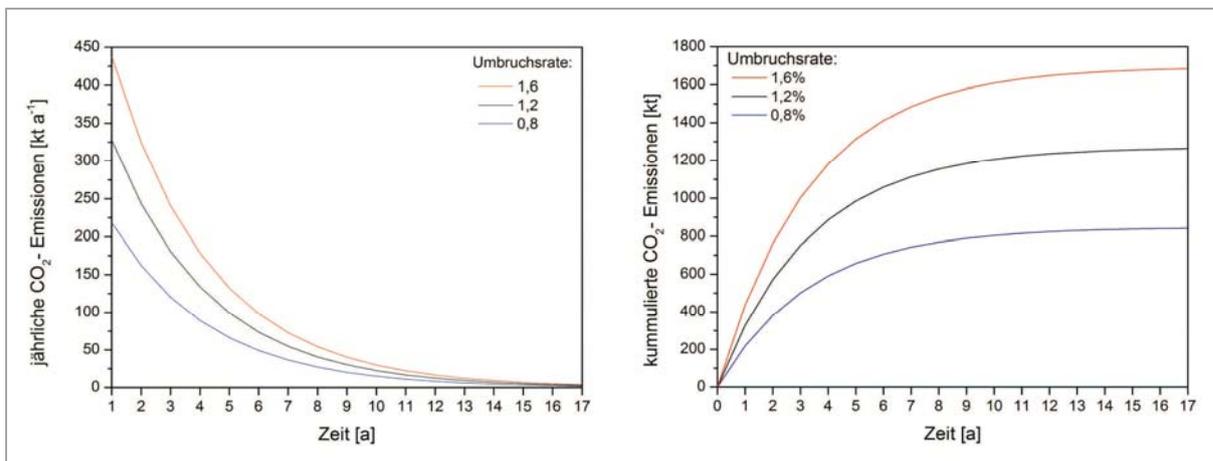


Abb. 23: CO₂-Emissionen in 17 Jahren nach einem Grünlandumbruch im Jahr 2010 mit differenzierten Umbruchsrate (links: jährliche Emissionen, rechts: kumulierte Emissionen).

Neben den räumlich nicht veränderbaren Variablen, der Zeit und der Tiefe, fließt in das Modell von POEPLAU et al. (2011) auch der Tongehalt ein, der eine wichtige Rolle für die räumliche Differenzierung der Kohlenstoffvorratsveränderung spielt. In den Berechnungsgrundlagen variiert der Tongehalt zwischen 0 und 55 %. Die Differenz von Δ SOC von einem Tongehalt von 55 zu 0 % beträgt nach 17 Jahren 8 % (s. Abb. 24). Dies wurde bei einer MAT von 8 °C und einer Tiefe von 15 cm berechnet. Ein höherer Tongehalt verlangsamt damit den Abbau von Kohlenstoff. Sind die Kohlenstoffvorräte nach fünf Jahren bei einem Tongehalt von 55 % um 28 % zurückgegangen, liegt der

Verlust im gleichen Zeitraum bei einem Tongehalt von 0 % schon bei 34 %.

Auch die Temperaturabhängigkeit des Kohlenstoffgleichgewichts wurde in dem Modell von POEPLAU et al. (2011) berücksichtigt, ist aber, wie die Ergebnisse zeigen, von untergeordneter Bedeutung. Die mittlere Jahrestemperatur schwankt regional in Niedersachsen zwischen 7,6 und 9,3 °C. Bei einem Mittel von 7,6 °C liegt der prozentuale Verlust des Kohlenstoffvorrates bei 41,8 % (s. Abb. 24). Wird der Verlust für eine höhere mittlere Jahrestemperatur von 9,3 °C bei gleichem Tongehalt (10 %) und gleicher Tiefe (15 cm) berechnet, erhöht er

sich nur geringfügig auf 43,6 %. Dies zeigt, dass die Höhe von Δ SOC im Modell zum großen Teil vom Tongehalt abhängig ist.

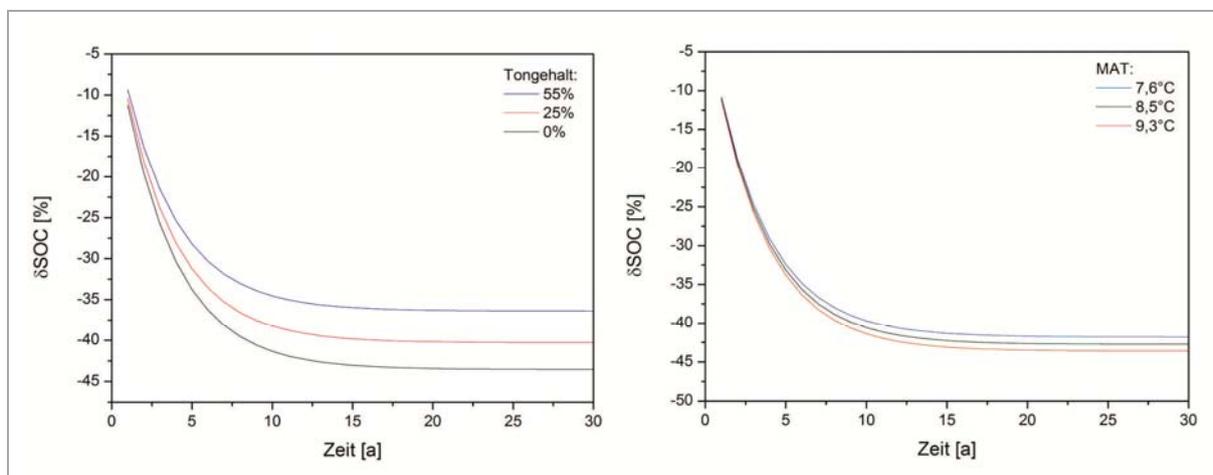
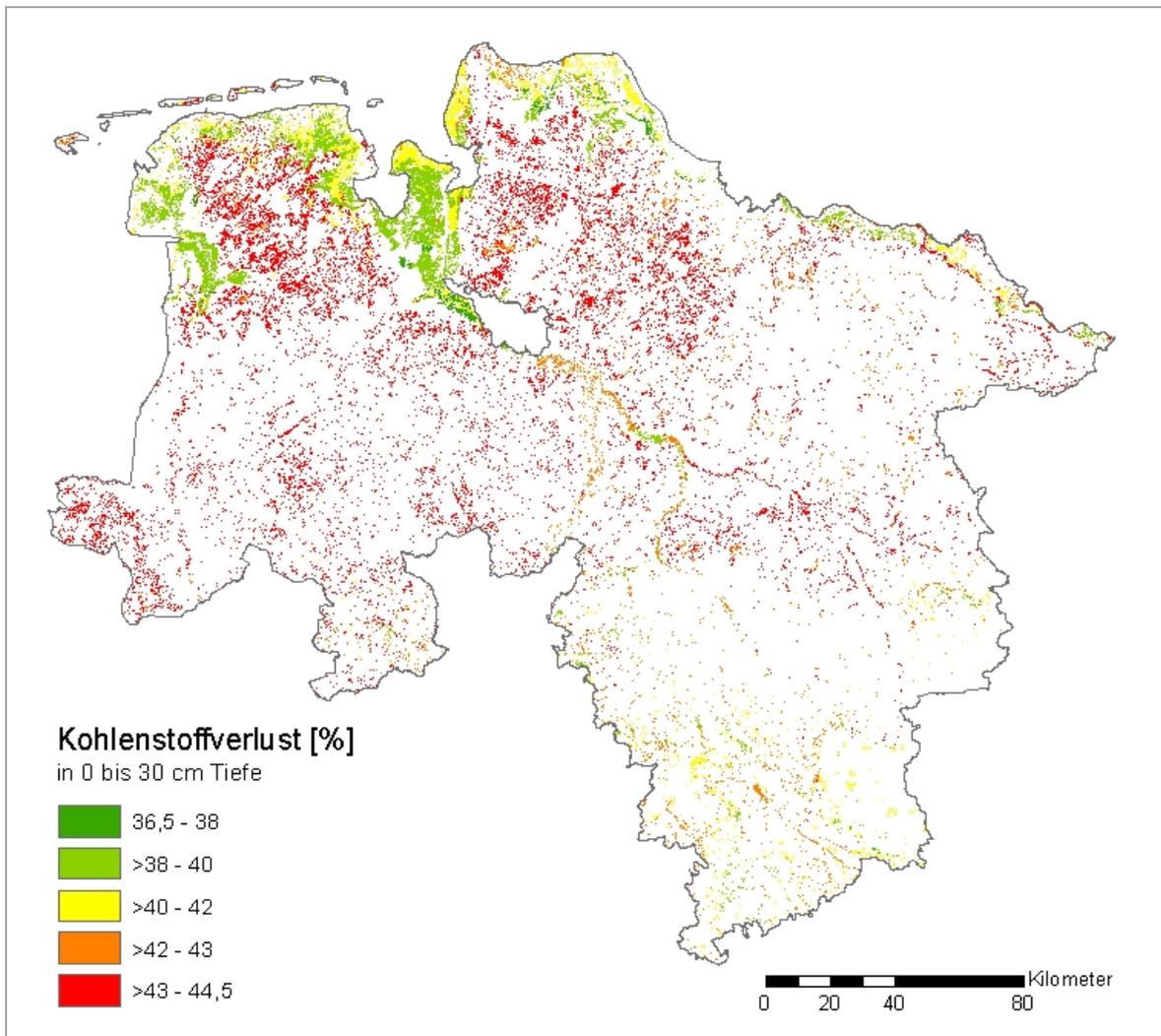


Abb. 24: Auswirkung der räumlichen Variablen auf den prozentualen Kohlenstoffvorratsverlust nach 30 Jahren.

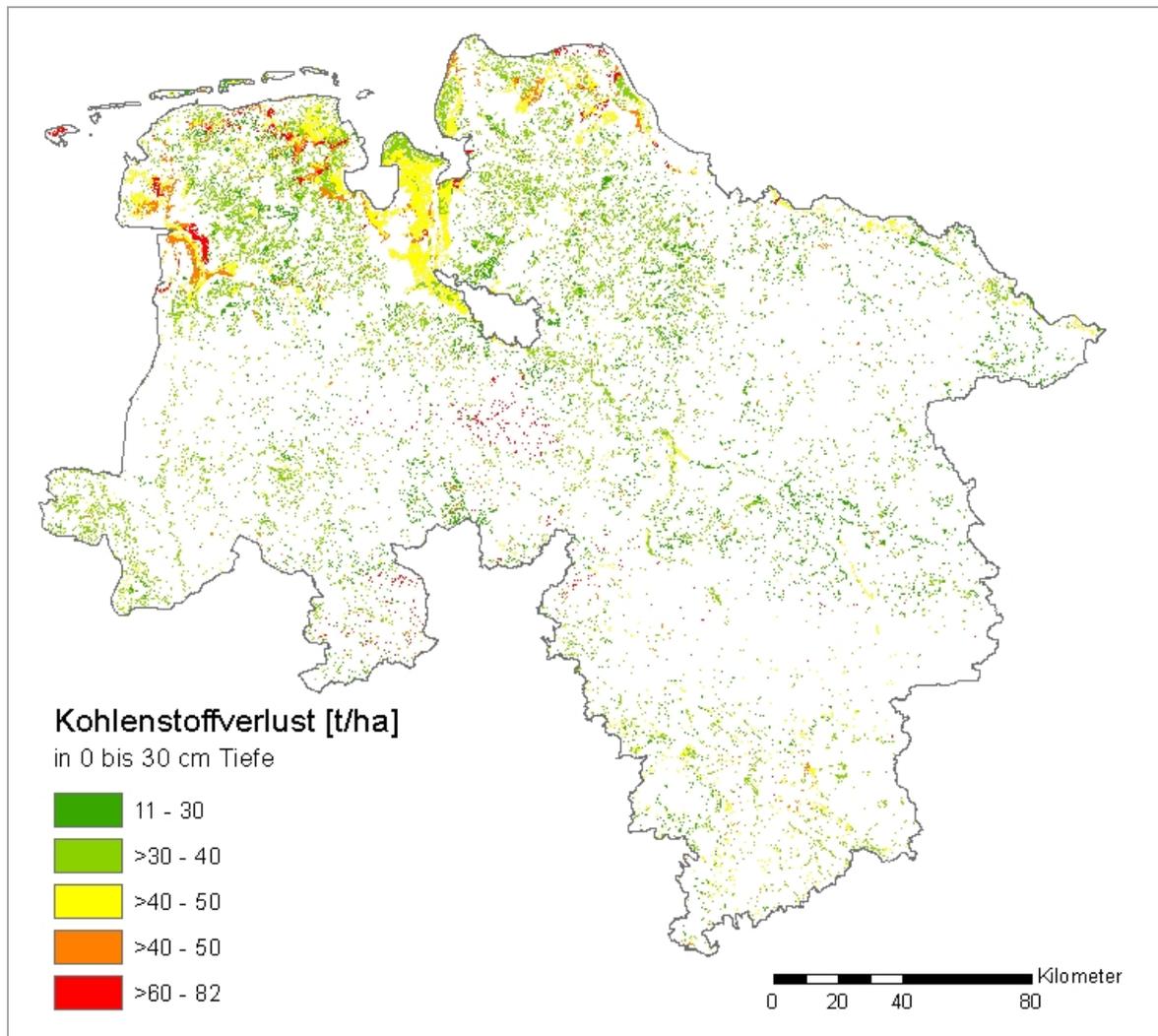
Die räumliche Verteilung der berechneten Δ SOC-Werte kann aus der Karte 10 abgelesen werden. Die höchsten Δ SOC-Werte entstehen aus diesen Gründen auf sandigen Substraten aus fluviatilen und glazifluviatilen Sedimenten. Auch auf Böden, die durch Flugsand- und Tal-sandablagerungen entstanden sind, werden hohe Werte an Δ SOC erreicht. Die niedrigsten Werte werden bei Bodentypen aus tonigeren Substraten erreicht. Diese treten in ganz Niedersachsen zum Beispiel bei Auenböden und flächendeckend bei den Marschen auf. Zusätzlich zu den tonigeren Substraten der Marschen sind die Temperaturen im Norden Niedersachsens niedriger. Diese beiden Faktoren führen dazu, dass die geringsten prozentualen Kohlenstoffverluste in den Marschen auftreten. Auch Pelosole, die jedoch flächenmäßig unbedeutend sind, haben auf Grund ihres hohen Tonanteils eher geringere Verluste als andere terrestrische Bodentypen.

Die höchsten totalen Verluste an Kohlenstoff durch Grünlandumbruch und damit auch die höchsten CO_2 -Emissionen sind jedoch abhängig vom initialen Kohlenstoffvorrat. Die Variabilität der Kohlenstoffverluste in Niedersachsen liegt zwischen 10 und 80 t ha^{-1} in 17 Jahren (s. Karte 11). Im Mittel liegt der Kohlenstoffverlust

bei $38 \pm 10 \text{ t ha}^{-1}$. Die höchsten Verluste werden bei Marschen verzeichnet, da sie genetisch höhere Kohlenstoffvorräte aufweisen. Zum Teil werden allerdings auch hohe Verluste für Gleye, Pseudogleye und Parabraunerden mit hohen Kohlenstoffgehalten in den Ah-Horizonten berechnet. In das Modell von POEPLAU et al. (2011) fließt allerdings nicht der wichtige Faktor der Vernässung und die Bodengenese ein, auch die Stabilisierung der organischen Substanz wird nur durch den Tongehalt berücksichtigt. Das Beispiel der Marschen zeigt die Schwächen des Modells: Während das Modell im Mittel für Marschen Kohlenstoffverluste von 60 t ha^{-1} ausweist, zeigen unsere Daten lediglich einen Nutzungsunterschied von etwa 20 t ha^{-1} zwischen den Vorräten unter Acker- bzw. Grünland. Der Unterschied dürfte, wenn gleiche Standortbedingungen vorausgesetzt wurden, noch geringer ausfallen, da auch bei den Marschen eher die ungünstigeren vernässten und damit kohlenstoffreicheren Standorte als Grünland genutzt werden. Das heißt, das Modell überschätzt voraussichtlich erheblich die potenzielle CO_2 -Freisetzung durch Grünlandumbruch auf vielen kohlenstoffreichen Standorten in Niedersachsen.



Karte 10: Prozentualer Verlust an Kohlenstoff in 17 Jahren nach einem Grünlandumbruch der mineralischen Böden im Jahr 2010 in einer Tiefe von 0–30 cm.



Karte 11: Gesamter Verlust in $t\ ha^{-1}$ an Kohlenstoff in 17 Jahren nach einem Grünlandumbruch der mineralischen Böden im Jahr 2010 in einer Tiefe von 0–30 cm.

Um die durch ein Grünlandumbruchsverbot eingesparten CO_2 -Emissionen zu berechnen, wurde der Vergleich zwischen einem prognostizierten anhaltenden Trend der Grünlandumbrüche der letzten Jahre ohne Verbot und einem Stopp von Grünlandumbrüchen ab dem Jahr 2010 herangezogen. Die Differenz zwischen den beiden Szenarien bildet das Einsparungspotenzial. Für die Berechnung wurde der errechnete Trend der Grünlandumbrüche in den letzten Jahren ($0,8\text{--}1,6\ \% a^{-1}$) in die Zukunft extrapoliert. Die CO_2 -Emissionen werden bereits bei dem angenommenen anhaltenden

Trend der Umbrüche immer geringer, da die Grünlandfläche, relativ gesehen, Jahr für Jahr abnimmt und damit auch der umgebrochene Flächenanteil. Die CO_2 -Emissionen innerhalb eines Jahres ergeben sich aus der Summe der jeweiligen Anteile der modellierten CO_2 -Emissionen der zurückliegenden 17 Jahre. Erfolgt kein Umbruch, entstehen in den Folgejahren keine zusätzlichen CO_2 -Emissionen mehr, sondern es fließen nur noch die Ausstöße aus nicht abgeschlossenem Kohlenstoffabbau der Vorjahre mit in die Summe des aktuellen Jahres ein.

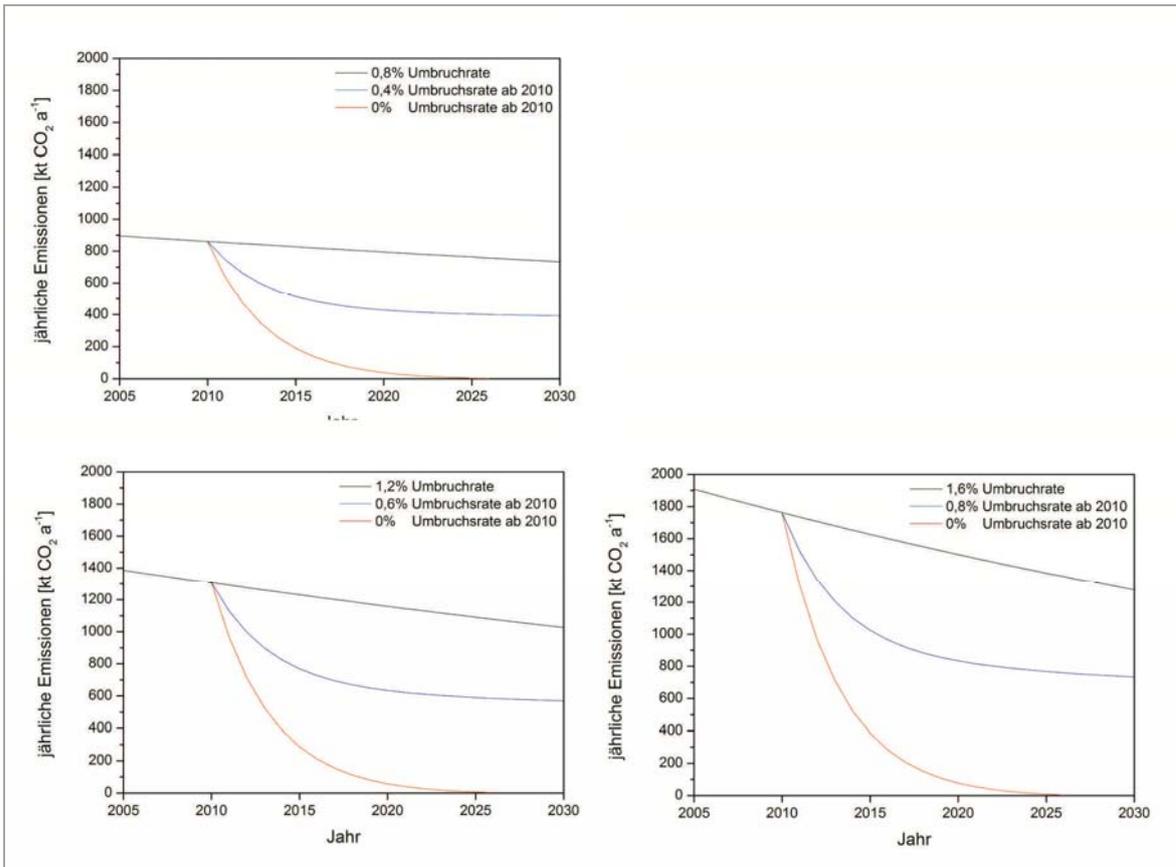


Abb. 25: Entwicklung der CO₂-Emissionen bei verschiedenen Grünlandumbruchsrate nach einem Grünlandumbruchsverbot oder der Senkung der Grünlandumbruchsrate um 50 %.

Das CO₂-Emissionsniveau im Referenzjahr 2010 schwankt bei einer angenommenen Spanne der Umbruchsrate von 0,8 bis 1,6 % a⁻¹ zwischen 860 und 1 700 kt CO₂ a⁻¹ (s. Abb. 25) und liegt im Mittel bei 1 300 kt CO₂ a⁻¹. Durch ein Grünlandumbruchsverbot könnten so die Emissionen in einer vergleichsweise geringen Zeit deutlich reduziert werden. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die CO₂-Emissionen im Jahr 2013 bei einem Stopp der Grünlandumbrüche seit 2010 halbieren würden. Insgesamt wären damit in diesem Zeitraum im Mittel 1 600 kt weniger Kohlendioxid emittiert worden. Bis 2020 würden sich bei denselben

Annahmen die CO₂-Emissionen im Mittel um 8 700 kt CO₂ verringern, mit einer Spanne von 5 900 bis 11 000 kt CO₂ bei Umbruchsrate von 0,8 und 1,6 % a⁻¹. Von 2010 bis 2030 würden sich die kumulierten Einsparungen noch verdoppeln. So könnten zwischen 13 500 und 25 000 kt CO₂ bei Umwandlungsrate von 0,8 bis 1,6 % a⁻¹ eingespart werden. Eine Reduzierung der Umbruchsrate um die Hälfte bewirkt anfänglich auch eine schnelle Reduktion der CO₂-Emissionen. Mit zunehmender Zeit stellt sich ein neues Emissionsniveau ein, das bei etwa 60 % des ursprünglichen Emissionsniveaus liegt.

Tab. 7: CO₂-Einsparungen bei einer Reduzierung der Umbruchrate auf 0 % und auf 50 %.

| Umwandlungsrate [%] | zurückgehaltene Menge CO ₂ [kt] | | | |
|-------------------------------------|--|--------|--------|--------|
| | Jahr | | | |
| | 2015 | 2020 | 2025 | 2030 |
| Reduzierung der Umbruchrate auf 0 % | | | | |
| 0,3 | 2 300 | 5 900 | 9 700 | 13 000 |
| 0,5 | 3 400 | 8 700 | 14 000 | 19 000 |
| 0,7 | 4 500 | 11 000 | 18 000 | 25 000 |
| Reduzierung der Umbruchrate um 50 % | | | | |
| 0,3 | 1 100 | 2 900 | 4 700 | 6 500 |
| 0,5 | 1 600 | 4 200 | 6 800 | 9 100 |
| 0,7 | 2 200 | 5 500 | 8 700 | 12 000 |

8.3 CO₂-Retentionspotenziale für einen Landnutzungswechsel von Ackerland zu Grünland

Die Landwirtschaft in Niedersachsen ist ein großer Emittent von Treibhausgasen. Für Klimaschutzmaßnahmen ist es deshalb wichtig, Szenarien zu berechnen, um deren Wirksamkeit abzuschätzen. Eine Klimaschutzmaßnahme könnte die verstärkte Extensivierung der Landwirtschaft sein und konkret die Umwandlung von Ackerland zu Grünland, wodurch zusätzlicher Kohlenstoff in den Böden gebunden werden kann.

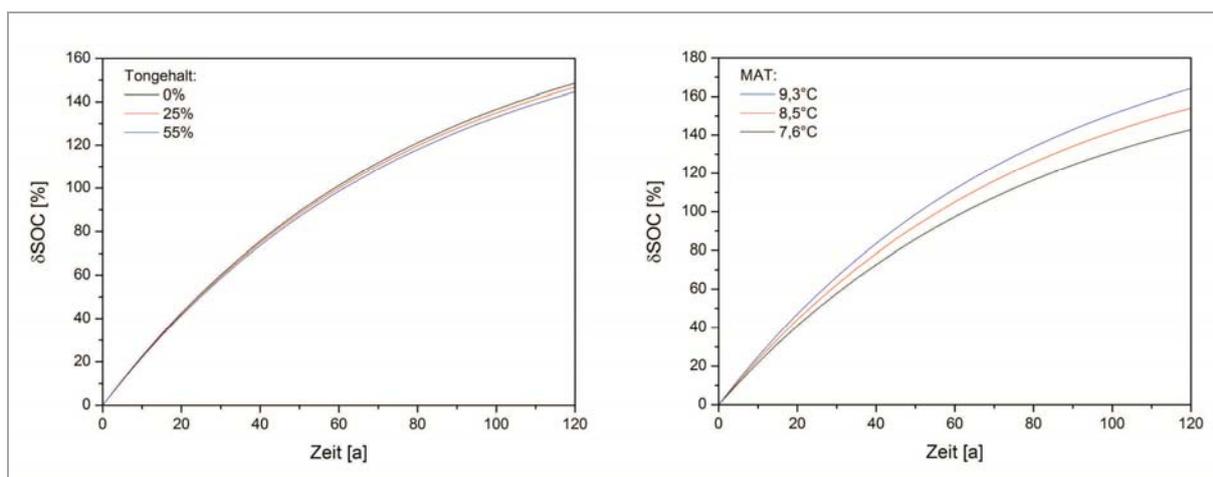


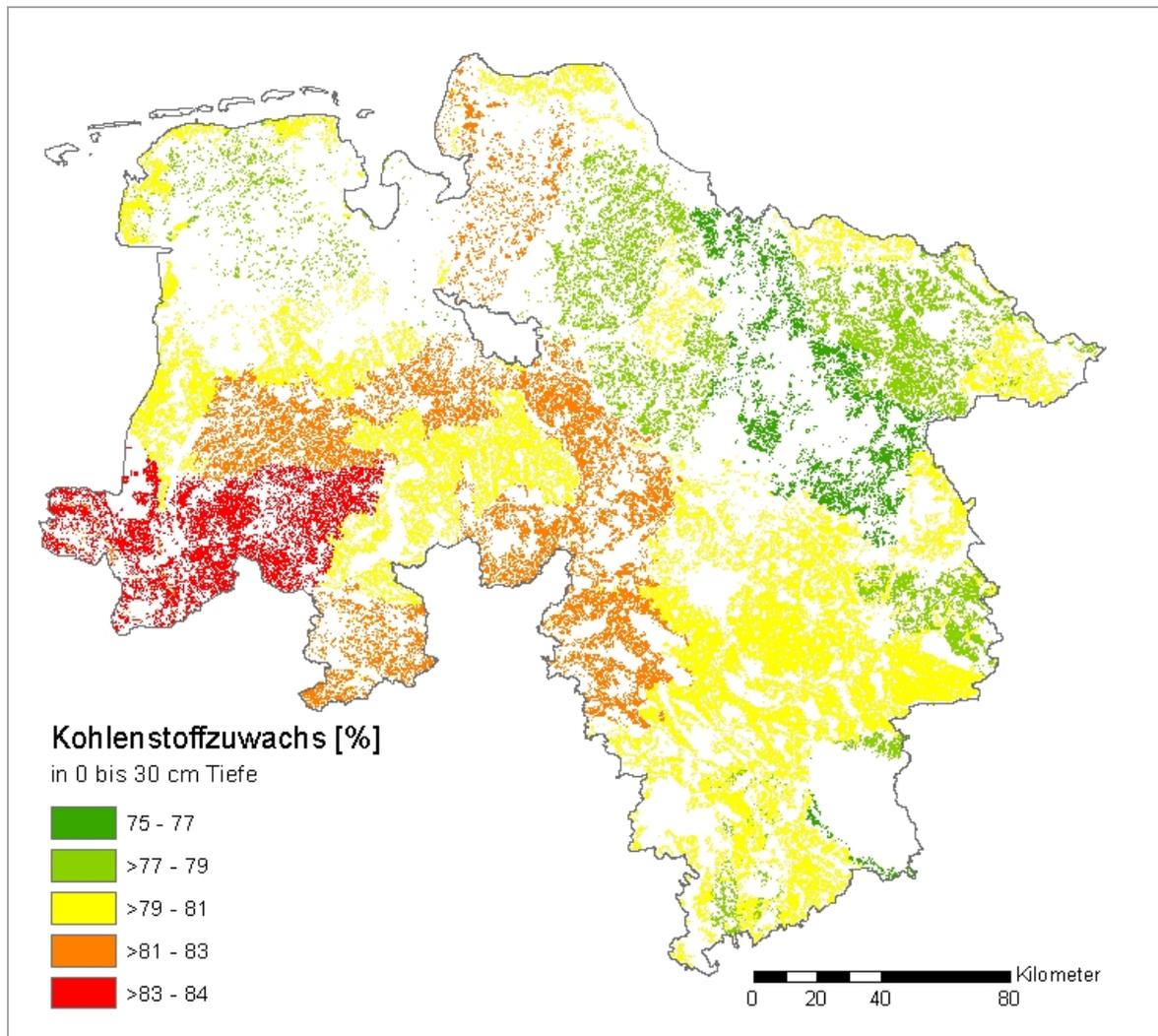
Abb. 26: Auswirkungen von Tongehalt und mittlerer Jahrestemperatur auf die prozentuale Kohlenstoffvorratsveränderung für Landnutzungswechsel von Ackerland zu Grünland.

In welcher Größenordnung liegen realistische Szenarien, die auch politisch umsetzbar sind? In der Berechnung von NITSCH, OSTERBURG & ROGGENDORF (2009) wurde ein Grünlandzuwachs von 2005 zu 2007 von 20 000 ha für die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz berechnet. Dies entspricht der Hälfte der Fläche der Grünlandumbrüche, die in dieser Zeit in diesen Regionen vorgenommen wurden. Das heißt, eine realistische Umwandlungsrate, die in der Praxis bereits angewendet wurde, liegt bei $0,6\% \text{ a}^{-1}$. Eine nachhaltige Umwandlung von Acker- zu Grünland ist allerdings nur durch politische Anreize zu erwarten. Am realistischsten sind dabei Szenarien, bei denen eine Erhöhung des Dauergrünlandanteils von 3 bis 7 % in einem Zeitraum von mehreren Jahren erreicht werden soll. Aus diesem Grund wurden die Retentionspotenziale mit Umwandlungsraten von 0,3, 0,5 und 0,7 % über zehn Jahre zwischen 2015 und 2025 gerechnet. Das Referenzjahr der Grünlandfläche für die Berechnung der CO_2 -Retentionspotenziale ist wieder das Jahr 2010, in der Annahme, dass auf Grund des Grünlandumbruchsverbots die Grünlandfläche nicht weiter abgenommen hat. Da die Kohlenstoffsequestrierung ein langfristiger Prozess ist, wird dieser für 120 Jahre berechnet.

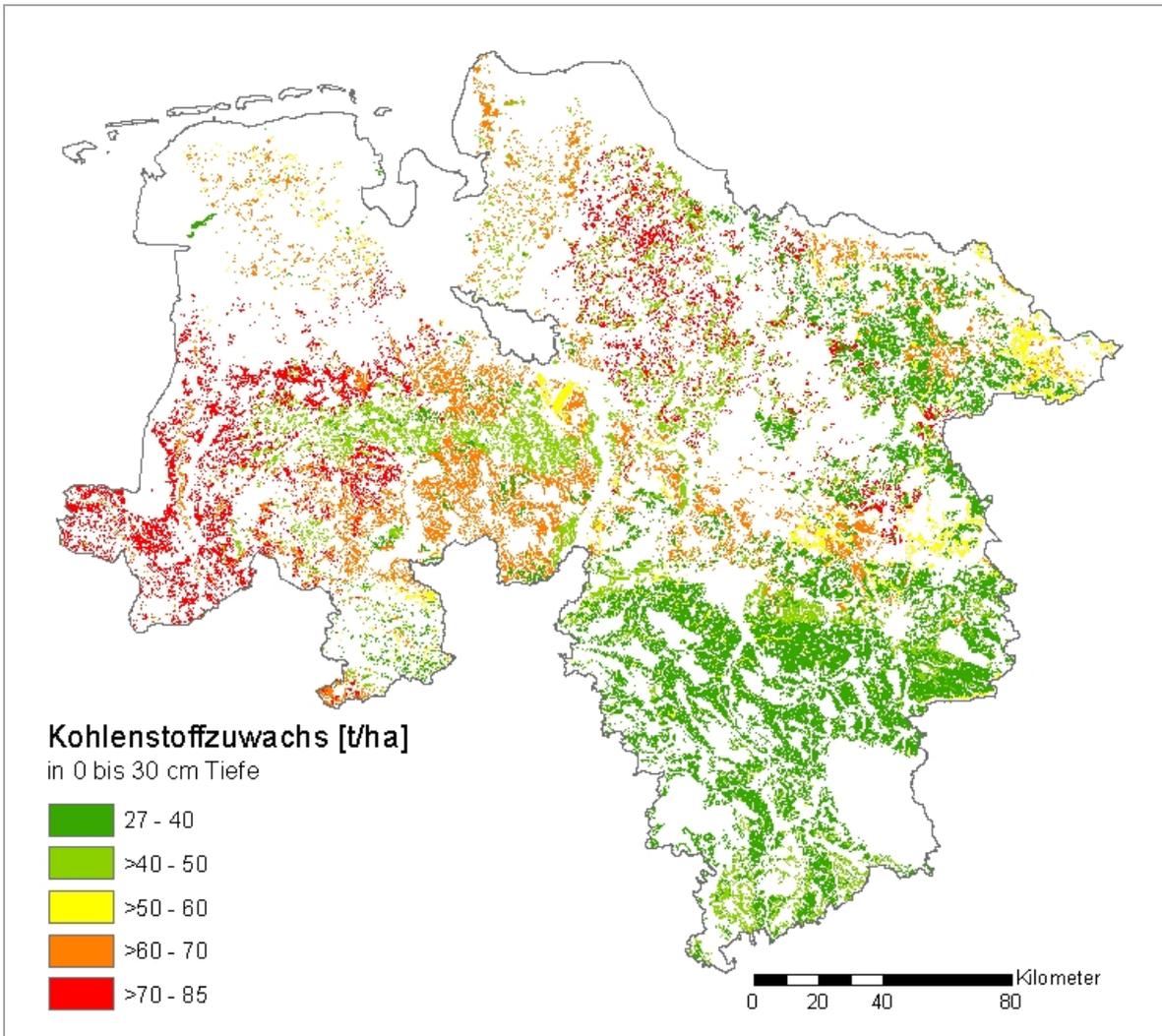
Die einzelnen Faktoren der verwendeten Funktion wirken sich wiederum sehr unterschiedlich auf das Ergebnis aus. Werden die prozentualen Kohlenstoffzuwächse nach 40 Jahren betrachtet (s. Karte 12), ist sehr deutlich der Einfluss der mittleren Jahrestemperatur auf ΔSOC zu erkennen. Wie in Abbildung 26 zu erkennen ist, wirkt sich der Tongehalt nur geringfügig auf die Kohlenstoffvorratsveränderung aus. Bei einem Tongehalt von 10 % und einer Tiefe von 15 cm ergibt sich bei der Änderung der mittleren Jahrestemperatur von $9,3\text{ }^\circ\text{C}$ auf $7,6\text{ }^\circ\text{C}$ ein

Unterschied von 22 Prozentpunkten nach 120 Jahren. Auch nach den ersten 20 Jahren wird ein Unterschied von sieben Prozentpunkten an ΔSOC zwischen den beiden mittleren Jahrestemperaturen berechnet.

Ausschlaggebend für die Menge, die im Boden gespeichert wird, ist jedoch auch hier der initiale Kohlenstoffvorrat. Wie in Karte 13 zu erkennen ist, zeichnet sich dieser deutlich ab. Es wurden Zuwächse von 30 bis 75 t ha^{-1} , im Extremfall sogar bis 170 t ha^{-1} , berechnet. Dieser sehr hohe Wert taucht in der Berechnung zum Beispiel auf Marschen mit sehr hohen Kohlenstoffvorräten auf. Außerdem werden hohe CO_2 -Speicherungspotenziale für Tiefenumbbruchböden ausgegeben. Diese hohen Potenziale müssen jedoch kritisch hinterfragt werden, da die hohen Kohlenstoffvorräte in diesen Böden genetisch bedingt sind. Zum Beispiel sind diese durch Sedimentation oder, wie bei Tiefenumbbruchböden, durch die Vermischung von Sand und organischem Material entstanden und sind damit nicht korreliert mit der Nettoprimärproduktion. Diese Böden können zwar einen Zuwachs an Kohlenstoff bei einem Landnutzungswechsel verzeichnen, jedoch wird dieser nicht mit den initialen Kohlenstoffgehalten in dem Maß korreliert sein, wie in den verwendeten Regressionsgleichungen beschrieben. Aus diesem Grund wurden zwei Berechnungen für die Retentionspotenziale, die aus einem Jahr entstehen, in dem ein Teil des Ackerlandes zu Grünland umgewandelt wird, durchgeführt. Zum einen wurden alle mineralischen Böden mit in die Berechnung einbezogen, und zum anderen wurden die geogen C-reichen Böden, deren Speichervermögen durch die gewählten Funktionen überschätzt wird, wie Marschen, Plaggenesche, Auen- und Tiefenumbbruchböden, aus der Berechnung ausgeschlossen.



Karte 12: Prozentualer Zuwachs an Kohlenstoff in 40 Jahren nach einer Umwandlung von Ackerland zu Grünland auf mineralischen Böden im Jahr 2010 in 0–30 cm Tiefe.



Karte 13: Gesamter Zuwachs an Kohlenstoff in 40 Jahren nach einer Umwandlung von Ackerland zu Grünland auf mineralischen Böden und ohne Böden mit unsicherem Retentionspotenzial im Jahr 2010 in 0–30 cm Tiefe.

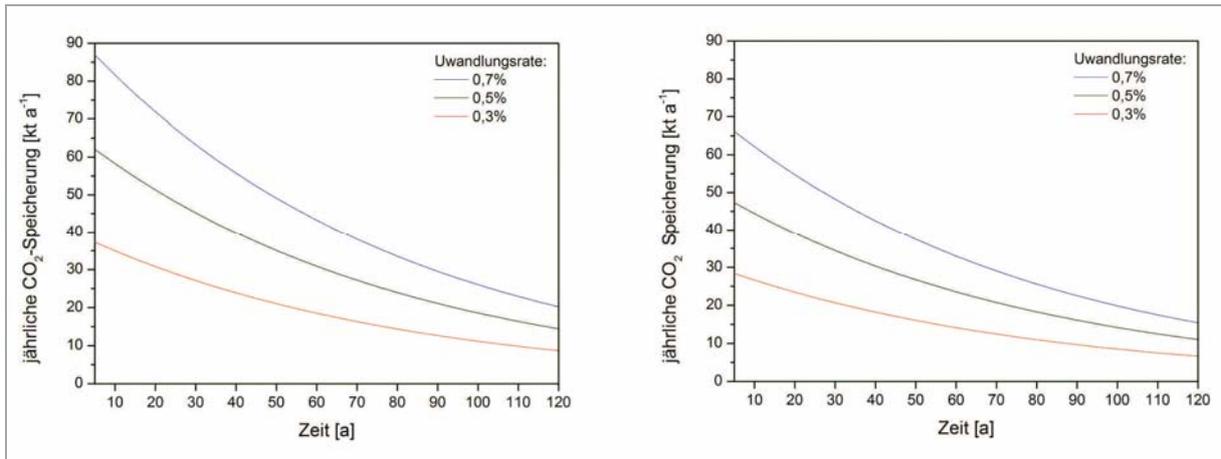


Abb. 27: Jährliche CO₂-Speicherungsmengen bei einer einmaligen Umwandlung von Acker- zu Grünland (links: alle mineralischen Böden, rechts: ohne geogen C-reiche Böden).

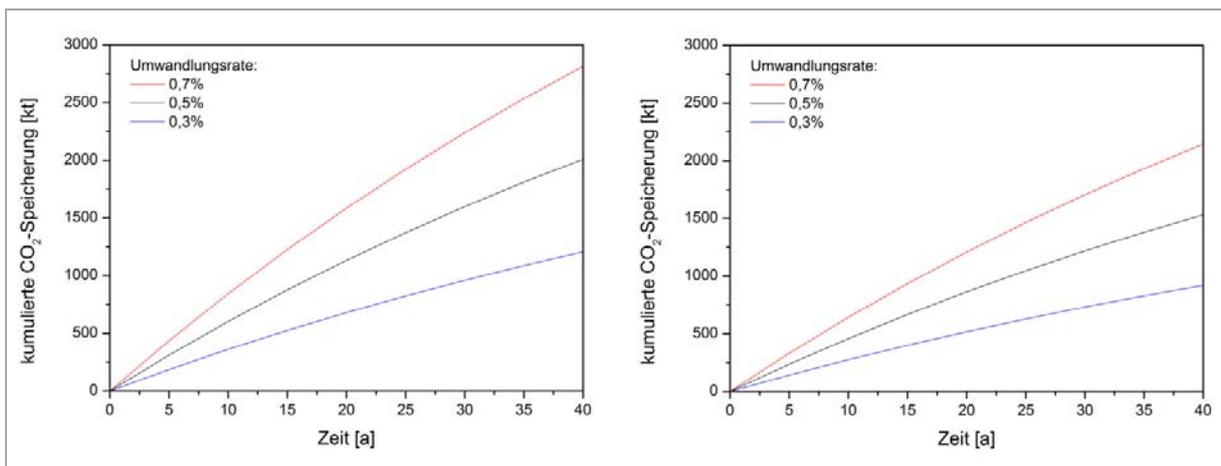


Abb. 28: Kumulierte CO₂-Speicherungsmengen, hervorgerufen durch eine Umwandlung von Ackerland zu Grünland bei verschiedenen Umwandlungsraten in einem Jahr (links: Berechnung mit Einbezug aller Böden, rechts: Berechnung mit Ausschluss der „unsicheren“ Böden).

In Abbildung 27 und 28 ist zunächst der modellhafte Verlauf der Kohlenstoffspeicherung nach einer einmaligen Umwandlung zwischen 0,3 und 0,7 % Acker- in Grünland im Jahr 2010 dargestellt. In den ersten fünf Jahren werden bei einer Umwandlung von 0,5 % durchschnittlich 62 kt CO₂ a⁻¹ gespeichert. Ohne geogen C-reiche Böden liegt der Wert für den gleichen Zeitraum um 25 % niedriger, bei 47 kt CO₂ a⁻¹. Nach 20 Jahren wird immer noch eine jährliche

CO₂-Einspeicherung von 51 kt CO₂ a⁻¹ bei einer Umwandlungsrate von 0,5 % erreicht. Dies entspricht im Durchschnitt 73 % der in den ersten fünf Jahren sequestrierten Kohlenstoffmengen. Nach 50 Jahren halbieren sich die gespeicherten Mengen an CO₂. Im Vergleich zu den CO₂-Emissionen sind die jährlich im Boden gespeicherten Mengen eher gering, können aber über einen sehr langen Zeitraum sequestriert werden.

Die kumulierten CO₂-Speichermengen liegen bei einer Umwandlungsrate von 0,5 % nach 20 Jahren bei 1 100 kt CO₂ und nach 40 Jahren bei 2 000 kt CO₂. Werden die geogen C-reichen Bodentypen ausgeschlossen, ergibt sich ein mittlerer Wert von 860 kt CO₂ nach 20 Jahren und 1 500 kt CO₂ nach 40 Jahren (s. Abb. 29).

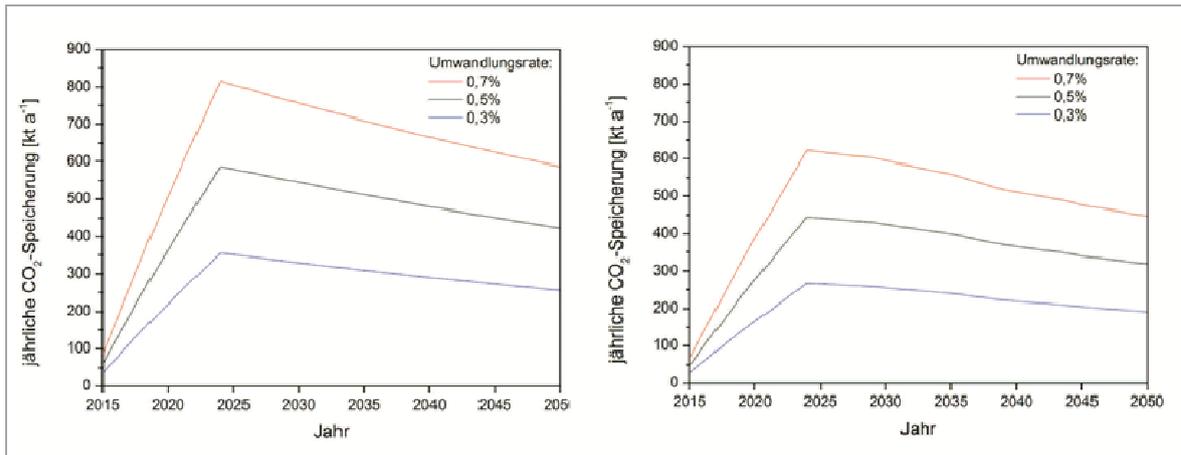


Abb. 29: Jährliche CO₂-Speicherungspotenziale für einen Grünlandzuwachs von 2015 bis 2025 bei verschiedenen jährlichen Umwandlungsraten (links: alle mineralischen Böden, rechts: ohne geogen C-reiche Böden).

In Abbildung 28 sind die Szenarien dargestellt, bei denen eine Erhöhung des Dauergrünlandanteils von 3 bis 7 % in einem festen Zeitraum von 2015 bis 2025 erreicht werden soll. Dabei soll das damit verbundene CO₂-Speicherungspotenzial bis 2050 betrachtet werden. Die höchsten Speicherraten werden nach der zehnjährigen Umwandlungszeit erreicht. Die gespeicherte Menge beläuft sich bei einer Umwandlungsrate von 0,3, 0,5 bzw. 0,7 % auf 350, 590 bzw. 820 kt CO₂ a⁻¹. Die jährlich gespeicherten Mengen verringern sich bis 2050 auf 260, 420 bzw. 590 kt CO₂ a⁻¹. Ohne geogen C-reiche Böden liegen die Werte um etwa ein Viertel niedriger und betragen im Jahr

2024, wenn die maximalen jährlichen Speichermengen erreicht sind, 270, 440 bzw. 620 kt CO₂ a⁻¹ und im Jahr 2050 190, 320 bzw. 450 kt CO₂ a⁻¹. Die kumulativ gespeicherten Mengen betragen bis 2030 zwischen 4 000 und 9 800 kt CO₂. Ohne geogen C-reiche Böden liegen die Speichermengen bei 3 000, 5 100 bzw. 7 200 kt CO₂, bei einer Umbruchrate von 0,3, 0,5, bzw. 0,7 %. Bis 2050 wird somit, je nach Umbruchrate, eine Gesamtmenge an CO₂ zwischen 9 800 und 23 000 kt CO₂ im Boden gebunden (s. Tab. 8). Ohne geogen C-reiche Böden werden Werte von 7 500 bis 17 000 kt CO₂ erreicht.

Tab. 8: CO₂-Speicherungen nach einer Umwandlung von Acker- zu Grünland in einem Zeitraum von 2015 bis 2025 bei verschiedenen Umwandlungsraten.

| Umwandlungsrate [%] | gesamt eingesparte Menge CO ₂ [kt] | | | |
|--------------------------------------|---|-------|--------|--------|
| | Jahr | | | |
| | 2020 | 2030 | 2040 | 2050 |
| Einbezug aller Bodentypen | | | | |
| 0,3 | 770 | 4 000 | 7 100 | 9 800 |
| 0,5 | 1 300 | 6 700 | 12 000 | 16 000 |
| 0,7 | 2 400 | 9 300 | 16 000 | 23 000 |
| Ausschluss von unsicheren Bodentypen | | | | |
| 0,3 | 590 | 3 000 | 5 400 | 7 500 |
| 0,5 | 980 | 5 100 | 9 000 | 12 000 |
| 0,7 | 1 400 | 7 200 | 13 000 | 17 000 |

8.4 Klimatische Relevanz der CO₂-Emissions- und Retentionspotenziale

Die geschätzten jährlichen Treibhausgasemissionen für Niedersachsen betragen 2008 103 700 kt CO₂-Äq (FLESSA et al. 2012). Die Landwirtschaft hat daran etwa einen Anteil von 27 %. Dies entspricht 29 000 kt CO₂-Äq a⁻¹. In der vorliegenden Arbeit wurden als Folge von Grünlandumbrüchen CO₂-Emissionen zwischen 880 und 2 000 kt CO₂ a⁻¹ berechnet. Bei einer Umbruchrate von 1,2 % werden 1 500 kt CO₂ a⁻¹ emittiert. Dies bedeutet, dass der Umbruch von Grünland auf Mineralböden einen Anteil an den gesamten landwirtschaftlichen THG-Emissionen von 5 % hat. Im Vergleich zu landwirtschaftlichen Quellen sind CO₂-Emissionen eher gering. FLESSA et al. (2012) beziffern den Ausstoß von CH₄ durch die Verdauung von Wiederkäuern auf 4 000 kt CO₂-Äq a⁻¹ und den Beitrag von Mineraldüngung und Kalkung der Böden auf die Treibhausgasemissionen auf 10 000 kt CO₂-Äq a⁻¹ (s. Abb. 30).

Allerdings zeigen die Berechnungen, dass durch einen Stopp von Grünlandumbrüchen ab 2010 die CO₂-Emissionen innerhalb von drei Jahren um die Hälfte reduziert werden können. Nach sieben Jahren würden die CO₂-Emissionen, im Vergleich zu einem anhaltenden Grünlandumbruchtrend, um 90 % reduziert werden. Auf diese Weise würden bis 2030 Emissionen zwischen 13 000 und 25 000 kt CO₂ vermieden werden.

Deutlich höhere Einsparungen sind hingegen auf landwirtschaftlich genutzten Mooren zu erwirtschaften. Laut FLESSA et al. (2012) emittieren die landwirtschaftlich genutzten Moore ca.

14 000 kt CO₂-Äq a⁻¹. Besonders durch die ackerbauliche Nutzung werden 10–20 % höhere Kohlenstoffverluste gegenüber der Grünlandnutzung erreicht (HÖPER 2013). Durch eine Extensivierung der Bearbeitungsintensität könnten 20–25 % der Emissionen reduziert werden. Eine starke Vernässung könnte sogar einen Rückgang der Emissionen von 67 bis 100 % bewirken (HÖPER 2013).

Dadurch ist eine CO₂-Emissionsverminderung durch einen Rückgang von Grünlandumbrüchen auf mineralischen Böden im Vergleich zu den Ausstößen aus agrarisch genutzten Mooren eher als gering einzuschätzen.

Bei der Einordnung der hier hergeleiteten Retentionspotenziale muss der Zeit eine erhöhte Bedeutung beigemessen werden. Die Mengen, die jährlich sequestriert werden können, sind sehr gering. Allerdings nehmen die jährlich aufgenommenen Mengen mit der Zeit nur langsam ab. In den hier konstruierten Szenarien, in denen ein Grünlandzuwachs zwischen 3 und 7 % im Zeitraum von 2015 bis 2025 vorgegeben wurde, kann noch lange nach 2025 Kohlenstoff in Böden gespeichert werden. Nach 15 Jahren kann bei einer Umwandlungsrate von 0,5 % so viel CO₂ gespeichert werden, wie in einem Jahr durch die Fermentation bei der Verdauung von Wiederkäuern ausgestoßen wird. Nach etwa 35 Jahren wird insgesamt durch eine Umwandlung von 5 % der Flächen zwischen 2015 und 2025 eine kumulierte gespeicherte Gesamtmenge erreicht, die den Emissionen aus einem Jahr Moornutzung entsprechen. Daran kann gesehen werden, dass die Klimarelevanz im Vergleich zu den aus der gesamten Landwirtschaft emittierten THG-Emissionen eher gering ist.

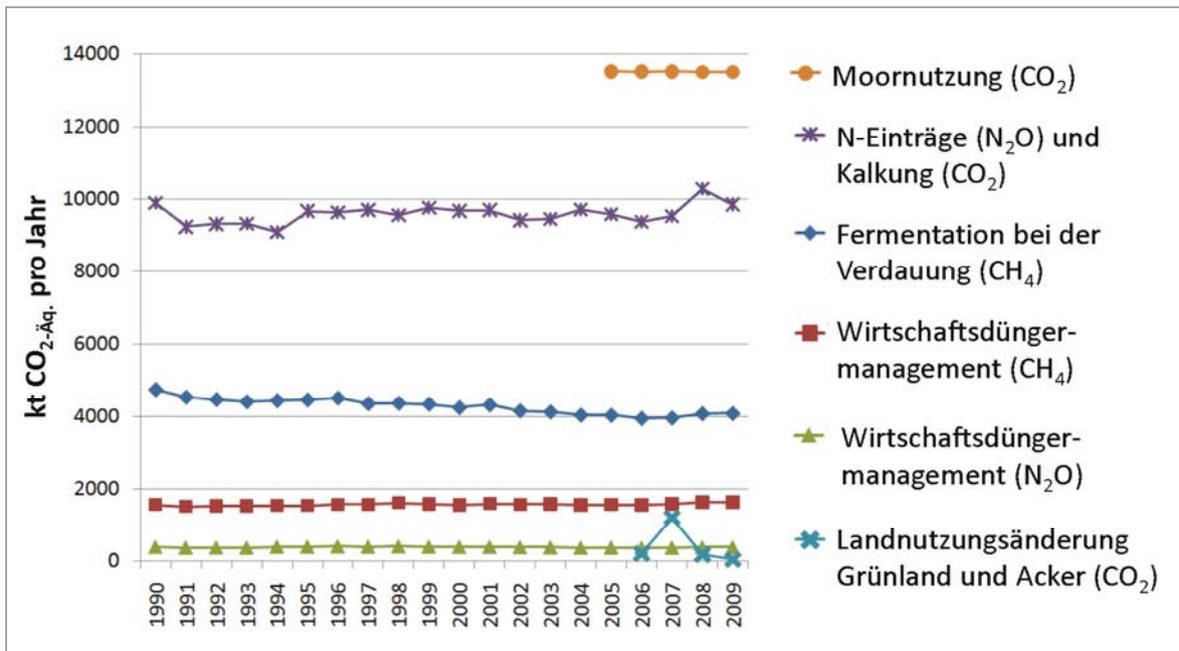


Abb. 30: Treibhausgasemissionen aus der niedersächsischen Landwirtschaft 1990–2009 (FLESSA et al. 2012).

8.5 Kritische Betrachtung der angewandten Carbon Response Functions

Die CRF wurden auf Grundlage einer Literaturrecherche von 95 Studien, die sich über 322 Standorte in der temperierten Klimazone erstrecken, hergeleitet. Damit geht einher, dass die verschiedenen Studien sich in ihrer Qualität und den Untersuchungsmethoden deutlich unterscheiden. So flossen in die Betrachtung nicht nur Mono-Site-Studien, die dem Idealfall für eine solche Auswertung entsprechen würden, sondern zum größten Teil Pair-Site-Studien und Studien, in denen Chronosequenzen untersucht worden sind, mit in die Auswertung ein.

Da sich die Auswahl der Studien nicht nur auf Mitteleuropa, sondern auf alle Gebiete in der gemäßigten Zone bezieht, impliziert dies, dass dort Böden einfließen, die sehr unterschiedliche Entwicklungshistorien aufweisen. Die Böden in Niedersachsen sind stark mit der glazialen Überprägung im Pleistozän verbunden. Sie stellen im globalen Vergleich recht junge Böden dar, die sich in ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften stark von älteren Böden unterscheiden können. Auch die anthro-

pogen entstandenen Böden sind eine Besonderheit. Aus der Veröffentlichung kann nicht abgeleitet werden, ob auch solche Böden in die Auswertung eingeflossen sind. Allerdings wurde der Tongehalt mit in die Berechnung eingebunden, welcher einen Einfluss auf die Verweildauer des Kohlenstoffs im Boden besitzt (s. Kap. 3.2).

Einer der größten Einflussfaktoren auf den Humusgehalt besteht in Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung in der Art der Bearbeitung und Bewirtschaftung der genutzten Fläche (HÖPER & SCHÄFER 2012). Diese ist allerdings so vielfältig, dass eine Beachtung dieses Faktors in den CRF nicht stattfinden kann. Auch POEPLAU et al. (2011) verweisen auf die hohe Variabilität der Kohlenstoffverluste. GUO & GIFFORD (2002) kamen bei einer globalen Literaturrecherche auf einen mittleren Kohlenstoffverlust von 59 %. Bei den Untersuchungen von VANDENBYGAART, GREGORICH & ANGERS (2003) von insgesamt 62 Studien aus Kanada wurde ein mittlerer Kohlenstoffverlust von 24 % nach einem Landnutzungswechsel von ursprünglichem Land zu Ackerland erreicht. Aus diesen beiden Ergebnissen kann die hohe Variabilität der Kohlenstoffverluste abgelesen werden. So

kommt es sicherlich auf einzelnen Flächen zu einer Über- oder Unterschätzung.

Auch die Retentionspotenziale sind aus den oben genannten Gründen mit Unsicherheiten verbunden. In der Veröffentlichung von POST & KWON (2000) wird besonders auf die Variabilität des Zeitraums, in dem Kohlenstoff angereichert werden kann, hingewiesen. Auch die sequestrierten Mengen sind hoch variabel. Dort werden Zeiträume von 50 bis 60 Jahren, aber auch von über 100 Jahren beschrieben. Die hier in der Ausarbeitung berechneten Mengen liegen nach POST & KWON (2000) an der obersten Grenze. Mit hohen Werten von 85 t ha^{-1} in 40 Jahren liegen sie zum Teil auch darüber.

Es bestehen also hohe Unsicherheiten in der Modellierung der Kohlenstoffveränderungen mit den hier verwendeten CRF. Auch POEPLAU et al. (2011) weisen auf den hohen Forschungsbedarf zu diesem Feld hin. Allerdings muss beachtet werden, dass in dieser Arbeit eine Abschätzung der Emissions- und Retentionspotenziale auf einem mittleren Maßstab und auf einer Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte auf Grundlage der BÜK50 erfolgte, die selbst mit hohen Unsicherheiten behaftet sind. Insofern stellen die Ergebnisse der Kohlenstoffflüsse durch Landnutzungsänderungen in Niedersachsen nur eine Annäherung dar.

9 Fazit

In der Arbeit konnte gezeigt werden, dass das Bodenkohlenstoffmodell die regionalen Kohlenstoffgehalte der landwirtschaftlich genutzten Böden Niedersachsens sehr gut vorhersagen kann. Die Unsicherheiten bei den ermittelten Kohlenstoffvorräten sind jedoch höher, da diese über korrigierte Schätzwerte für Lagerungsdichten und Skelettgehalte der idealisierten BÜK50-Leitprofile abgeleitet wurden. Für den Oberboden und oberen Unterboden konnten flächendeckende Kohlenstoffvorräte für ganz Niedersachsen mit größtenteils guter Vorhersagegenauigkeit ausgewiesen werden. Auf Grund des mit der Tiefe zunehmend defizitären Datenkollektivs nehmen der nicht zu beschreibende Flächenanteil und die Unsicherheit der Daten mit dieser zu. Auch einzelne Bodentypen, insbesondere Marschen und Moore, konnten in vielen Fällen nicht oder nur mit ei-

ner geringeren Vorhersagegenauigkeit beschrieben werden. Für eine Verbesserung der Vorhersagequalität des Modells ist es einerseits notwendig, den Profildatenbestand durch gezielte Beprobungen zu verbessern. Andererseits kann unter Einbeziehung der Bodenkarte 1 : 50 000 (BK50), die 2014 fertiggestellt werden wird, eine verbesserte Flächendifferenzierung und Verbreitungsgenauigkeit für Niedersachsen erreicht werden. Für eine weitere Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit müssten vor allem noch Faktoren wie der Grad der Vernässung und die Bewirtschaftung in das Modell einfließen. Flächendeckende Informationen zu diesen Faktoren stehen für Niedersachsen bis jetzt allerdings nicht zur Verfügung.

In dieser Arbeit konnten zudem Aussagen über die CO_2 -Emissions- und -Retentionspotenziale von Landnutzungsänderungen auf der Grundlage der hergeleiteten Kohlenstoffvorräte und verwendeter Carbon Response Functions abgeleitet werden. Die verwendeten Carbon Response Functions beinhalten jedoch erhebliche Unsicherheiten und überschätzen die CO_2 -Emissionen bei kohlenstoffreichen Böden wahrscheinlich deutlich. Für eine Verbesserung des Modells ist es notwendig, die Carbon Response Functions speziell an das Klima und die Bodentypen in Niedersachsen anzupassen. Die Ergebnisse zeigen, dass der Anteil der CO_2 -Emissionen aus der Landwirtschaft in Niedersachsen durch ein Grünlandumbruchsverbot, im Gegensatz zu einem anhaltenden Umbruchtrend, um lediglich ca. 5 % gesenkt werden kann. Der Schutz von Dauergrünland kann jedoch nicht nur aus Sicht des Klimaschutzes erfolgen. Vielmehr besitzt Dauergrünland viele weitere wichtige ökologische Funktionen; es dient dem Erhalt der Artenvielfalt, dem Schutz vor Erosion und der Verbesserung des Wasserhaushalts. Zudem bietet es Erholungsmöglichkeiten und hat damit einen touristischen Wert. Die Funktionen von Dauergrünland werden durch einen Grünlandumbruch über einen langen Zeitraum geschädigt, da die Kohlenstoffveränderungen im Boden nach dem „Fast out – Slow in“-Prinzip verlaufen, d. h. einem schnellen Abbau folgt ein nur langsamer Wiederaufbau an organischer Substanz nach einer erneuten Umkehr der Nutzung. Damit Böden mittelfristig als CO_2 -Senke wirken können, müssten somit große Flächen von Acker in Dauergrünland umgewandelt werden. Unser Modell zeigt, dass, falls 5 % des Ackerlands in

Niedersachsen in Dauergrünland umgewandelt werden würden, nur ca. 3 % der TGH-Emissionen aus der Landwirtschaft durch diese Maßnahme kompensiert werden könnten. Eine Umwandlung von Ackerfläche zu Dauergrünland kann allerdings nur durch entsprechende Anreize realisiert werden, da durch den steigenden Anbau von Energiepflanzen ein großer Konkurrenzdruck auf Grünland besteht. Die vermehrte Nutzung von Grassilage aus der Grünlandnutzung für die Erzeugung von Biogas könnte eine Alternative darstellen. Allerdings ist Grassilage gegenüber Mais noch nicht konkurrenzfähig (HARTMANN, DIPOLDER & LICHTI 2011).

Insgesamt zeigt sich, dass die Steuerung von Landnutzungsänderungen einen Beitrag zum Klimaschutz liefern kann, jedoch bestehen in anderen Bereichen der Landwirtschaft, z. B. in der Moornutzung oder im Düngermanagement, wesentlich höhere Einsparungspotenziale, die allerdings auch nur im begrenzten Umfang realisiert werden können und zudem Änderungen der Rahmenbedingungen erfordern. So besteht weiterhin ein erheblicher Forschungsbedarf bei der Verbesserung der Modelle, um zukünftig zum Thema Landwirtschaft und Klimaschutz eine umfassende Politikberatung leisten zu können.

10 Zusammenfassung

Die CO₂-Konzentration ist von einem rapiden Anstieg seit der industriellen Revolution bis heute geprägt. Besonders in den letzten 30 Jahren ist eine starke Erhöhung festzustellen. Der Boden ist drittgrößter Kohlenstoffspeicher der Welt und kann durch seine Koppelung an den globalen Kohlenstoffkreislauf als Quelle oder Senke wirken.

Unter differenzierten Umweltbedingungen stellen sich im Boden verschiedene Humusgleichgewichte ein. Durch Landnutzungsänderungen geschieht ein grundlegender Eingriff in die Umweltbedingungen, und somit werden in diesem Zuge auch die Kohlenstoffvorräte des Bodens beeinflusst. So stellt sich innerhalb weniger Dekaden nach einem Umbruch des Grünlands zu Ackerland ein niedrigeres Kohlenstoffniveau ein. Durch die Mineralisierung von Kohlenstoff wird CO₂ in die Atmosphäre freige-

setzt. Im Fall einer Landnutzungsänderung von Ackerland zu Grünland stellt sich ein höheres Humusgleichgewicht ein, und es kommt über einen langen Zeitraum zu einer Steigerung der Kohlenstoffvorräte und damit auch zu einem Entzug von CO₂ aus der Atmosphäre. Um die Auswirkungen der Änderung dieser Umweltbedingungen auf die CO₂-Emissionen in der Atmosphäre und damit auf das Klima modellieren zu können, müssen erst Grundlagen über die aktuellen Kohlenstoffvorräte in den Böden erarbeitet werden.

Ziel dieser Arbeit war deshalb die Ermittlung des Ist-Zustandes der Kohlenstoffvorräte der landwirtschaftlich genutzten Flächen Niedersachsens als Grundlage für Modelle zur Klimarelevanz von Böden. Ausgehend von den Ergebnissen wurde die Menge an CO₂ berechnet, die momentan durch Landnutzungsänderungen aus mineralischen Böden freigesetzt wird und die Mengen, die durch ein striktes Grünlandumbruchsverbot in Zukunft eingespart werden können. Zudem wurde die Höhe des CO₂-Speicherungspotenzials durch eine Landnutzungsänderung von Acker- zu Grünland ermittelt.

Um die Kohlenstoffvorräte für Niedersachsen auf einem mittleren Maßstab ausweisen zu können, wurde ein Konzept entwickelt, in dem Kohlenstoffgehalte aus Profildaten des NIBIS den Leitprofilen der BÜK50 horizontbezogen zugewiesen wurden. Für dieses Vorhaben wurden im ersten Schritt die Datengrundlagen homogenisiert. Dies erforderte zum einen die Zusammenstellung einer Projektdatenbank aus den NIBIS-Datenbeständen nach bestimmten Mindestanforderungen und zum anderen die Aktualisierung der nutzungsspezifischen Flächenausdehnung der BÜK50.

Um die Kohlenstoffgehalte aus der Projektdatenbank den Horizonten der Leitprofile zuzuordnen zu können, mussten Differenzierungsmerkmale hergeleitet werden. Besonders wichtig sind die Differenzierungsmerkmale Bodentyp und Horizontbezeichnung, da diese auf Grund der genetischen Klassifikationssystematik einen direkten Aufschluss über die Pedogenese des Bodens und somit Rückschlüsse auf die Akkumulation von Humus oder den Grad der Vernässung geben. Als weiteres Merkmal wurde die Textur mit aufgenommen, da diese einen großen Einfluss auf die chemischen und physikalischen Prozesse im Boden hat (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Auch

das Klima hat einen Einfluss auf den Kohlenstoffgehalt im Boden. Aus diesem Grund wurde Niedersachsen in drei Klimaregionen aufgeteilt. Auf der Grundlage der Klimaregionen wurde eine Regionalisierung der Datensätze der Projektdatenbank und der Leitprofile der BÜK50 durchgeführt. Als ein weiterer wichtiger Faktor wurde auch die Tiefe mit zu den Differenzierungsmerkmalen aufgenommen, da die Kohlenstoffgehalte in Böden in der Regel mit der Tiefe abnehmen.

Im nächsten Schritt erfolgte eine Harmonisierung der Datenfeldinhalte beider Grundlagen, um eine direkte Zuordnung über die Differenzierungsmerkmale gewährleisten zu können. Für die Horizonte lagen sehr viele differenzierte Bezeichnungen vor. Diese wurden vereinheitlicht und gruppiert. Dabei wurde darauf geachtet, dass Bezeichnungen, die auf pedogene Prozesse hinweisen und damit einen direkten oder indirekten Einfluss auf den Kohlenstoffgehalt implizieren, beibehalten wurden. Die Bodenarten, welche in beiden Datengrundlagen in der Klasse der Feinbodenarten vorlagen, wurden in die Hauptgruppen der Bodenarten nach der KA5 gruppiert. Zuletzt erfolgte eine Gruppierung, aber zugleich auch eine Differenzierung der Bodentypen in Bodenkategorien mit einheitlichen Merkmalen. So wurden Bodentypen unterschiedlichen Kategorien zugeordnet, in denen aus der Bezeichnung des Bodentyps auf pedogene Prozesse geschlossen werden kann, die sich jedoch in den Horizontbezeichnungen nicht widerspiegeln. Auf dieser Grundlage erfolgte eine horizontbezogene Zuweisung der Kohlenstoffgehalte an die Leitprofile der BÜK50.

Im Anschluss erfolgte für jeden Horizont und dessen zugeordneten Kohlenstoffgehalt eine Ausreißerbereinigung. Aus diesen Ergebnissen wurden dann die statistischen Werte abgeleitet. Nur ein Teil der Horizonte konnte mit einer ausreichend hohen Anzahl an Messwerten von 20 oder größer beschrieben werden. Um eine flächendeckende Aussage treffen zu können, wurden deshalb stufenweise die verwendeten Differenzierungskriterien und die Anforderungen an die statistischen Kennzahlen reduziert. Daraus resultierten sechs verschiedene Qualitätsstufen, in die die einzelnen Horizonte der Leitprofile eingeteilt wurden. Die Auswertung zeigt, dass im Oberboden und im oberen Unterboden Horizonte mit guten Qualitätsstufen zu finden sind. Mit der Tiefe nehmen die schlechteren Qualitätsstufen zu.

Im nächsten Schritt der Arbeit erfolgte eine Validierung der berechneten Kohlenstoffgehalte der Leitprofile. Hierfür wurden die Profildaten der Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) des LBEG herangezogen, welche nicht in den Projektdatensatz integriert waren. Der Datensatz der BDF unterlag den gleichen Gruppierungs- und Harmonisierungsschritten der anderen Datengrundlagen, jedoch mussten der Bodentyp und die Tiefe übereinstimmen. Die Zuordnung der gemessenen Kohlenstoffgehalte erfolgte über die Differenzierungskriterien der Qualitätsstufe 1. Die Korrelation der gemessenen und berechneten Kohlenstoffgehalte ergab eine sehr gute Übereinstimmung. Das Bestimmtheitsmaß lag für den Wertebereich 0–60 % bei 0,99 und einem EC-Wert von 0,99. Dieser Wert wird jedoch von den wenigen im oberen Wertebereich angesiedelten Ergebnissen bestimmt. Aus diesem Grund erfolgte zudem eine Auswertung des Wertebereiches bis 4 % und bis 0,6 % C. Auch in diesen Wertebereichen liegen noch ein hohes Bestimmtheitsmaß und EC-Werte vor (0,83 bzw. 0,73). Die Ergebnisse zeigen, dass die hergeleiteten Kohlenstoffgehalte gut mit den gemessenen Gehalten übereinstimmen und keine systematischen Fehler in der Methodik vorliegen.

Um auf die Kohlenstoffvorräte schließen zu können, wurden zunächst die Lagerungsdichten für die mineralischen Böden hergeleitet. Sie liegen in den Horizontinformationen lediglich als geschätzte Lagerungsdichteklassen nach KA5 vor. Für die Herleitung eines realitätsnahen Wertes wurde die Pedotransferfunktion von RENGER et al. (2008) verwendet, in der die Trockenrohdichte aus der Korngrößenzusammensetzung, der Lagerungsdichteklasse und dem Humusgehalt berechnet wird. Die Trockenrohdichten für organische Böden wurden aus den geschätzten Substanzvolumenklassen nach KA5 abgeleitet. Hierzu wurden die von SCHÄFER (2002) abgeleiteten Regressionen zwischen Substanzvolumen und Trockenrohdichte, getrennt nach Niedermoor- und Hochmoortorfen, verwendet.

Die Validierung der hergeleiteten Trockenrohdichten auf Grundlage der BDF-Profildaten ergab für den gesamten Wertebereich der organischen und mineralischen Böden eine gute Korrelation mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,9. Wurden nur die mineralischen Böden betrachtet, lag das Bestimmtheitsmaß immer noch bei 0,68.

Für die Berechnung des Kohlenstoffvorrates wurden außerdem die Werte für den Skelettgehalt der Leitprofile abgeleitet. In den Profilinformatoren liegen die Skelettgehalte lediglich in Form von Schätzungen der Gemengeanteilklassen nach KA5 vor. Da die Schätzungen systematische Fehler beinhalten können, wurde eine Korrektur der geschätzten Gemengeanteilklassen anhand eines Vergleichs zwischen gemessenen Skelettgehalten aus den NIBIS-Labordaten und geschätzten Gemengeanteilklassen vorgenommen. Da die Datensätze nicht normalverteilt sind, wurde der Median als Wert für die Gemengeanteilklassen in die Berechnung der Kohlenstoffvorräte eingebunden.

Im nächsten Schritt erfolgte die Berechnung des Kohlenstoffvorrats aus Trockenrohichte, Skelettgehalt, Horizontmächtigkeit und Kohlenstoffgehalt für die Tiefenstufen 0–30 cm, 30–60 cm, 60–100 cm und 100–200 cm. Berechnet wurde ein mittlerer Vorrat und eine Spanne, in der sich der Kohlenstoffvorrat befindet. Anschließend wurden die Leitprofile den BÜK50-Flächen zugewiesen und auf diese Weise regionalisiert.

Die gesamten mittleren Kohlenstoffvorräte belaufen sich auf 245 Mt für eine Tiefenstufe von 0–30 cm, für 0–60 cm auf 350 Mt, für 0–100 cm auf 450 Mt und für 0–200 cm auf 645 Mt. Der Flächenanteil, für den keine Ergebnisse auf Grund der Datengrundlage vorliegen, steigt mit der Tiefe an und liegt zwischen 0,8 % für 0–30 cm und 7,9 % bei 0–200 cm. Die größten Vorräte bis 200 cm Tiefe sind unter Grünlandnutzung zu finden, obwohl der Flächenanteil geringer ist als der unter Ackernutzung. Dies ist darauf zurückzuführen, dass viele organisch reiche Böden, wie Moore oder Marschen, unter Grünland liegen. Zum anderen sind jedoch auch die Kohlenstoffgehalte in Böden unter Grünland höher. Dies ist jedoch vornehmlich genetisch bedingt, da vernässte und damit kohlenstoffreichere Standorte zumeist als Grünland genutzt werden.

Im Vergleich mit anderen Arbeiten aus den Niederlanden und Irland, in denen großflächige Kohlenstoffvorratsabschätzungen unternommen wurden, wurden vergleichbare Größenordnungen erreicht.

Auf Grundlage der Kohlenstoffvorräte für Niedersachsen wurde eine Quantifizierung der Kohlenstoffvorratsveränderungen vorgenommen, die aus Landnutzungsänderungen her-

beigeführt werden. Die Abschätzung erfolgte für mineralische Böden für eine Tiefe von 0 bis 60 cm. Für die Berechnungen wurden die von POEPLAU et al. (2011) abgeleiteten Carbon Response Functions für verschiedene Landnutzungsänderungen herangezogen. Die Modelle zeigten beim Landnutzungswechsel von Grünland zu Ackerland eine Abnahme der Kohlenstoffvorräte von 40 % über 17 Jahre. Bei einem Landnutzungswechsel von Ackerland zu Grünland wurde das Humusgleichgewicht auch nach über 120 Jahren noch nicht erreicht. Eine Zunahme um die 130 % erfolgte über 100 Jahre. In die spezifischen CRF flossen als räumlich veränderbare Variablen der Tongehalt und die Jahresmitteltemperatur ein.

Für alle landwirtschaftlich genutzten Standorte wurden in ArcGIS die jährlichen prozentualen Kohlenstoffveränderungen und die damit verbundenen CO₂-Flüsse auf Grundlage des Referenzjahrs 2010 je nach Landnutzungswechsel für die Tiefenstufen 0–30 cm und 30–60 cm berechnet.

Die Auswirkungen des Grünlandumbruchsverbots auf die aktuellen CO₂-Emissionen wurden mittels der Differenz einer abgeschätzten anhaltenden Grünlandumbruchsrate von 1,2 % ± 0,4 % und einem sofortigem Stopp von Grünlandumbrüchen ab 2010 ermittelt. Da keine regionalen Daten zu Grünlandumbrüchen vorlagen, wurden die Umbruchsrate gemittelt für das gesamte Grünland angenommen.

Die CO₂-Emissionen im Jahr 2010 beliefen sich, je nach durchschnittlicher Umbruchsrate, auf 860 bis 1 760 kt CO₂ a⁻¹. Bei einem angenommenen Stopp des Grünlandumbruchs gingen die CO₂-Emissionen bis 2013 bereits auf die Hälfte zurück. Nach 2026 wäre nicht mehr mit Folgeemissionen zu rechnen. Insgesamt würden im Vergleich zu einem anhaltenden Grünlandumbruchstrend bis 2026 zwischen 13 500 und 25 000 kt CO₂ weniger emittiert werden. Die Ergebnisse zeigten, dass die CO₂-Emissionen aus Grünlandumbrüchen bei den aktuellen Umbruchsrate nur einen kleinen Teil an den gesamten THG-Emissionen der Landwirtschaft in Niedersachsen besitzen.

Andererseits könnten Böden im Zuge einer Landnutzungsänderung von Ackerland zu Grünland zusätzlich Kohlenstoff speichern. Ein realistisches und politisch erreichbares Szenario wäre eine Umwandlung zwischen 3 und 7 % des Ackerlands in Dauergünland zwischen 2015 und 2025. Auf Grundlage dieses Szenario

rios wurden die Speicherungspotenziale bis 2050 berechnet.

In den Böden können bis 2050 zwischen 30 und 170 t ha⁻¹ Kohlenstoff gespeichert werden. Insgesamt ist dabei ein kumulatives Retentionspotenzial von 11 000 bis 25 000 kt CO₂ für ganz Niedersachsen möglich. Allerdings überschätzen die verwendeten Funktionen das Retentionspotenzial von kohlenstoffreichen Böden wie Marschen, Plaggeneschen, Tiefenumberch- und Auenböden, sodass eine Spanne des kumulativen Retentionspotenzials von 7 500 bis 17 000 kt CO₂ realistischer ist, in dem die kohlenstoffreichen Böden nicht mit berücksichtigt wurden.

Die ermittelten CO₂-Retentionspotenziale müssen eher kritisch gesehen werden, da in die Berechnungen viele Unsicherheiten einfließen, die sowohl in den verwendeten Datengrundlagen als auch in den CRF enthalten sind. Die Einflussgrößen auf das CO₂-Retentionspotenzial nach einer Umwandlung von Acker- zu Grünland sind wissenschaftlich noch nicht abschließend erfasst. Einige Studien zeigen, dass sich die Kohlenstoffvorräte zwischen Acker- und Grünlandstandorten bei gleichen Standorteigenschaften nur gering unterscheiden. Dies zeigt, welche hohen Unsicherheiten mit diesen Modellierungen immer noch verbunden sind. Dies zeigt, dass über ein solches Szenario nur ein kleiner Anteil der durch die Landwirtschaft verursachten CO₂-Emissionen aufgefangen werden könnte.

Insgesamt besitzt das Kohlenstoffvorratsmodell für den gewählten Maßstab eine hohe Vorhersagegenauigkeit, und die berechneten Kohlenstoffvorräte liefern im europäischen Vergleich vergleichbare Werte. Eine Verbesserung des Modells kann nur durch verbesserte Datengrundlagen erzielt werden. Hierzu muss zukünftig auf verbesserte Flächendaten wie die 2014 erscheinende BK50 zurückgegriffen werden, und es müssen weitere Profildaten, insbesondere für kohlenstoffreiche Böden, erhoben werden.

Die Steuerung von Landnutzungsänderungen kann einen kleinen Beitrag zum Klimaschutz liefern, ist jedoch im Vergleich zu anderen CO₂-Quellen aus der Landwirtschaft eher unbedeutend, sodass von Seiten des Klimaschutzes andere Stellschrauben in der Landwirtschaft bedeutender sind. Jedoch besitzt Grünland auch weitere wichtige ökologische Funktionen, welche einen Erhalt von Dauergrünland langfristig rechtfertigen.

11 Quellen

- AD-HOC-AG BODEN (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. – 5. Aufl., 438 S., 41 Abb., 103 Tab., 31 Listen; Hannover.
- ATKIS 2010 DLM: Digitales Landschaftsmodell 1 : 50 000 (DLM50). Digitaler Datensatz des Amtlichen Topographischen-Kartographischen Informationssystems (ATKIS). – Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Niedersachsen (LGLN); Hannover.
- APPEL, T. (2011): Weniger Kohlenstoff im Boden nach langjähriger pflugloser Bodenbearbeitung. – In: *Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen*, 3.–9. September 2011; Berlin; Tagungsbeitrag, DBG-Prints-Archiv, <<http://eprints.dbges.de/596/>>.
- BALDOCK, J. A. & NELSON, P. N. (2000): Soil organic matter. – In: *Handbook of Soil Science*. – CRC Press, Boca Raton, FL, USA, B25–B84.
- BATJES, N. H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. – *European Journal of Soil Science* **47**, 151–163.
- BIEDERMANN, A. (2011): Klimaschutzziele in den deutschen Bundesländern. – *Climate Change* **15/2011**: 87 S. (UBA).
- BLANKENBURG, J., HÖPER, H. & SCHMIDT, W. (2001): Bodenphysikalische Eigenschaften und Wiedervernässung. – In: KRATZ, R. & PFADENBAUER, J. (Hrsg.) (2001): *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. – Stuttgart (Ulmer).
- BOESS, J., GEHRT, E., MÜLLER, U., OSTMANN, U., SBRESNY, J. & STEININGER, A. (2004): Erläuterungsheft zur digitalen nutzungsdifferenzierten Bodenkundlichen Übersichtskarte 1 : 50 000 (BÜK50n) von Niedersachsen. – *Arb.-H. Boden* 2004/**3**: 61 S., 10 Abb., 35 Tab.; Hannover (NLFb).
- BÜK50N: Digitale nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte von Niedersachsen 1 : 50 000. – digitaler Datensatz des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS), Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG); Hannover.
- CAMBARDELLA, C. A. & ELLIOTT, E. T. (1993): Carbon and Nitrogen Distribution in Aggregates from Cultivated and Native Grassland Soils. – *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**: 1071–1076.
- CHANEY, K. & SWIFT, R. S. (2006): The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. – *Journal of Soil Science* **35** (2): 223–230.
- CHEN, H. (2007): Evaluation of Carbon Sequestration Potential in Agricultural Soils in Baden-Württemberg, South West Germany. – *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* **82**, Universität Hohenheim.
- DAWSON, J. & SMITH, P. (2007): Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. – *Science of the Total Environment* **382** (2-3): 90–165.
- DON, A., SCHOLTEN, T. & SCHULZE, E.-D. (2009): Conversion of cropland into grassland: Implications for soil organic-carbon stocks in two soils with different texture. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **172** (1): 53–62.
- DÜWEL, O., SIEBNER, C. S., UTERMANN, J. & KRONE, F. (2007): Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands. – <http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/Humusgehalte_Bericht.pdf;jsessionid=D5478426F681CA13CC229E44CDD32B81.1_cid334?__blob=publicationFile&v=2>.
- DWD (2013): Langjährige Mittelwerte 1981–2010. – <www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU2/KU21/klimadaten/german/temp_8110_fest_html.templateld=raw.property=publicationFile.html/temp_8110_fest_html.html>.
- FIEDLER, H. J. (2001): Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. – *Forum EIP0S* **7**: 39, 42, 194f, 237–239, 245; Renningen-Malmsheim (expert), [ISBN 3-8169-1875-1].
- FLESSA, H., MÜLLER, D., PLASSMANN, K., OSTERBURG, B., TECHEN, A.-K., NITSCH, H., NIEBERG, H., SANDERS, J., MEYER ZU HARTLAGE, O., BECKMANN, B. & ANSPACH, V. (2012): Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. – *Landbauforschung, Sonderheft* **361**, Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI); Braunschweig; <http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/Institute/AK/PDFs/lbf_sh361.pdf>.

- GREGORICH, E. G., LIANG, B. C., DURRY, C. F. & ELLERT, B. H. (1997): Fertilization Effects on Physically Protected Light Fraction Organic Matter. – *Soil Science Society of America* **61** (2): 482–484.
- GUO, L. B. & GIFFORD, R. M. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. – *Global Change Biology* **8** (4): 299–407.
- HARTMANN, S., DIEPOLDER, M. & LICHTI, F. (2011): Grünland als Biogassubstrat. – *Bayern Biogas Forum* Nr. 1 – 12/2011, <http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/leitfaden_2011-12_biogasforum.pdf>.
- HÖPER, H. (2013): Möglichkeiten zur Reduzierung der Treibhausgas-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren. – Vortrag in: Moor und Klima Niedersachsens - Verantwortung für zukünftige Generationen, Hannover, 24.06.2013 – <www.umwelt.niedersachsen.de/download/79709>.
- HÖPER, H., & SCHÄFER, W. (2012): Die Bedeutung der organischen Substanz von Mineralböden für den Klimaschutz. – *Bodenschutz* **3/2012**: 72–80.
- INVEKoS: Zentrale InVeKoS-Datenbank (ZID). – <<http://www.zi-daten.de/>>.
- IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. – IPCC, <http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm>.
- JOBAGY, E. G., & JACKSON, R. B. (2000): The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and its Relation to Climate and Vegetation. – *Ecological Applications* **10** (2): 423–436.
- KELLER, T. & HAKANSSON, I. (2010): Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter content. – *Geoderma* **154** (3-4): 398–406.
- KUIKMAN, P. J., DE GROOT, W. J. M., HENDRIKS, R. F. A., VERHAGEN, J. & DE VRIES, F. (2003): Stocks of C in soils and emissions of CO₂ from agricultural soils in the Netherlands. – *Alterra-rapport* **1/2003**.
- LAL, R. (2004): Soil Carbon sequestration to mitigate climate change. – *Geoderma* **123** (1-2): 1–22.
- LIEDTKE, H. & MARCINEK, J. (2002): *Physische Geographie Deutschlands*. – 3. Aufl., 786 S. (Klett).
- LSKN (2011): Bodennutzung und Ernte 2011 – Die Bodennutzung der landwirtschaftlichen Betriebe in Niedersachsen. Anbau und Erntemengen auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen. – <www.lskn.niedersachsen.de/download/72857>.
- MARTENS, D. A., REEDY, T. E. & LEWIS, D. T. (2003): Soil organic carbon content and composition of 130-year crop, pasture and forest land-use managements. – University of Nebraska; Lincoln; <<http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1124&context=agronomyfacpub>>.
- MEYER, K., HÖPER, H. & BLANKENBURG, J. (2001): Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung. – In: KRATZ, R. & PFADENBAUER, J. (Hrsg.) (2001): *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*; Stuttgart (Ulmer).
- NASH, J. E. & SUTCLIFFE, J. V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I. A discussion of principles. – *Journal of Hydrology* **10** (3): 282–290.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDTAG (2011): Dauergrünland in Niedersachsen: Zwischen Schutz und Umbruch. – Antwort auf eine Große Anfrage, Drucksache **16/4210**, <http://www.bbn-online.de/fileadmin/RG_Niedersachsen_Bremen_Hamburg/Dauergruenland_Gruene_Antwort_Drs16_4550.pdf>.
- ML – NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG (2010): Die niedersächsische Landwirtschaft in Zahlen 2009 (Stand: Juni 10). – <http://www.ml.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=1364&article_id=121348&psmand=7>.
- MU – NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ – REGIERUNGSKOMMISSION KLIMASCHUTZ (2012): Empfehlung für eine niedersächsische Klimaschutzstrategie. – <<http://www.umwelt.niedersachsen.de/klimaschutz/aktuelles/empfehlung-fuer-eine-niedersaechsische-klimaschutzstrategie-103147.html>>.
- MU – NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ (2013): Klimapolitische Umsetzungsstrategie Niedersachsen. – <<http://www.umwelt.niedersachsen.de/klimaschutz/aktuelles/klima>>.

- politische-umsetzungsstrategie-niedersachsen-113102.html>.
- NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (2010): Grünlandumbruch - und kein Ende! – <<http://niedersachsen.nabu.de/themen/landwirtschaft/gruenland/12386.html>>.
- NIBIS: Niedersächsisches Bodeninformationssystem. – <<http://nibis.lbeg.de/cardomap3/>>.
- NITSCH, H., OSTERBURG B. & ROGGENDORF, W. (2009): Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel. Folgen für Natur und Landschaft. Eine Analyse agrarstatistischer Daten. – NABU & DVL, <http://www.foes.de/pdf/NABU,%20DVL_2009.pdf>.
- PARFITTA, R. L., GILTRAPA, D. J. & WHITTONA, J. S. (1995): Contribution of organic matter and clay minerals to the cation exchange capacity of soils. – *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **26** (9–10): 1343–1355.
- POEPLAU, C., DON, A., VESTERDAL, L., LEIFELD, J., WESEMAEL, B., SCHUMACHER, J. & GENSIOR, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. – *Global Change Biology* **17** (7): 2415–2427.
- POEPLAU, C. & DON, A. (2013): Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. – *Geoderma* **192**: 189–201.
- POST, W. M. & KWON, K. C. (2000): Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. – *Global change Biology* **6** (3): 317–327.
- PUGET, P. & LAL, R. (2005): Soil organic carbon and nitrogen in Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. – *Soil Tillage Research* **80** (1-2): 201–213.
- RENGER, M., BOHNE, K., FACKLAM, M., HARRACH, T., RIEK, W., SCHÄFER, W., WESSOLEK, G. & ZACHARIAS, S. (2008): Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis, Teil I: Ergebnisse und Vorschläge der DGB-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. – *Bodenökologie und Bodengenese* **40**: 4–51, Technische Universität Berlin; <http://www.boden.tu-berlin.de/fileadmin/fg77/_pdf/Rote_Liste/Rote_Reihe_Heft_40.pdf>.
- SCHÄFER, W. (2002): Bodenphysikalische Eigenschaften von Torfen niedersächsischer Moorböden unter Berücksichtigung ihrer Pedogenese. – *Arb.-H. Boden* **2002/3**: 59–75, 6 Abb., 6 Tab.; Hannover (NLFb).
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. – 16. Aufl., XIV, 570 S., 247 Abb., 167 Abb. in Farbe; (Springer Spektrum).
- SCHLESINGER, W. H. (1995): An Overview of the Carbon Cycle. – In: LAL, R., KIMBLE, J. M., LEVINE, E. R. & STEWART, B. A. (Hrsg.) (1995): *Soils and Global Change. Advances in Soil Science*: 9–25.
- SCHMIDT, M. W., TORN, M. S., ABVIEN, S., DITTMAR, T., GUGGENBERGER, G., JANSSEN, I. A., KLEBER, M., KÖGEL-KNABNER, I., LEHMANN, J., MANNING, D., NANNIPIERI, P., RASSE, D., WEINER, S. & TRUMBORE, S. E. (2011): Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. – *Nature* **478**: 49–56.
- SEEDORF, H. H. & MEYER, H. H. (1992): *Landeskunde Niedersachsen, Bd. 1: Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung*. – Neumünster (Wachholtz).
- SMITH, P., POWLSON, D. S., SMITH, J. U., FALLOON, P. D., & COLEMAN, K. (2000): Meeting Europe's climate change commitments, quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. – *Global Change Biology* **6** (5): 525–539.
- SMITH, P. (2012): Soils and climate change. – Current option in *Environmental Sustainability* **4** (5): 539–544.
- SPRINGOB, G., BRINKMANN, S., ENGEL, N., KIRCHMANN, H. & BÖTTCHER, J. (2001): Organic C levels of Ap horizons in North Germany Pleistocene sands as influenced by climate, texture, and history of land-use. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **164** (6): 681–690.
- TRUMBORE, S. E. & HARDEN, J. W. (1997): Accumulation and turnover of carbon in organic and mineral soils of the BOREAS northern study area. – *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* **102** (D24): 28817–28830.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (2012): Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2012. – Nationaler Inventarbericht

Deutschland - 2012; Dessau – <<http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>>.

ULRICH, S. (2008): Zum Indikatorwert ausgewählter physikalischer Parameter und Kenngrößen des Kohlenstoffhaushaltes im Boden unter Berücksichtigung von Daten aus langjährigen Bodenbearbeitungs- und Dauerdünnungsversuchen. – Schriftenreihe der Pflanzenbauwissenschaften des Instituts für Agrar- und Ernährungswissenschaften **3**, 141 S., Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg,

VANDENBYGAART, A. J., GREGORICH, E. G., ANGERS, D. A. (2003): Influence of agricultural management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. – Canadian Journal of Soil Science **83**: 363–380.

WESSOLEK, G., KAUPENJOHAN, M., DOMINIK, P., ILG, K., SCHMITT, A., ZEITZ, J., GAHRE, F., SCHULZ, E., ELLERBROCK, R., UTERMANN, J., DÜWEL, O. & SIEBNER, C. (2008): Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz in landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. – Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, FuE-Vorhaben, Förderkennzeichen 202 71 264, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, <<http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3707.pdf>>.

XU, X., LIU, W., ZHANG, C. & KIELY, G. (2011): Estimation of soil organic carbon stock and its spatial distribution in the Republic of Ireland. – Soil Use and Management **27** (2): 156–162.

Autoren

- Dr. Andreas Möller
Landesamt für Bergbau,
Energie und Geologie,
Referat L 3.3 „Landwirtschaft und
Bodenschutz, Landesplanung“,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.
- Alexander Kennepohl
Leibniz Universität Hannover,
Institut für Physische Geographie
und Landschaftsökologie,
Schneiderberg 50,
30167 Hannover.

ISSN 1864 – 7529