

Grundlagen und Maßnahmen zur Kohlenstoffbindung in landwirtschaftlich genutzten Böden

Ingrid Kögel-Knabner^{1,2}, Christopher Just¹, Stefanie Mayer¹, Manuel Sümmerner³, Martin Wiesmeier^{1,3}

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München

² Institute for Advanced Study, Technische Universität München

³ Institut für Agrarökologie und biologischen Landbau, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Zusammenfassung

Liebe Leserinnen und Leser,

der Beitrag beschreibt die grundlegenden Mechanismen, die zu einer Sequestrierung von organischem Kohlenstoff durch organische Substanz in Mineralböden führen. Neben einer Definition der wichtigsten Begriffe im Kontext der Humusbildung werden die verschiedenen Eintragspfade von organischer Substanz in Böden sowie die wichtigsten Prozesse bei deren Umsatz und Speicherung beschrieben. Dabei wird die besondere Rolle der *Detritussphäre* und der *Rhizosphäre* als Bodenkompartimente mit hohem und spezifischem Eintrag an organischer Substanz erläutert. Es wird das Potenzial verschiedener Böden zur Bindung von organischem Kohlenstoff und deren Grenzen im Hinblick auf eine mögliche Kohlenstoffsättigung diskutiert. Aus diesen Überlegungen werden Optionen für humusaufbauende Bewirtschaftungsformen abgeleitet wie z. B. verbesserte Bewirtschaftungspraktiken, welche die Zufuhr von organischer Substanz in den Boden erhöhen oder den Abbau organischer Substanz verringern. Dieser Fachbeitrag richtet sich an alle Personen oder Gruppen, die direkt oder indirekt von landwirtschaftlichen Aktivitäten betroffen sind oder Einfluss darauf haben, insbesondere wissenschaftliche Forschungseinrichtungen, Regierungsbehörden, NGO's und privatwirtschaftliche Unternehmen.

Glossar

Die zu erklärenden Begriffe sind im Folgenden kursiv dargestellt.

Bioturbation: Prozess, bei dem Bodenorganismen wie Würmer, Insekten und Mikroorganismen die Struktur und räumliche Ausprägung des Bodens durch das Graben, Vermischen oder Fressen des Substrats verändern.

Bodentyp: In der deutschen Bodensystematik (Arbeitsgruppe Boden, 2024) werden Böden anhand ihrer bodenge-netisch bedingten Horizontausbildung und Horizontabfolge als Bodentypen klassifiziert. Die internationale World Reference Base for Soils (IUSS Working Group WRB, 2022) bezeichnet Böden unterschiedlicher Ausprägung als „soil groups“.

C/N Verhältnis: Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff. Wichtiger Indikator der Mineralisierbarkeit von organ-ischer Substanz. Hohe C/N Verhältnisse deuten auf kohlenstoffreiche, langsam abbaubare Verbindungen hin.

Detritussphäre: Zone im Boden mit erkennbar pflanzlichen und tierischen Zerfallsprodukten (Detritus) und dem Boden in ihrer Umgebung.

EPS / Extrazelluläre polymere Substanzen: Exkrete der Mikroorganismen, die häufig gelartige oder schleimige Biofilme bilden. Diese Biofilme werten einerseits den Lebensraum für die jeweiligen Mikroorganismen auf und sind andererseits an biogeochemischen Prozessen wie z. B. der Aufspaltung von organischem Material beteiligt.

Kryoturbation: Prozess der mechanischen Vermischung von Bodenmaterialien durch den Einfluss von Frost- und Auftauzyklen, wodurch sich Strukturen und Horizonte im Boden verändern können.

MAOM: Mineralassozierte organische Substanz (engl.: mineral-associated organic matter).

Mikrobielle Biomasse: Masse der lebenden Mikroorganismen im Boden. He et al. (2020) schätzten den globalen Bestand an lebender mikrobieller Biomasse auf 12,6 (6,6 - 16,4) Pg C für Pilzbiomasse und 4,3 (0,5 - 10,3) Pg C für bakterielle Biomasse im Oberboden (0-30 cm), wobei die meisten Mikroorganismen jedoch dormant oder kaum aktiv sind.

Nekromasse: Tote organische Substanz/Biomasse.

Niedermolekulare Verbindungen: Chemische Verbindungen, die oft leichter und schneller in chemische Reak-tionen involviert sind, da sie aufgrund ihrer geringen Größe und einfacheren Struktur leichter mit Organismen oder anderen Molekülen wechselwirken können.

C-Nutzungseffizienz (CUE): Der Anteil des *OC*, der z. B. für den Aufbau der mikrobiellen Biomasse und ihrer Exsu-date effektiv im Boden stabilisiert wird, im Verhältnis zum *OC*, der in dieses System gelangt, spiegelt die C-Nutzu-ngseffizienz wider. Sie wird häufig mit einem Wert zwischen 0,4 und 0,5 angegeben (Manzoni et al., 2018; Qiao et al., 2019). Die Effizienz der langfristigen *OC-Speicherung* in Böden hängt davon ab, wie viel *OC* in geschützte Kompar-

timente gelangt oder durch abiotischen Transport vertikal und/oder horizontal aus dem System entfernt wird, z. B. durch Auswaschung oder Erosion.

OC: Organischer Kohlenstoff

Die **OC-Sequestrierung** im Boden ist die Festlegung von C aus der Atmosphäre (CO₂) im Boden einer Landeinheit in Form von Biomasse, der als Bestandteil der organischen Bodensubstanz (Humus) gespeichert wird (Chenu et al., 2019; Don et al., 2023; Olson et al., 2014).

Das **OC-Sequestrierungspotenzial** eines Bodens ist der maximale Zuwachs an SOC, der eine Festlegung von CO₂ aus der Atmosphäre unter bestimmten klimatischen Bedingungen und für eine bestimmte Zeitspanne bewirkt (Chenu et al., 2019).

Das **OC-Speicherpotenzial** einer bestimmten Bodeneinheit kann als die maximale Zunahme der SOC-Vorräte definiert werden, die unter bestimmten klimatischen Bedingungen und einer bestimmten Zeitspanne erreicht werden kann (Chenu et al., 2019).

Unter **OC-Speicherung** (engl. storage) versteht man den Prozess der Zunahme der organischen Kohlenstoffvorräte (OC) im Boden einer bestimmten Landeinheit im Laufe der Zeit, ist aber nicht unbedingt mit einer Nettoentfernung von CO₂ aus der Atmosphäre verbunden (Chenu et al., 2019). Im Englischen bezeichnet der entsprechende Begriff „storage“ sowohl den Prozess der OC-Speicherung, als auch die Vorräte, d. h. also die Menge des gespeicherten OC im Boden (Don et al., 2023).

OM: Organische Substanz (engl.: organic matter)

OM-Stabilisierung: Schutz der OM vor Mineralisierung durch Mikroorganismen. Sie ist die Summe der Effekte aus chemischer *Rekalzitranz*, organo-mineralischen Wechselwirkungen und der Zugänglichkeit für Mikroorganismen. Im Allgemeinen ist stabilisierte OM älter als sog. labile OM, was auf längere Umsatz- und Verweilzeiten hindeutet. (von Lützow et al., 2006).

Okkludierte OM: In Bodenaggregaten eingeschlossene und dadurch vor Mineralisierung geschützte OM.

Peloturbation: Prozess der mechanischen Vermischung von Bodenmaterialien durch das Quellen und Schrumpfen von Tonmineralen, wodurch sich Strukturen und Horizonte im Boden verändern können.

Polymere: Hochmolekulare chemische Verbindungen (Makromoleküle) aus wiederholten Einheiten, die „Monomere“ genannt werden (s. auch *niedermolekulare Verbindungen*)

POM: Partikuläre organische Substanz (engl.: particulate organic matter).

Positiver Priming-Effekt: Immissionen von leicht abbaubaren organischen Verbindungen in den Boden regen die mikrobielle Aktivität an, was wiederum den Abbau von vorhandener OM auslöst. Dies kann kurzfristig zu einer Erhöhung der Freisetzung von Nährstoffen führen.

Rekalzitranz: In den Bodenwissenschaften bezieht sich dieser Begriff vorwiegend auf resistente oder schwer mineralisierbare OM mit hoher strukturchemischer Stabilität.

Rhizodeposition: Bezeichnet sowohl die Freisetzung organischer Verbindungen durch Pflanzenwurzeln in den umgebenden Boden, als auch das Ausscheidungsprodukt (*Wurzelexsudate*).

Rhizosphäre: Bodenbereich, der direkt von den Wurzeln lebender Pflanzen beeinflusst wird und in dem verschiedene Wechselwirkungen wie *Rhizodeposition*, Nährstoffaufnahme und eine erhöhte mikrobielle Aktivität stattfinden.

Saprotrophie: Saprotrophe Organismen ernähren sich von abgestorbenem organischem Material.

SOC: Organischer Kohlenstoff im Boden (engl.: soil organic carbon)

SOM: Organische Bodensubstanz (engl.: soil organic matter)

Trophische Ebenen: Konzept hierarchischer Stufen, das Organismen nach ihrer Position in der Nahrungskette klassifiziert.

Turbationsprozesse: Umfasst alle physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse, bei denen die räumliche Struktur und Ausprägung des Bodens durchmischt werden. Zu den *Turbationsprozessen* gehören unter anderem die *Bioturbation*, die *Peloturbation* und die *Kryoturbation*.

Wurzelexsudate: Pflanzenwurzelexsudate sind organische Verbindungen, die aktiv von den Wurzeln abgegeben werden und eine wichtige Rolle in der *Rhizosphäre* spielen, indem sie die Bodenmikrobiologie beeinflussen und verschiedene Funktionen wie Nährstoffversorgung und Interaktionen mit dem umgebenden Boden ausüben (□ *Rhizodeposition*).

Inhaltsverzeichnis

Grußwort	2
Glossar	3
1. Eintrag und Bindung von Kohlenstoff in Böden	7
1.1 Einleitung	7
1.2 Eintrag organischer Substanz in Böden	8
1.3 Resynthese von organischen Verbindungen im Boden: Bildung von Mikrobieller Biomasse und Exudaten	9
1.4 Stabilisierungsmechanismen zur Speicherung von OC in Böden	11
1.4.1 Partikuläre organische Substanz (POM)	12
1.4.2 Wechselwirkungen organischer Substanz mit Mineraloberflächen	13
1.4.3 Isolierung von partikulärer organischer Substanz	14
1.5 OC-Sequestrierung in Bodenkompartimenten mit hohem und spezifischem Eintrag: Detritussphäre und Rhizosphäre	15
2. Potential verschiedener Böden für die OC-Sequestrierung	17
2.1 Identifizierung von Böden mit hohem OC-Sequestrierungspotential	17
2.2 Das Konzept der OC-Sättigung	19
3. Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Förderung der OC-Sequestrierung	21
3.1 Erhöhung des OC-Eintrags vs. Verringerung des OC-Austrags	21
3.1.1 Bewirtschaftungsmaßnahmen zur steigerung des OC-Eintrags	22
3.1.2 Maßnahmen zur Reduzierung des OC-Outputs	27
3.2 OC-Sequestrierung in Böden aufgrund historischer Bewirtschaftungstechniken	28
Referenzen	30

1. Eintrag und Bindung von Kohlenstoff in Böden



1.1 EINLEITUNG

Landwirtschaftlich genutzte Böden bieten ein großes Potenzial zur Festlegung von organischem Bodenkohlenstoff (*SOC*) (Amelung et al., 2020). Langfristige *OC-Speicherung* in Böden findet statt, wenn C aus pflanzlicher Biomasse als organische Substanz im Boden stabilisiert wird. Die organische Substanz ist ein integraler Bestandteil der Bodenmatrix, die nicht nur eine wesentliche Komponente des terrestrischen Kohlenstoffkreislaufs ist, sondern auch essentiell für die Aufrechterhaltung weiterer Bodenfunktionen ist. Gehalt und Vorräte von *SOC* werden deshalb als Leitindikator für mehrere Bodenfunktionen (Kopittke et al., 2023) und als Schlüssel-

eigenschaft für die Beurteilung der Bodengesundheit und die nachhaltige Bewirtschaftung von Böden (Lehmann et al., 2020b) ausgewiesen. Die organische Bodensubstanz spielt eine zentrale Rolle für die Speicherung und den Kreislauf von C und Nährstoffen, ist eng mit der biologischen Vielfalt im Boden verbunden und aufgrund ihrer Rolle bei der Bodenaggregation und -struktur entscheidend für den Wasserkreislauf. Um die Prozesse der Bindung von organischem Kohlenstoff (OC) in Mineralböden zu verstehen, müssen die Menge und Art der in den Boden eingetragenen organischen Substanz (OM) und ihre Umwandlungsprodukte aus dem mikrobiellen Abbau beschrieben werden. Sie unterliegen einer Rei-

he von Prozessen, die zu einer Festlegung organischer Substanzen über längere Zeiträume im Boden und damit zum Humusaufbau (*OC-Speicherung*) führen. Die *OC-Speicherung* bezeichnet dabei generell einen Zuwachs an SOC, unabhängig von einer Nettoentnahme von CO₂ aus der Atmosphäre. Der organisch gebundene C im Boden befindet sich in einem dynamischen Fließgleichgewicht zwischen Eintrag, Speicherung als *SOM* und Mineralisierung zu CO₂. Dabei spielen Menge und Umsetzung sowohl der stabilen wie auch der labilen *OC*-Verbindungen eine wesentliche Rolle im Prozessablauf, und müssen daher in der Zusammenschau betrachtet werden.

Der Begriff der Sequestrierung von *OC* wird heute auf den Prozess der Einlagerung von CO₂ aus der Atmosphäre in den Boden in Form von pflanzlichen Rückständen und anderen organischen Feststoffen beschränkt, die als Teil der organischen Bodensubstanz (Humus) festgelegt werden (Chenu et al., 2019; Olson et al., 2014). Da dieser C bei der Photosynthese der Atmosphäre entzogen wird, handelt es sich um eine Nettoentnahme von C (als CO₂) aus der Atmosphäre mit entsprechender Wirkung auf das Klima. Diese ergibt sich nicht nur durch die Erhöhung der SOC-Vorräte in Böden mit einem SOC-Defizit, sondern auch durch die Aufrechterhaltung eines hohen SOC-Levels, bzw. die Minimierung des *OC*-Verlusts in optimal bewirtschafteten Böden (Lehmann et al., 2020b, Don et al. 2023).

Olson et al. (2014) weisen darauf hin, dass eine strikte Unterscheidung zwischen der Aufbringung von externer organischer Substanz (z. B. Gülle, Mist, Kompost, Gärreste, Pflanzenkohle) auf Böden, die von anderen Flächen stammt, und der *OC-Sequestrierung* im engeren Sinne erforderlich ist. Die *OC-Sequestrierung* in Böden im Sinne der vorliegenden Definition setzt voraus, dass atmosphärisches CO₂ durch Photosynthese gebunden und im Boden gespeichert wird. Durch die Einarbeitung externer organischer Substanz wird kein zusätzliches atmosphärisches CO₂ festgelegt und es erfolgt daher keine Verringerung des atmosphärischen CO₂-Gehalts.

1.2 EINTRAG ORGANISCHER SUBSTANZ IN BÖDEN

Für den Eintrag von organischer Substanz in den Boden gibt es verschiedene Quellen und daher auch Eintragungspfade. Der überwiegende Anteil der organischen Substanz gelangt in den Boden in Form von 1) oberirdischer Streu oder Ernterückständen, 2) unterirdischer Streu oder

Ernterückständen und 3) Wurzelausscheidungen (*Rhizodeposition*) (Abbildung 1). Mit dem Eintrag der organischen Substanz erfolgt auch ein Eintrag von organisch gebundenem N, abhängig vom *C/N Verhältnis* der verschiedenen Materialien. Das *C/N Verhältnis* reicht von ~100 bei Holzigen Pflanzenresten bis zu ~10 bei Leguminosen. Sowohl die ober- als auch die unterirdische Streu bzw.

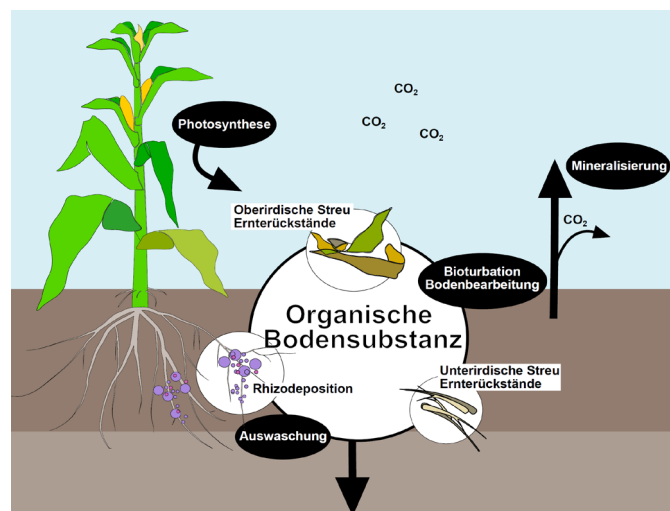


Abbildung 1: Eintragungspfade von organischer Substanz in den Boden (verändert, nach Kögel-Knabner et al., 2022).

Ernterückstände bestehen hauptsächlich aus organisch gebundenem C, der bei der Photosynthese in großen *Polymeren* (Cellulose, Hemicellulosen, Lignin, Cutin, Suberin, Protein) in Blättern, Stängeln, Zweigen und anderen Holzigen Bestandteilen oder Wurzeln gebunden wurde. Sie werden entweder auf der Bodenoberfläche abgelagert oder in verschiedenen Bodentiefen als Wurzelstreu eingetragen. Die Einarbeitung von *OC* aus der oberirdischen Streu erfolgt durch grabende Bodenlebewesen (*Bioturbation*), Auswaschung von wasserlöslichen Bestandteilen und Bodenbearbeitung. Die Pflanzenreste enthalten nur einen geringen Anteil an *niedermolekularen organischen Verbindungen* (Kögel-Knabner, 2017).

Pflanzliche Biomasse macht den größten Teil des *OC*-Eintrags in landwirtschaftlich genutzten Böden aus. Darüber hinaus gelangt organische Substanz auch durch Düngung z. B. als Wirtschaftsdünger, Gülle, Kompost, Klärschlamm, Pflanzenkohle, Biogasgärreste in bewirtschaftete Böden (Jacobs et al., 2020). Weitere Einträge stammen aus Emissionen der Erdöl- und Kohleindustrie sowie aus Verbrennungsprozessen in industriell-urbanen Gebieten, z. B. Teeröl, Kohlenstäube, Ruß (Kiem und Kögel-Knabner, 2003; Schmidt und Noack, 2000) oder aus Kunststoffen

(Rillig et al., 2021). Ebenfalls sind geogene Einträge in die Böden, bspw. aus Schwarzschiefer oder Kerogen, möglich (Fox et al., 2020). Dies verdeutlicht die große Vielfalt der *OC*-Einträge in die Böden.

Ein beträchtlicher Teil der organischen Substanz wird unterirdisch in den Boden eingetragen, d. h. als Wurzelstreu und *Rhizodeposition*. Bis zu 75 % der Wurzelbiomasse befinden sich in den obersten 40 cm des Bodens; die maximale Durchwurzelungstiefe und damit auch der Bereich, der durch Wurzelreste und *Rhizodeposition* beeinflusst wird, ist jedoch viel größer. Wurzelreste und Wurzelausscheidungen können auch bis in mehrere Meter Tiefe eingetragen werden und tragen zusammen mit verlagerter

organischer Substanz aus dem Oberboden erheblich zum Eintrag von *SOC* in den Unterboden bei. In ackerbaulich genutzten Böden mit getreidedominierten Fruchtfolgen macht der unterirdische Eintrag etwa 20 % des gesamten *OC*-Eintrags aus, im Grünland etwa 35 % (Pausch & Kuzyakov, 2017). Die überwiegend niedermolekularen, meist N-reichen Verbindungen, die von Pflanzenwurzeln ausgeschieden werden, tragen wesentlich zum *OC*-Eintrag in den Boden bei. Der größte Teil der Wurzelausscheidungen wird rasch von Mikroorganismen verstoffwechselt. Aufgrund dieser konstanten *OC*-Quelle herrscht in der *Rhizosphäre* eine hohe (mikrobielle) Populationsdichte.

INFOBOX

KURZ GELESEN

Die langfristige Speicherung von organischem Kohlenstoff in Böden erfolgt maßgeblich durch die Stabilisierung pflanzlicher Rückstände. Hauptquellen sind die ober- und unterirdische Streu sowie Wurzelausscheidungen. In Abhängigkeit der Bewirtschaftung des Bodens gelangt so bis zu 50 % der organischen Substanz unterirdisch in den Boden. Weitere Quellen sind Düngemittel, industrielle Emissionen und geogene Einträge.

Infobox 1-2

1.3 RESYNTHESE VON ORGANISCHEN VERBINDUNGEN IM BODEN: BILDUNG VON MIKROBIELLER NEKROMASSE UND EXSUDATEN

Das in den Boden eingetragene organische Material wird unter Freisetzung von CO_2 rasch mineralisiert und gelangt zurück in die Atmosphäre. Dieser Abbau der Pflanzenreste in Böden erfolgt überwiegend durch die Aktivität von Mikroorganismen. Nur ein kleiner Anteil des organischen C, der über die oben beschriebenen Eintragungspfade im Boden ankommt, wird von den Mikroorganismen zum Aufbau ihrer eigenen Biomasse verwendet (Anabolismus) (Abbildung 2). Die mikrobiellen Produkte bestehen im Allgemeinen aus der gleichen Art von (Makro-) Molekülen wie Pflanzen, mit Ausnahme von Lignin, das ausschließlich im Pflanzengewebe vorkommt. Die Mikroorganismen bilden zusätzlich neue, N-haltige Monomere, vor allem Aminosucker, mit denen sie die Biopolymere ihrer Zellwände (Murein, Chitin) aufbauen (Kögel-Knabner, 2002). Die *mikrobielle Biomasse* hat daher ein enges *C/N Verhältnis*, das häufig zwischen 4 und 8 liegt, und von den Mikroben beim Abbau der Pflanzenreste aufrechterhalten werden muss. Daher verbleibt ein Großteil des mineralisierten Stickstoffs aus

den Pflanzenresten in der mikrobiellen Biomasse erhalten. Dies hat zur Folge, dass sich das *C/N Verhältnis* des im Boden verbleibenden organischen Materials im Laufe des Abbaus verringert. Das *C/N Verhältnis* der Pflanzenreste und Ernterückstände steuert die Abbauraten. Je weiter das Verhältnis, desto länger dauert es, bis sich das Material zersetzt. Über die Auswahl von Kulturpflanzen und Zwischenfrüchten mit spezifischem *C/N Verhältnis* in der Fruchtfolge kann also die Umsatzrate im Boden beeinflusst werden.

Nach dem Absterben der mikrobiellen Biomasse wird die sog. mikrobielle *Nekromasse* von anderen Organismen abgebaut. Der von den Mikroorganismen assimilierte und ihre Biomasse bildende *OC* wird also mehrmals durch die *mikrobielle Biomasse* recycelt (Gleixner et al., 2002; Buckeridge et al., 2020). Ein Teil der mikrobiellen *Nekromasse* ist bereits auf Mineraloberflächen gebunden und wird dort stabilisiert.

Für den Abbau großer Moleküle, die den größten Teil der Pflanzenrückstände ausmachen (die in Böden als partikuläre organische Substanz (*POM*) vorkommen), sind extrazelluläre Enzyme erforderlich. Dies bedeutet, dass die abbauenden Mikroorganismen und ihre Enzyme mit dem Substrat direkt in Kontakt kommen müssen. Bei

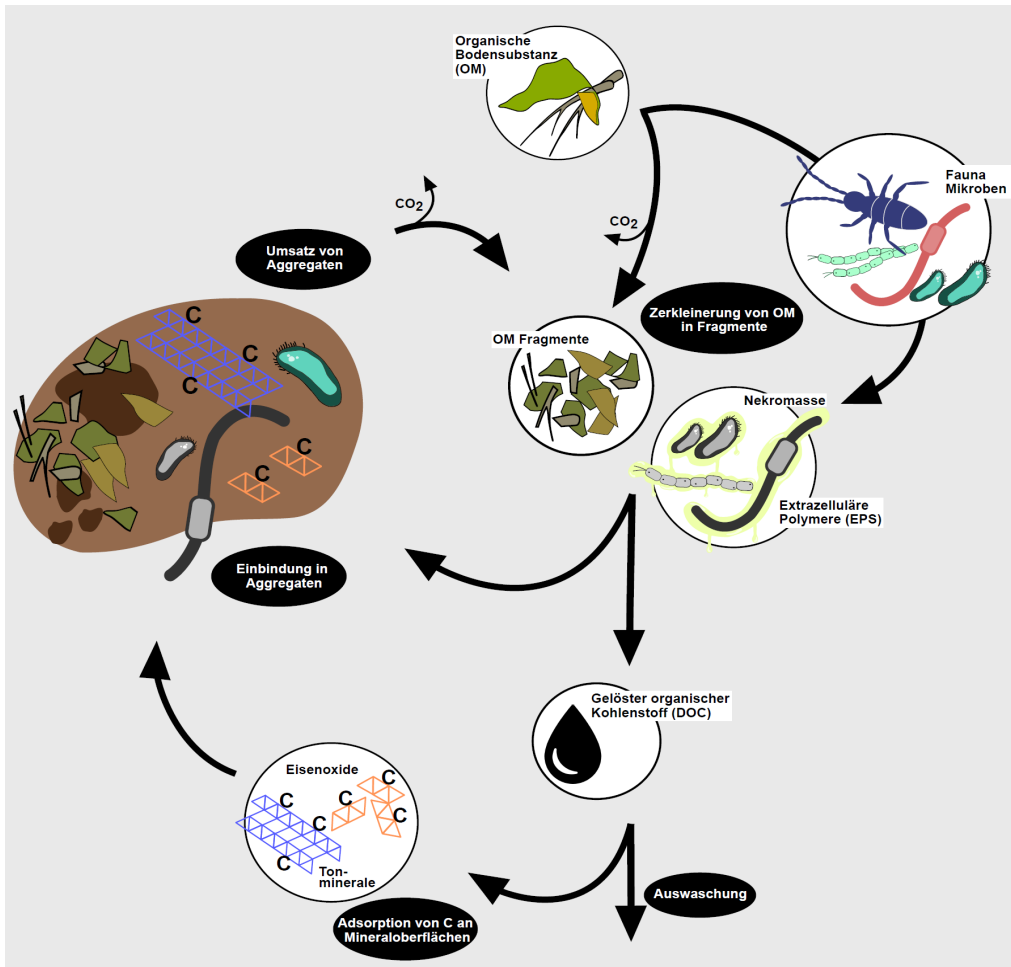


Abbildung 2: Eintragspfade von organischer Substanz in den Boden (verändert, nach Kögel-Knabner et al., 2022).

den Abbaureaktionen organischer Verbindungen (katabole Reaktionen) handelt es sich hauptsächlich um hydrolytische oder oxidative Depolymerisationsreaktionen, die für die Aufnahme der freigesetzten niedermolekularen Abbauprodukte in die mikrobiellen Zellen unerlässlich sind. Einige Verbindungen, die nicht aufgenommen werden, werden mit der Bodenlösung transportiert und/oder an andere organische oder mineralische Verbindungen adsorbiert. Diese kleinen Moleküle aus dem enzymatischen Abbau tragen somit zur Bildung organo-mineralischer Verbindungen bei (Kleber et al., 2015; Kögel-Knabner et al., 2008). Im Gegensatz zu früheren Ansichten über die Bildung organischer Bodensubstanz bedeutet dies, dass der C, der die organische Bodensubstanz aufbaut, auch aus leicht abbaubaren organischen Verbindungen stammt (Cotrufo et al., 2013). Die Mineralisierung von SOC ist somit ein zweistufiger Prozess: Zunächst werden nicht bioverfügbare Formen in bioverfügbare Formen umgewandelt. Die bioverfügbaren Verbindungen werden dann in die Zellen aufgenommen und verstoffwechselt bzw. mineralisiert.

Solche Depolymerisationsreaktionen sind für die von Pflanzenwurzeln in der *Rhizosphäre* freigesetzten Exsudate, bei denen es sich um *niedermolekulare Verbindungen* handelt, nicht erforderlich. Der direkte Beitrag der Bodenfauna zur Freisetzung von CO₂ aus den Böden ist vergleichsweise gering. Die Bodentiere sind aber sehr wichtig für die Verteilung der Pflanzenreste im Mineralboden, die Vergrößerung der Substratoberfläche durch Zerkleinerung und damit die bessere Zugänglichkeit für Mikroorganismen, sowie die mikrobielle Beimpfung des Materials. Die ¹³C-Signatur der Bodenmakrofauna zeigt, dass Mikroorganismen im Gegensatz zu totem Pflanzenmaterial eine wichtige Nahrungsquelle für die Bodenfauna darstellen. Pflanzlicher C wird überwiegend von *saprotropen* Mikroorganismen aufgenommen und auf höhere *trophische Ebenen* des Nahrungsnetzes im Boden weitergeleitet (Potapov et al., 2019). Die Aktivität von Bodenmikroorganismen wird durch die Bodenfauna reguliert, da sie viele Aspekte der OM-Umsetzung beeinflusst, insbesondere durch die Regulierung der Aktivität und der

funktionellen Zusammensetzung der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft und ihrer physikalisch-chemischen

Verbindung mit der organischen Bodensubstanz (Erktan et al., 2020; Filser et al., 2016; Thakur und Geisen, 2019).

INFOBOX

KURZ GELESEN

Die in den Boden gelangende organische Substanz wird hauptsächlich von Bodenmikroorganismen mineralisiert. Stickstoffreiche Verbindungen werden größtenteils zum Aufbau von Zellbestandteilen verwendet. Ein Großteil des aufgenommenen Kohlenstoffs wird bei der Zellatmung oxidiert und als CO₂ wieder freigesetzt. Im Vergleich mit den Mikroorganismen spielen die größeren Bodenlebewesen nur eine begrenzte Rolle an der Freisetzung von CO₂.

Die Mineralisierung von organischer Bodensubstanz ist ein zweistufiger Prozess: Erst werden nicht bioverfügbare Verbindungen außerhalb der mikrobiellen Zellen in bioverfügbare Verbindungen umgewandelt. Diese werden anschließend von den Mikroorganismen aufgenommen und mineralisiert. Der Abbau von großen organischen Molekülen erfordert also zunächst extrazelluläre enzymatische Prozesse. Die dabei entstehenden kleineren Moleküle sind häufig reaktiv und können mit den Mineralen stabile organo-mineralische Verbindungen eingehen.

Infobox 1-3

1.4 STABILISIERUNGSMECHANISMEN ZUR SPEICHERUNG VON OC IN BÖDEN

Pflanzliche und mikrobielle Rückstände und ihre Umwandlungsprodukte können durch verschiedene Mechanismen vor einem weiteren mikrobiellen Abbau geschützt werden. Diese Stabilisierungsprozesse führen zu einer deutlichen Verlangsamung der Mineralisierungsrate. Wie von Angst et al. (2021) beschrieben, ist *OM*, die in Aggregaten und mineralassoziiertem *OM* stabilisiert wird, zu etwa gleichen Teilen pflanzlichen und mikrobiellen Ursprungs.

Der Abbau organischer Substanz findet innerhalb der Bodenporen statt, sodass die Bodenstruktur und die Bildung von Aggregaten maßgeblich die Zugänglichkeit und damit den biologischen Abbau auf der Ebene des mikrobiellen Lebensraums steuert (Juarez et al., 2013). Die meisten Bakterien haben eine Größe zwischen 0,5 und 2 µm (Liang et al., 2019). Große Teile des Bodenporen-Netzes sind kleiner und infolgedessen praktisch frei von zersetzenden Organismen. Die strukturelle Anordnung der Bodenpartikel schafft Mikrostandorte mit eingeschränkter O₂-Diffusion und enzymatischem und mikrobiellem Zugang (Chevallier et al., 2010; Keiluweit et al., 2017; Mbé et al., 2021; Zimmerman et al., 2004). Die physikalische Trennung zwischen Zersetzer und Substrat ist daher ein wichtiger Stabilisierungsmechanismus (Lehmann et al., 2020a).

Organische Verbindungen können durch Wechselwirkungen mit Mineralen stabilisiert und somit vor mikrobiellem Abbau geschützt werden. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Wechselwirkungen mit Partikeln der feinen Mineralfraktion (organo-mineralische Assoziationen). In Abhängigkeit von der Bodenentwicklung, insbesondere dem Ausgangsmaterial und Klima, bilden sich verschiedene Minerale, wie z. B. Goethit oder Smektit (Kögel-Knabner und Amelung, 2021), die hoch reaktiv sind und eine große spezifische Oberfläche für die Interaktion mit organischen Verbindungen bieten. Darüber hinaus kann die Oxidation von Metallen und die Synthese von metallorganischen Phasen und deren Verbindung mit Tonen ebenfalls zur Stabilisierung der *OM* beitragen (Basile-Doelsch et al., 2015; Wagai et al., 2020).

Der Beitrag dieser verschiedenen Prozesse aus Assoziation mit mineralischen Oberflächen und der physikalischen Isolierung von Zersetzern und Substraten ist in den jeweiligen Bodentypen abhängig von Ausgangsmaterial, Textur und Standortbedingungen unterschiedlich stark ausgeprägt, was zu einer großen Bandbreite von *OC*-Umsatzraten in verschiedenen Bodentypen führt (Kögel-Knabner und Amelung, 2021).

KURZ GELESEN

Im Boden können pflanzliche und mikrobielle Rückstände durch verschiedene Mechanismen vor mikrobiellem Abbau geschützt werden, die die Mineralisierungsraten verlangsamen und damit die Verweilzeiten im Boden erhöhen.

1. Die Bodenstruktur und die Bildung von Aggregaten beeinflussen die Zugänglichkeit für Mikroorganismen, da viele Mikroorganismen zu groß sind, um in die Feinporen zu gelangen.
2. Organische Verbindungen können mit Mineralpartikeln reagieren und organo-mineralische Komplexe bilden, die sehr resistent gegenüber dem mikrobiellen Abbau sind.

Der Beitrag der Mechanismen variiert je nach Bodeneigenschaft und Standortbedingungen und führt zu unterschiedlichen Kohlenstoffumsatzraten.

Infobox 1-4

1.4.1 PARTIKULÄRE ORGANISCHE SUBSTANZ (POM)

Pflanzenreste gelangen überwiegend in partikulärer Form in den Mineralboden. Sie sind eine leicht verfügbare Kohlenstoff- und Nährstoffquelle und werden daher unmittelbar von der Bodenfauna und den Mikroorganismen abgebaut. Deshalb werden sie auch Nährhumus oder partikuläre organische Substanz (*POM*) genannt. Die *POM* dient als Keimzelle für die Bildung von Bodenaggregaten (Bucka et al., 2019; Witzgall et al., 2021, Angst et al., 2023) und wird damit gleichzeitig gegen Abbau stabilisiert. Obwohl alle partikulären organischen Verbindungen pflanzlichen oder tierischen Ursprungs relativ leicht zersetzt werden können, hat deren inhärente strukturchemische Stabilität (*Rekalzitranz*) einen großen Einfluss auf die Verweildauer im Boden. Während die labileren Vielfachzucker (Polysaccharide) vergleichsweise schnell abgebaut werden (Baldock et al., 1992; Leifeld und Kögel-Knabner, 2005; Mueller und Koegel-Knabner, 2009), verweilen abbaustabilere Verbindungen (z. B. Lignin, aliphatische Verbindungen) länger im Boden und sind in älteren/stabileren *POM*-Fraktionen relativ angereichert.

Bakterien und Pilze greifen die von der Bodenfauna bereits zerkleinerten Pflanzenpartikel an und bleiben zusammen mit feinen Mineralpartikeln an deren Oberfläche haften (Chenu & Cosentino, 2011; Tisdall & Oades, 1982). Die sich hier ausbreitenden Mikroorganismen scheiden während ihres Wachstums und Stoffwechsels *Extrazelluläre polymere Substanzen (EPS)* aus (Costa et al., 2018; Flemming und Wingender, 2010). Diese fleckenhaften Ansammlungen von Mikroorganismen und *EPS* sind klebrig und haften an

den umgebenden Mineralen, was zu einem Zusammenschluss von Partikeln um die *POM* und zur Bildung von Aggregaten führt (Chenu & Jaunet, 1992; Gaillard et al., 1999; Totsche et al., 2018; Young und Crawford, 2004).

Kleinere OM-Partikel haben im Vergleich zu größeren OM-Partikeln eine größere spezifische Oberfläche, die eine größere potenzielle Kontaktfläche mit mineralischen Partikeln und kolonisierenden Mikroben bietet. Mit zunehmendem Zersetzungsgrad hat die *POM* ein engeres *C/N Verhältnis*, was auf die Ansammlung von N-reichen Mikroorganismen und deren *Nekromasse* und *Wurzelexsudaten* zurückzuführen ist.

Die in einem Boden als *POM* gespeicherte Menge an *OC* ist das Ergebnis von stabilisierenden und destabilisierenden Prozessen, insbesondere dem Gleichgewicht zwischen Aufbau und Zerfall der Aggregate. Im Laufe des Umsatzes der Aggregate werden die partikulären Pflanzenreste wieder für den mikrobiellen Abbau verfügbar und somit immer weiter abgebaut (Abbildung 2). Das Aufbrechen der Aggregate und damit die Freisetzung von in Aggregaten eingeschlossener (okkludierter) *POM* kann durch Bodenbearbeitung, *Bioturbation* oder Frost-, Tau- und Befeuchtungs-Trocknungs-Zyklen erfolgen (Bailey et al., 2019)

KURZ GELESEN

Pflanzenreste und abgestorbene tierische Überreste gelangen überwiegend partikulär in den Boden. Sie sind eine leicht verfügbare Nährstoff- und Kohlenstoffquelle, und werden von Bodenmikroorganismen und der Bodenfauna abgebaut. In der Fachliteratur werden sie deshalb partikuläre organische Substanz (*POM*) oder Nährhumus genannt. Ihre strukturelle chemische Zusammensetzung sowie der Schutz vor Abbau durch Einschluss in Bodenaggregaten beeinflussen die Verweildauer der *POM* im Boden. Labilere Verbindungen mit geringer Komplexität werden schneller abgebaut, während stabilere Verbindungen mit höherer Komplexität, beispielsweise die Verholzungssubstanz Lignin, länger im Boden verbleiben. Das Aufbrechen von Aggregaten, z.B. durch Frost-Tau-Prozesse oder Bodenbearbeitung macht die eingeschlossene *POM* wieder für mikrobiellen Abbau zugänglich.

Infobox 1-4-1

1.4.2 WECHSELWIRKUNGEN ORGANISCHER SUBSTANZ MIT MINERALOBERFLÄCHEN

Organische Bodensubstanz kann unter bestimmten Bedingungen Verbindungen mit mineralischen Partikeln eingehen. Zu den vorherrschenden Mineralen, die in Böden Assoziationen mit *OM* bilden, gehören Minerale der Tonfraktion, insbesondere Eisenoxide und -hydroxide, und die Tonminerale (Kleber et al. 2021; Kögel-Knabner et al., 2008).

Die mineral-assoziierte organische Substanz (*MAOM*), auch Dauerhumus genannt, reicht von Verbindungen mit niedrigem Molekulargewicht bis zu großen polymeren Molekülen pflanzlicher und mikrobieller Herkunft und mikrobiellen Zellwandresten (*Nekromasse*). Wird die Tonfraktion aus dem Boden isoliert und ihre Zusammensetzung untersucht, finden sich hauptsächlich Alkylverbindungen und Polysaccharide, jedoch nur geringe Konzentrationen aromatischer Verbindungen, wie stark umgewandelte Ligninfragmente. Mineralisch gebundene *OM* ist zudem reich an Carboxyl- und N-haltigen Gruppen, was mit dem niedrigen *C/N Verhältnis* und einer teilweise mikrobiellen Herkunft ihrer Bestandteile in Einklang steht. *Niedermolekulare Verbindungen* wie Alkohole, Zucker, Aminosäuren und Amine, sowie einfache aromatische Verbindungen wie Benzol und Phenole werden durch Sorptionsprozesse gebunden. Mikroben setzen *EPS* frei, die sich stark an mineralische Oberflächen anlagern. Diese setzen sich auf unterschiedlichen hydratisierten Polymeren, bspw. aus Polysacchariden, Proteinen, Nucleinsäuren und Lipiden zusammen (Costa et al., 2018). *EPS* sind klebrig und bewirken den Zusammenhalt mikrobieller Kolonien und deren Anhaftung an Oberflächen. Die meisten bakteriellen Organismen sind in ihrer

Beweglichkeit eingeschränkt. Die Einbettung in *EPS* unterstützt die Kolonien in ihrer Anpassungsfähigkeit bei wechselfeuchten Bodenbedingungen (Kleber et al., 2015). Dies bedeutet, dass mikrobielle Rückstände oft bereits unmittelbar nach Exkretion bzw. bei der Bildung von *Nekromasse* durch das Absterben eines Organismus an mineralische Oberflächen in Böden gebunden sind. Buckeridge et al. (2020) beschreiben, dass im Boden zugesetzte *Nekromasse* stark an mineralische Oberflächen bindet. Nach Schätzungen von Liang et al. (2019) besteht bis zu etwa der Hälfte des gesamten *SOC* aus mikrobieller *Nekromasse*.

Nach derzeitigem Wissenstand kann die Bindung zwischen Mineralen und organischen Verbindungen also über verschiedene Mechanismen erfolgen und hängt zum einen von der Art des Minerals und seiner Oberflächenladung und zum anderen von der chemischen Zusammensetzung, bspw. der Art und Ladung der funktionellen Gruppen der *OM* ab. Daher sind der pH-Wert und die Basensättigung von großer Bedeutung für die Entwicklung von organo-mineralischen Verbindungen (Rasmussen et al., 2018). Zu den Bindungsmodi, die zur Stabilisierung organischer Liganden an mineralischen Oberflächen beitragen, gehören spezifische und unspezifische Adsorption, Wasserstoffbrückenbindung, van-der-Waals-Wechselwirkungen und hydrophobe Wechselwirkungen (siehe Kleber et al. (2015) für eine detaillierte Beschreibung). Aufgrund der unterschiedlichen mineralischen Zusammensetzung von Böden und der damit verbundenen großen Variabilität der Eigenschaften wirken mehrere Bindungsmechanismen gleichzeitig. Die Abbaubarkeit von *OM* kann auch durch Komplexbildung mit Metallkationen stark reduziert werden. In diesem Fall hemmt die Bindung

von Metallkationen (Ca, Al, Fe, Schwermetalle) an die *OM* den Angriff durch Enzyme.

Die von Kleber et al. (2015) zusammengestellten Radiokarbondaten zeigen, dass die Umsatzzeiten von mit Mineralen assoziierter *OM* im Durchschnitt viermal länger sind als die von *OC* in freier oder *okkludierter OM* und von Jahrzehnten bis zu Jahrtausenden reichen. Mit Mineralen assoziierte *OM* befindet sich in einem dynamischen Gleichgewicht mit DOM, was zu einem ständigen Austausch zwischen der Bodenlösung und den Mineraloberflächen führt (Schrumpf et al., 2021). Auf diese Weise wird ein Teil des mineralisch gebundenen *OM* in die Bodenlösung freigesetzt und steht für die mikrobielle Aufnahme und Mineralisierung zur Verfügung (Kleber et al., 2021).

Die Bildung von organo-mineralischen Assoziationen hängt vom Vorhandensein, aber auch von der Zugänglichkeit mineralischer Oberflächen für die Interaktion mit *OM* ab. Die Interaktion von mineralischen Oberflächen mit *OM* wird durch die Bodentextur und das entsprechende Bodenporensystem eingeschränkt, da die präferentiellen Fließwege die direkte Interaktion von gelöster *OM* mit mineralischen Oberflächen auf bestimmte Areale beschränken. *Turbationsprozesse* und insbesondere *Bioturbation* können die Exposition von Mineraloberflächen für die Interaktion mit *OM* verbessern. Regenwürmer induzieren die Bildung von organo-mineralischen Assoziationen und schaffen gleichzeitig eine engere Verbindung von teilweise abgebautem *OM* und Eisenoxiden (Angst et al., 2022; Barthod et al., 2020; Vidal et al., 2019).

INFOBOX

KURZ GELESEN

Die organische Substanz in Böden kann mit Mineralen, bspw. Tonmineralen und Eisen(hydr-)oxiden Verbindungen eingehen. Die Bindung erfolgt dabei durch verschiedene Mechanismen wie Adsorption, Wasserstoffbrückenbindung oder Komplexierung mit Metallkationen. Die entstehenden organo-mineralischen Verbindungen sind vergleichsweise stabil und haben deshalb längere Umsatzzeiten als frei vorliegende organische Substanz. Die gebundene organische Substanz unterliegt einem ständigen Fließgleichgewicht mit in der Bodenlösung gelöster organischer Substanz. Die Menge der organo-mineralischen Verbindungen im Boden hängt von der Verfügbarkeit an organischer Substanz sowie der Anzahl und Art der verfügbaren mineralischen Oberflächen ab. Darüber hinaus haben das Säure/Basen-Milieu sowie das Durchmischen des Bodens, bspw. durch grabende Organismen, eine große Auswirkung auf die Bildung von organo-mineralischen Verbindungen im Boden. Durch ihre längere Verweilzeit im Boden wird *MAOM* auch Dauerhumus genannt.

Infobox 1-4-2

1.4.3 ISOLIERUNG VON PARTIKULÄRE ORGANISCHER SUBSTANZ UND ORGANO-MINERALISCHEN VERBINDUNGEN

Fraktionierungen sind laboranalytische Trennverfahren. Bodenkundliche physikalische Fraktionierungsverfahren werden verwendet, um Pflanzenrückstände von mineralorganischen Verbindungen zu isolieren (Poeplau et al., 2018). Sie basieren auf einer Trennung aufgrund von Unterschieden in der Dichte oder Partikelgröße und werden im Allgemeinen nach einer vorangegangenen Dispergierung der Bodenaggregate durchgeführt, bei welcher die Bodenaggregate mittels Ultraschall oder chemischer Dispersion in Salzlösungen zerstört werden. Die Fraktionen werden dann mittels Siebung, Sedimentation und/oder Dichtefraktionierung aufgetrennt (Christensen, 2001; Oades, 1988). In den leichten und/oder

groben Fraktionen werden die *POM*-Partikel isoliert. Die schweren und feinen Fraktionen enthalten hauptsächlich mineralisch gebundene *OM*. Bei der Dichtefraktionierung wird die Probe in einer Flüssigkeit mit einer Dichte zwischen 1,6 und 2,4 g cm⁻³ (organische Lösungsmittelgemische oder anorganische Salze) suspendiert, so dass das leichte, schwimmende organische Material abgetrennt werden kann. Zur Partikelgrößenfraktionierung wird das Material in der Fraktion > 63 µm (Sandfraktion) abgetrennt, das durch Sieben weiter fraktioniert werden kann. Die organo-mineralischen Verbindungen < 63 µm werden durch Sedimentation in Wasser abgetrennt, und die < 2 µm-Fraktion kann durch Zentrifugation weiter abgetrennt werden. Die Fraktionierung nach Partikelgröße und Dichte wird häufig kombiniert. Solche kombinierten Verfahren

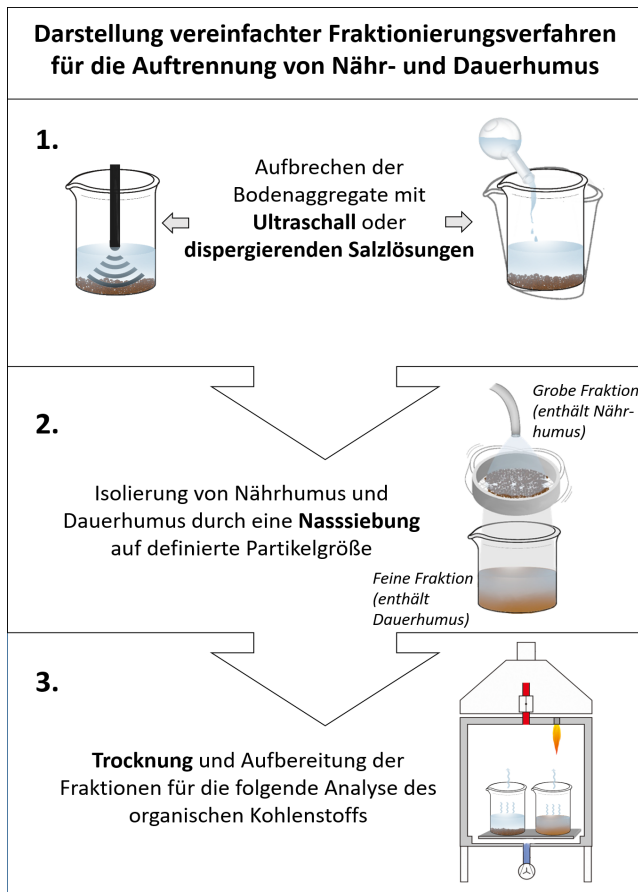


Abbildung 3: Vereinfachte *SOM* Fraktionierungsverfahren zur Trennung von Nähr- und Dauerhumus

1.5 OC-SEQUESTRIERUNG IN BODENKOMPARTIMENTEN MIT HOHEM UND SPEZIFISCHEM EINTRAG: DETRITUSSPHÄRE UND RHIZOSPHÄRE

Die *Detritussphäre* und *Rhizosphäre* sind Mikroumgebungen im Boden, die durch einen hohen Eintrag von *OM* gekennzeichnet sind. Die *Detritussphäre* ist definiert als eine Zone mit erkennbaren pflanzlichen und tierischen Zerfallsprodukten (Detritus) und dem Boden in ihrer Umgebung. Sie macht nur einen kleinen Teil des Bodens aus, da sie sich auf an den Detritus angrenzenden Boden beschränkt. Dennoch findet hier ein großer Teil der mikrobiellen Umsetzungen statt. Die *Detritussphäre* bildet einen Bereich von einigen Millimetern Dicke um die sich zersetzenden Rückstände, und der größte Teil des von den Rückständen durch Diffusion oder advektiven Transport in den Boden übertragenen *OC* befindet sich in dieser Zone (Gaillard et al., 1999; Marschner & Rengel, 2012; Védère et al., 2020).

Der Eintrag von Pflanzenrückständen in den Boden führt innerhalb weniger Wochen nach der Zersetzung zur Se-

werden zur Isolierung von freier und okkludierter *POM* sowie von *MAOM* verwendet.

Ein vereinfachtes, schnelles und zuverlässiges Fraktionierungsprotokoll ist in Abbildung 3 gezeigt. Es basiert auf einer Partikelgrößenfraktionierung und erlaubt die Differenzierung und mengenmäßige Einschätzung langsam und schnell zirkulierender *SOC*-Anteile für ein breites Spektrum von Bodentypen und -texturen landwirtschaftlicher Böden in Mitteleuropa (Just et al., 2021). Solche Verfahren eignen sich sehr gut, um Indikatoren für die Bodenbewirtschaftung und Strategien für den Aufbau organischer Substanz in Böden zu entwickeln (Just et al., 2021; van Wesemael et al., 2019).

INFOBOX

KURZ GELESEN

Fraktionierungsmethoden können Pflanzenreste von organo-mineralischen Bestandteilen des Bodens abtrennen. Dies geschieht zunächst durch die Dispergierung von Bodenaggregaten und die anschließende Trennung nach Dichte oder Partikelgröße. Die Methoden isolieren freie und in Aggregaten eingeschlossene partikuläre organische Substanz sowie mineralgebundenes organisches Material. Die isolierten Fraktionen werden untersucht, um neue Kenntnisse über Kohlenstoffvorräte mit unterschiedlicher Verweildauer im Boden zu gewinnen.

Infobox 1-4-3

questrierung von *OM* und zur Bildung von mineralisch gebundenem *OM* in Aggregaten (Pronk et al., 2017; Bucka et al., 2019). Diese frischen Streuoberflächen dienen als Hotspots mikrobieller Aktivität, die die Bildung organo-mineralischer Assoziationen befördern und gleichzeitig einen Ausgangspunkt für die Aggregatbildung darstellen. Beide Prozesse, d. h. die Einbindung von *POM* in Bodenaggregate und die Assoziation von *OM* mit mineralischen Oberflächen, hängen stark von der räumlichen Nähe von partikulärer Streu und ihren Oberflächen, mikrobiellen Rückständen und feinkörnigen Mineralpartikeln ab (Witzgall et al., 2021).

Detritus kann sich auf der Bodenoberfläche oder innerhalb des Mineralbodens befinden und wird im Mineralboden durch *Turbationsprozesse* verteilt. Besonders zu nennen sind hierbei die *Bioturbation*, die *Peloturbation* in

tonreichen Pelosolen/Vertisolen und die *Kryoturbation* in Permafrostböden. In Ackerböden wird die Einarbeitung von Detritus durch das Pflügen unterstützt. Meistens beschränkt sich dies auf den Oberboden, doch kann tiefes Pflügen Oberboden und Detritus in größere Tiefen einbringen (Alcántara et al., 2017; 2016). Durch das Pflügen wird Unterbodenmaterial mit niedrigen OC-Gehalten in Oberboden mit höheren OC-Konzentrationen umgewandelt, wodurch ein größeres Bodenvolumen und die damit verbundenen mineralischen Oberflächen für die Speicherung von OM verfügbar werden (Wiesmeier et al., 2014b). Somit kann die Ausdehnung der *Detritussphäre* in größere Bodentiefen die *OC-Sequestrierung* verbessern. Dies steht im Gegensatz zum Konzept reduzierter Bodenbearbeitungssysteme, das sich auf die *Bioturbation* zur Einbindung von Pflanzenresten in den Mineralboden stützt. Hier wird der OC-Anstieg in den ersten cm des Oberbodens meist durch eine Freisetzung von gespeichertem OC in tieferen Bodenschichten ausgeglichen, was zu einer geringen bis nicht signifikanten Auswirkung auf die SOC-Vorräte führt (Chenu et al., 2019).

Pflanzenwurzeln beeinflussen die OC-Dynamik in Böden, indem sie OC hauptsächlich in Form von Wurzelstreu und *Rhizodeposition* bereitstellen (Abb. 1) und so die *OC-Sequestrierung* fördern (Dijkstra et al., 2021; Rasse et al., 2005). Die Wurzeltiefenverteilung ist somit ein wichtiges Pflanzenmerkmal, das die *OC-Sequestrierung* insbesondere im Unterboden beeinflusst (Jobagy & Jackson, 2000; Poirier et al., 2018; Thorup-Kristensen et al., 2020).

Der Beitrag von Wurzeln zur *OC-Sequestrierung* muss für Wurzelstreu und *Rhizodeposition* unterschieden werden (Kögel-Knabner, 2000; 2017). Die OC-Einträge aus diesen Quellen werden bevorzugt in verschiedenen SOC-Fractionen und durch unterschiedliche Mechanismen zurück-

gehalten (Villarino et al., 2021). Wurzel*nekromasse* ist ein wichtiger OC-Eintrag in den Boden (Rasse et al., 2005; Sokol und Bradford, 2019), der neue *Detritussphären* bereichert und somit umfassende Auswirkungen auf die *OC-Sequestrierung* durch die Bildung und Speicherung von POM hat. *Wurzelexsudate* werden leicht von Mikroorganismen aufgenommen, und der im Boden verbleibende OC wird nach internem mikrobiellem Recycling als mikrobielle *Nekromasse* und mikrobielle *EPS* gespeichert und trägt schließlich zur *MAOM* bei (Villarino et al., 2021). Die Erhöhung der OC-Allokation der Wurzeln und der *Rhizodeposition* kann daher ein wichtiges Instrument zur Erhöhung der *SOC-Speicherung* sein.

Wie von Dijkstra et al. (2021) dargelegt, deuten Ergebnisse aus Studien zur SOC-Stabilisierung durch Pflanzenwurzeln und deren *Rhizodeposition* darauf hin, dass Wurzeln SOC stabilisieren oder erhöhen und den SOC-Verlust verringern. Neue Pflanzeneinträge können jedoch die Mineralisierung von organischem Kohlenstoff im Boden durch den sog. *positiven Priming-Effekt* verstärken. Eine Beschleunigung der SOC-Mineralisierung durch Pflanzenwurzeln oder ihrer Exsudate (Keiluweit et al., 2015; Li et al., 2021) sind aber nur eine vorübergehende Reaktion des Bodens auf erhöhte C-Einträge (Schiedung et al., 2023). Langfristig übersteigen die Kohlenstoffverluste beim Priming nie den neuen Kohlenstoffeintrag durch Wurzeln oder andere Pflanzenreste.

Die *Detritussphäre* und die Rhizosphäre sind aufgrund ihrer vielfältigen Interaktionen der C-Bindung und ihrer starken Abhängigkeit vom landwirtschaftlichen Management wichtige Stellschrauben für die Speicherung organischer Bodensubstanz.

INFOBOX

KURZ GELESEN

Die *Detritussphäre* und die *Rhizosphäre* sind Bodenumgebungen mit hohem C-Input. Sie sind die mit organischer Substanz angereicherten Übergangsbereiche von sich zersetzenden organischen Rückständen (Detritus) und der von Wurzeln beeinflusste Bodenbereich (*Rhizosphäre*). In diesen Zonen ist die mikrobielle Aktivität und damit einhergehende Prozesse daher besonders hoch. Die *Rhizosphäre* ist abhängig von den spezifischen Eigenschaften der Pflanzenwurzeln. Hierbei sind nicht nur die Durchwurzelungstiefe und -dichte von Bedeutung, sondern auch die Wurzelauausscheidungen. Da *Detritussphäre* und *Rhizosphäre* stark durch das landwirtschaftliche Management beeinflusst werden können, sind sie wichtige Stellschrauben für die Speicherung organischer Bodensubstanz.

Infobox 1-5

2. Potential verschiedener Böden für die OC-Sequestrierung



Die Effizienz der *OC-Sequestrierung* in Böden ist standort- und bodenspezifisch (Chenu et al., 2019; Poeplau et al., 2011). Der SOM-Umsatz ist im Allgemeinen in grob strukturierten Böden und unter wärmeren Klimabedingungen höher als in fein strukturierten Böden und bei niedrigeren Temperaturen. Daher unterscheidet sich ebenfalls das *SOC-Speicherpotenzial* zwischen verschiedenen Böden und hängt von generellen bodenbildenden Faktoren (u.a. Ausgangsgestein, Textur, mineralische Zusammensetzung und Klima) ab (Kögel-Knabner und Amelung, 2021). Um die Kohlenstoffspeicherung von Böden zur Sequestrierung von CO₂ zu nutzen, gilt es, Böden mit hohen SOC-Vorräten zu identifizieren und ihre SOC-Speicherkapazität

zu erhalten oder zu verbessern, indem der *OC*-Eintrag erhöht und der *OC*-Verlust aus diesen Böden verringert wird. Generell haben diejenigen Böden ein besonders hohes *OC*-Sequestrierungspotenzial, die aufgrund ihrer landwirtschaftlichen Nutzung an organischer Substanz verarmt sind (Sanderman et al., 2017b).

2.1 IDENTIFIZIERUNG VON BÖDEN MIT HOHEM OC-SEQUESTRIERUNGSPOTENZIAL

Die Verteilung, der Gehalt und die Vorräte an *OM* unterscheiden sich zwischen den wichtigsten *Bodentypen*, wie sie in der deutschen Bodensystematik oder der internationalen Systematik (World Reference Base for Soil Re-

sources) unterschieden werden (Arbeitsgruppe Boden, 2024; IUSS Working Group WRB, 2022).

Während einige Mechanismen der OM-Akkumulation in vielen Böden eine Rolle spielen, sind einige spezifisch für einen bestimmten *Bodentyp* (Kögel-Knabner und Amelung, 2021). Sorptive Stabilisierungsmechanismen kommen in mehr oder weniger allen Böden vor (wenn auch überwiegend in solchen mit größeren Anteilen reaktiver Tonminerale und Oxide), physikalische Schutzmechanismen dominieren jedoch in den Steppenböden (Tschernozeme, Phaeozeme, Kastanozeme) und sind auch in tropischen Böden (Ferralsole & Nitisole) und Böden der gemäßigten Breiten (Cambisole/Braunerden und Luvisole/Parabraunerden) relevant. Einige Mechanismen hängen mit spezifischen pedogenen Prozessen der OC-Akkumulation und -Translokation zusammen. Dies gilt für Kryosole (Permafrostböden), Vertisole (Pelosole), Luvisole (Parabraunerden), Podsole, aber auch für einige andere *Bodentypen* mit spezifischen Verlagerungsmechanismen in den Unterboden (Kögel-Knabner und Amelung, 2021). Diese pedogenen OM-Bildungsmechanismen und ihre Auswirkungen im Hinblick auf den Klimawandel werden in den aktuellen Diskussionen über die Rolle der Böden im globalen C-Kreislauf nur für einige Bodentypen (z. B. für Kryosole) berücksichtigt. Darüber hinaus fehlen uns Informationen über die Konzentration und den Vorrat von OM in vielen Böden, insbesondere der Unterböden. Es gibt immer mehr Belege dafür, dass die OC-Speicherung in Unterböden durch den *Bodentyp* oder das Ausgangsgestein gesteuert wird, während die Art der Landnutzung und die Bodenbewirtschaftung oft nur die OC-Vorräte im Oberboden beeinflussen (Chen et al., 2019; Mayer et al., 2019; Poeplau et al., 2020).

Der Aufbau und die Aufrechterhaltung eines hohen SOM-Vorrats in Böden sind auf einen hohen oder zunehmenden Eintrag pflanzlicher Biomasse angewiesen (Amelung et al., 2020). Ein hoher Pflanzeneintrag fördert die mikrobielle Aktivität und damit die Akkumulation von mikrobiellem OC durch die Anreicherung von mikrobiellen Verbindungen, einschließlich *Nekromasse*. Dieser Prozesskomplex impliziert, dass die SOC-Sequestrierung durch eine Steigerung der Produktivität in Böden verbessert werden kann (Sanderman et al., 2017a), was wiederum insbesondere für Böden mit derzeit niedrigen Erträgen vielversprechend ist. Daher ist es wichtig, Bodeninformationen bereitzustellen, die lokale Informationen über den Bodentyp, den Degradationszustand, das Ertragspotenzial und die damit verbundenen OC-Sequestrierungspotenziale

enthalten (Amelung et al., 2020). Nach Kögel-Knabner und Amelung (2021) sind nur für etwa 52 % der globalen Bodenoberfläche bodentypenspezifische OC-Vorratsdaten verfügbar. Dies macht deutlich, dass auch für großflächig vorkommende Bodentypen ein großes globales Potenzial zur Sequestrierung von OC vorhanden sein kann, selbst wenn ihre Kapazität zur Speicherung von OC begrenzt ist und sie nur bedingt für die landwirtschaftliche Nutzung geeignet sind. Arenosole (Sandböden) und Lep- tosole (flachgründige oder extrem skelettreiche Böden) bedecken 8,7 % bzw. 11,1 % der gesamten Bodenfläche der Erde, aber ihre SOC-Vorräte sind weitgehend unbekannt (Kögel-Knabner & Amelung, 2021) (siehe z. B. die Übersicht von Yost & Hartemink (2020) für Sandböden). Dementsprechend müssen also auch die Landnutzung (z. B. Ackerland vs. Aufforstung) und die Bewirtschaftungspraktiken hinsichtlich ihres Einflusses auf die OC-Sequestrierung bewertet und angepasst werden. Degradierete Böden mit geringen SOC-Ausgangsvorräten könnten folglich gezielt zur Förderung der C-Sequestrierung eingesetzt werden (Lal, 2018). Maßnahmen zur Erhöhung von SOC in degradierten Böden tragen ebenfalls zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit bei. Dies kann Ertragsmengen, bzw. die Biomasseproduktion steigern, wodurch weitere positive Rückkopplungseffekte auf den OC zu erwarten sind. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, in feinkörnigen Unterböden mit hohem Stabilisierungspotenzial und relativ niedrigen SOC-Gehalten zusätzlichen SOC effizient speichern (Balesdent et al., 2018; Chenu et al., 2019).

KURZ GELESEN

Das Potenzial zur Speicherung von *OC* in Böden hängt von der Bodentextur, dem ursprünglichen *OC*-Niveau und dem *Bodentyp* ab. Feinkörnige (tonige und lehmige) Böden können mehr *OC* speichern und ein niedriges ursprüngliches *OC*-Niveau begünstigt eine zusätzliche *OC*-Speicherung. Verschiedene Bodentypen weisen spezifische Verteilungsmuster und Mengen an *OC* auf, weshalb Maßnahmen zur Anreicherung von *OM* spezifisch für bestimmte Bodentypen sein können. Global betrachtet gibt es ein großes Potenzial zur Erhöhung der *OC*-Vorräte in Böden, wobei besonders degradierte und landwirtschaftlich genutzte Böden große Speicherpotenziale aufweisen. Auf diesen Flächen ist es deshalb ratsam, die Landnutzung und das Management zur Förderung der *OC*-Speicherung anzupassen. Durch die erhöhten *OC*-Vorräte kann es zu positiven Rückkopplungen hinsichtlich anderer Bodenparameter, beispielsweise der Bodenfruchtbarkeit, der Aggregation und der Wasserhaltekapazität kommen, die wiederum die *OC*-Speicherkapazität erhöhen.

Infobox 2-1

2.2 DAS KONZEPT DER OC-SÄTTIGUNG

Im Zuge der globalen Bemühungen zur Förderung der C-Sequestrierung in Böden werden Informationen hinsichtlich einer Priorisierung der Landbewirtschaftungsmethoden zur Erhöhung der SOC-Vorräte benötigt (Minasny et al., 2017). Es gibt Hinweise darauf, dass Böden eine begrenzte Kapazität zur Speicherung von C haben, da ihr Potenzial zur Stabilisierung von *SOM* gegenüber mikrobiellem Abbau durch die Menge an feinen Mineralpartikeln begrenzt sein könnte (Baldock & Skjemstad, 2000; Chung et al., 2008; Six et al., 2002; Stewart et al., 2007). Das Konzept der *OC*-Sättigung basiert auf der Annahme, dass es eine Obergrenze für die stabile *OC*-Speicherung durch die Wechselwirkung von *SOM* mit mineralischen Oberflächen als quantitativ wichtigstem Stabilisierungsmechanismus in den meisten Böden gibt (Arrouays et al., 2006; Oades, 1988; Sollins et al., 1996; von Lützwow et al., 2006). Die Fähigkeit von Böden, *SOC* zu speichern, kann durch den Anteil der feinen mineralischen Fraktion (<20/<53 µm, mittlerer/feiner Schluff und Ton) als Indikator für die mineralischen Oberflächen bestimmt werden.

Das Konzept der *OC*-Sättigung wurde häufig verwendet, um das *OC*-Sequestrierungspotenzial landwirtschaftlicher Böden abzuschätzen (Angers et al., 2011; Chan, 2001; Chen et al., 2019; Six et al., 2002; Sparrow et al., 2006; Wiesmeier et al., 2014a; Zhao et al., 2006). Die Eignung dieses Konzepts wird jedoch kontrovers diskutiert. Ein kritischer Aspekt des Konzepts der *OC*-Sättigung ist die Tatsache, dass es nicht geeignet ist, das gesamte *OC*-Sequestrierungspotenzial von Böden abzuschätzen, da es sich nur auf *MAOM* bezieht und *POM*, die sich potenziell unbegrenzt anreichern kann (Cotrufo et al., 2019), sowie *OC*

in der Sandfraktion nicht berücksichtigt (Barré et al., 2017; Chen et al., 2019). Obwohl die meisten landwirtschaftlich genutzten Böden relativ große Anteile (in landwirtschaftlichen Böden Deutschlands ca. 80 % des Gesamt-SOC) an *OC* in der Feinfraktion enthalten (Beare et al., 2014; Chen et al., 2019; Wiesmeier et al., 2014a), wird ein erheblicher Anteil des Gesamt-SOC dabei also nicht berücksichtigt. Zudem zeigen neue Untersuchungen, dass die Mineraloberfläche nicht begrenzend für die Speicherfähigkeit von Böden für *OM* ist, da sich mineralassoziierte *OM* nicht an allen mineralischen Oberflächen sondern vorwiegend an bereits bestehenden organo-mineralischen Verbindungen anreichert (Begill et al. 2023; Schweizer et al., 2021; Vogel et al. 2014). Darüber hinaus bezieht sich das Konzept der *OC*-Sättigung auf die biophysikalisch ermittelte SOC-Speicherkapazität unabhängig von Bewirtschaftungsaspekten und wirtschaftlichen oder politischen Gegebenheiten und ist daher möglicherweise nicht geeignet, um das "effektive" *OC*-Sequestrierungspotenzial von Böden abzuschätzen, das durch eine verbesserte Bewirtschaftung tatsächlich erreicht werden kann (Castellano et al., 2015). Daher wurden alternative daten- oder modellgestützte Ansätze vorgeschlagen, die Referenzen für die maximale *SOC*-Speicherung liefern. Sie werden von den höchsten SOC-Vorräten empirisch abgeleitet, die in bestimmten Regionen/Böden unter bestimmten Landnutzungs- und Bewirtschaftungspraktiken erreicht werden können (Barré et al., 2017; Chenu et al., 2019).

KURZ GELESEN

Das Konzept der *OC*-Sättigung geht davon aus, dass es eine Obergrenze für die stabile Speicherung von organischem Kohlenstoff im Boden gibt. Diese basiert auf der Wechselwirkung der organischen Bodensubstanz mit den mineralischen Oberflächen (s. Kapitel 1.4.2) und besagt, dass die Wechselwirkung aus organischem Eintrag und der Verfügbarkeit an mineralischen Oberflächen sich direkt auf die Menge an langfristig stabilisiertem organischem Kohlenstoff auswirkt. Das Konzept wird kontrovers diskutiert, da nicht alle organischen Bestandteile, sondern lediglich der mineralisch gebundene Kohlenstoff (Dauerhumus) erfasst werden und die Auswirkung von Bewirtschaftungsaspekten auf das effektive Speicherungspotenzial bislang unzureichend berücksichtigt sind.

Infobox 2-2

3. Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Förderung der OC-Sequestrierung



3.1 ERHÖHUNG DES OC-EINTRAGS VS. VERRINGERUNG DES OC-AUSTRAGS

In Abhängigkeit der räumlichen Skalierung hängt die Speicherung von *SOC* von einer Vielzahl pedogener, biologischer, topografischer und klimatischer Faktoren ab (Wiesmeier et al., 2019). Unter langfristig konstanten Umweltbedingungen nähern sich die *SOC*-Vorräte einem dynamischen Gleichgewicht an, das einerseits aus *OC*-Eintrag in Form von z. B. Ernterückständen, organischem Dünger, Wurzeln, *Rhizodeposition* und andererseits dem *OC*-Output durch Mineralisierung sowie über Erosion/Auswaschung besteht (Abbildung 4). Um die *OC-Sequestrierung* in Böden zu fördern, kann die Bodenbewirtschaftung

so verändert werden, dass entweder der *OC*-Eintrag in den Boden durch verbesserte Landnutzungs- und Bewirtschaftungspraktiken erhöht oder der *OC*-Austrag verringert wird, indem die Verweildauer der *OM* durch Zugabe stabiler *OM* (z. B. Pflanzenkohle) verlängert oder die Wechselwirkung mit Bodenmineralen erhöht wird. Entscheidend ist dabei, negative Rückkopplungseffekte mit anderen Bodenfunktionen bzw. Ökosystemleistungen zu vermeiden oder zumindest zu verringern (Paul et al. 2023). Hierzu zählen z. B. eine geringere Biomasseproduktion oder die Emission von Treibhausgasen wie N_2O (Guenet et al., 2021), die potenziell die *OC*-Sequestrierungsleistung in der Gesamtbilanz neutralisieren können.

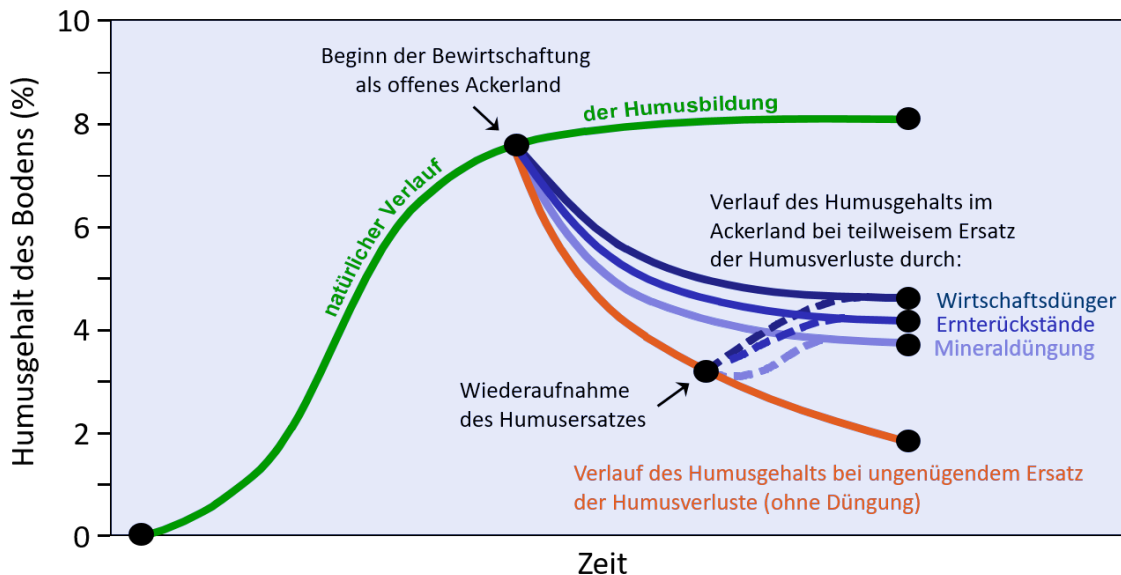


Abbildung 5: Der Humusgehalt im Boden in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung, verändert nach Gisi et al. (1997)

INFOBOX

KURZ GELESEN

Um die Vorräte an organischer Bodensubstanz zu erhöhen, kann die Bodenbewirtschaftung angepasst werden, um den OC-Eintrag zu erhöhen bzw. den OC-Austrag zu verringern. Bei der Auswahl von Maßnahmen ist es wichtig, Wechselwirkungen mit anderen Bodenfunktionen und Ökosystemleistungen zu berücksichtigen, um negative Auswirkungen, insbesondere die Verringerung der Biomasseproduktion oder den Ausstoß von Treibhausgasen zu vermeiden, die die Kohlenstoffbilanz des gesamten Ökosystems negativ beeinflussen.

Infobox 3-1

3.1.1 BEWIRTSCHAFTUNGSMASSNAHMEN ZUR STEIGERUNG DES OC-EINTRAGS

Da die Art der Landnutzung/Bewirtschaftung weitgehend den OC-Eintrag in den Boden steuert, haben sich Landnutzungsänderungen oder eine verbesserte Bewirtschaftung landwirtschaftlich genutzter Böden als erfolgreiche Strategien zur Erhöhung des OC-Eintrags und der SOC-Sequestrierung in Mineralböden erwiesen.

Da die SOC-Vorräte zwischen den wichtigsten Landnutzungsarten sehr unterschiedlich sind, führt eine **Landnutzungsänderung** von intensiv bewirtschafteten Landnutzungssystemen wie Ackerland zu extensiver bewirtschafteten Landnutzungen wie Grünland oder Wäldern in der Regel zu einem langfristigen Anstieg der SOC-Vorräte (Guo und Gifford, 2002; Poeplau et al., 2011; Post und Kwon, 2000; Schulp und Veldkamp, 2008). Die Umwandlung von Acker- zu Dauergrünland ist ein effizienter Weg, um langfristig Kohlenstoff zu binden (Freibauer et al., 2004; Post und Kwon, 2000; Smith, 2004; Soussana

et al., 2004). Durch eine Neuanlage von Dauergrünland ist langfristig mit einer mittleren C-Sequestrierung von $0,73 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu rechnen (Conant et al., 2001; Poeplau et al., 2011). Weitere Vorteile bieten sich hinsichtlich des Gewässer- und Erosionsschutzes sowie der Förderung der Biodiversität. Allerdings ist bei einer Ausdehnung des Dauergrünlands mit einer Zunahme der Tierbestände und damit einhergehend deutlich höheren THG-Emissionen zu rechnen, was die Klimawirkung der zusätzlichen OC-Bindung im Boden mindern oder aufheben würde. Die Umwandlung von Ackerland zu Wald führt in der Regel zu einer geringeren OC-Bindung als die Umwandlung zu Grünland (insbesondere in gemäßigten Klimazonen), und kann zu einer relativen Verschiebung von stabilem zu labilen SOC führen, insbesondere, wenn Nadelholzarten verwendet werden (Paul et al., 2002; Poeplau und Don, 2013; Post und Kwon, 2000; Smith, 2004). Bei der Aufforstung von Grünland wurde keine global einheitliche Auswirkung auf die SOC-Vorräte beobachtet. In den gemäßig-

ten Klimazonen nahm der *SOC* dabei jedoch tendenziell ab (Guo & Gifford, 2002; Paul et al., 2002; Poeplau et al., 2011; Post und Kwon, 2000). Grundsätzlich besteht durch die Extensivierung der Landnutzung die Gefahr von Verschiebungseffekten aufgrund einer in der Regel geringeren Produktivität vor Ort und damit eine Erhöhung des Produktionsdrucks auf den verbliebenen Ackerflächen. Während die *OC*-Bindung durch die Extensivierung der Landnutzung hauptsächlich auf einen erhöhten *OC*-Eintrag zurückzuführen ist, spielen andere Faktoren, die die *OC*-Retentionszeit verlängern, wie z. B. eine geringere Bodenbearbeitung/Bodenstörung, wahrscheinlich ebenfalls eine Rolle. Tatsächlich wurde nachgewiesen, dass sich die *OC*-Einträge zwischen Acker- und Grünlandböden in gemäßigten Regionen nicht unterscheiden und dass die Unterschiede in den *SOC*-Vorräten zwischen den Landnutzungsarten eher durch die *OM*-Qualität im Sinne von mehr wurzelbürtigen *OC*-Einträgen in Grünlandböden, als durch die Quantität bedingt sind (Jacobs et al., 2020).

Für Ackerböden stehen verschiedene Bewirtschaftungsmethoden zur Verfügung, die den *OC*-Eintrag erhöhen und nachweislich *OC* langfristig binden. In diesem Zusammenhang ist die **Gestaltung der Fruchtfolgen** entscheidend für die Maximierung des *OC*-Eintrags. Die *OC*-Gehalte von Böden sind unter einfachen Fruchtfolgen im Vergleich zu diversen Anbausystemen mit Zwischenfrüchten, Leguminosen und Futterpflanzen grundsätzlich geringer (Jarecki & Lal, 2003; Pimentel et al., 2005; McDaniel et al., 2014; Tiemann und Grandy, 2015). Regional rückläufige Humusgehalte wurden u.a. auf einen verstärkten Anbau von Hackfrüchten und entsprechend geringeren Anteilen an Getreide, Raps und Futterpflanzen in der Fruchtfolge zurückgeführt (Goidts & van Wesemael 2007; Wiesmeier & Burmeister 2022; Sümmerer & Wiesmeier, 2023). Die Integration von Leguminosen, Futtergräsern, tiefwurzelnden und mehrjährigen Kulturen wie z. B. mehrjähriges Getreide oder Energiepflanzen in Fruchtfolgen führt hauptsächlich aufgrund eines erhöhten unterirdischen *OC*-Eintrags zu einer Sequestrierung von *OC* (Bolinder et al., 2012; Ledo et al., 2020; Martin et al., 2020; Paustian et al., 2019; West & Post, 2002). Die beobachteten C-Sequestrierungsraten sind je nach Kultur sehr variabel und reichen von 0,15 bis 0,36 t ha⁻¹ a⁻¹ (Bolinder et al., 2012; West & Post, 2002). Vielfältige Fruchtfolgen bieten darüber hinaus weitere Vorteile im Hinblick auf Ertrag, Pflanzenschutz und Biodiversität (Zhao et al., 2022; Beillouin et al., 2021; Ditzler et al., 2021; Renard & Tilman, 2019).

Durch die **Integration von Zwischenfrüchten** zur Nutzung als Gründüngung oder Tierfutter kommt es zu einem zusätzlichen *OM*-Eintrag und dementsprechend zu einer Steigerung der *SOC*-Vorräte (Poeplau & Don, 2015; Seitz et al., 2022). Bei einem jährlichen Zwischenfruchtanbau mit Gründüngung werden im Mittel 0,32 t *OC* ha⁻¹ a⁻¹ aufgebaut (Poeplau & Don, 2015). Zudem bietet der Zwischenfruchtanbau eine Reihe weiterer Vorteile wie Erosionsschutz, Unkrautregulierung, Förderung der Biodiversität und eine Nährstoffbindung nach der Hauptkultur und dadurch verringerte Nitratauswaschung. Darüber hinaus können auch Untersaaten und Mischkulturen zur *OC*-Sequestrierung beitragen (Cong et al. 2015).

Eine verstärkte **Rückführung von Ernterückständen** wie Stoppel, Rübenblätter oder Stroh ist eine weitere vielversprechende Strategie zur Erhöhung des *OC*-Eintrags in landwirtschaftlich genutzte Böden und ihrer *SOC*-Vorräte (Goidts & van Wesemael, 2007; Liu et al., 2014; Kolbe et al., 2015; Burmeister et al., 2020). Liu et al. (2014) ermittelten für die Belassung von Stroh in einer globalen Meta-Analyse eine mittlere *OC*-Sequestrierungsrate von 0,17 t ha⁻¹ a⁻¹. Der Anfall von Ernteresten kann über die Sortenwahl und einem hohen Ertragspotenzial optimiert werden. Allerdings kann die energetische Nutzung von Ernteresten vorteilhafter sein hinsichtlich des Klimaschutzes als deren Verbleib auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen mit dem Ziel der *OC*-Erhöhung (Powlson et al., 2008). Die energetische Nutzung von Ernteresten in Biogasanlagen und eine Rückführung der Gärreste kann in ähnlichem Ausmaß zum Humushaushalt beitragen wie eine Belassung der Ernterückstände auf den Flächen (Burmeister et al., 2019). Eine Abwägung möglicher Nutzungspfade von Ernteresten sollte aber nicht nur hinsichtlich der Klimaschutzwirkungen erfolgen, sondern auch andere Aspekte wie Auswirkungen auf Bodenorganismen miteinbeziehen.

Die Rückführung von bei der Ernte entzogenem *OC* sowie von Nährstoffen in Form von **organischen Düngern** wie z. B. Gülle, Mist, Kompost oder Gärresten, ist eine zentrale Komponente eines ausgeglichenen Humushaushalts und einer nachhaltigen Bodennutzung im Sinne des Nährstoffrecyclings (Lal, 2005; Maillard & Angers, 2014; Mann et al., 2002; Powlson et al., 2008). Durch die Anwendung organischer Dünger kann der Einsatz von Mineraldüngern, deren Herstellung sehr energieintensiv ist, reduziert werden. Es ist allerdings zu erwähnen, dass die Ausbringung externer organischer Dünger nicht zu einer zusätzlichen *OC*-Sequestrierung führt, wenn diese ohnehin

in den Boden zurückgeführt werden. In diesem Fall findet nur eine räumliche Verlagerung statt. Organische Dünger würden nur indirekt zur *OC-Sequestrierung* beitragen, wenn einerseits die Erträge und damit der *OC*-Eintrag aufgrund verbesserter chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften darüber hinaus erhöht werden oder gleichermaßen die *OC*-Stabilisierung im Boden verbessert wird (Paustian et al., 2019; Sykes et al., 2019).

Der **Ökolandbau** integriert mehrere der zuvor beschriebenen Maßnahmen zum SOC-Aufbau, insbesondere die organische Düngung, vielfältige Fruchtfolgen mit Leguminosen und Futterpflanzen (teilweise auch im mehrjährigen Anbau) und der Integration von Zwischenfrüchten. Damit soll die nachhaltige Produktion hochwertiger Nahrungsmittel bei gleichzeitigem Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und der Generierung akzeptabler Erträge gewährleistet werden (Leifeld und Fuhrer, 2010). Ökologisch bewirtschaftete Böden besitzen daher im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen in der Regel höhere SOC-Gehalte und -Vorräte (Leifeld und Fuhrer, 2010; Gattinger et al., 2012; García-Palacios et al., 2018; Sümmerer & Wiesmeier, 2023). Neben den genannten Faktoren können aber darüber hinaus auch Unterschiede im N-Gehalt und damit in der Abbaubarkeit der ober- und unterirdischen *OM* (García-Palacios et al., 2018; Kauer et al., 2021), die Menge der Wurzelbiomasse (Hirte et al., 2021) und eine veränderte Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften (Esperschütz et al., 2007) Gründe für die höheren Humusgehalte von ökologisch bewirtschafteten Flächen sein.

Bei **Agroforstsystemen** handelt es sich um global in unterschiedlichster Form verbreitete Landnutzungssysteme, bei denen Gehölze mit landwirtschaftlichen Flächen kombiniert werden. In Mitteleuropa ist die Agroforstwirtschaft bislang nur in Form traditioneller Systeme wie Hecken und Streuobstwiesen verbreitet, moderne Energie- oder Wertholzsysteme spielen noch keine bedeutende Rolle. Neben vielfältigen positiven ökologischen und ökonomischen Aspekten hinsichtlich Bodenfruchtbarkeit, Erosionsschutz, Pflanzenschutz, Habitatvielfalt und Biodiversität, Mikroklima, Tierwohl, Landschaftsbild und Einkommensdiversifizierung können Agroforstsysteme zur Steigerung der SOC-Vorräte beitragen. Dies geschieht hauptsächlich aufgrund eines erhöhten ober- und unterirdischen *OC*-Eintrags. Mehrere globale Meta-Analysen lieferten Belege für eine *OC-Sequestrierung* durch Agroforstsysteme, insbesondere in tropischen und subtropischen Regionen, aber auch in gemäßigten Klimazonen

(Cardinael et al., 2018; Chatterjee et al., 2018; De Stefano & Jacobson, 2018; Feliciano et al., 2018; Hübner et al., 2021; Kim et al., 2016; Mayer et al., 2022; Shi et al., 2018, Drexler et al., 2021). Die in diesen Studien ermittelten C-Sequestrierungsraten für Agroforstsysteme in gemäßigten Klimazonen bewegen sich im Bereich von 0,21-0,70 t ha⁻¹ a⁻¹. Die Integration von Bäumen in landwirtschaftliche Systeme erhöht den gesamten *OC*-Eintrag durch Schnittreste, Streufall, Wurzelumsatz und *Rhizodeposition* im Einflussbereich der Bäume (Cardinael et al., 2018; De Stefano und Jacobson, 2018). Zudem gibt es Hinweise darauf, dass wurzelbürtiger *OC* auch in tieferen Bereichen des Unterbodens eingetragen wird, da Baumwurzeln in Agroforstsystemen im Vergleich zu Waldökosystemen in größere Tiefen reichen (Cardinael et al., 2015; Germon et al., 2016). Darüber hinaus kann der SOC-Anstieg auf die *OC*-Einträge des Unterwuchses in den Baumreihen von Agroforstsystemen sowie auf die höheren Erträge auf den angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen aufgrund verbesserter mikroklimatischer Bedingungen zurückgeführt werden (Cardinael et al., 2018; Lorenz und Lal, 2014; Winterling et al., 2019). Obwohl der erhöhte *OC*-Eintrag vermutlich der wichtigste Faktor für die *OC-Sequestrierung* in Agroforstsystemen ist, können auch andere Prozesse von Bedeutung sein, die zu einer besseren mikrobiellen Funktionsweise aufgrund einer verbesserten Bodenqualität (Guillot et al., 2021) und/oder einer verbesserten Stabilisierung von *OM* durch verringerte Bodenbearbeitung und Erosion und verringertem Abbau rezalitranter Streu führen. Es gilt zu beachten, dass eine Anlage von Agroforstsystemen auf Ackerland deutlich effektiver ist als auf Grünland, da aufgrund der in der Regel hohen SOC-Vorräte in Grünlandböden eine nur geringe zusätzliche *OC*-Bindung im Boden zu erwarten ist (Mayer et al., 2022; Wiedermann et al., 2022).

Blühstreifen sind eine wirksame Maßnahme zur Förderung der Habitatvielfalt und Biodiversität in der Agrarlandschaft und wirken sich zudem positiv auf die Erträge aus (Haaland et al., 2011; Tschumi et al., 2015). Zudem können mehrjährige Blühstreifen durch zusätzliche ober- und unterirdische Einträge von *OM* zur *OC-Sequestrierung* beitragen. Harbo et al. (2022) ermittelten in einer Modellierungsstudie ein *OC-Sequestrierungspotenzial* von 0,48 t ha⁻¹ a⁻¹.

Für Grünlandökosysteme werden verschiedene Maßnahmen eines **verbesserten Grünlandmanagements** diskutiert, um die SOC-Vorräte über einen erhöhten wurzelbürtigen *OC*-Eintrag zu erhöhen. Vor allem ein verbessertes

Weidemanagement wie eine optimierte Beweidungsintensität oder ganzheitliche Weidesysteme können die SOC-Vorräte erhöhen (Conant et al., 2017), obwohl die Auswirkungen der Beweidung auf SOC sehr kontextspezifisch sind und das Weidemanagement lokal angepasst werden muss, um zur C-Sequestrierung beizutragen (McSherry und Ritchie, 2013). Insbesondere in semi-ariden Regionen führt eine reduzierte Beweidungsintensität oder ein räumlicher oder zeitlicher Ausschluss der Beweidung zu erhöhten ober- und unterirdischen OC-Einträgen und erhöhten SOC-Vorräten (Hobley et al., 2017; Wang et al., 2018). In gemäßigten Klimaregionen kann sich eine optimierte Bewirtschaftungsintensität des Grünlands in Bezug auf die Schnitthäufigkeit und die Düngung auf die SOC-Speicherung auswirken (Soussana et al., 2004; Ward et al., 2016). Darüber hinaus scheint die Diversität der Pflanzenarten in Grünlandgemeinschaften dieser Klimas

positiv mit der SOC-Speicherung korreliert zu sein, hauptsächlich aufgrund eines erhöhten OC-Eintrags aus der Rhizosphäre (Lange et al., 2015; Yang et al., 2019). Mögliche positive Auswirkungen von Bewirtschaftungspraktiken wie der Erneuerung der Grasnarbe und der Integration von tiefwurzelnden und/oder leguminösen Arten auf den unterirdischen OC-Eintrag und die SOC-Speicherung müssen weiter untersucht werden (Whitehead, 2020; 2018). Darüber hinaus müssen diese positiven Effekte wie schon bei der Umwandlung von Acker- zu Dauergrünland mit Rückkopplungseffekten in Form von N₂O- und/oder CH₄-Emissionen aus der Viehhaltung abgewogen werden, um den Beitrag der SOC-Bindung in Weidesystemen zur Minderung von THG-Emissionen ganzheitlich bewerten zu können. Eine Übersicht zu Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Kohlenstoffsequestrierung in Böden ist in Tabelle 1 vorzufinden.

INFOBOX

KURZ GELESEN

Folgende Maßnahmen erhöhen den OC-Eintrag und tragen somit zur OC-Bindung bei:

1. **Landnutzungsänderungen** von intensiver Landwirtschaft zu extensiveren Nutzungen wie Grünland oder Wald.
2. Die Gestaltung von **Fruchtfolgen**, insbesondere mit Leguminosen, Futterpflanzen und mehrjährigen Kulturen. Vielfältige Fruchtfolgen bieten auch Ertragsvorteile und wirken positiv auf die Biodiversität.
3. Die Integration von **Zwischenfrüchten, Untersaaten**. Darüber hinaus wirken sie als Erosionsschutz, zur Unkrautregulierung und Nährstoffbindung.
4. Die **Rückführung von Ernterückständen** auf die Ertragsflächen. Dies muss aber mit der Verwendung zur regenerativen Energieerzeugung abgewogen werden.
5. Die Anwendung **organischer Dünger** wie Gülle, Mist, Kompost oder Gärrest.
6. Die Landwirtschaftsverfahren des **Ökolandbaus** kombinieren viele der genannten Maßnahmen und weisen deshalb im Vergleich mit konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen höhere OC-Gehalte auf.
7. Die Kombination von Bäumen mit landwirtschaftlicher Fläche in **Agroforstsystemen** können zu einem erhöhten OC-Eintrag führen.
8. **Mehrjährige Blühstreifen** - Sie fördern darüber hinaus auch die Biodiversität.
9. **Optimiertes Grünlandmanagement** und die Erhaltung der Pflanzenvielfalt in Grünlandökosystemen erhöhen die OC-Einträge insbesondere in semi-ariden Regionen.

Es ist zu beachten, dass die erhöhten OC-Einträge nicht mit erhöhter OC-Speicherung gleichzusetzen sind.

Tab.1 Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Kohlenstoffsequestrierung im Boden.

Maßnahme	C-Sequestrierung		Synergien	Trade- Offs	C-Seq (t ha ⁻¹ a ⁻¹)	Quellen
	C Eintrag	C Austrag				
Verbesserte Fruchtfolge	+		Biodiversität, Pflanzenschutz, Ertrag	(Ertrag)	0,15-0,36	1, 2
Zwischenfrüchte	+		Biodiversität, Erosionsschutz, N-Fixierung, N-Brücke	N ₂ O, Wasserkonkurrenz, Betriebsmittel	0,32	3
Ökolandbau	+		Biodiversität, N-Fixierung, Betriebsmittel	Ertrag, Bodenbearbeitung	0,27	4
Blühstreifen	+		Biodiversität, Ertrag	Betriebsmittel	0,48	5
Organische Dünger	(+)		Biodiversität, Ertrag	N ₂ O, Nitrat	-	6
Strohbelassung	+		(Biodiversität)	entfallende energetische Nutzung	0,17	7
Landnutzungswechsel (Acker- zu Grünland)	+	-	Biodiversität, Erosionsschutz	Ertrag	0,73	8, 9
Verbessertes Grünlandmanagement	+		Biodiversität	Ertrag	?	10
Agroforstsysteme	+	-	Biodiversität, Erosionsschutz, Pflanzenschutz, Tierwohl, Mikroklima, Einkommensdiversifizierung, Landschaftsbild	(Ertrag)	0,21- 0,70	11, 12, 13
Tiefpflügen/ Unterbodenmanagement		-	(Ertrag)	Betriebsmittel, Erosion, Nitrat	0,96- 1,80	14, 15
Reduzierte Bodenbearbeitung		(-)	Betriebsmittel, Erosionsschutz	Verdichtung, N ₂ O	0,00-0,10	16, 17, 18
Pflanzenkohle		-	Wasserspeicher, (Ertrag)	Schadstoffe, Betriebsmittel	?	19
Toneinmischung		-	Wasserspeicher, (Ertrag)	Betriebsmittel	?	20
Verstärkte Verwitterung		-	?	Schadstoffe, Betriebsmittel	?	21

¹Bolinder et al., 2012; ²West & Post, 2002; ³Poeplau & Don, 2015; ⁴Gattinger et al., 2012; ⁵Harbo et al., 2022; ⁶Maillard & Angers, 2014; ⁷Liu et al., 2014; ⁸Conant et al., 2001; ⁹Poeplau et al., 2011; ¹⁰Conant et al., 2017; ¹¹Cardinael et al., 2018; ¹²Mayer et al., 2022; ¹³Drexler et al., 2021; ¹⁴Alcántara et al. 2016; ¹⁵Schiedung et al., 2019; ¹⁶Powlson et al., 2014; ¹⁷Meurer et al., 2018; ¹⁸ Kraus et al., 2022; ¹⁹Schmidt et al., 2021; ²⁰Churchmann et al., 2020; ²¹Beerling et al., 2020

3.1.2 MASSNAHMEN ZUR REDUZIERUNG DES OC-OUTPUTS

In landwirtschaftlich genutzten Böden gibt es mehrere Bewirtschaftungsmethoden, die zu einer *OC-Sequestrierung* beitragen können, indem die Mineralisierung der *OM* verringert bzw. die Verweildauer in Mineralböden erhöht wird. Dies kann erreicht werden, indem die räumliche Ausdehnung der Grenzfläche zwischen *Detritussphäre* und Mineralboden erhöht wird, indem die *OM* tiefer in den Mineralboden eingearbeitet wird, oder indem die verfügbare Mineraloberfläche für die Interaktion mit *OM* erhöht wird, indem der Boden mit feinkörnigen Mineralen angereichert wird. Ein weiterer Ansatz ist die Zugabe von stabiler *OM*, z. B. in Form von Pflanzenkohle.

Eine **Vertiefung der Ackerkrume** kann den Eintrag von *OM* in tiefere Bereiche des Mineralbodens erhöhen und die Bildung von organo-mineralischen Verbindungen fördern, wie dies durch relativ hohe Anteile an mineralisch gebundener *OM* in Ackeroberböden im Vergleich zu anderen Landnutzungen gezeigt wurde (Stemmer et al., 1999; Wiesmeier et al., 2014a). Infolgedessen können die SOC-Vorräte langfristig erhöht werden, wie es in Ackerböden Mitteleuropas beobachtet wurde (Don et al., 2009; Nieder & Richter, 1986; Wiesmeier et al., 2012).

Darüber hinaus kann eine **tiefe Inversionsbodenbearbeitung** in Böden mit verdichteten Unterböden eine wirksame Maßnahme zur Förderung der *OC-Sequestrierung* sein (Alcántara et al., 2017; Alcántara et al., 2016; Lawrence-Smith et al., 2021; Schiedung et al., 2019). Die Einmischung von *OC*-reichen Oberböden in Unterböden (in der Regel unterhalb von 60 cm Tiefe) führt zu einem verringerten Abbau der *OM*, während frische *OC*-Einträge in exponierten, *OC*-armen Unterböden wirksam stabilisiert werden können. Allerdings macht ein derart massiver Eingriff in das Bodengefüge angesichts potentieller Risiken wie verstärkter Erosion, Nitratauswaschung und kurz- bis mittelfristig reduzierter Erträge nur Sinn als Ameliorationsmaßnahme bei bereits vorliegenden gravierenden Bodenschäden.

Reduzierte Bodenbearbeitung oder Direktsaatsysteme werden weltweit praktiziert, um zum Erosionsschutz beizutragen und die Bodenstruktur, die Wasserspeicherkapazität und die Bodenmakrofauna durch eine erhöhte Bodenbedeckung und verminderte Bodenstörungen zu verbessern. Darüber hinaus wird allgemein angenommen, dass bei reduzierter Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat die Aggregation und damit der physikalische Schutz der *OM* verbessert wird, während die konventionelle Bo-

denbearbeitung zu einem Aufbrechen von (Makro-)Aggregaten und einer verstärkten Mineralisierung der *OM* führt (Balesdent et al., 2000; Beare et al., 1994; Six et al., 1998). Obwohl vereinzelte Studien über erhöhte SOC-Vorräte in Oberböden als Folge von reduzierter Bodenbearbeitung berichten (West und Post, 2002), zeigt der Großteil der Studien und Metaanalysen, dass reduzierte Bodenbearbeitungssysteme bei Berücksichtigung von Unterböden nicht zu einer *OC-Sequestrierung* beitragen, sondern eher eine vertikale Umverteilung von *OC* im Bodenprofil bewirken (Haddaway et al., 2017; Luo et al., 2010; Meurer et al., 2018; Powlson et al., 2014). In Systemen mit reduzierter Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat sind die SOC-Vorräte im obersten Bereich des Oberbodens (in der Regel in 0-10 cm) oft höher als in wendenden Bodenbearbeitungssystemen, da sich der Eintrag von *OC* auf diese Tiefe konzentriert. Im unteren Bereich des Oberbodens sind die SOC-Vorräte jedoch meist verringert, da die Einarbeitung der *OM* in diese Tiefe reduziert ist (mit Ausnahme wurzelbürtiger *OC*-Einträge). Somit ergeben sich auch nach jahrzehntelanger Betrachtung in den meisten Fällen keine signifikanten Veränderungen der SOC-Vorräte im Vergleich zu wendenden Bodenbearbeitungssystemen. Zudem kann es bei dauerhaft ausbleibender Bodenbearbeitung je nach *Bodentyp* aufgrund einer dichteren Lagerung zu erhöhten N₂O-Emissionen kommen.

Die **Einmischung feinkörniger Minerale** in Böden, um deren Stabilisierungspotenzial zu erhöhen, ist eine vielversprechende Strategie, um die *OC-Speicherung* zu verbessern, insbesondere in sandigen Böden mit einem von Natur aus geringen SOC-Speicherpotenzial. In Australien werden sandige Oberböden häufig mit Ton angereichert, um ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften zu verbessern, die Bodenerosion und Nährstoffauswaschung zu verringern und den SOC-Vorrat zu erhöhen (Cann, 2000; Churchman et al., 2014; Churchman et al., 2020; Hall et al., 2010; Schapel et al., 2018). Neben der Einarbeitung von externem tonreichem Material in landwirtschaftlich genutzte Oberböden ist das Einmischen von Unterbodenlehm in sandige Oberböden ("Delving") eine gängige Praxis (Betti et al., 2015; Churchman et al., 2020).

Die Zugabe von gemahlenem Silikatgestein wie Basalt wird als Option zur Förderung der Sequestrierung von anorganischem C diskutiert, da durch die **verstärkte Verwitterung** von Silikatgestein in Böden Ca und/oder Mg freigesetzt wird, das stabile Karbonate bildet, die entweder im Boden verbleiben oder ausgewaschen werden

(Beerling et al., 2020; 2018). Neben Silikatgestein können auch silikatische Nebenprodukte aus industriellen Prozessen wie Stahlschlacke verwendet werden (Reddy et al., 2019). Trotz potenzieller Risiken in Bezug auf die Freisetzung von Schwermetallen und persistenten organischen Verbindungen sind aufgrund der Erhöhung des pH-Werts im Boden und der Nährstoffzufuhr, die wiederum die organische *OC-Sequestrierung* erhöhen kann, weitere Vorteile für die Pflanzenproduktion zu erwarten (Lehmann und Possinger, 2020). Allerdings gibt es noch wenig Belege für eine effiziente organische und/oder anorganische C-Sequestrierung durch mineralische Beimischungen, und es müssen zusätzliche THG-Emissionen für den Abbau/Aushub, das Mahlen, den Transport und die Ausbringung von Mineralen berücksichtigt werden (Beerling et al., 2020; Chenu et al., 2019).

Bei **Pflanzkohle** handelt es sich um thermisch behandelte *OM*, die vorwiegend als Bodenhilfsstoff zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und als Güllezusatz zum Einsatz kommt. Die Einarbeitung von Pflanzkohle in landwirtschaftlich genutzte Böden kann auch zur *OC-Speicherung* beitragen. Sie weist eine hohe Stabilität gegenüber dem mikrobiellen Abbau und somit einen geringen Umsatz auf (Lehmann et al., 2006; Schmidt et al., 2021)

und kann durch ihre reaktiven Oberflächen weitere *OM* an sich binden (Joseph et al 2021). Die thermische Umwandlung von *OM* erfolgt bei hohen Temperaturen (>450 °C) durch Pyrolyse oder durch Erhitzen bei niedrigeren Temperaturen (etwa 200 °C) in Gegenwart von Wasser. Beim letztgenannten Verfahren werden Substrate mit hohem Restwassergehalt durch hydrothermale Karbonisierung (HTC) unter hohem Druck in braunkohleartige Produkte umgewandelt. Die Stabilität der thermisch umgewandelten Produkte und damit ihr potenzieller Beitrag zur *OC-Sequestrierung* hängt weitgehend vom Ausgangsmaterial der Biomasse und den Produktionsbedingungen ab, insbesondere von der Pyrolysetemperatur (Spokas, 2010). Im Allgemeinen zeichnen sich Biokohlen, die durch Pyrolyse bei Temperaturen über 450 °C hergestellt werden, durch eine hohe Zersetzungsstabilität aus (Crombie & Mašek, 2015), während Materialien, die bei niedrigeren Temperaturen wie HTC-Kohlen hergestellt werden, eine wesentlich geringere Stabilität gegenüber der Zersetzung besitzen (Naisse et al., 2015). Relevante bodenverbessernde Wirkungen bzw. eine Ertragssteigerung konnten bisher vorwiegend in tropischen Böden und kaum in Böden unter gemäßigttem Klima nachgewiesen werden (Jeffery et al., 2017).

INFOBOX

KURZ GELESEN

Folgende Maßnahmen sind gegebenenfalls zur Reduzierung von *OC*-Austrägen aus landwirtschaftlich genutzten Böden geeignet:

1. **Vertiefung der Ackerkrume**, um *OC* in tiefere Bodenbereiche einzubringen und die Bildung von organo-mineralischen Verbindungen zu fördern.
2. Tiefe **Inversionsbodenbearbeitung** in verdichteten Böden, um *OC* in tieferen Bodenhorizonten zu stabilisieren.
3. **Einmischung von feinkörnigen Mineralen** wie Tonen und Schluffen in sandige, grobkörnige Böden, um die Bildung von organo-mineralischen Verbindungen zu fördern.
4. Zugabe von **Pflanzkohle**, die aufgrund ihrer chemischen Stabilität sehr lange im Boden verweilt und andere *OM* im Boden stabilisieren kann.

Infobox 3-1-2

3.2. OC-SEQUESTRIERUNG IN BÖDEN AUFGRUND HISTORISCHER BEWIRTSCHAFTUNGSTECHNIKEN

Bereits in historischer Zeit wurden spezifische Bodenbewirtschaftungstechniken entwickelt, die zu einer erheblichen Anreicherung von *OC* führten und gleichzeitig die

Böden stark veränderten, wie z. B. Terra Preta, Reisböden oder Plaggen-Böden (Kögel-Knabner und Amelung, 2021). Bei den Terra Preta oder Amazonas-Schwarzerden handelt es sich um anthropogene Böden, die mit Pflanzenresten, Fäkalien, Tonscherben, Knochen, Kompost und Holzkohle von präkolumbianischen Siedlern angerei-

chert wurden. Diese Einträge führten zu fruchtbaren Böden, die sich durch einen dunklen, mächtigen A-Horizont, höheren Gehalten an pflanzenverfügbaren Nährstoffen (P und Ca), höhere pH-Werte und eine höhere Kationenaustauschkapazität als die angrenzenden tropischen Böden auszeichnen. Die Terra Preta ist eines der seltenen, aber herausragenden Beispiele dafür, wie die Zugabe und Veränderung von *OM* zu (oxidischen) Böden deren Eigenschaften so dramatisch verändern kann, dass sie über Jahrhunderte hinweg zu fruchtbaren Böden werden. In ähnlicher Weise führte die im Mittelalter in Nordwesteuropa eingeführte Plaggenbewirtschaftung zu einer Verbesserung von Sandböden in Bezug auf den Gehalt und die Vorräte an OM. Dafür wurde humoser Oberboden mit und ohne Vegetation abgegraben, als Stalleinstreu verwendet und anschließend auf Ackerböden ausgebracht. Die Zugabe von Plaggenmaterial zu den Oberböden führte zu einer Volumenzunahme sowie zu höheren *OC*-Konzentrationen in den Pflughorizonten, was zu deutlich höheren SOC-Vorräten und einer höheren Fruchtbarkeit in den plaggenhaltigen Böden im Vergleich zu den umliegenden Böden führte. Der Anstieg der Erträge führte wiederum zu einem höheren pflanzlichen OM-Eintrag, der höchstwahrscheinlich ebenfalls zu den hohen SOC-Vorräten beitrug (Urbanski et al., 2022). Die in Asien weit verbreiteten Reisböden wurden ebenfalls durch spezifische Bewirtschaftungsmaßnahmen stark verändert, insbeson-

dere durch künstliche Überflutung und Entwässerung, Pflügen und Puddling (Pflügen und Einebnen der oberflächenschicht eines überfluteten Bodens), Kalkung und organische Düngung. Die Bewirtschaftung von Reisböden hatte einen deutlichen Einfluss auf die Akkumulation von *OM* und führte zu einem Anstieg der SOC-Vorräte (Kalbitz et al., 2013; Wissing et al., 2011). Es wird davon ausgegangen, dass die beträchtliche OM-Akkumulation in Reisböden auf den hohen Eintrag von Pflanzenrückständen in Verbindung mit wechselnden Redoxbedingungen durch saisonalen Wasserüberstau zurückzuführen ist (Chen et al., 2021; Kögel-Knabner et al., 2010; Kölbl et al., 2014). Allerdings muss die erhöhte *OC*-Bindung solcher Systeme mit den oftmals auftretenden erhöhten THG-Emissionen (N₂O) abgewogen werden (Guenet et al. 2020).

Die historischen Bewirtschaftungsmaßnahmen wurden durchgeführt, um mittels höherer OM-Gehalte eine höhere Fruchtbarkeit und damit höhere Erträge zu erzielen. Quasi nebenbei führten sie zu einer Steigerung der *OC*-Speicherung. Um auf diesen besonders humusreichen Böden eine weitere Steigerung der *OC-Speicherung* zu erreichen, würde es eine große Menge organischer Einträge erfordern (Bruni et al., 2021; Riggers et al., 2021; Wiesmeier et al., 2016). Unabhängig von historischer oder moderner landwirtschaftlicher Praxis sollten organische Abfälle als wertvolle Rohstoffe zur Bodenverbesserung betrachtet werden.

INFOBOX

KURZ GELESEN

In historischer Zeit entwickelten Menschen spezielle Landwirtschaftstechniken, die die Böden mit organischer Bodensubstanz anreicherten und fruchtbar machten:

1. **Terra Preta und Amazonas-Schwarzerden:** Präkolumbianische Siedler reicherten Böden mit Pflanzenresten, Fäkalien und anderen organischen Abfallprodukten an und verbesserten so deren Ertragspotenzial erheblich.
2. **Plaggenesch:** Im Mittelalter in Nordwesteuropa wurde abgestochener humoser Oberboden (mit und ohne Vegetation) als Einstreu in Ställen verwendet und anschließend zur Fruchtbarmachung auf die Äcker ausgebracht.
3. **Reisböden:** Die traditionelle Bewirtschaftung von Reisböden in Asien beinhaltet gezielte Überflutung und organische Düngung und führte langfristig zu einer Anreicherung von organischer Substanz und einer erhöhten *OC-Speicherung* in den Böden.

Diese Beispiele verdeutlichen, wie gezielte landwirtschaftliche Praktiken bereits in weit zurückliegenden Epochen

Referenzen

Empfehlungen für weiterführende Literatur sind fett gedruckt

- Alcántara, V., Don, A., Vesterdal, L., Well, R., Nieder, R., 2017. Stability of buried carbon in deep-ploughed forest and cropland soils - implications for carbon stocks. *Scientific Reports* 7(1), 5511.
- Alcántara, V., Don, A., Well, R., Nieder, R., 2016. Deep ploughing increases agricultural soil organic matter stocks. *Global Change Biology* 22(8), 2939-2956.
- Amelung, W., Bossio, D., de Vries, W., Kogel-Knabner, I., Lehmann, J., Amundson, R., Bol, R., Collins, C., Lal, R., Leifeld, J., Minasny, B., Pan, G., Paustian, K., Rumpel, C., Sanderman, J., van Groenigen, J.W., Mooney, S., van Wesemael, B., Wander, M., Chabbi, A., 2020. Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. *Nat Commun* 11(1), 5427.
- Angers, D.A., Arrouays, D., Saby, N.P.A., Walter, C., 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. *Soil Use and Management* 27(4), 448-452.
- Angst, G., Mueller, K.E., Nierop, K.G.J., Simpson, M.J., 2021. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 156, 108189.
- Angst G, Frouz J, van Groenigen JW, Scheu S, Kögel-Knabner I, Eisenhauer N (2022) Earthworms as catalysts in the formation and stabilization of soil microbial necromass. *Global Change Biology* 28, 4775-4782.
- Arbeitsgruppe Boden, 2024 (im Druck). *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 6. Aufl., Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- Arrouays, D., Saby, N., Walter, C., Lemerrier, B., Schwartz, C., 2006. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management* 22(1), 48-51.
- Bailey, V.L., Pries, C.H., Lajtha, K., 2019. What do we know about soil carbon destabilization? *Environmental Research Letters* 14(8), 083004.**
- Baldock, J.A., Oades, J.M., Waters, A.G., Peng, X., Vassallo, A.M., Wilson, M.A., 1992. Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state¹³C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry* 16(1), 1-42.
- Baldock, J.A., Skjemstad, J.O., 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31(7-8), 697-710.
- Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Chadoeuf, J., Cornu, S., Derrien, D., Fekiacova, Z., Hatté, C., 2018. Atmosphere-soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature* 559(7715), 599-602.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53(3), 215-230.
- Barré, P., Angers, D.A., Basile-Doelsch, I., Bispo, A., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Derrien, D., Eglin, T.K., Pellerin, S., 2017. Ideas and perspectives: Can we use the soil carbon saturation deficit to quantitatively assess the soil carbon storage potential, or should we explore other strategies? *Biogeosciences Discussions*, 1-12.
- Barthod, J., Dignac, M.F., Le Mer, G., Bottinelli, N., Wateau, F., Kögel-Knabner, I., Rumpel, C., 2020. How do earthworms affect organic matter decomposition in the presence of clay-sized minerals? *Soil Biology and Biochemistry* 143, 107730.
- Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Rose, J., 2015. Are Interactions between Organic Compounds and Nanoscale Weathering Minerals the Key Drivers of Carbon Storage in Soils? *Environmental Science & Technology* 49(7), 3997-3998.
- Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47(2), 151-163.
- Beare, M.H., Hendrix, P.F., Cabrera, M.L., Coleman, D.C., 1994. Aggregate-Protected and Unprotected Organic Matter Pools in Conventional- and No-Tillage Soils. *Soil Science Society of America Journal* 58(3), 787-795.
- Beare, M.H., McNeill, S.J., Curtin, D., Parfitt, R.L., Jones, H.S., Dodd, M.B., Sharp, J., 2014. Estimating the organic carbon stabilisation capacity and saturation deficit of soils: a New Zealand case study. *Biogeochemistry* 120(1), 71-87.
- Beerling, D.J., Kantzas, E.P., Lomas, M.R., Wade, P., Eufrazio, R.M., Renforth, P., Sarkar, B., Andrews, M.G., James, R.H., Pearce, C.R., Mercure, J.-F., Pollitt, H., Holden, P.B., Edwards, N.R., Khanna, M., Koh, L., Quegan, S., Pidgeon, N.F., Janssens, I.A., Hansen, J., Banwart, S.A., 2020. Potential for large-scale CO₂

- removal via enhanced rock weathering with croplands. *Nature* 583(7815), 242-248.
- Beerling, D.J., Leake, J.R., Long, S.P., Scholes, J.D., Ton, J., Nelson, P.N., Bird, M., Kantzas, E., Taylor, L.L., Sarkar, B., Kelland, M., DeLucia, E., Kantola, I., Müller, C., Rau, G., Hansen, J., 2018. Farming with crops and rocks to address global climate, food and soil security. *Nature Plants* 4(3), 138-147.
- Begill, N., Don, A., Poeplau, C., 2023. No detectable upper limit of mineral-associated organic carbon in temperate agricultural soils. *Global Change Biology*, 29, 4662-4669, <https://doi.org/10.1111/gcb.16804>
- Betti, G., Grant, C., Churchman, G., Murray, R., 2015. Increased profile wettability in texture-contrast soils from clay delving: case studies in South Australia. *Soil Research* 53(2), 125-136.
- Bolinder, M.A., Kätterer, T., Andrén, O., Parent, L.E., 2012. Estimating carbon inputs to soil in forage-based crop rotations and modeling the effects on soil carbon dynamics in a Swedish long-term field experiment. *Canadian Journal of Soil Science* 92(6), 821-833.
- Brookes, P.C., Chen, Y., Chen, L., Qiu, G., Luo, Y., Xu, J., 2017. Is the rate of mineralization of soil organic carbon under microbiological control? *Soil Biology and Biochemistry* 112, 127-139.
- Bruni, E., Guenet, B., Huang, Y., Clivot, H., Virto, I., Farina, R., Kätterer, T., Ciais, P., Martin, M., Chenu, C., 2021. Additional carbon inputs to reach a 4 per 1000 objective in Europe: feasibility and projected impacts of climate change based on Century simulations of long-term arable experiments. *Biogeosciences* 18(13), 3981-4004.
- Bucka, F.B., Kölbl, A., Uteau, D., Peth, S., Kögel-Knabner, I., 2019. Organic matter input determines structure development and aggregate formation in artificial soils. *Geoderma* 354, 113881.
- Buckeridge, K.M., Mason, K.E., McNamara, N.P., Ostle, N., Puissant, J., Goodall, T., Griffiths, R.I., Stott, A.W., Whitaker, J., 2020. Environmental and microbial controls on microbial necromass recycling, an important precursor for soil carbon stabilization. *Communications Earth & Environment* 1(1), 36.
- Burmeister, J., Wiesmeier, M., Parzefall, S., Freibauer, A., Fritz, M., 2019. Auswirkungen von Strohnutzung und Gärrestdüngung auf den Humushaushalt und andere Bodenparameter. *Tagungsband Bayerische Biogasfachtagung*, 29-37.
- Cai, P., Sun, X., Wu, Y., Gao, C., Mortimer, M., Holden, P.A., Redmile-Gordon, M., Huang, Q., 2019. Soil biofilms: microbial interactions, challenges, and advanced techniques for ex-situ characterization. *Soil Ecology Letters* 1(3), 85-93.
- Cann, M.A., 2000. Clay spreading on water repellent sands in the south east of South Australia promoting sustainable agriculture. *Journal of Hydrology* 231-232, 333-341.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Barthès, B.G., Saby, N.P.A., Parent, T., Dupraz, C., Bernoux, M., Chenu, C., 2015. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon – A case study in a Mediterranean context. *Geoderma* 259-260, 288-299.
- Cardinael, R., Guenet, B., Chevallier, T., Dupraz, C., Cozzi, T., Chenu, C., 2018. High organic inputs explain shallow and deep *SOC* storage in a long-term agroforestry system – combining experimental and modeling approaches. *Biogeosciences* 15(1), 297-317.
- Castellano, M.J., Mueller, K.E., Olk, D.C., Sawyer, J.E., Six, J., 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global Change Biology* 21(9), 3200-3209.
- Chan, K.Y., 2001. Soil particulate organic carbon under different land use and management. *Soil Use and Management* 17(4), 217-221.
- Chatterjee, N., Nair, P.K.R., Chakraborty, S., Nair, V.D., 2018. Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 266, 55-67.
- Chen, S., Arrouays, D., Angers, D.A., Martin, M.P., Walter, C., 2019. Soil carbon stocks under different land uses and the applicability of the soil carbon saturation concept. *Soil and Tillage Research* 188, 53-58.
- Chen, X., Hu, Y., Xia, Y., Zheng, S., Ma, C., Rui, Y., He, H., Huang, D., Zhang, Z., Ge, T., Wu, J., Guggenberger, G., Kuzyakov, Y., Su, Y., 2021. Contrasting pathways of carbon sequestration in paddy and upland soils. *Global Change Biology* 27(11), 2478-2490.
- Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research* 188, 41-52.**
- Chenu, C., Cosentino, D., 2011. Microbial regulation of soil structural dynamics. *The architecture and biology of soils: life in inner space*, 37-70.
- Chenu, C., Jaunet, A.M., 1992. Cryoscanning electron microscopy of microbial extracellular polysaccharides and their association with minerals. *Scanning* 14(6), 360-364.
- Chenu, C., Plante, A.F., 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral

- complex'. *European Journal of Soil Science* 57(4), 596-607.
- Chevallier, T., Woignier, T., Toucet, J., Blanchart, E., 2010. Organic carbon stabilization in the fractal pore structure of Andosols. *Geoderma* 159(1), 182-188.
- Christensen, 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover.
- Chung, H., Grove, J.H., Six, J., 2008. Indications for Soil Carbon Saturation in a Temperate Agroecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 72(4), 1132.
- Churchman, G.J., Noble, A., Bailey, G., Chittleborough, D., Harper, R., 2014. Clay Addition and Redistribution to Enhance Carbon Sequestration in Soils. In: A.E. Hartemink, K. McSweeney (Eds.), *Soil Carbon*. Springer International Publishing, Cham, pp. 327-335.
- Churchman, G.J., Singh, M., Schapel, A., Sarkar, B., Bolan, N., 2020. Clay minerals as the key to the sequestration of carbon in soils. *Clays and Clay Minerals* 68(2), 135-143.
- Conant, R.T., Cerri, C.E.P., Osborne, B.B., Paustian, K., 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications* 27(2), 662-668.
- Cong, W.F., Hoffland, E., Li, L., Six, J., Sun, J.H., Bao, X. G., Zhang, F.S., van der Werf, W., 2015. Intercropping enhances soil carbon and nitrogen. *Global Change Biology* 21, 1715-1726.
- Costa, O.Y.A., Raaijmakers, J.M., Kuramae, E.E., 2018. Microbial Extracellular Polymeric Substances: Ecological Function and Impact on Soil Aggregation. *Frontiers in Microbiology* 9(1636).
- Cotrufo, M.F., Wallenstein, M.D., Boot, C.M., Deneff, K., Paul, E., 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Glob Chang Biol* 19(4), 988-995.
- Cotrufo, M.F., Ranalli, M.G., Haddix, M.L., Six, J., Lugato, E., 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience* 12, 989-994.
- Crombie, K., Mašek, O., 2015. Pyrolysis biochar systems, balance between bioenergy and carbon sequestration. *GCB Bioenergy* 7(2), 349-361.
- De Stefano, A., Jacobson, M.G., 2018. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforestry Systems* 92(2), 285-299.
- Dijkstra, F.A., Zhu, B., Cheng, W., 2021. Root effects on soil organic carbon: a double-edged sword. *New Phytologist* 230(1), 60-65.
- 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.
- Don, A., Seidel, F., Leifeld, J., Kätterer, T., Martin, M., Pellerin, S., Emde, D., Seitz, D., & Chenu, C. (2023). Carbon sequestration in soils and climate change mitigation—Definitions and pitfalls. *Global Change Biology*, 00, e16983. <https://doi.org/10.1111/gcb.16983>
- Drexler, S., Gensior, A., Don, A., 2021. Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Regional Environmental Change* 21, 74.
- Erktan, A., Or, D., Scheu, S., 2020. The physical structure of soil: Determinant and consequence of trophic interactions. *Soil Biology and Biochemistry* 148, 107876.
- Esperschütz, J., Gattinger, A., Mäder, P., Schloter, M., Fliessbach, A., 2007. Response of soil microbial biomass and community structures to conventional and organic farming systems under identical crop rotations. *FEMS Microbiology Ecology* 61 (1), 26-37.
- Eusterhues, K., Wagner, F.E., Häusler, W., Hanzlik, M., Knicker, H., Totsche, K.U., Kögel-Knabner, I., Schwertmann, U., 2008. Characterization of Ferrihydrite-Soil Organic Matter Coprecipitates by X-ray Diffraction and Mössbauer Spectroscopy. *Environmental Science & Technology* 42(21), 7891-7897.
- FAO, 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) — Main Report, Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.
- Feliciano, D., Ledo, A., Hillier, J., Nayak, D.R., 2018. Which agroforestry options give the greatest soil and above ground carbon benefits in different world regions? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 254, 117-129.
- Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79(1), 69-116.
- Feng, W., Plante, A.F., Six, J., 2013. Improving estimates of maximal organic carbon stabilization by fine soil particles. *Biogeochemistry* 112(1), 81-93.
- Filser, J., Faber, J.H., Tiunov, A.V., Brussaard, L., Frouz, J., De Deyn, G., Uvarov, A.V., Berg, M.P., Lavelle, P., Loreau, M., Wall, D.H., Querner, P., Eijsackers, H., Jiménez, J.J., 2016. Soil fauna: key to new carbon models. *SOIL* 2(4), 565-582.

- Flemming, H.-C., Wingender, J., 2010. The biofilm matrix. *Nature Reviews Microbiology* 8(9), 623-633.
- Flemming, H.-C., Wuertz, S., 2019. Bacteria and archaea on Earth and their abundance in biofilms. *Nature Reviews Microbiology* 17(4), 247-260.
- Foster, R.C., 1988. Microenvironments of soil microorganisms. *Biology and Fertility of Soils* 6(3), 189-203.
- Fox, J.F., Campbell, J.E., Acton, P.M., 2020. Carbon Sequestration by Reforesting Legacy Grasslands on Coal Mining Sites. *Energies* 13(23).
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122(1), 1-23.
- Gaillard, V., Chenu, C., Recous, S., Richard, G., 1999. Carbon, nitrogen and microbial gradients induced by plant residues decomposing in soil. *European Journal of Soil Science* 50(4), 567-578.
- García-Palacios, P., Gattinger, A., Bracht-Jørgensen, H., Brussaard, L., Carvalho, F., Castro, H., et al. 2018. Crop traits drive soil carbon sequestration under organic farming. *Journal of Applied Ecology* 55 (5), 2496-2505.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N. et al. 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109 (44), 18226-18231.
- Germon, A., Cardinael, R., Prieto, I., Mao, Z., Kim, J., Stokes, A., Dupraz, C., Laclau, J.-P., Jourdan, C., 2016. Unexpected phenology and lifespan of shallow and deep fine roots of walnut trees grown in a silvoarable Mediterranean agroforestry system. *Plant and soil* 401(1-2), 409-426.
- Gisi, U., Schenker, R., Schulin, R., Stadelmann, F. X., Sticher, H., 1997. *Bodenökologie*. Georg Thieme Verlag. Stuttgart.
- Gleixner, G., Poirier, N., Bol, R., Balesdent, J., 2002. Molecular dynamics of organic matter in a cultivated soil. *Organic Geochemistry* 33, 357-366.
- Goidts, E., van Wesemael, B., 2007. Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955-2005). *Geoderma* 141 (3-4), 341-354.
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J.P., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Henault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., Pellerin, S., Powlson, D.S., Rasse, D.P., Rees, F., Soussana, J.F., Su, Y., Tian, H., Valin, H., Zhou, F., 2021. Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Glob Chang Biol* 27(2), 237-256.
- Guillot, E., Bertrand, I., Rumpel, C., Gomez, C., Arnal, C., Abadie, J., Hinsinger, P., 2021. Spatial heterogeneity of soil quality within a Mediterranean alley cropping agroforestry system: comparison with a monocropping system. *European Journal of Soil Biology*, 105, 103330.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8(4), 345-360.
- Haaland, C., Naisbit, R. E., Bersier, L.-F., 2011. Sown Wildflower Strips for Insect Conservation: A Review. *Insect Conserv Divers* 4(1), 60-80.
- Haddaway, N.R., Hedlund, K., Jackson, L.E., Kätterer, T., Lugato, E., Thomsen, I.K., Jørgensen, H.B., Isberg, P.-E., 2017. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence* 6(1), 30.
- Hall, D.J.M., Jones, H.R., Crabtree, W.L., Daniels, T.L., 2010. Clayey and deep ripping can increase crop yields and profits on water repellent sands with marginal fertility in southern Western Australia. *Soil Research* 48(2), 178-187.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* 191(1), 77-87.
- He, X., Hou, E., Veen, G.F., Ellwood, M.D.F., Dijkstra, P., Sui, X., Zhang, S., Wen, D., Chu, C., 2020. Soil microbial biomass increases along elevational gradients in the tropics and subtropics but not elsewhere. *Global Ecology and Biogeography* 29(2), 345-354.
- Hirte, J., Walder, F., Hess, J., Büchi, L., Colombi, T., van der Heijden, M. G., Mayer, J., 2021. Enhanced root carbon allocation through organic farming is restricted to topsoils. *Science of the Total Environment* 755 (2), 143551.
- Hobley, E., Baldock, J., Hua, Q., Wilson, B., 2017. Land-use contrasts reveal instability of subsoil organic carbon. *Glob Chang Biol* 23(2), 955-965.
- Hübner, R., Kühnel, A., Lu, J., Dettmann, H., Wang, W., Wiesmeier, M., 2021. Soil carbon sequestration by agroforestry systems in China: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 315, 107437.
- IUSS Working Group WRB, 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.
- Jacobs, A., Poeplau, C., Weiser, C., Fahrion-Nitschke, A., Don, A., 2020. Exports and inputs of organic carbon on agricultural soils in Germany. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 118(3), 249-271.

- Jarecki, M.K., Lal, R., 2003. Crop Management for Soil Carbon Sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22(6), 471-502.
- Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A.C., van Groenigen, J.W., Hungate, B.A., Verheijen, F., 2017. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. *Environ. Res. Lett.* 12(5), 6.
- Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10, 423-436.
- Juarez, S., Nunan, N., Duday, A.-C., Pouteau, V., Chenu, C., 2013. Soil carbon mineralisation responses to alterations of microbial diversity and soil structure. *Biology and Fertility of Soils* 49(7), 939-948.
- Just, C., Poeplau, C., Don, A., van Wesemael, B., Kögel-Knabner, I., Wiesmeier, M., 2021. A simple approach to isolate slow and fast cycling organic carbon fractions in central European soils - importance of dispersion methods. *Frontiers in Soil Science* 1:692583.
- Kalbitz, K., Kaiser, K., Fiedler, S., Kolbl, A., Amelung, W., Brauer, T., Cao, Z., Don, A., Grootes, P., Jahn, R., Schwark, L., Vogelsang, V., Wissing, L., Kögel-Knabner, I., 2013. The carbon count of 2000 years of rice cultivation. *Glob Chang Biol* 19(4), 1107-1113.
- Kauer, K., Pärnpuu, S., Talgre, L., Eremeev, V., Luik, A., 2021. Soil Particulate and Mineral-Associated Organic Matter Increases in Organic Farming under Cover Cropping and Manure Addition. *Agriculture* 11 (9), 903.
- Keiluweit, M., Bougoure, J.J., Nico, P.S., Pett-Ridge, J., Weber, P.K., Kleber, M., 2015. Mineral protection of soil carbon counteracted by root exudates. *Nature Climate Change* 5(6), 588-595.
- Keiluweit, M., Wanzek, T., Kleber, M., Nico, P., Fendorf, S., 2017. Anaerobic microsites have an unaccounted role in soil carbon stabilization. *Nature Communications* 8(1), 1771.
- Kemmitt, S.J., Lanyon, C.V., Waite, I.S., Wen, Q., Adiscott, N.R.A., Bird, A.G.; O'Donnell, A.G., Brookes, P.C., 2008. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass – a new perspective. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 61-73.
- Keyvanshokouhi, S., Cornu, S., Lafolie, F., Balesdent, J., Guenet, B., Moitrier, N., Moitrier, N., Nougier, C., Finke, P., 2019. Effects of soil process formalisms and forcing factors on simulated organic carbon depth-distributions in soils. *Science of The Total Environment* 652, 523-537.
- Kiem, R., Kögel-Knabner, I., 2003. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* 35(1), 101-118.
- Kim, D.-G., Kirschbaum, M.U.F., Beedy, T.L., 2016. Carbon sequestration and net emissions of CH₄ and N₂O under agroforestry: Synthesizing available data and suggestions for future studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 226, 65-78.
- Kleber, M., Bourg, I.C., Coward, E.K., Hansel, C.M., Myneni, S.C.B., Nunan, N., 2021. Dynamic interactions at the mineral–organic matter interface. *Nature Reviews Earth & Environment* 2(6), 402-421.**
- Kleber, M., Eusterhues, K., Keiluweit, M., Mikutta, C., Mikutta, R., Nico, P.S., 2015. Mineral–Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. 130, 1-140.
- Kögel-Knabner, I., 2000. Analytical approaches for characterizing soil organic matter. *Organic Geochemistry* 31(7-8), 609-625.
- Kögel-Knabner, I., 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 34(2), 139-162.
- Kögel-Knabner, I., 2017. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter: Fourteen years on. *Soil Biology and Biochemistry* 105, A3-A8.
- Kögel-Knabner, I., Amelung, W., 2021. Soil organic matter in major pedogenic soil groups. *Geoderma* 384, 114785.**
- Kögel-Knabner, I., Amelung, W., Cao, Z., Fiedler, S., Frenzel, P., Jahn, R., Kalbitz, K., Kölbl, A., Schloter, M., 2010. Biogeochemistry of paddy soils. *Geoderma* 157(1), 1-14.
- Kögel-Knabner, I., Guggenberger, G., Kleber, M., Kandeler, E., Kalbitz, K., Scheu, S., Eusterhues, K., Leinweber, P., 2008. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171(1), 61-82.
- Kögel-Knabner, I., Wiesmeier, M., Mayer, S., 2022. Mechanisms of soil organic carbon sequestration and implications for management. <http://dx.doi.org/10.19103/AS.2022.0106.02>
- Kölbl, A., Schad, P., Jahn, R., Amelung, W., Bannert, A., Cao, Z.H., Fiedler, S., Kalbitz, K., Lehndorff, E., Müller-Niggemann, C., Schloter, M., Schwark, L., Vogelsang, V., Wissing, L., Kögel-Knabner, I., 2014. Accelerated soil formation due to paddy management on marshlands (Zhejiang Province, China). *Geoderma* 228-229, 67-89.

- Kopittke PM, Berhe AA, Carrillo Y, Cavagnaro TR, Chen D, Chen, Q-L, Dobarco MR, Dijkstra FA, Diel DJ, Grundy MJ, He J-Z, Hoyle FC, Kögel-Knabner I, Lam SK, Marschner P, Martinez C, McBratney AB, McDonald-Madden E, Menzies NW, Mosley LM, Mueller CW, Murphy DW, Nielsen UN, O'Donnell AG, Pendall E, Pett-Ridge J, Rumpel C, Young IM, Minasny B (2022) Ensuring planetary survival: the centrality of organic carbon in balancing the multifunctional nature of soil. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, DOI: 10.1080/10643389.2021.2024484.
- Lal, R., 2005. World crop residues production and implications of its use as a biofuel. *Environment International* 31(4), 575-584.
- Lal, R., 2018. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology* 24(8), 3285-3301.
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C.A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R.I., Mellado-Vázquez, P.G., Malik, A.A., Roy, J., Scheu, S., Steinbeiss, S., Thomson, B.C., Trumbore, S.E., Gleixner, G., 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications* 6(1), 6707.
- Lawrence-Smith, E.J., Curtin, D., Beare, M.H., McNally, S.R., Kelliher, F.M., Calvelo Pereira, R., Hedley, M.J., 2021. Full inversion tillage during pasture renewal to increase soil carbon storage: New Zealand as a case study. *Global Change Biology* 27(10), 1998-2010.
- Ledo, A., Smith, P., Zerihun, A., Whitaker, J., Vicente-Vicente, J.L., Qin, Z., McNamara, N.P., Zinn, Y.L., Llorente, M., Liebig, M., Kuhnert, M., Dondini, M., Don, A., Diaz-Pines, E., Datta, A., Bakka, H., Aguilera, E., Hillier, J., 2020. Changes in soil organic carbon under perennial crops. *Global Change Biology* 26(7), 4158-4168.
- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M., 2006. Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems □ A Review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11(2), 403-427.
- Lehmann, J., Hansel, C.M., Kaiser, C., Kleber, M., Maher, K., Manzoni, S., Nunan, N., Reichstein, M., Schimel, J.P., Torn, M.S., Wieder, W.R., Kögel-Knabner, I., 2020. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nature Geoscience* 13(8), 529-534.
- Lehmann, J., Possinger, A., 2020. Removal of atmospheric CO₂ by rock weathering holds promise for mitigating climate change. *Nature Publishing Group*.
- Lehmann J, Bossio DA, Kögel-Knabner I, Rillig MC (2020b) The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment* 1, 544-553.
- Leifeld, J., Fuhrer, J., 2010. Organic farming and soil carbon sequestration: what do we really know about the benefits? *Ambio* 39 (8), 585-599.
- Leifeld, J., Kögel-Knabner, I., 2005. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? *Geoderma* 124(1), 143-155.
- Levard, C., Doelsch, E., Basile-Doelsch, I., Abidin, Z., Miche, H., Masion, A., Rose, J., Borschneck, D., Bottero, J.Y., 2012. Structure and distribution of allophanes, imogolite and proto-imogolite in volcanic soils. *Geoderma* 183-184, 100-108.
- Li, H., Bölscher, T., Winnick, M., Tfaily, M.M., Cardon, Z.G., Keiluweit, M., 2021. Simple Plant and Microbial Exudates Destabilize Mineral-Associated Organic Matter via Multiple Pathways. *Environmental Science & Technology* 55(5), 3389-3398.
- Liang, C., Amelung, W., Lehmann, J., Kästner, M., 2019. Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter. *Global Change Biology* 25(11), 3578-3590.
- Liu, C., Lu, M., Cui, J., Li, B., Fang, C., 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20(5), 1366-1381.
- Lorenz, K., Lal, R., 2014. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34(2), 443-454.
- Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139(1), 224-231.
- Maillard, É., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20, 666-679.
- Mann, L., Tolbert, V., Cushman, J., 2002. Potential environmental effects of corn (*Zea mays* L.) stover removal with emphasis on soil organic matter and erosion. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89(3), 149-166.
- Manzoni, S., Čapek, P., Porada, P., Thurner, M., Winterdahl, M., Beer, C., Brüchert, V., Frouz, J., Herrmann, A.M., Lindahl, B.D., Lyon, S.W., Šantrůčková, H., Vico, G., Way, D., 2018. Reviews and syntheses: Carbon use efficiency from organisms to ecosystems □ definitions, theories, and empirical evidence. *Biogeosciences* 15(19), 5929-5949.
- Marschner, P., Rengel, Z., 2012. Chapter 12 - Nutrient Availability in Soils. In: P. Marschner (Ed.), *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants* (Third Edition). Academic Press, San Diego, pp. 315-330.

- Martin, G., Durand, J.-L., Duru, M., Gastal, F., Julier, B., Litrico, I., Louarn, G., Médiène, S., Moreau, D., Valentin-Morison, M., Novak, S., Parnaudeau, V., Paschalidou, F., Vertès, F., Voisin, A.-S., Cellier, P., Jeuffroy, M.-H., 2020. Role of ley pastures in tomorrow's cropping systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 40(3), 17.
- Mayer, S., Kühnel, A., Burmeister, J., Kögel-Knabner, I., Wiesmeier, M., 2019. Controlling factors of organic carbon stocks in agricultural topsoils and subsoils of Bavaria. *Soil and Tillage Research* 192, 22-32.
- Mayer, S., Wiesmeier, M., Sakamoto, E., Hübner, R., Cardinael, R., Kühnel, A., Kögel-Knabner, I., 2022. Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 323, 107689.
- Mbé, B., Monga, O., Pot, V., Otten, W., Hecht, F., Raynaud, X., Nunan, N., Chenu, C., Baveye, P.C., Garnier, P., 2021. Scenario modelling of carbon mineralization in 3D soil architecture at the microscale: Toward an accessibility coefficient of organic matter for bacteria. *European Journal of Soil Science* n/a(n/a).
- McCarthy, J.F., Ilavsky, J., Jastrow, J.D., Mayer, L.M., Perfect, E., Zhuang, J., 2008. Protection of organic carbon in soil microaggregates via restructuring of aggregate porosity and filling of pores with accumulating organic matter. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72(19), 4725-4744.
- McDaniel, M.D., Grandy, A.S., Tiemann, L.K., Weintraub, M.N., 2014. Crop rotation complexity regulates the decomposition of high and low quality residues. *Soil Biology and Biochemistry* 78, 243-254.
- McNally, S.R., Beare, M.H., Curtin, D., Meenken, E.D., Kelliher, F.M., Calvelo Pereira, R., Shen, Q., Baldock, J., 2017. Soil carbon sequestration potential of permanent pasture and continuous cropping soils in New Zealand. *Global Change Biology* 23(11), 4544-4555.
- McSherry, M.E., Ritchie, M.E., 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology* 19(5), 1347-1357.
- Meurer, K.H.E., Haddaway, N.R., Bolinder, M.A., Kätterer, T., 2018. Tillage intensity affects total SOC stocks in boreo-temperate regions only in the topsoil – A systematic review using an ESM approach. *Earth-Science Reviews* 177, 613-622.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59-86.
- Mueller, C.W., Koegel-Knabner, I., 2009. Soil organic carbon stocks, distribution, and composition affected by historic land use changes on adjacent sites. *Biology and Fertility of Soils* 45(4), 347-359.
- Naisse, C., Girardin, C., Lefèvre, R., Pozzi, A., Maas, R. Stark, A., Rumpel, C., 2015. Effect of physical weathering on the carbon sequestration potential of biochars and hydrochars in soil. *Global Change Biology Bioenergy*, 7, 488-496.
- Nieder, R., Richter, J., 1986. C- und N-Festlegung in Böden Südostniedersachsens nach Krumenvertiefung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149(2), 189-201.
- Oades, J.M., 1988. THE RETENTION OF ORGANIC-MATTER IN SOILS. *Biogeochemistry* 5(1), 35-70.
- Olson, K.R., Al-Kaisi, M.M., Lal, R., Lowery, B., 2014. Experimental Consideration, Treatments, and Methods in Determining Soil Organic Carbon Sequestration Rates. *Soil Science Society of America Journal* 78(2), 348-360.
- Paul, C., Bartkowski, B., Dönmez, C., Don, A., Mayer, S., Steffens, M., Weigl, S., Wiesmeier, M., Wolf, A., Helming, K., 2023. Carbon farming: Are soil carbon certificates a suitable tool for climate change mitigation? *Journal of Environmental Management* (330), 117142.
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., Khanna, P.K., 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168(1), 241-257.
- Paustian, K., Larson, E., Kent, J., Marx, E., Swan, A., 2019. Soil C Sequestration as a Biological Negative Emission Strategy. *Frontiers in Climate* 1(8).
- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Doubs, D., Seidel, R., 2005. Environmental, Energetic, and Economic Comparisons of Organic and Conventional Farming Systems. *BioScience* 55 (7), 573-582.
- Poepflau, C., Don, A., 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma* 192, 189-201.
- Poepflau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200, 33-41.
- Poepflau, C., Don, A., Six, J., Kaiser, M., Benbi, D., Chenu, C., Cotrufo, M.F., Derrien, D., Gioacchini, P., Grand, S., Gregorich, E., Griepentrog, M., Gunina, A., Had-dix, M., Kuzyakov, Y., Kühnel, A., Macdonald, L.M.,

- Soong, J., Trigalet, S., Vermeire, M.-L., Rovira, P., van Wesemael, B., Wiesmeier, M., Yeasmin, S., Yevdokimov, I., Nieder, R., 2018. Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry* 125, 10-26.
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B.A.S., Schumacher, J., Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17(7), 2415-2427.
- Poeplau, C., Jacobs, A., Don, A., Vos, C., Schneider, F., Wittenberg, M., Tiemeyer, B., Heidkamp, A., Prietz, R., Flessa, H., 2020. Stocks of organic carbon in German agricultural soils – Key results of the first comprehensive inventory. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 183(6), 665-681.
- Poirier, V., Roumet, C., Munson, A.D., 2018. The root of the matter: Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. *Soil Biology and Biochemistry* 120, 246-259.
- Post, W.M., Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6(3), 317-327.
- Potapov, A.M., Tiunov, A.V., Scheu, S., 2019. Uncovering trophic positions and food resources of soil animals using bulk natural stable isotope composition. *Biological Reviews* 94(1), 37-59.
- Powlson, D.S., Riche, A.B., Coleman, K., Glendinning, M.J., Whitmore, A.P., 2008. Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: Limitations and alternatives. *Waste Management* 28(4), 741-746.
- Powlson, D.S., Stirling, C.M., Jat, M.L., Gerard, B.G., Palm, C.A., Sanchez, P.A., Cassman, K.G., 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change* 4(8), 678-683.
- Pronk GJ, Heister K, Vogel C, Babin D, Bachmann J, Ding G-C, Ditterich F, Gerzabek MH, Giebler J, Hemkemeyer M, Kandeler E, Mouvenchery YK, Miltner A, Poll C, Schaumann GE, Smalla K, Steinbach A, Tanuwidjaja I, Tebbe CC, Wick LY, Woche SK, Totsche KU, Schloter M, Kögel-Knabner I (2017) Interaction of minerals, organic matter, and microorganisms during biogeochemical interface formation as shown by a series of artificial soil experiments. *Biology and Fertility of Soils* 53, 9-22.
- Qiao, Y., Liu, Q., Gao, Z., Ge, J., Feng, X., Xue, J., Sun, M., 2019. Impacts of long-term fertilization on bacterial community structure, soil microbial biomass, and grain yields in red paddy soil in China. *Applied Ecology and Environmental Research* 17(2), 3353-3370.
- Rabbi, S.M.F., Minasny, B., McBratney, A.B., Young, I.M., 2020. Microbial processing of organic matter drives stability and pore geometry of soil aggregates. *Geoderma* 360, 114033.
- Rasmussen, C., Heckman, K., Wieder, W.R., Keiluweit, M., Lawrence, C.R., Berhe, A.A., Blankinship, J.C., Crow, S.E., Druhan, J.L., Hicks Pries, C.E., Marin-Spiotta, E., Plante, A.F., Schädel, C., Schimel, J.P., Sierra, C.A., Thompson, A., Wagai, R., 2018. Beyond clay: towards an improved set of variables for predicting soil organic matter content. *Biogeochemistry* 137(3), 297-306.
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil* 269(1), 341-356.
- Reddy, K.R., Gopakumar, A., Chetri, J.K., 2019. Critical review of applications of iron and steel slags for carbon sequestration and environmental remediation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 18(1), 127-152.
- Riggers, C., Poeplau, C., Don, A., Frühauf, C., Dechow, R., 2021. How much carbon input is required to preserve or increase projected soil organic carbon stocks in German croplands under climate change? *Plant and Soil* 460(1), 417-433.
- Rillig, M.C., Leifheit, E., Lehmann, J., 2021. Microplastic effects on carbon cycling processes in soils. *PLOS Biology* 19(3), e3001130.
- Roth, V.-N., Lange, M., Simon, C., HERTKORN, N., Bucher, S., Goodall, T., Griffiths, R.I., Mellado- Vázquez, P.G., Mommer, L., Oram, N.J., Weigelt, A., Dittmar, T., Gleixner, G., 2019. Persistence of dissolved organic matter explained by molecular changes during its passage through soil. *Nature Geoscience* 12, 755-761.
- Rumpel, C., Baumann, K., Remusat, L., Dignac, M.-F., Barré, P., Delicque, D., Glasser, G., Lieberwirth, I., Chabbi, A., 2015. Nanoscale evidence of contrasted processes for root-derived organic matter stabilization by mineral interactions depending on soil depth. *Soil Biology and Biochemistry* 85, 82-88.
- Sanderman, J., Creamer, C., Baisden, W.T., Farrell, M., Fallon, S., 2017a. Greater soil carbon stocks and faster turnover rates with increasing agricultural productivity. *SOIL* 3(1), 1-16.
- Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G.J., 2017b. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(36), 9575.
- Schapel, A., Marschner, P., Churchman, J., 2018. Clay amount and distribution influence organic carbon content in sand with subsoil clay addition. *Soil and Tillage Research* 184, 253-260.

- Schiedung, M., Tregurtha, C.S., Beare, M.H., Thomas, S.M., Don, A., 2019. Deep soil flipping increases carbon stocks of New Zealand grasslands. *Global Change Biology* 25(7), 2296-2309.
- Schiedung, M., Don, A., Beare, M.H. et al. Soil carbon losses due to priming moderated by adaptation and legacy effects. *Nat. Geosci.* 16, 909-914 (2023). <https://doi.org/10.1038/s41561-023-01275-3>
- Schmidt, M.W.I., Noack, A.G., 2000. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. *Global Biogeochemical Cycles* 14(3), 777-793.
- Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T. D., Sánchez Monedero, M. A., & Cayuela, M. L., 2021. Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy* 13, 1708-1730.
- Schrumpf, M.; Kaiser, K.; Mayer A.; Hempel, G.; Trumbore, S., 2021. Age distribution, extractability, and stability of mineral-bound organic carbon in central European soils. *Biogeosciences*, 18, 1241-1257, <https://doi.org/10.5194/bg-18-1241-2021>
- Schulp, C.J.E., Veldkamp, A., 2008. Long-term landscape – land use interactions as explaining factor for soil organic matter variability in Dutch agricultural landscapes. *Geoderma* 146(3), 457-465.
- Schweizer SA, Mueller CW, Höschen C, Ivanov P, Kögel-Knabner I (2021) The role of clay content and mineral surface area for soil organic carbon storage in an arable toposequence. *Biogeochemistry*, DOI: 10.1007/s10533-021-00850-3.
- Seitz, D., Fischer, L. M., Dechow, R., Wiesmeier, M., Don, A., 2022. The potential of cover crops to increase soil organic carbon storage in German croplands. *Plant & Soil* 25 (8), DOI: 10.1007/s11104-022-05438-w.
- Shi, L., Feng, W., Xu, J., Kuzyakov, Y., 2018. Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degradation & Development* 29(11), 3886-3897.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241(2), 155-176.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W., 1998. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal* 62(5), 1367-1377.
- Smith, P., 2004. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy* 20(3), 229-236.
- Sokol, N.W., Bradford, M.A., 2019. Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from below-ground than aboveground input. *Nature Geoscience* 12(1), 46-53.
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B.A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74(1), 65-105.
- Soucémarianadin, L.N., Cécillon, L., Guenet, B., Chenu, C., Baudin, F., Nicolas, M., Girardin, C., Barré, P., 2018. Environmental factors controlling soil organic carbon stability in French forest soils. *Plant and Soil* 426(1), 267-286.
- Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20(2), 219-230.
- Sparrow, L.A., Belbin, K.C., Doyle, R.B., 2006. Organic carbon in the silt + clay fraction of Tasmanian soils. *Soil Use and Management* 22(2), 219-220.
- Spokas, K.A., 2010. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management* 1(2), 289-303.
- Steffens, M., Rogge, D.M., Mueller, C.W., Höschen, C., Lugmeier, J., Kölbl, A., Kögel-Knabner, I., 2017. Identification of Distinct Functional Microstructural Domains Controlling C Storage in Soil. *Environmental Science & Technology* 51(21), 12182-12189.
- Stemmer, M., Von Lützwow, M., Kandeler, E., Pichlmayer, F., Gerzabek, M.H., 1999. The effect of maize straw placement on mineralization of C and N in soil particle size fractions. *European Journal of Soil Science* 50(1), 73-85.
- Stewart, C.E., Paustian, K., Conant, R.T., Plante, A.F., Six, J., 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry* 86(1), 19-31.
- Sümmerer, M., Wiesmeier, M., 2023. Standorttypische Humusgehalte in Ackerböden Bayerns. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Schriftenreihe 1/2023, 63 S.
- Sykes, A.J., Macleod, M., Eory, V., Rees, R.M., Payen, F., Myrriotis, V., Williams, M., Sohi, S., Hillier, J., Moran, D., Manning, D.A.C., Goglio, P., Seghetta, M., Williams, A., Harris, J., Dondini, M., Walton, J., House, J., Smith, P., 2019. Characterising the biophysical, economic and social impacts of soil carbon sequestration as a greenhouse gas removal technology. *Global Change Biology* n/a(n/a).
- Tamrat, W.Z., Rose, J., Grauby, O., Doelsch, E., Levard, C., Chaurand, P., Basile-Doelsch, I., 2019. Soil organo-mineral associations formed by co-precipitation of Fe, Si and Al in presence of organic ligands. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 260, 15-28.

- Thakur, M.P., Geisen, S., 2019. Trophic Regulations of the Soil Microbiome. *Trends in Microbiology* 27(9), 771-780.
- Thorup-Kristensen, K., Halberg, N., Nicolaisen, M., Olesen, J.E., Crews, T.E., Hinsinger, P., Kirkegaard, J., Pierret, A., Dresbøll, D.B., 2020. Digging Deeper for Agricultural Resources, the Value of Deep Rooting. *Trends in Plant Science* 25(4), 406-417.
- Tiemann, L.K., Grandy, A.S., 2015. Mechanisms of soil carbon accrual and storage in bioenergy cropping systems. *GCB Bioenergy* 7(2), 161-174.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic-matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33(2), 141-163.
- Torn, M.S., Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Vitousek, P.M., Hendricks, D.M., 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389(6647), 170-173.
- Totsche, K.U., Amelung, W., Gerzabek, M.H., Guggenberger, G., Klumpp, E., Knief, C., Lehndorff, E., Mikutta, R., Peth, S., Prechtel, A., Ray, N., Kögel-Knabner, I., 2018. Microaggregates in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 181(1), 104-136.**
- Tschumi, M., Albrecht, M., Entling, M. H., Jacot, K., 2015. High effectiveness of tailored flower strips in reducing pests and crop plant damage. *Proc. R. Soc. B* 282, 20151369.
- Urbanski, L., Schad, P., Kalbitz, K., Van Mourik, J., Gehrt, E., Kögel-Knabner, I., 2022. Legacy of plaggens agriculture: High soil organic carbon stocks as result from high carbon input and volume increase. *Geoderma*, accepted.
- van Wesemael, B., Chartin, C., Wiesmeier, M., von Lützw, M., Hobley, E., Carnol, M., Krüger, I., Campion, M., Roisin, C., Hennart, S., Kögel-Knabner, I., 2019. An indicator for organic matter dynamics in temperate agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 274, 62-75.
- Védère, C., Vieublé Gonod, L., Pouteau, V., Girardin, C., Chenu, C., 2020. Spatial and temporal evolution of detritusphere hotspots at different soil moistures. *Soil Biology and Biochemistry* 150, 107975.
- Vidal, A., Watteau, F., Remusat, L., Mueller, C.W., Nguyen Tu, T.-T., Buegger, F., Derenne, S., Quenea, K., 2019. Earthworm Cast Formation and Development: A Shift From Plant Litter to Mineral Associated Organic Matter. *Frontiers in Environmental Science* 7(55).
- Villarino, S.H., Pinto, P., Jackson, R.B., Piñeiro, G., 2021. Plant *Rhizodeposition*: A key factor for soil organic matter formation in stable fractions. *Science Advances* 7(16), eabd3176.
- Vogel, C., Mueller, C.W., Höschel, C., Bruegger, F., Heister, K., Schulz, S., Schloter, M., Kögel-Knabner, I., 2014. Submicron structures provide preferential spots for carbon and nitrogen sequestration in soils. *Nat Commun* 5, 2947, <https://doi.org/10.1038/ncomms3947>
- von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science* 57(4), 426-445.
- Wagai, R., Kajjura, M., Asano, M., 2020. Iron and aluminum association with microbially processed organic matter via meso-density aggregate formation across soils: organo-metallic glue hypothesis. *SOIL* 6(2), 597-627.
- Wang, L., Gan, Y., Wiesmeier, M., Zhao, G., Zhang, R., Han, G., Siddique, K.H.M., Hou, F., 2018. Grazing exclusion—An effective approach for naturally restoring degraded grasslands in Northern China. *Land Degradation & Development* 29(12), 4439-4456.
- Ward, S.E., Smart, S.M., Quirk, H., Tallwin, J.R., Mortimer, S.R., Shiel, R.S., Wilby, A., Bardgett, R.D., 2016. Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Glob Chang Biol* 22(8), 2929-2938.
- West, T.O., Post, W.M., 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation. *Soil Science Society of America Journal* 66(6), 1930-1946.
- Whitehead, D., 2020. Management of Grazed Landscapes to Increase Soil Carbon Stocks in Temperate, Dryland Grasslands. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 4(197).
- Whitehead, D., Schipper, L.A., Pronger, J., Moinet, G.Y.K., Mudge, P.L., Calvelo Pereira, R., Kirschbaum, M.U.F., McNally, S.R., Beare, M.H., Camps-Arbestain, M., 2018. Management practices to reduce losses or increase soil carbon stocks in temperate grazed grasslands: New Zealand as a case study. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 432-443.
- Wiedermann, E., Hübner, R., Kilian, S., Wiesmeier, M., 2022. Festlegung von Kohlenstoff in Streuobstwiesen des Alpenvorlands. *Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Schriftenreihe 1/2022*, 64 S.
- Wiesmeier, M., Hubner, R., Sporlein, P., Geuss, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., 2014a. Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. *Glob Chang Biol* 20(2), 653-665.

- Wiesmeier, M., Lützwow, M.v., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., Kögel-Knabner, I., 2015. Land use effects on organic carbon storage in soils of Bavaria: The importance of soil types. *Soil and Tillage Research* 146, 296-302.
- Wiesmeier, M., Poeplau, C., Sierra, C.A., Maier, H., Frühauf, C., Hübner, R., Kühnel, A., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Schilling, B., von Lützwow, M., Kögel-Knabner, I., 2016. Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21st century: effects of climate change and carbon input trends. *Scientific Reports* 6(1), 32525.
- Wiesmeier, M., Schad, P., von Lützwow, M., Poeplau, C., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., Kögel-Knabner, I., 2014b. Quantification of functional soil organic carbon pools for major soil units and land uses in southeast Germany (Bavaria). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 185, 208-220.
- Wiesmeier, M., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Haug, S., Reischl, A., Schilling, B., Lützwow, M., Kögel-Knabner, I., 2012. Soil organic carbon stocks in southeast Germany (Bavaria) as affected by land use, soil type and sampling depth. *Global Change Biology* 18(7), 2233-2245.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützwow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333, 149-162.
- Wiesmeier, M., Burmeister, J., 2022. 35 Jahre Boden-Dauerbeobachtung, Band 4: Humus. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Schriftenreihe 2/2022, 88 S.
- Winterling, A., Blumenthal, B., Brandhuber, R., Burmeister, J., Höge, H., Jacob, I., Kistler, M., Kreuter, T., Marx, M., Walter, R., Wiesmeier, M., 2019. Agroforstsysteme zur Energieholzerzeugung im ökologischen Landbau. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Schriftenreihe 7/2019.
- Wissing, L., Kölbl, A., Vogelsang, V., Fu, J.-R., Cao, Z.-H., Kögel-Knabner, I., 2011. Organic carbon accumulation in a 2000-year chronosequence of paddy soil evolution. *CATENA* 87(3), 376-385.
- Witzgall, K., Vidal, A., Schubert, D.I., Höschen, C., Schweizer, S.A., Buegger, F., Pouteau, V., Chenu, C., Mueller, C.W., 2021. Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon. *Nature Communications* 12(1), 4115.
- Yang, Y., Tilman, D., Furey, G., Lehman, C., 2019. Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nature Communications* 10(1), 718.
- Yost, J.L., Hartemink, A.E., 2020. How deep is the soil studied—an analysis of four soil science journals. *Plant and Soil* 452, 5-18.
- Young, I.M., Crawford, J.W., 2004. Interactions and Self-Organization in the Soil-Microbe Complex. *Science* 304(5677), 1634-1637.
- Zhao, L., Sun, Y., Zhang, X., Yang, X., Drury, C.F., 2006. Soil organic carbon in clay and silt sized particles in Chinese mollisols: Relationship to the predicted capacity. *Geoderma* 132(3), 315-323.
- Zhou, Y., Coventry, D.R., Gupta, V.V.S.R., Fuentes, D., Merchant, A., Kaiser, B.N., Li, J., Wei, Y., Liu, H., Wang, Y., Gan, S., Denton, M.D., 2020. The preceding root system drives the composition and function of the rhizosphere microbiome. *Genome Biology* 21(1), 89.
- Zimmerman, A.R., Chorover, J., Goyne, K.W., Brantley, S.L., 2004. Protection of Mesopore-Adsorbed Organic Matter from Enzymatic Degradation. *Environmental Science & Technology* 38(17), 4542-4548.
- Zinn, Y.L., Lal, R., Bigham, J.M., Resck, D.V.S., 2007. Edaphic Controls on Soil Organic Carbon Retention in the Brazilian Cerrado: Texture and Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* 71(4), 1204-1214.

Impressum

HERAUSGEBER

BONARES - ZENTRUM FÜR BODENFORSCHUNG

„BonaRes“ steht für „Boden als nachhaltige Ressource für die Bioökonomie“. Bei dieser vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Förderinitiative steht die nachhaltige Nutzung der knappen Ressource Boden im Vordergrund. Ziel von BonaRes ist es, das wissenschaftliche Verständnis von Bodenökosystemen zu erweitern und die Produktivität der Böden und ihre anderen Funktionen zu verbessern sowie neue Strategien für eine nachhaltige Nutzung und Bewirtschaftung von Böden zu entwickeln. Das BonaRes Portal bietet Informationen zu den BonaRes-Projekten, Zugang zu Daten, Wissen und Modellen sowie Entscheidungshilfen für ein nachhaltiges Bodenmanagement.

WWW.BONARES.DE

INFO@BONARES.DE

AUTOR:INNEN:

Ingrid Kögel-Knabner, Christopher Just, Stefanie Mayer, Manuel Sümmerer, Martin Wiesmeier

SATZ UND LAYOUT:

Luise Ohmann (UFZ)

NUTZUNGSRECHTE:

Die Inhalte dieser Broschüre stehen unter der Lizenz CC BY. Für weitere Informationen zur Verbreitung und Veränderung der Inhalte siehe: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

Stand: Mai 2024
erste Auflage