Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment
Volume 76, Issue 1, 36–51, 2025. 10.2478/boku-2025-0003
ISSN: 0006-5471 online, https://reference-global.com/journal/BOKU

Humusmanagement in österreichischen Dauergrünlandböden

Organic matter management in permanent grassland soils of Austria

Andreas Bohner[1] und Sebastian Wieser[2]

[1] Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, 8952 Irdning-Donnersbachtal, Österreich
[2] Institut für Pflanzenbau, Department für Agrarwissenschaften, Universität für Bodenkultur, Wien, Konrad-Lorenz-Straße 24, 3430 Tulln an der Donau, Österreich

Korrespondierender Autor: andreas.bohner@raumberg-gumpenstein.at

Einreichung: 1. Juli 2025, überarbeitete Einreichung: 21. August 2025, Annahme: 3. September 2025

Zusammenfassung

Dauergrünlandböden sind in Österreich aufgrund ihrer hohen Humusvorräte und beträchtlichen Flächengröße wichtige Speicher von organischem Kohlenstoff (C). Im Dauergrünland werden ca. 90 % vom gesamten organischen Kohlenstoffvorrat im Boden gespeichert. In österreichischen Dauergrünlandböden beträgt der Vorrat an organischem Bodenkohlenstoff in 0–30 cm Bodentiefe im Durchschnitt 93 t C pro Hektar. Beträchtliche Mengen an organischem C (> 40 %) werden im Unterboden (10–50 cm) gespeichert. Unterböden haben ein großes Potenzial zur langfristigen Bodenkohlenstoffsequestrierung. Klima, Bodeneigenschaften und Bodenmerkmale (insbesondere Bodenwasserhaushalt, Bodengründigkeit), Vegetationstyp (Wurzelmasse) und Bewirtschaftungsintensität prägen den Humusvorrat von Dauergrünlandböden. Pflanzenwurzeln und kohlenstoffreiche organische Dünger (Mist, Stallmistkompost) haben für die Humusbildung eine zentrale Bedeutung. Im Dauergrünland ist die Bodenkohlenstoffspeicherung bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität (Viehbesatz: 1,2-1,5 GVE pro ha, 2–4 Schnittnutzungen pro Jahr, jährliche entzugsorientierte Düngung mit Mist oder Stallmistkompost) am höchsten. Eine Humusanreicherung erfolgt in Dauergrünlandböden sehr langsam und ist nur bis zur Erreichung des höchstmöglichen lokalen Ertragspotenzials sinnvoll. Humuserhaltende Maßnahmen sowie Maßnahmen zur Verbesserung der Humusqualität und zur Beschleunigung des jährlichen Humusumsatzes im Boden sind wichtiger als jene zur Erhöhung des Humusvorrats im Boden. Bei der Umsetzung von humussteigernden Maßnahmen müssen Nebenwirkungen und Zusatznutzen berücksichtigt werden. Eine Bodenkohlenstoffsequestrierung kann im Dauergrünland Zielkonflikte zwischen Klima- und Naturschutz auslösen.

Schlagwörter: Humusgehalt, Humusvorrat, Humusumsatz, Bodenkohlenstoffsequestrierung, Sequestrierungsmaßnahmen

Summary

In Austria, soils of permanent grassland are important for storage of organic carbon (C) due to their high soil organic matter stocks and large area. In permanent grassland, approximately 90 % of the total C stock are stored in the soil. Organic C stock in the soil layer 0–30 cm is on average 93 t C ha^{-1}. A considerable quantity of soil organic C (> 40 %) is stored in the subsoil (10–50 cm). Subsoils have a high potential for long-term soil C sequestration. Soil organic C stock is controlled by climate, soil properties (particularly soil moisture status, soil thickness), vegetation type (root biomass) and grassland management intensity. Plant roots and C-rich organic fertiliser are of utmost importance for soil organic matter build-up, which is generelly a slow process. In permanent grassland, soil organic C storage is highest at an intermediate management intensity (stocking rate: 1.2–1.5 LU per ha, 2–4 cuttings per year, annual application of cattle manure or composted cattle manure). Management practices designed to increase the annual soil organic matter turnover are more important than those designed to enhance the soil organic matter stocks. Soil C sequestration can trigger a trade-off between climate change mitigation and nature protection.

Keywords: Soil organic matter content, soil organic matter stock, soil organic matter turnover, soil carbon sequestration, soil carbon sequestration measures

Open Access. © 2025 Andreas Bohner, Sebastian Wieser published by Sciendo. BY-NC-ND This work is licensed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 3.0 License.
https://doi.org/10.2478/boku-2025-0003

1. Einleitung

Unter dem Begriff „Humus" versteht man die Gesamtheit der abgestorbenen organischen Substanz im Boden (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Humus ist mengenmäßig der wichtigste organische Kohlenstoffspeicher im Boden (Stevenson und Cole, 1999). Er ist ein wichtiger Indikator für die Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität (Gregorich et al., 1994; Loveland und Webb, 2003). Eine bedeutende Ökosystemleistung des Bodens ist die Kohlenstoffsequestrierung. Darunter versteht man die Entfernung von Kohlendioxid (CO_2) aus der Atmosphäre über die Photosynthese der Pflanzen und die langfristige Speicherung von CO_2 in Form von organischem und anorganischem Kohlenstoff (C) im Boden (Lal, 2004). Die Bodenkohlenstoffsequestrierung ist eine Strategie („Negative CO_2-Emissions-Technologie") zur Abschwächung des globalen Klimawandels (Bispo et al., 2017). Die Verminderung der CO_2-Emissionen aus Böden sowie die langfristige und nachhaltige Erhöhung des Gehalts an organischem Kohlenstoff in Böden (Humusaufbau) sind wichtige nationale und internationale Klimaschutzziele. Generell sind Böden bei zunehmendem Humusgehalt eine Senke und bei abnehmendem Humusgehalt eine Quelle für den atmosphärischen CO_2-Gehalt (Smith, 2005).

In der Landwirtschaft sind „nachhaltiger Humusaufbau" und „Carbon Farming" wichtige Strategien zur Anpassung an den Klimawandel. Mit optimierten Bewirtschaftungsmaßnahmen sollen durch Humusaufbau die Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität dauerhaft erhalten oder nachhaltig gesteigert werden. Gleichzeitig soll durch zusätzliche Kohlenstoffspeicherung im Boden (Bodenkohlenstoffsequestrierung) auch ein Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden (BML, 2024).

Humusgehalt und -vorrat im Boden zählen zu den „mittel- bis langfristig veränderbaren Bodenmerkmalen". Standort- und Bewirtschaftungsveränderungen machen sich daher nur sehr langsam bemerkbar (Smith, 2004). Humusgehalt und -vorrat im Boden werden sehr wesentlich von der aktuellen Landnutzung und von der Landnutzungsgeschichte bestimmt (Gerzabek et al., 2005; Wiesmeier et al., 2012). Für die Beurteilung von Humusgehalten und -vorräten in Grünlandböden und für die Abschätzung ihres Kohlenstoffsequestrierungspotenzials ist daher eine strikte Trennung in Dauergrünlandböden und Wechselgrünlandböden notwendig. Flächen, die länger als zehn Jahre ohne Umbruch permanent eine Grünlandvegetation tragen, gehören zum Dauergrünland. Wechselgrünland hingegen wird auch als Ackerland genutzt, wobei die Ackernutzung meist überwiegt. In Österreich hat das Dauergrünland flächenmäßig eine große Bedeutung, 14 % der Staatsfläche oder 46 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche entfallen auf das Dauergrünland (BML, 2024). Dauergrünlandböden sind daher in Österreich wichtige organische Kohlenstoffspeicher (Baumgarten et al., 2021).

Dauergrünland wird in Österreich als Wiese, Weide oder Mähweide genutzt. Je nach Intensität der Bewirtschaftung kann Dauergrünland in Wirtschafts- und Extensivgrünland eingeteilt werden. Wiesen, Weiden und Mähweiden mit mehr als zwei Nutzungen pro Jahr und regelmäßiger Düngung zählen zum Wirtschaftsgrünland. Das Extensivgrünland (Magerrasen, Streuwiesen, Hutweiden) wird ein- bis zweimal pro Jahr gemäht oder extensiv beweidet (unter 1.0 GVE pro ha und Jahr) und in der Regel nicht gedüngt. Eine intensive Grünlandnutzung (Intensivgrünland) bedeutet mehr als vier Nutzungen pro Jahr oder eine intensive Beweidung (über 1,5 GVE pro ha und Jahr) verbunden mit regelmäßiger Düngung der Aufwüchse. Intensivgrünland muss regelmäßig nachgesät werden. Das Wirtschaftsgrünland wird in Österreich vorwiegend mit Wirtschaftsdünger (Jauche, Gülle, Mist, Stallmistkompost) gedüngt. Mineraldünger werden hauptsächlich bei sehr hoher jährlicher Schnitthäufigkeit ausgebracht. Auf Weiden erfolgt die Nährstoffzufuhr mit den Exkrementen der Weidetiere sowie mit verdünnter Gülle oder Jauche und Stallmistkompost.

Der Humusgehalt im Boden kann durch praxisübliche Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht beliebig gesteigert werden (Smith, 2005). Wegen der begrenzten Speicherkapazität von Böden für organischen Kohlenstoff gibt es einen standortabhängigen (bodenspezifischen) maximalen Humusgehalt in den einzelnen Bodenhorizonten. Er muss im Dauergrünland nicht mit dem optimalen Humusgehalt identisch sein. Der optimale Humusgehalt von österreichischen Dauergrünlandböden ist unbekannt.

Die Ergebnisse und Schlussfolgerungen vieler globaler Meta-Studien bezüglich Humus und Humusdynamik in Grünlandböden können nicht oder nur sehr eingeschränkt auf das österreichische Dauergrünland übertragen werden. Ein wesentlicher Grund hierfür ist, dass in zahlreichen globalen Meta-Studien großteils Daten und Informationen aus anderen Großlebensräumen (Biomen) mit differierenden Standortsbedingungen (Klima, Bodentyp, Artenzusammensetzung und Deckungsgrad der Vegetation) einfließen.

Das primäre Ziel dieser Literaturstudie ist es, den derzeitigen Wissensstand zum Thema Humusmanagement in österreichischen Dauergrünlandböden zusammenzufassen und Wissenslücken zu schließen. Konkrete Maßnahmen zur Erhaltung oder zur nachhaltigen Erhöhung der Humusvorräte in Dauergrünlandböden werden vorgeschlagen. Mit dieser Arbeit soll ein Beitrag zu einem klimafreundlichen und bo-

denfruchtbarkeitsfördernden Humusmanagement im österreichischen Dauergrünland geleistet werden. Der vorliegende Artikel liefert Handlungsempfehlungen für Verwaltung und Politik. Er soll Bäuerinnen und Bauern bei ihrer Entscheidungsfindung bezüglich Humusmanagement im Dauergrünland unterstützen.

2. Humusgehalt und Humusvorrat

2.1. Landnutzung

Die Böden des Dauergrünlandes sind meist sehr humusreich (Bohner et al., 2016; Abdalla et al., 2018). In terrestrischen österreichischen Dauergrünlandböden beträgt der Humusgehalt im Oberboden (A-Horizont, 0–10 cm Bodentiefe) in der Regel mehr als 6 %. Im Gegensatz dazu weisen österreichische Ackerböden in den obersten 20 cm meist einen Humusgehalt von 2–4 % auf (Dersch, persönliche Mitteilung). Dauergrünlandböden sind im A-Horizont deutlich humusreicher als vergleichbare Ackerböden, insbesondere wenn sie nie oder seit Jahrzehnten nicht mehr als Acker genutzt worden sind (Neufeldt, 2005; Hopkins et al., 2009; Flessa et al. 2018; Wenzel et al., 2022). Die fehlende Zerstörung von Bodenaggregaten und der fehlende „Verdünnungseffekt" durch Vertiefung des A-Horizontes aufgrund nicht stattfindender Bodenbearbeitung, die stabileren Bodenaggregate durch höheren Regenwurmbesatz, höhere Wurzeldichte (Anzahl an Feinwurzeln pro Flächeneinheit) sowie größere mikrobielle Biomasse und Aktivität, die geringere Bodenerwärmung und fehlende Flächenerosion infolge ganzjähriger und weitgehend geschlossener Vegetationsdecke sowie die höheren wurzelbürtigen Kohlenstoffeinträge (Rhizodeposition) aufgrund größerer unterirdischer Phytomasse sind wichtige Gründe für den deutlichen Humus-Gehaltsunterschied im Oberboden zwischen den beiden Landnutzungstypen. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen besteht hinsichtlich des Humusgehaltes im Oberboden folgende Reihung: Böden unter Dauergrünland > Böden unter Wechselgrünland > Böden unter Acker (Bohner et al., 2012; Prout et al., 2021). Die Umwandlung von Dauergrünland in Wechselgrünland oder Ackerland bewirkt langfristig (ca. 100 Jahre) einen starken Humusabbau im Oberboden und ist folglich aus Klimaschutzgründen (erhöhte CO_2-Emissionen) nicht erwünscht. Der Humusschwund ist in den ersten Jahren nach dem Grünlandumbruch am stärksten. Der Bodenkohlenstoffverlust durch die Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland beträgt 0,10–0,25 t C pro Hektar und Jahr (Oberholzer et al., 2014). Er ist in sandreichen Böden größer als in tonreichen Böden und kann nach 17 Jahren einen Wert bis zu 36 % betragen (Poeplau et al., 2011). Durch die Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland kann der Humusgehalt im Oberboden langfristig und nachhaltig gesteigert werden. Kohlenstoff-Akkumulationsraten von 0,1–0,7 t C pro Hektar und Jahr sind möglich (Post et al., 2004; Soussana et al., 2004; Wiesmeier et al., 2020). Nach 20 Jahren kann die Kohlenstoffanreicherung aufgrund der Landnutzungsänderung 40 % betragen (Poeplau et al., 2011). Der Humusabbau durch die Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland erfolgt rascher als der Humusaufbau bei Überführung von Ackerland in Dauergrünland, insbesondere wenn das neu etablierte Dauergrünland intensiv bewirtschaftet wird (Poeplau et al., 2011). Die Landnutzungsänderungen von Ackerland oder Wechselgrünland in mittelintensiv bewirtschaftetes Dauergrünland sind somit effiziente und effektive Maßnahmen zur langfristigen und nachhaltigen Bodenkohlenstoffsequestrierung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (Don et al., 2018; Wiesmeier et al., 2020). In typischen Ackerbaugebieten wäre damit gleichzeitig auch eine Steigerung der Biodiversität und somit eine zusätzliche positive Umweltwirkung (Co-Benefit) verbunden. Allerdings sind diese Maßnahmen derzeit aus Ernährungssicherheits- und Rentabilitätsgründen in Österreich schwer umsetzbar (Meyer et al., 2023).

2.2. Abiotische Standortfaktoren

Der Humusgehalt in Dauergrünlandböden wird von vielen abiotischen Standortfaktoren beeinflusst (Loveland und Webb, 2003; Wiesmeier et al., 2019; Kögel-Knabner und Amelung, 2021). Entscheidend ist vor allem der Bodenwasserhaushalt (Tabelle 1). Nasse und feuchte Standorte (Niedermoore, Anmoore, grundwasserbeeinflusste Mineralböden) weisen im Oberboden deutlich höhere Humusgehalte auf als halbtrockene und frische Standorte. Es besteht hinsichtlich des Humusgehalts im Oberboden folgende Reihung: nass > feucht > halbtrocken > frisch. Frische Standorte werden in der Regel intensiver bewirtschaftet und die biologische Aktivität im Boden ist höher als auf vergleichbaren nassen, feuchten und halbtrockenen Standorten. Häufige und langanhaltende Trockenheit oder Nässe (Sauerstoffmangel) hemmen die mikrobielle Humusmineralisierung im Boden (Welte, 1963; Paul und Clark, 1989) und begünstigen somit die Humusanreicherung insbesondere im Oberboden. Vor allem stark grundwasserbeeinflusste Böden (Gley, Augley, Anmoor, Niedermoor) sind sehr humusreich, weil die Mineralisierung

Tabelle 1. Organischer Kohlenstoffgehalt (%) und organischer Kohlenstoffvorrat (t ha−1) in Böden unter Dauergrünland (A-Horizont, 0–10 cm Bodentiefe) in Abhängigkeit von der Wasserhaushaltsstufe.
Table 1. Organic carbon content (%) and organic carbon stock (t ha−1) in soils of permanent grassland (A horizon, 0–10 cm of soil depth) as a function of soil moisture status.

	Corg (%)				Corg (t ha^{-1})			
	halbtrocken	frisch	feucht	nass	halbtrocken*	frisch*	feucht*	nass**
n	32	463	146	138	32	463	146	138
Minimum	2,7	2,1	2,0	3,8	27	21	20	19
Maximum	10,1	18,4	44,1	53,3	101	184	441	266
Arithmetischer Mittelwert	6,8	6,6	9,7	32,5	68	66	97	163
Median	6,6	6,2	8,2	36,2	66	62	82	181

n = Anzahl der Bodenanalysen; Lagerungsdichte (Annahmen): * = 1,0 g cm^{-3}, ** = 0,5 g cm^{-3}; Corg (%) × 1,724 = Humus (%)

der organischen Substanz aufgrund von nässebedingtem Sauerstoffmangel gehemmt ist (Neufeldt, 2005; Wiesmeier et al., 2012; Schimpf et al., 2023). Funktionstüchtige Drainagen bewirken eine dauerhafte Grundwasserabsenkung auf Grünlandflächen. Der Humusgehalt nimmt dadurch in der entwässerten Bodenschicht infolge höherer Mineralisierungsrate stark ab (Meersmans et al., 2009). Unerwünschte erhöhte CO_2-Emissionen sind die Folge. Allerdings kann in entwässerten, grundwasserbeeinflussten (hydromorphen) Grünlandböden durch Anhebung des Grundwasserstandes (z. B. Verschließen von Entwässerungsgräben mit Holzsperren, Verschließen der Drainagerohre) der Humusabbau verlangsamt bzw. gestoppt sowie der Humusgehalt langfristig und nachhaltig wieder erhöht werden. In kühlen, niederschlagsreichen Regionen (Jahresniederschlag > 1200 mm, Jahresmitteltemperatur < 8 °C) und im Berggebiet sind Dauergrünlandböden infolge temperaturbedingter geringerer biologischer Aktivität (niedrigere Humusmineralisierungsrate, kürzere Mineralisierungszeit) im A-Horizont meist humusreicher als in wärmeren Regionen sowie in Tal- und Beckenlagen (Burke et al., 1989; Jobbagy und Jackson, 2000; Leifeld et al., 2009; Baumgarten et al., 2021). Der Humusgehalt in Dauergrünlandböden wird maßgeblich von seinem Ton- und Schluffgehalt beeinflusst (Hassink, 1997; Percival et al., 2000; Six et al., 2002; Konen et al., 2003). Ton- und schluffreiche Dauergrünlandböden haben in der Regel höhere Humusgehalte und einen langsameren Humusumsatz als vergleichbare sandreiche Böden, weil die organische Substanz durch chemische Bindung an Ton- und Schluffpartikel und durch Einschluss in Mikroaggregate besser gegen mikrobiellen und enzymatischen Abbau geschützt ist (Burke et al., 1989; Six et al., 2002; Von Lützow et al., 2006; Flessa et al., 2018). Ein hoher Gehalt an austauschbarem Calcium und eine hohe Calcium-Sättigung fördern die Kohlenstoffspeicherung und -stabilisierung im Boden durch Erhöhung der Aggregatstabilität bzw. Verbesserung der Bodenstruktur sowie durch Bildung von Calcium-Brücken zwischen den negativ geladenen Mineraloberflächen (Ton- und Schluffpartikel) und den organischen Substanzen mit negativer Ladung (Cotrufo et al., 2013; Wiesmeier et al., 2019). Daher sind im Dauergrünland Kalkbraunlehme im A-Horizont meist humusreicher als vergleichbare Braunerden (Bohner et al., 2007). Neben Ton- und Schluffpartikel haben auch schlechtkristallisierte Eisen- und Aluminium-Oxide insbesondere in sauren Unterböden (Kleber et al., 2005; Wiseman und Püttmann, 2005; Bohner et al., 2016), Konkretionen in staunassen Böden und Holzkohlepartikel in Böden mit ehemaliger Brandrodung für die Kohlenstoffspeicherung und -stabilisierung eine große Bedeutung. Vor allem Holzkohlenreste (Dungait et al., 2012), aber auch Konkretionen (Bohner, unveröffentlicht) enthalten beträchtliche Mengen an stabilem bzw. okkludiertem organischen Kohlenstoff. Schlecht-kristallisierte Eisen- und Aluminium-Oxide sind die wichtigsten Sorbenten für die gelöste organische Substanz im Boden (DOM). Sie wird durch Bindung an die Mineraloberfläche und durch Mineralien-Einschluss gegen mikrobiellen und enzymatischen Abbau geschützt (Kaiser und Guggenberger, 2000). Allerdings ist die Speicher- und Stabilisierungskapazität der schlecht-kristallisierten Eisen- und Aluminium-Oxide für Kohlenstoff durch die verfügbare Mineraloberfläche begrenzt, unterliegt einer Sättigung (Kleber et al., 2005) und ist weitgehend reversibel. Eine sehr starke Bodenversauerung (pH $CaCl_2$ < 4,2) oder ein stark sinkendes Redoxpotenzial im wassergesättigten Boden (bei Eisen-Oxiden) können zu ihrer Auflösung und somit zur Freisetzung von okkludiertem und gebundenem Kohlenstoff führen. Eine sehr starke Bodenversauerung begünstigt die Humusanreicherung in Dauergrünlandböden einerseits durch die gehemmte mikrobielle Humusmineralisierung und andererseits durch die erhöhte chemische Humusstabilität (Kögel-Knabner und Amelung, 2021). Der Humusgehalt von Dauergrünlandböden wird auch von der Geländeform beeinflusst. In hügeligen

Landschaften und im Berggebiet sind Dauergrünlandböden am Unterhang und Hangfuß häufig humusreicher (höherer Humusgehalt im Oberboden, mächtigerer A-Horizont) als am Ober- und Mittelhang (Konen et al., 2003; Bohner et al., 2012). Ursache für diese kolluviale Humusanreicherung ist die historische Ablagerung und langfristige (jahrhundertebis jahrtausendelange) Speicherung von erodiertem, schluffgebundenem Kohlenstoff am Unterhang und Hangfuß bei ehemaliger Ackernutzung der Grünlandfläche. Die kolluviale Humusanreicherung resultiert aus einer reliefbedingten Umlagerung von Bodenkohlenstoff und stellt somit keinen Kohlenstoff-Sequestrierungsgewinn dar.

2.3. Grünlandbewirtschaftung

Der Humusgehalt im Boden reagiert dynamisch auf Veränderungen der Grünlandbewirtschaftung. Er kann durch Bewirtschaftungsmaßnahmen vor allem im Oberboden dauerhaft oder nur vorübergehend sowohl erhöht als auch erniedrigt werden. Bei intensiver Beweidung (Viehtritt) wird der Grünlandboden bis in 15 cm Tiefe und durch häufiges Befahren mit Grünlandmaschinen zumindest bis 25 cm Bodentiefe verdichtet (Bohner et al., 2017). Die Bodenverdichtung bewirkt eine Abnahme des Humusgehalts im Grünlandboden, weil aufgrund schlechter Bodendurchwurzelung weniger wurzelbürtige organische Substanz sowohl in die verdichtete Bodenschicht als auch in die darunter befindlichen Schichten gelangt (Brevik et al., 2002; Schimpf et al., 2023). Im Dauergrünland sind Menge, Qualität und Vielfalt der jährlich zugeführten ober- und unterirdischen organischen Substanz aus pflanzlicher Herkunft (abgestorbene Pflanzenwurzeln, Wurzelhaare und unterirdische Sprossachsen (Rhizome); abgestoßene Wurzelrinden- und Wurzelhaubenzellen; Exsudate; Mucilate; abgestorbene Mykorrhizahyphen und oberirdische Pflanzenteile; Bröckelverluste bei der Heuernte) von der Artenzusammensetzung und Artenvielfalt der Grünlandvegetation sowie von der Bewirtschaftungsform (Mahd, Beweidung) und Bewirtschaftungsintensität (Düngung, Nutzungshäufigkeit) abhängig. Die Wurzelstreu (abgestorbene Wurzeln, Wurzelteile und Rhizome) ist in bewirtschafteten Grünlandböden mengenmäßig das wichtigste Ausgangsmaterial für die Humusbildung (Rasse et al., 2005), weil durch Mahd und Beweidung der Großteil der oberirdischen Phytomasse von der Grünlandfläche entfernt wird. Im Wirtschaftsgrünland sind auch organische Dünger (Wirtschaftsdünger) und in Weiden ist der Kot von Weidetieren für die Humusbildung relevant. Vegetationsveränderungen und Veränderungen in der Grünlandbewirtschaftung führen daher auch zu einer Veränderung des Humusgehalts in einzelnen Bodenhorizonten und Tiefenstufen von Dauergrünlandböden. Eine große Wurzelmasse und Durchwurzelungstiefe sowie eine hohe Rhizodeposition sind wesentliche Voraussetzungen für einen hohen Humusgehalt und -vorrat in Grünlandböden (Rasse et al., 2005; Jackson et al., 2017; Villarino et al., 2021). Durch Nutzungsintensivierung, insbesondere bei starker Erhöhung der Weideintensität, werden Wurzelmasse und Durchwurzelungstiefe in Dauergrünlandböden deutlich reduziert (Schuster, 1964; Klapp, 1971; Bohner und Herndl, 2011; Bohner et al., 2016). Die daraus resultierende geringere Zufuhr an organischer Substanz in Form von Wurzelstreu führt unweigerlich zu einer Abnahme des Humusgehalts vor allem in tieferen Bodenschichten (Smoliak et al., 1972). Der Bodenkohlenstoffverlust durch Erhöhung der Weideintensität kann bis zu 1,5 t C pro Hektar und Jahr betragen (McSherry und Ritchie, 2013). Eine Abnahme des Humusgehalts bei langjährig intensiver Beweidung wurde in zahlreichen Untersuchungen festgestellt (Johnston et al., 1971; Parton et al., 1987; Klumpp et al., 2009; Abdalla et al., 2018; Schimpf et al., 2023; Franzluebbers, 2024). Allerdings kann auf überbeweideten Flächen durch dauerhafte Verminderung der Weideintensität und durch regelmäßige Düngung mit Stallmistkompost Humus allmählich wieder angereichert werden (Conant und Paustian, 2002). Dem Grünlandökosystem wird durch Mahd oder Beweidung Kohlenstoff entzogen. Der jährliche Entzug nimmt mit dem Futterertrag bzw. mit der Schnitthäufigkeit pro Jahr zu (Tabelle 2). Um den Humusgehalt im Grünlandboden zu erhalten, ist daher eine jährliche, entzugsorientierte Düngung mit organischen Düngern (Wirtschaftsdünger) notwendig (Soussana et al., 2004; Bohner et al., 2016; Flessa et al., 2018). Feste organische Dünger haben generell einen höheren Kohlenstoffgehalt als flüssige organische Dünger (Khaleel et al., 1981). Für die Humusbildung im Boden ist daher gut verrotteter Mist oder Stallmistkompost deutlich günstiger als Gülle. Gülle hat im Vergleich zu Mist einen niedrigeren Humusreproduktionsfaktor (Asmus, 1992). Allerdings wird das österreichische Wirtschaftsgrünland in den letzten Jahrzehnten zunehmend mit Gülle anstelle von Mist oder Stallmistkompost gedüngt. Durch Erhöhung der jährlich ausgebrachten Menge an Mist oder Stallmistkompost kann im Wirtschaftsgrünland der Humusgehalt im Oberboden bis zur Erreichung eines neuen Gleichgewichtszustandes gesteigert werden (Hopkins et al., 2009; Maillard und Angers, 2014; Kühnel et al., 2019; Wieser, 2022). Je tonreicher der Boden ist, umso leichter gelingt dies und umso langfristiger ist der Effekt. Allerdings findet eine düngebedingte Humusanreicherung nur sehr langsam und geringfügig im Oberboden statt, weil die jährliche Koh-

Tabelle 2. Kohlenstoffgehalte in Vegetation, Boden und Wirtschaftsdünger.
Table 2. Carbon contents in vegetation, soil and farmyard manure.

	Tonne C pro Hektar
Sprossmasse Magerwiese	1,1
Sprossmasse Dreischnittwiese	3,1
Sprossmasse Sechsschnittwiese	4,6
Stoppelmasse	0,4
Unterirdische Phytomasse	1,0–3,0
Boden unter Dauergrünland (0–50 cm Bodentiefe)	50–100
Rindermistgabe (10 t pro Hektar)	1,3
Rindergülle (10 m^3 pro Hektar, unverdünnt)	0,4

lenstoffzufuhr mit dem organischen Dünger im Vergleich zum Kohlenstoffvorrat im Boden sehr gering ist (< 3 %). Die humuserhaltende oder humussteigernde Wirkung von kohlenstoffreichen organischen Düngemitteln resultiert in Dauergrünlandböden ausschließlich aus der Zufuhr von organischer Substanz mit dem Dünger und nicht aus einer düngebedingten größeren Menge an Pflanzenstreu infolge eines stärkeren Pflanzenwachstums (Maillard und Angers, 2014; Bohner et al., 2016). Mineraldünger sind daher zur Humusanreicherung zumindest in nährstoffreichen Dauergrünlandböden nicht geeignet (Franzluebbers, 2024). Die jährlich ausgebrachte Menge an Wirtschaftsdüngern kann in Österreich aufgrund legistischer Obergrenzen nicht beliebig gesteigert werden. Gemäß EU-Nitratrichtlinie (Nitrat-Aktionsprogramm-Verordnung 2023) können Fünf- und Sechsschnittwiesen mit Wirtschaftsdüngern alleine nicht mehr entzugsgerecht gedüngt werden. Bei dieser Schnitthäufigkeit ist nur mehr eine kombinierte Düngung mit Wirtschafts- und Mineraldüngern erlaubt. Folglich kann der jährliche Kohlenstoffentzug mit der Ernte durch Düngung nicht mehr kompensiert werden. Dies führt langfristig zu einer Abnahme des Humusgehalts im Oberboden (Sochorova et al., 2016). Eine jährliche Mähnutzung ohne Düngung allerdings mit Entfernung des Mahdguts ist Grundvoraussetzung für eine hohe Pflanzenvielfalt in Dauerwiesen. Diese biodiversitätsfördernde Bewirtschaftungsmaßnahme führt wegen dem erntebedingten jährlichen Kohlenstoffexport zu einem schleichenden Humusabbau insbesondere in sandreichen Böden (Bohner et al., 2016). Eine regelmäßige Düngung mit Wirtschaftsdünger zur Erhaltung oder Erhöhung des Humusvorrats im Boden ist auf artenreichen Magerwiesen und -weiden eine biodiversitätsmindernde Maßnahme. Es besteht somit ein Zielkonflikt zwischen Klimaschutz und Naturschutz. Die Bewirtschaftungsaufgabe führt im Extensivgrünland meist zu einer Anreicherung von stickstoffarmem Humus und zu einer Erweiterung des C:N-Verhältnisses im Oberboden (Bohner et al., 2006; Bohner et al., 2019). Die Gründe hierfür sind der fehlende jährliche Kohlenstoffexport mit der Ernte und die relativ hohe jährliche Zufuhr an stickstoffarmer oberirdischer Pflanzenstreu (weites C:N-Verhältnis) vor allem im Frühling. Nachdem die Bewirtschaftungsaufgabe ebenfalls eine Verminderung der Pflanzenvielfalt insbesondere im Extensivgrünland bewirkt, ist sie mit den Zielen des botanischen Artenschutzes nicht vereinbar und somit auch keine geeignete Maßnahme zur Bodenkohlenstoffsequestrierung.

3. Kohlenstoffspeicherung in verschiedenen Kompartimenten des Grünlandökosystems

Tabelle 2 gibt Auskunft über die Kohlenstoffspeicherung in verschiedenen Kompartimenten von Grünlandökosystemen. In der Sprossmasse (landwirtschaftlich nutzbarer Anteil der oberirdischen Phytomasse) von Dauergrünland werden je nach Bewirtschaftungsintensität 1–5 t C pro Hektar und Jahr gespeichert. Der jährliche Kohlenstoffverlust durch Mahd oder Beweidung beträgt weniger als 5 % vom gesamten Kohlenstoffvorrat im Grünlandökosystem. Er ist in Weiden geringer als in Mähwiesen, weil mit den Exkrementen der Weidetiere ein Teil des entzogenen Kohlenstoffs wieder auf die Weidefläche gelangt. In der Stoppelmasse (nach dem letzten Schnitt oder nach dem letzten Weidegang auf der Grünlandfläche verbliebene oberirdische Phytomasse) werden im Durchschnitt 0,4 t C pro Hektar und Jahr gespeichert. Schnitthöhe, Bewirtschaftungsform (Mahd, Beweidung), Bewirtschaftungsintensität (Düngung, Nutzungshäufigkeit), Artenzusammensetzung der Vegetation (Anteil an Rosettenpflanzen und Pflanzen mit oberirdischen Kriechtrieben) sowie Wuchsform der dominierenden Arten (kriechend bzw. niederliegend, aufrecht) sind für die gespeicherte Kohlenstoffmenge entscheidend. Die Stoppelmasse ist in Weiden meist höher als in Wiesen. Magerwiesen und -weiden haben häufig eine höhere Stoppelmasse als vergleichbare Fettwiesen und -weiden (Bohner et al., 2016). Die Grünlandvegetation liefert biologisch leicht abbaubare oberirdische Bestandesabfälle, die von Bodenorganismen rasch zersetzt werden. Daher ist im Dauergrünland die Menge an Streustoffen (unzersetzte oder nur schwach zersetzte Pflanzenteile an der Bodenoberfläche) und somit der Kohlenstoffpool in der Streuschicht äußerst gering. Die unterirdische Phytomasse hingegen ist mit 1–3 t C pro Hektar ein bedeutender organischer Kohlenstoffspeicher. Sie ist im Dauergrünland für den ökosysteminternen Kohlenstoffeintrag hauptverantwortlich. Der Kohlenstoff-Pool in der Gesamtphytomasse ist in Magerwiesen wegen

der größeren unterirdischen Phytomasse oft höher als in Fettwiesen (Bohner et al., 2016). Im Dauergrünland werden ca. 90 % vom gesamten (ober- und unterirdischen) organischen Kohlenstoffvorrat im Boden gespeichert. In österreichischen Dauergrünlandböden beträgt der Vorrat an organischem Kohlenstoff in der Bodentiefe 0–30 cm im Durchschnitt 93 t C pro Hektar (Baumgarten et al., 2021). Ähnliche Bodenkohlenstoffvorräte wurden in Grünlandböden der Schweiz (96 t C pro Hektar; Leifeld et al., 2009) und in Deutschland (95 t C pro Hektar; Neufeldt, 2005) festgestellt. Bezogen auf eine Bodentiefe von 100 cm variieren die Durchschnittswerte für organischen Kohlenstoff in deutschen Grünlandböden von 118 t C pro Hektar (Wiesmeier et al., 2012) bis 150 t C pro Hektar (Neufeldt, 2005). Im Gegensatz dazu speichern in Österreich Ackerböden und Waldböden in der Bodentiefe 0–30 cm im Mittel 62 t bzw. 128 t organischen C pro Hektar (Baumgarten et al., 2021). Hinsichtlich des Vorrats an organischem Kohlenstoff in der Bodentiefe 0–30 cm besteht in Abhängigkeit vom Landnutzungstyp folgende Reihung: Acker < Intensivgrünland < Extensivgrünland < Wald (Gerzabek et al., 2005; Baumgarten et al., 2021). In österreichischen Dauergrünlandböden hat die Bewirtschaftungsintensität einen größeren Einfluss auf den organischen Bodenkohlenstoffvorrat als die Bewirtschaftungsform (Bohner et al., 2016). Im österreichischen Intensivgrünland beträgt der Vorrat an organischem Kohlenstoff in der Bodentiefe 0–30 cm 92 t C pro Hektar, im Extensivgrünland hingegen 95 t C pro Hektar (Baumgarten et al., 2021). Der Vorrat an organischem Kohlenstoff ist in Dauergrünlandböden bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität (Viehbesatz: 1,2–1,5 GVE pro ha; zwei bis vier Schnittnutzungen pro Jahr; regelmäßige Düngung mit Mist oder Stallmistkompost) in der Regel am höchsten (Soussana et al., 2004; Bohner et al., 2016; Ward et al., 2016; Franzluebbers, 2024; Keel et al., 2024). Nach Klumpp et al. (2007) nimmt die Kohlenstoffspeicherung im Boden und im gesamten Grünlandökosystem mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität ab. Allerdings kann durch Verminderung der Nutzungshäufigkeit der organische Bodenkohlenstoffvorrat allmählich wieder erhöht werden (Poeplau et al., 2011). Für den landwirtschaftlichen Betrieb kann diese Sequestrierungsmaßnahme einen Einkommensverlust bedeuten.

4. Vertikale Kohlenstoffverteilung im Boden

In Dauergrünlandböden nimmt der Humusgehalt ähnlich wie die Wurzelmasse mit zunehmender Bodentiefe in der Regel stark ab (Bohner et al., 2016; Kögel-Knabner und Amelung, 2021). Diese Koinzidenz deutet darauf hin, dass Pflanzenwurzeln maßgeblich den Humusgehalt in Grünlandböden bestimmen. Eine Veränderung der Wurzelmasse und Durchwurzelungstiefe im Grünlandboden hat deshalb Auswirkungen auf seinen organischen Kohlenstoffgehalt in verschiedenen Bodentiefen. In österreichischen, terrestrischen Dauergrünlandböden beträgt der organische Kohlenstoffgehalt in der Tiefenstufe 0–10 cm häufig mehr als 6 % (Tabelle 1). In tieferen Bodenschichten werden Werte zwischen 1 % und 3 % festgestellt (Bohner et al., 2016). Dauergrünlandböden speichern beträchtliche Kohlenstoffmengen (> 40 % vom organischen Bodenkohlenstoffvorrat) auch im Unterboden (10–50 cm), obwohl der organische Kohlenstoffgehalt hier relativ niedrig ist (Jobbagy und Jackson, 2000; Gerzabek et al., 2005; Wiesmeier et al., 2012; Bohner et al., 2016). Mehrere Gründe sind für die hohe und langfristige (jahrhunderte- bis jahrtausendelange) Kohlenstoffspeicherung im Unterboden verantwortlich: hoher Speicherraum für organischen Kohlenstoff insbesondere bei tiefgründigen Böden; hohe Stabilität des gespeicherten organischen Bodenkohlenstoffs durch Bindung an Schluff- und Tonpartikel sowie schlecht-kristallisierte Eisen- und Aluminium-Oxide; gehemmter mikrobieller und enzymatischer Abbau der organischen Substanz infolge geringer mikrobieller Biomasse, Aktivität und funktionaler Diversität sowie hoher räumlicher Trennung zwischen Bodenmikroorganismen und Substrat; Sauerstoffmangel und Mangel an verfügbarem Stickstoff für heterotrophe Bodenmikroorganismen; ständige Kohlenstoffeinträge durch Pflanzenwurzeln, DOM und tiefgrabende, anezische Regenwürmer (Rumpel und Kögel-Knabner, 2011). Unterböden haben somit wegen der schlechten Abbaubedingungen und der geringen Sättigung der Mineraloberflächen mit organischem Kohlenstoff ein großes Potenzial, zusätzlichen organischen Kohlenstoff langfristig zu speichern (Rumpel und Kögel-Knabner, 2011; Balesdent et al., 2018; Flessa et al., 2018). Durch Förderung von anezischen Regenwürmern (z. B. Tauwurm) und tiefwurzelnden Grünlandpflanzen (insbesondere tiefwurzelnde Gräser) ist eine langfristige und nachhaltige Kohlenstoffanreicherung im Unterboden möglich (Gill und Burke, 2002; Don et al., 2008; Franzluebbers, 2024). Generell leisten Regenwürmer vor allem durch biologische Aggregatbildung (Krümelbildung) und durch Bioturbation einen großen Beitrag zur Bodenkohlenstoffsequestrierung (Bossuyt et al., 2004; Lorenz und Lal, 2005; Don et al., 2008). Vertikal verlaufende Regenwurmgänge haben auch für die Tiefendurchwurzelung des Bodens eine große Bedeutung. Pflanzenwurzeln wachsen bevorzugt in nähr- und sauerstoffreichen Regenwurmgängen und nutzen diese für ihr Eindringen in tiefere Bodenschichten. Regenwurmgänge vergrößern somit den durchwurzelbaren Bodenraum. Der Regenwurmbesatz kann in Grünland-

böden durch folgende Bewirtschaftungsmaßnahmen erhöht werden: regelmäßige Düngung mit Wirtschaftsdüngern, Mulchschnitt im Herbst, Steigerung des Leguminosenanteils im Pflanzenbestand, Verminderung der Druckbelastung (geringere Radlast, niedrigere Weideintensität) bei schadverdichteten Böden (Lagerungsdichte > 1,4 g cm^{-3}), Kalkung bei stark sauren Böden (pH $CaCl_2$ < 5,0). Mittels gezielter Nachsaat kann der Deckungsgrad von Tiefwurzlern im Pflanzenbestand erhöht werden. Durch Verringerung der Nutzungsintensität wird im Intensivgrünland die Tiefendurchwurzelung des Bodens verbessert und die Wurzelsystemvielfalt durch höhere Pflanzenvielfalt gefördert. Anezische Regenwurmarten und Pflanzen mit verdickter, tiefreichender Pfahlwurzel (z. B. Wiesen-Löwenzahn und verschiedene Doldenblütler) erhöhen nicht nur den organischen Kohlenstoffvorrat im Unterboden, sie steigern gleichzeitig auch die Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität durch Schaffung von stabilen, vertikal verlaufenden, tiefreichenden, weiten Grobporen (Bioporen) im Boden. Die Bodendurchlüftung, die Wasserversickerung im Boden und die Auffüllung der Wasservorräte im Unterboden werden dadurch deutlich verbessert. Somit steigt die Resilienz (Widerstandsfähigkeit) von Grünlandbeständen gegenüber Trockenheit. In Auböden und Augleyen wird durch begrabene (fossile) A-Horizonte der organische Kohlenstoffvorrat im Unterboden beträchtlich erhöht und organischer Kohlenstoff langfristig (jahrhunderte- bis jahrtausendelang) im Unterboden gespeichert (Kögel-Knabner und Amelung, 2021). Das Zulassen regelmäßiger Überflutungen in Auenlandschaften wäre eine Maßnahme zur Bodenkohlenstoffsequestrierung. Sie ist allerdings aus landwirtschaftlichen und raumplanerischen Gründen kaum umsetzbar.

5. Humusumsatz

In Dauergrünlandböden ist in der Regel nicht die Humusmenge, sondern die Geschwindigkeit des jährlichen Humusumsatzes ein ertragsbegrenzender Faktor. Primäres Ziel der Grünlandbewirtschaftung ist daher nicht Humusaufbau, sondern die Beschleunigung des jährlichen Humusumsatzes im Boden, wobei entsprechende Maßnahmen stets mit dem Erhalt der Humusgehalte einhergehen müssen. Dies wird durch eine regelmäßige und sachgerechte Düngung mit Wirtschaftsdüngern erzielt. In typischen (humusreichen) Dauergrünlandböden wird die biologische Aktivität meist durch den leicht verfügbaren Stickstoff begrenzt (Schimel, 1986; Bristow und Jarvis, 1991; Wardle, 1992). Zudem ist zu beachten, dass die Umsatzraten in mikrobiellen „Hotspots“ (z. B. Rhizosphäre) deutlich höher sind, als durch herkömmliche Mischproben erfasst wird (Kuzyakov und Blagodatskaya, 2015). Bei sachgerechter Düngung mit Wirtschaftsdüngern wird dem Boden stickstoffreiche, biologisch leicht abbaubare organische Substanz („Nährhumus“ mit niedrigem C:N-Verhältnis) zugeführt. Die Biomasse und Aktivität insbesondere der heterotrophen Bodenbakterien werden aufgrund des besseren und größeren Nahrungsangebots vorübergehend erhöht und die mikrobielle extrazelluläre Enzymproduktion wird stimuliert (Dutzler-Franz, 1977; Wang et al., 2015). Folglich wird auch verstärkt mineralgebundener Humus enzymatisch abgebaut (positiver Priming-Effekt) und die Zersetzung der abgestorbenen Wurzeln, Wurzelteile und Rhizome durch heterotrophe Bodenorganismen erfolgt rascher (Kmoch, 1952). An den freiwerdenden Bindungsplätzen der Mineraloberflächen kann stickstoffreiche bakterielle Nekromasse gebunden werden. Dies führt zu einer Einengung des C:N-Verhältnisses im Oberboden (Verbesserung der Humusqualität). Durch diese düngebedingte Beschleunigung des jährlichen Wurzel- und Humusumsatzes im Boden werden die in der organischen Substanz gespeicherten Pflanzennährelemente rascher freigesetzt. Die Nährstoffversorgung der Grünlandpflanzen insbesondere mit Stickstoff, Schwefel und Phosphor wird dadurch verbessert und eine Ertragssteigerung im Grünland ist die Folge (Wieser, 2022). Der positive Priming-Effekt durch Zufuhr von Wirtschaftsdünger ist umso stärker, je nährstoffärmer (stickstoffärmer), saurer und sandreicher der Boden ist (Huo et al., 2022). Die Beschleunigung des jährlichen Humusumsatzes führt in Dauergrünlandböden trotz positiven Priming-Effekts zu einer Netto-Zunahme des Humusgehalts im Oberboden, wenn durch Düngung mit kohlenstoffreichen Wirtschaftsdüngern (Mist, Stallmistkompost) dem Boden ausreichend organische Substanz mit niedrigem C:N-Verhältnis (< 25) für die mikrobielle Nekromassebildung zugeführt wird (Guenet et al., 2010; Wang et al., 2015; Liang et al., 2018). Auf stark sauren Böden (pH $CaCl_2$ < 5,0) kann durch regelmäßige Kalkdüngung (pH-Wert-Anhebung und somit Steigerung der biologischen Aktivität im Oberboden) der jährliche Humusumsatz beschleunigt werden. Allerdings wird dadurch der Humusgehalt im Oberboden infolge verstärkter mikrobieller Humusmineralisierung meist vermindert (Staddon et al., 2003) und beim Lösungsprozess von kohlensaurem Kalk entsteht Kohlendioxid, das gasförmig entweicht ($CaCO_3 + 2H^+ \rightarrow Ca^{2+} + CO_2 + H_2O$). Daher sollte im Dauergrünland aus Klimaschutzgründen eine Kalkdüngung mit kohlensaurem Kalk nur im Bedarfsfall (pH $CaCl_2$ im Hauptwurzelraum: < 5,0) und mit Augenmaß (etwa 1000 kg $CaCO_3$ pro Hektar) erfolgen.

6. Biokohle

Durch Zufuhr von Biokohle kann der Kohlenstoffvorrat im Boden langfristig erhöht werden (Stewart et al., 2013; Ding et al., 2018; Blanco-Canqui et al., 2020; Schmidt et al.; 2021). Biokohle verlangsamt die mikrobielle Humusmineralisierung im Boden (negativer Priming-Effekt), stabilisiert den labilen Humus (Cross und Sohi, 2011; Wang et al., 2016; Schmidt et al., 2021) und trägt aufgrund ihrer hohen Rekalzitranz zur stabilen Humusfraktion im Boden bei (Flessa et al., 2018). Biokohle ist im Wirtschaftsgrünland für eine Bodenkohlenstoffsequestrierung nicht geeignet, weil sie den jährlichen Humusumsatz im Boden verlangsamt. Außerdem ist ihre Ausbringung im Dauergrünland problematisch. Bei der Oberflächenapplikation können beträchtliche Verluste durch Windverwehung oder Hangabschwemmung während Starkniederschlägen entstehen. Das Einschlitzen von Biokohle allein oder in Kombination mit Gülle ist in Dauergrünlandböden aus pflanzenbaulichen Gründen (Grasnarbenverletzung) nicht erwünscht.

7. Aufforstung

Aufforstungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen können zu einer Kohlenstoffsequestrierung in der Vegetation und im Boden führen. Vor allem in Ackerböden erhöht sich dadurch der Vorrat an organischem Kohlenstoff (Guo und Gifford, 2002; Laganiere et al., 2010). In Dauergrünlandböden hingegen führen Aufforstungen zumindest mittelfristig (innerhalb von ca. 50 Jahren) zu keiner signifikanten Veränderung der Bodenkohlenstoffvorräte (Laganiere et al., 2010; Poeplau et al., 2011; Hiltbrunner et al., 2013; De Stefano und Jacobson, 2018; Don et al., 2018). Eine Kohlenstoffsequestrierung erfolgt nur in der Biomasse der Bäume und durch Bildung von organischen Auflagehorizonten infolge schwer abbaubarer (rekalzitranter), oberirdischer Pflanzenstreu (Thuille et al., 2000). Im Mineralboden kann der Vorrat an organischem Kohlenstoff vorübergehend sogar abnehmen (Davis und Condron, 2002; Guo und Gifford, 2002; Berthrong et al., 2009; Poeplau et al., 2011; Hiltbrunner et al., 2013). Innerhalb eines Zeitraumes von 60 bis 100 Jahren kann die Kohlenstoffanreicherung durch Bildung von Auflagehumus etwa 0,37 t C pro Hektar und Jahr betragen (Thuille et al., 2000; Poeplau et al., 2011). Allerdings ist der Auflagehumus ein labiler Kohlenstoffspeicher. Bei geänderten Standortbedingungen kann der gespeicherte Kohlenstoff mangels Bindung an Mineraloberflächen oder Einschluss in Bodenaggregate rasch wieder abgebaut werden (Wiesmeier et al., 2014). Die Aufforstung von Dauergrünlandflächen trägt nur langfristig (Zeitraum: > 100 Jahre) zur Bodenkohlenstoffsequestrierung bei (Hiltbrunner et al., 2013). Sie verursacht zahlreiche Nebenwirkungen (Berthrong et al., 2009). Erwähnenswert sind vor allem Biodiversitätsverlust, Beeinträchtigung des Landschaftsbildes in waldreichen Regionen und Bodenverschlechterung (Bodenversauerung, Verminderung der Basensättigung, Verlust an kationischen Nährelementen, Erweiterung des C:N-Verhältnisses im Oberboden, Rückgang der biologischen Vielfalt im Boden, Verlangsamung der Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufe). Insgesamt betrachtet ist die Aufforstung von Dauergrünlandflächen keine geeignete Maßnahme zur Bodenkohlenstoffsequestrierung, insbesondere wenn sie mit Nadelbäumen erfolgt und zu Nadelholzreinbeständen führt (Wiesmeier et al., 2014; Don et al., 2018). Außerdem ist sie im Hinblick auf die Ernährungssicherheit (Futterproduktion für Nutztiere) problematisch.

8. Bodenkohlenstoffsequestrierung

Die Böden des Dauergrünlandes weisen einen standort- und bewirtschaftungsspezifischen Humusvorrat auf. Um diesen nachhaltig zu erhöhen, muss entweder die jährliche Zufuhr von organischer Substanz in den Boden durch gezielte Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. organische Düngung) langfristig gesteigert oder die Rate der mikrobiellen Humusmineralisierung im Boden durch geeignete Maßnahmen (z. B. Anhebung des Grundwasserstandes) dauerhaft vermindert werden. Eine langfristige und nachhaltige Bodenkohlenstoffsequestrierung erfordert im Dauergrünland zusätzliche oder geänderte Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. Verminderung der jährlichen Schnitthäufigkeit oder Weideintensität im Intensivgrünland), die dauerhaft aufrechterhalten bleiben, andernfalls kommt es wegen der dynamischen Eigenschaft des Humus wieder zu einem Vorratsabbau (Smith, 2005). Allerdings ist das Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial pro Flächeneinheit im Dauergrünland sehr beschränkt. Generell weisen Dauergrünlandböden im Oberboden ein geringeres Kohlenstoffsättigungsdefizit als vergleichbare Ackerböden auf (Hassink, 1997; Feng et al., 2013; Wenzel et al., 2022). Sie reagieren daher weniger stark auf Sequestrierungsmaßnahmen (Six et al., 2002). Das Potenzial für eine zusätzliche Kohlenstoffspeicherung durch höhere Zufuhr an organischer Substanz ist im Oberboden relativ gering. Folglich haben Landnutzungsänderungen für die Bodenkohlenstoffsequestrierung eine größere Bedeutung als jegliche Änderung der Grünlandbewirtschaftung.

Sequestrierungsmaßnahmen sollten im Dauergrünland bevorzugt in Regionen und auf Standorten durchgeführt werden, wo eine langfristige und nachhaltige Kohlenstoffanreicherung im Boden am ehesten möglich ist. Im Dauergrünland zählen dazu entwässerte, hydromorphe Böden (insbesondere Gley, Augley, Anmoor, Niedermoor), humusarme Planie-, Schwemm- und Auböden sowie tiefgründige, skelettarme, lehmige Böden (z. B. Kalkbraunlehm). Trockengebiete (Jahresniederschlag < 600 mm) und kühle, niederschlagsreiche Regionen (insbesondere Berggebiete) sowie Naturräume mit schluff- oder tonreichen Böden sind für eine Bodenkohlenstoffsequestrierung besonders geeignet. Durch die Förderung von artenreichen, mittelintensiv bewirtschafteten Wiesen- und Weidetypen (z. B. Glatthaferwiese, Goldhaferwiese, Kammgrasweide) kann eine nachhaltige Bodenkohlenstoffsequestrierung erreicht werden. In agrarisch intensiv genutzten Landschaften wäre damit gleichzeitig auch eine Erhöhung der Pflanzenvielfalt verbunden. Sie resultiert aus einer höheren Vegetationstypenvielfalt (Beta-Diversität), nicht jedoch infolge einer Humusanreicherung im Boden. Zwischen dem Humusgehalt in typischen (humusreichen) Dauergrünlandböden und der Pflanzenvielfalt in einem Grünlandbestand (Alpha-Diversität) besteht kein kausaler Zusammenhang (Bohner, unveröffentlicht). Sequestrierungsmaßnahmen, welche mit zusätzlichen positiven Umweltwirkungen (Co-Benefits) verbunden sind (z. B. Erhöhung der Biodiversität), sollten bevorzugt gefördert werden.

9. Humuserhaltende und humussteigernde Maßnahmen

Im Dauergrünland sind folgende Maßnahmen zum Erhalt oder zur nachhaltigen Erhöhung der Humusvorräte im Boden wichtig:

- Keine Umwandlung von Dauergrünland in Wechselgrünland oder Ackerland (Verzicht auf Grünlandumbruch),
- Erhaltung von Streuwiesen, Flutrasen, Feucht- und Nasswiesen (keine Entwässerung oder Verbauung),
- Förderung von mittelintensiv bewirtschafteten Wiesen- und Weidetypen (z. B. Glatthaferwiese, Goldhaferwiese, Kammgrasweide),
- Aufrechterhaltung einer mittleren Bewirtschaftungsintensität (Viehbesatz: 1.2–1.5 GVE pro ha; zwei bis vier Schnittnutzungen pro Jahr; regelmäßige Düngung mit Mist oder Stallmistkompost), keine weitere Nutzungsintensivierung,
- boden- und vegetationsschonendes Weidemanagement (Vermeidung einer langjährigen Überbeweidung),
- Förderung der Bodendurchwurzelung (insbesondere der Tiefendurchwurzelung) durch Vermeidung von Bodenverdichtung, Bodenstrukturschäden, Tiefschnitt (< 5 cm) und Übernutzung der Grünlandfläche,
- jährliche entzugsorientierte Düngung mit Wirtschaftsdüngern, insbesondere Mist oder Stallmistkompost,
- Erhöhung der Wurzelsystemvielfalt im Boden und des Deckungsgrades von Tiefwurzlern im Pflanzenbestand durch gezielte Nachsaat und standortangepasste Grünlandbewirtschaftung,
- Förderung des Bodenlebens (insbesondere der tiefgrabenden, anezischen Regenwurmarten) durch eine die Biodiversität steigernde und bodenschonende Grünlandbewirtschaftung,
- Erhaltung des Grundwasserstandes in nicht entwässerten hydromorphen Böden oder Anhebung des Grundwasserstandes in entwässerten hydromorphen Böden (keine Entwässerung von intakten Niedermooren bzw. Wiedervernässung von entwässerten Niedermooren; keine Neuanlage von Drainageeinrichtungen bzw. Beseitigung oder Inaktivierung bereits bestehender Drainagen),
- Förderung von Tierhaltungssystemen mit Mist und Einstreumaterial aus lokalen oder regionalen Streuwiesen sowie
- Gülleseparierung und Ausbringung der Feststofffraktion auf Grünlandflächen.

Im Dauergrünland sind humuserhaltende und die Humusqualität verbessernde Maßnahmen wichtiger als humussteigernde, weil eine nachhaltige Erhöhung des Humusvorrats im Boden nur sehr langsam und in einem geringen Ausmaß möglich ist (Smith, 2004; Hopkins et al., 2009; Flessa et al., 2018; Drexler et al., 2022). Außerdem ist der positive Effekt von humussteigernden Maßnahmen auf Futterertrag, Futterqualität und Ertragssicherheit in typischen (humusreichen) Dauergrünlandböden in der Regel sehr gering. Zwischen dem Humusgehalt im Oberboden und dem Futterertrag oder der Futterqualität (Qualitätsertrag) besteht in terrestrischen und hydromorphen Dauergrünlandböden kein Zusammenhang (Bohner, unveröffentlicht). In typischen Dauergrünlandböden kann eine nachhaltige Steigerung der Bodenfruchtbarkeit vor allem durch Maßnahmen zur Verbesserung der Humusqualität (Einengung des C:N-Verhältnisses im Oberboden) und zur Beschleunigung des jährlichen Humusumsatzes im Boden erzielt werden. Bei der Auswahl und Umsetzung von humuserhaltenden oder hu-

mussteigernden Maßnahmen müssen Zielkonflikte mit dem Naturschutz, Nebenwirkungen und Zusatznutzen berücksichtigt werden (Meyer et al., 2023). Eine bedeutende Nebenwirkung der Wiedervernässung von entwässerten Mooren ist die Abnahme der Tragfähigkeit des Bodens. Daraus folgen eine schlechtere Befahrbarkeit und somit erschwerte Bedingungen bei der Silageproduktion, Heu- oder Streugewinnung sowie eine erhöhte Gefahr von Trittschäden bei Weidenutzung. Die Erhaltung von Streuwiesen, Flutrasen, Feucht- und Nasswiesen dient einerseits zur nachhaltigen Stabilisierung der Kohlenstoffvorräte in Böden, sie trägt andererseits auch wesentlich zur Absicherung der Grundfutterversorgung aus dem Dauergrünland in Trockengebieten oder in trockenen Jahren bei. Weitere Zusatznutzen von humuserhaltenden oder humussteigernden Maßnahmen sind beispielsweise die Einsparung von Mineraldünger und Saatgut bei Verminderung der Schnitthäufigkeit im Intensivgrünland oder die Vermeidung von langen Transportwegen bei Verwendung von Einstreumaterial aus lokalen oder regionalen Streuwiesen anstelle von Stroh aus in- und ausländischen Ackerbauregionen.

10. Optimaler Humusgehalt

Der optimale Humusgehalt in Dauergrünlandböden hängt von vielen Standortfaktoren ab, daher kann kein allgemein gültiger Gehaltswert angegeben werden. Entscheidend für den Optimalbereich sind Klima (Temperatur, Niederschlag, Verdunstung) sowie Bodenmerkmale und -eigenschaften (Bodenart, Skelettgehalt, Bodengründigkeit, Bodenwasserhaushalt, Boden-pH-Wert). Der Humusgehalt sollte im Dauergrünland umso höher sein, je tonreicher oder verdichtungsempfindlicher der Boden, je trockenheitsgefährdeter der Standort, je niedriger der pH-Wert im Hauptwurzelraum und je wärmer und niederschlagsärmer das Gebiet ist. Die Wasserspeicherkapazität kann vor allem in humusarmen Dauergrünlandböden (z. B. humusarmer Planie- und Schwemmboden) sowie bei hohem Sand- und Skelettgehalt im Boden durch Humusaufbau verbessert werden (Hudson, 1994; Minasny und McBratney, 2018). Humus vermindert die Verdichtungsempfindlichkeit von Grünlandböden und erhöht somit ihre mechanische Belastbarkeit (Bohner et al., 2016). Außerdem verbessert er die Bodendurchlüftung und Wasserinfiltration im Oberboden (Loveland und Webb, 2003) und schützt die Grünlandpflanzen auf stark sauren Böden (pH $CaCl_2$ < 5,0) vor einer Aluminium-Toxizität (Bloom et al., 1979). Im humusreichen A-Horizont von sehr stark sauren Dauergrünlandböden (pH $CaCl_2$ < 4,2) ist die Aluminium-Konzentration in der Bodenlösung wegen der starken Bindung von Aluminium an den Humuskörper meist relativ niedrig (Abbildung 1). In kühlen, niederschlagsreichen Regionen ist der optimale Humusgehalt niedriger als in warmen, niederschlagsarmen Gebieten (Jahresniederschlag < 600 mm, Jahresmitteltemperatur > 12 °C). Eine hohe Bodenfeuchte im Oberboden resultie-

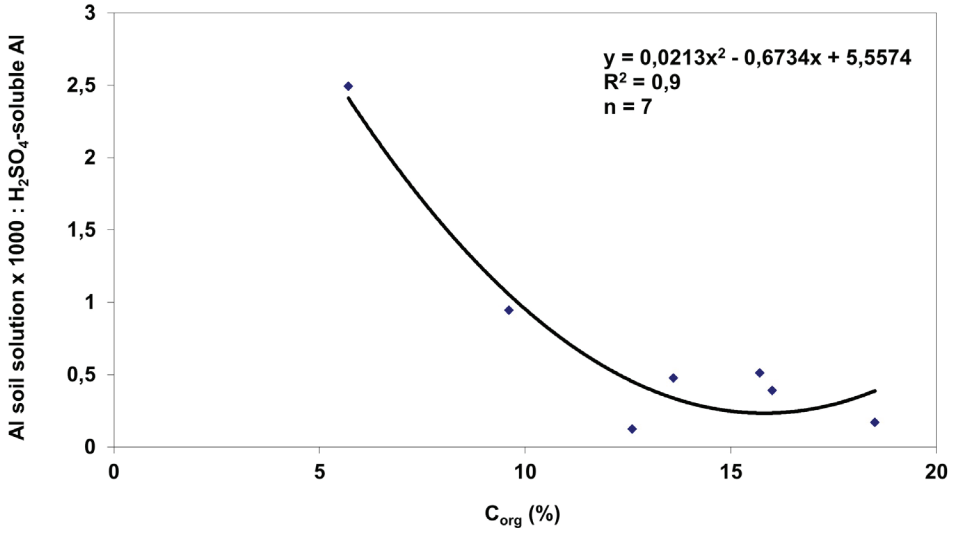

Abbildung 1. Beziehung zwischen organischem Kohlenstoffgehalt (%) und dem Anteil des gelösten Aluminiums am Aluminium-Gesamtgehalt in sehr stark sauren Grünlandböden (pH $CaCl_2$ < 4,2).
Figure 1. Relationship between organic carbon content (%) and proportion of dissolved aluminium to total aluminium in very strongly acid grassland soils (pH $CaCl_2$ < 4.2).

rend aus einer humusbedingten großen Wasserspeicherkapazität bewirkt in kühlen, niederschlagsreichen Regionen infolge hoher spezifischer Wärmekapazität eine langsame und geringe Bodenerwärmung insbesondere im Frühling. Die negativen Folgen für die Grünlandbewirtschaftung sind ein wärmebedingter verzögerter Vegetationsbeginn (kürzere jährliche Weidedauer), ein wärmebedingtes gehemmtes Pflanzenwachstum im Frühling sowie eine bodenfeuchtebedingte geringere Tragfähigkeit des Bodens (Fahr- und Trittschäden). Der Grundsatz, je mehr umso besser, gilt somit nicht für den Humusgehalt von Dauergrünlandböden. Ein hoher Humusgehalt bedeutet im Dauergrünland nicht *a priori* eine hohe Bodenfruchtbarkeit, auch die Geschwindigkeit des jährlichen Humusumsatzes (Umsatzzeit) ist wichtig. Für das Humusmanagement gilt: Optimierung statt Maximierung. Humus sollte in Dauergrünlandböden nur bis zur Erreichung des höchstmöglichen lokalen Ertragspotenzials angereichert werden. Aus landwirtschaftlicher Sicht günstig ist ein 10–20 cm mächtiger, gut strukturierter (krümeliger) A-Horizont mit einem Humusgehalt von 6–10 % und einem C:N-Verhältnis von 9–10:1. Optimal ist die Humusform Mull sowie ein undeutlicher Horizontübergang zwischen Ober- und Unterboden (keine scharfe Horizontgrenze infolge hoher Regenwurmtätigkeit).

Danksagung

Die Arbeit wurde vom Klima- und Energiefonds gefördert (Forschungsprojekt CASAS KR18ACOK14633).

Literatur

Abdalla, M., Hastings, A., Chadwick, D.R., Jones, D.L., Evans, C.D., Jones, M.B., Rees, R.M., Smith, P., 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. Agriculture, Ecosystems and Environment 253, 62–81.

Asmus, F.,1992. Einfluss organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusreproduktion. In: Berichte über Landwirtschaft, 206. Sonderheft. Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4, Humushaushalt, 127–139.

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, 599–602.

Baumgarten, A., Haslmayr, H.-P., Schwarz, M., Huber, S., Weiss, P., Obersteiner, E., Aust, G., Englisch, M., Horvath, D., Leitgeb, E., Foldal, C., Rodlauer, C., Bohner, A., Spiegel, H., Jandl, R., 2021. Organic soil carbon in Austria - Status quo and foreseeable trends. Geoderma 402, 115214.

Berthrong, S.T., Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. Ecological Applications 19, 2228–2241.

Bispo, A., Andersen, L., Angers, D.A., Bernoux, M., Brossard, M., Cecillon, L., Comans, R.N.J., Harmsen, J., Jonassen, K., Lamé, F., Lhuillery, C., Maly, S., Martin, E., Mcelnea, A.E., Sakai, H., Watabe, Y., Eglin, T.K., 2017. Accounting for carbon stocks in soils and measuring GHGs emission fluxes from soils: do we have the necessary standards? Frontiers in Environmental Science 5: 41.doi:10.3389/fenvs.2017.00041.

Blanco-Canqui, H., Laird, D.A., Heaton, E.A., Rathke, S., Acharya, B.S., 2020. Soil carbon increased by twice the amount of biochar carbon applied after 6 years: Field evidence of negative priming. GCB Bioenergy 12, 240–251.

Bloom, P.R., Mc Bride, M.B., Weaver, R.M., 1979. Aluminium organic matter in acid soils: buffering and solution aluminium activity. Soil Science Society of America Journal 43, 488–493.

BML (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2024. Grüner Bericht 2024. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. 65. Auflage, Wien. 303 S.

Bohner, A., Öhlinger, R., Tomanova, O., 2006. Auswirkungen der Grünlandbewirtschaftung und Flächenstilllegung auf Vegetation, Boden, mikrobielle Biomasse und Futterqualität. Die Bodenkultur 57, 33–45.

Bohner, A., Grims, F., Sobotik, M., 2007. Die Rotschwingel-Straußgraswiesen im Mittleren Steirischen Ennstal (Österreich) - Ökologie, Soziologie und Naturschutz. Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark 136, 113–134.

Bohner, A., Herndl, M., 2011. Einfluss einer Nutzungsintensivierung auf Wurzelmasse und Wurzelverteilung im Grünlandboden. 1. Tagung der Österreichischen Gesellschaft für Wurzelforschung, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 35–44.

Bohner, A., Huemer, C., Schaumberger, J., Liebhard, P., 2012. Einfluss der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und des Reliefs auf den Nährstoffgehalt im Oberboden mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors. 3. Umweltökologisches Symposium, 91–100.

Bohner, A., Foldal, C., Jandl, R., 2016. Kohlenstoffspeicherung in Grünlandökosystemen - eine Fallstudie aus dem österreichischen Berggebiet. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment 67, 225–238.

Bohner, A., Gehmacher, P., Bodner, G., Strauss, P., 2017. Bodenverdichtung im Dauergrünland und ihre Auswirkung auf die Grünlandvegetation. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment 68, 113–129.

Bohner, A., Karrer, J., Walcher, R., Brandl, D., Michel, K., Arnberger, A., Frank, T., Zaller, J.G., 2019. Ecological responses of semi-natural grasslands to abandonment: case studies in three mountain regions in the Eastern Alps. Folia Geobotanica 54, 211–225.

Bossuyt, H., Six, J., Hendrix, P.F., 2004. Rapid incorporation of carbon from fresh residues into newly formed stable microaggregates within earthworm casts. European Journal of Soil Science 55, 393–399.

Brevik, E., Fenton, T., Moran, L., 2002. Effect of soil compaction on organic carbon amounts and distribution, South-Central Iowa. Environmental Pollution 116, 137–141.

Bristow, A.W., Jarvis, S.C., 1991. Effects of grazing and nitrogen fertiliser on the soil microbial biomass under permanent pasture. Journal of the Science of Food and Agriculture 54, 9–21.

Burke, I.C., Yonker, C.M., Parton, W.J, Cole, C.V., Flach, K., Schimel, D.S., 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. Soil Science Society of America Journal 53, 800–805.

Conant, R.T., Paustian, K., 2002. Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. Global Biogeochemical Cycles 16, 1143.

Cotrufo, M.F., Wallenstein, M.D., Boot, C.M., Denef, 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? Global Change Biology 19, 988–995.

Cross, A., Sohi, S.P., 2011. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. Soil Biology & Biochemistry 43, 2127–2134.

Davis, M.R., Condron, L.M., 2002. Impact of grassland afforestation on soil carbon in New Zealand: a review of paired-site studies. Australian Journal of Soil Research 40, 675–690.

De Stefano, A., Jacobson, M.G., 2018. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. Agroforestry Systems 92, 285–299.

Ding, F., Van Zwieten, L., Zhang, W., Weng, Z., Shi, S., Wang, J., Meng, J., 2018. A meta-analysis and critical evaluation of influencing factors on soil carbon priming following biochar amendment. Journal of Soils and Sediments 18, 1507–1517.

Don, A., Steinberg, B., Schöning, I., Pritsch, K., Joschko, M., Gleixner, G., Schulze, E.-D., 2008. Organic carbon sequestration in earthworm burrows. Soil Biology & Biochemistry 40, 1803–1812.

Don, A., Flessa, H., Marx, K., Poeplau, C., Tiemeyer, B., Osterburg, B., 2018. Die 4-Promille-Initiative „Böden für Ernährungssicherheit und Klima“ – Wissenschaftliche Bewertung und Diskussion möglicher Beiträge in Deutschland. Thünen Working Paper 112, Braunschweig, 38 S.

Drexler, S., Broll, G., Flessa, H., Don, A., 2022. Benchmarking soil organic carbon to support agricultural carbon management: a German case study. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 185, 427–440.

Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. Global Change Biology 18, 1781–1796.

Dutzler-Franz, G., 1977. Beziehungen zwischen der Enzymaktivität verschiedener Bodentypen, der mikrobiellen Aktivität, der Wurzelmasse und einigen Klimafaktoren. Zeitschrift Pflanzenernährung, Bodenkunde 140, 351–374.

Feng, W., Plante, A.F., Six, J., 2013. Improving estimates of maximal organic carbon stabilization by fine soil particles. Biogeochemistry 112, 81–93.

Flessa, H., Don, A., Jacobs, A., Dechow, R., Tiemeyer, B., Poeplau, C., 2018. Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), 48 S.

Franzluebbers, A., 2024. Root-zone enrichment of soil organic carbon and nitrogen under grazing and other land uses in a humid-temperate region. Grass and Forage Science 79, 265–280.

Gerzabek, M.H., Strebl, F., Tulipan, M., Schwarz, S., 2005. Quantification of organic carbon pools for Austria`s agricultural soils using a soil information system. Canadian Journal of Soil Science 85, 491–498.

Gill, R.A., Burke, I.C., 2002. Influence of soil depth on the decomposition of *Bouteloua gracilis* roots in the shortgrass steppe. Plant and Soil 241, 233–242.

Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H., 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Canadian Journal of Soil Science 74, 367–385.

Guenet, B., Neill, C., Bardoux, G., Abbadie, L., 2010. Is there a linear relationship between priming effect intensity and the amount of organic matter input? Applied Soil Ecology 46, 436–442.

Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. Global Change Biology 8, 345–360.

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, 77–87.

Hiltbrunner, D., Zimmermann, S., Hagedorn, F., 2013. Afforestation with Norway spruce on a subalpine pasture alters carbon dynamics but only moderately affects soil carbon storage. Biogeochemistry 115, 251–266.

Hopkins, D.W., Waite, I.S., McNicol, J.W., Poulton, P.R., MacDonald, A.J., Donnell, A.G.O., 2009. Soil organic carbon contents in long-term experimental grassland plots in the UK (Palace Leas and Park Grass) have not changed consistently in recent decades. Global Change Biology 15, 1739–1754.

Hudson, B.D., 1994. Soil organic matter and available water capacity. Journal of Soil and Water Conservation 49, 189–194.

Huo, C., Liang, J., Zhang, W., Wang, P., Cheng, W., 2022. Priming effect and its regulating factors for fast and slow soil organic carbon pools: A meta-analysis. Pedosphere 32, 140–148.

Jackson, R.B., Lajtha, K., Crow, S.E., Hugelius, G., Kramer, M.G., Piñeiro, G., 2017. The ecology of soil carbon: Pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 48, 419–445.

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.

Johnston, A., Dormaar, J.F., Smoliak, S., 1971. Long-term grazing effects on fescue grassland soils. Journal of Range Management 24, 185–188.

Kaiser, K., Guggenberger, G., 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. Organic Geochemistry 31, 711–725.

Keel, S.G., Ammann, C., Bretscher, D., Gross, T., Guillaume, T., Huguenin-Elie, O., Moll-Mielewczik, J., Nemecek, T., Roesch, A., Volk, M., Wüst-Galley, C., Leifeld, J., 2024. Dauergrünlandböden der Schweiz: Quelle oder Senke von Kohlendioxid? Agroscope Science Nr. 189, 21 S.

Khaleel, R., Reddy, K.R., Overcash, M.R., 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. Journal of Environmental Quality 10, 133–141.

Klapp, E., 1971. Wiesen und Weiden. Parey Verlag, Berlin und Hamburg, 620 S.

Kleber, M., Mikutta, R., Torn, M.S., Jahn, R., 2005. Poorly crystalline mineral phases protect organic matter in acid subsoil horizons. European Journal of Soil Science 56, 717–725.

Klumpp, K., Soussana, J.F., Falcimagne, R., 2007. Effects of past and current disturbance on carbon cycling in grassland mesocosms. Agriculture, Ecosystems and Environment 121, 59–73.

Klumpp, K., Fontaine, S., Attard, E., Le Roux, X., Gleixner, G., Soussana, J.F., 2009. Grazing triggers soil carbon loss by altering plant roots and their control on soil microbial community. Journal of Ecology 97, 876–885.

Kmoch, H.G., 1952. Über den Umfang und einige Gesetzmäßigkeiten der Wurzelmassenbildung unter Grasnarben. Zeitschrift Acker- und Pflanzenbau 95, 363–380.

Kögel-Knabner, I., Amelung, W., 2021. Soil organic matter in major pedogenic soil groups. Geoderma 384, 114785.

Konen, M.E., Burras, C.L., Sandor, J.A., 2003. Organic carbon, texture, and quantitative color measurement relationships for cultivated soils in North Central Iowa. Soil Science Society of America 67, 1823–1830.

Kuzyakov, Y., Blagodatskaya, E., 2015. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. Soil Biology and Biochemistry 83, 184–199.

Kühnel, A., Garcia-Franco, N., Wiesmeier, M., Burmeister, J., Hobley, E., Kiese, R., Dannenmann, M., Kögel-Knabner, I., 2019. Controlling factors of carbon dynamics in grassland soils of Bavaria between 1989 and 2016. Agriculture, Ecosystems and Environment 280, 118–128.

Laganiere, J., Angers, D.A., Pare, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. Global Change Biology 16, 439–453.

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma 123, 1–22.

Leifeld, J., Zimmermann, M., Fuhrer, J., Conen, F., 2009. Storage and turnover of carbon in grassland soils along an elevation gradient in the Swiss Alps. Global Change Biology 15, 668–679.

Liang, J., Zhou, Z., Huo, C., Shi, Z., Cole, J.R., Huang, L., Konstantinidis, K.T., Li, X., Liu, B., Luo, Z., Penton, C.R., Schuur, E.A.G., Tiedje, J.M., Wang, Y.-P., Wu, L., Xia, J., Zhou, J., Luo, Y., 2018. More replenishment than priming loss of soil organic carbon with additional carbon input. Nature Communications 9, 3175.

Lorenz, K., Lal, R., 2005. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. Advances in Agronomy 88, 35–66.

Loveland, P., Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. Soil & Tillage Research 70, 1–18.

Maillard, E., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. Global Change Biology 20, 666–679.

McSherry, M.E., Ritchie, M.E., 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. Global Change Biology 19, 1347–1357.

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

Meyer, I., Sinabell, F., Streicher, G., Spiegel, H., Bohner, A., 2023. Kohlenstoffsequestrierung in Österreichs Acker- und Grünlandböden. WIFO Monatsberichte 3/2023, 189–199.

Minasny, B., McBratney, A., 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. European Journal of Soil Science 69, 39–47.

Neufeldt, H., 2005. Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 168, 202–211.

Oberholzer, H.R., Leifeld, J., Mayer, J., 2014. Changes in soil carbon and crop yield over 60 years in the Zürich Organic Fertilization Experiment, following land-use change from grassland to cropland. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 177, 696–704.

Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D.S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. Soil Science Society of America Journal 51, 1173–1179.

Paul, E.A., Clark, F.E., 1989. Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, San Diego.

Percival, H.J., Parfitt, R.L., Scott, N.A., 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: Is clay content important? Soil Science Society of America Journal 64, 1623–1630.

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

Post, W.M., Izaurralde, R.C., Jastrow, J.D., McCarl, B.A., Amonette, J.E., Bailey, V.L., Jardine, P.M., West, T.O., Zhou, J., 2004. Enhancement of carbon sequestration in US soils. BioScience 54, 895–908.

Prout, J.M., Shepherd, K.D., McGrath, S.P., Kirk, G.J.D., Haefele, S.M., 2021. What is a good level of soil organic matter? An index based on organic carbon to clay ratio. European Journal of Soil Science 72, 2493–2503.

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

Rumpel, C., Kögel-Knabner, I., 2011. Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. Plant and Soil 338, 143–158.

Scheffer und Schachtschabel, 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

Schimel, D.S., 1986. Carbon and nitrogen turnover in adjacent grassland and cropland ecosystems. Biogeochemistry 2, 345–357.

Schimpf, K.G., Errecart, P.M., Canziani, G.A., 2023. Modelling pasture management practices for soil organic carbon gain in livestock systems. Grass and Forage Science 78, 37–49.

Schlesinger, W.H., Amundson, R., 2019. Managing for soil carbon sequestration: Let´s get realistic. Global Change Biology 25, 386–389.

Schmidt, H.P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T.D., Sanchez-Monedero, M.A., Cayuela, M.L., 2021. Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. GCB Bioenergy 13, 1708–1730.

Schuster, J.L., 1964. Root development of native plants under three grazing intensities. Ecology 45, 63–70.

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, 155–176.

Smith, P., 2004. How long before a change in soil organic carbon can be detected? Global Change Biology 10, 1878–1883.

Smith, P., 2005. An overview of the permanence of soil organic carbon stocks: influence of direct human-induced, indirect and natural effects. European Journal of Soil Science 56, 673–680.

Smoliak, S., Dormaar, J.F., Johnston, A., 1972. Long-term grazing effects on *Stipa-Bouteloua* prairie soils. Journal of Range Management 25, 246–250.

Sochorova, L., Jansa, J., Verbruggen, E., Hejcman, M., Schellberg, J., Kiers, E.T., Johnson, N.C., 2016. Long-term agricultural management maximizing hay production can significantly reduce belowground C storage. Agriculture, Ecosystems and Environment 220, 104–114.

Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cy-

cling and sequestration opportunities in temperate grasslands. Soil Use and Management 20, 219–230.

Staddon, P.L., Ostle, N., Dawson, L.A., Fitter, A.H., 2003. The speed of soil carbon throughput in an upland grassland is increased by liming. Journal of Experimental Botany 54, 1461–1469.

Stevenson, F.J., Cole, M.A., 1999. Cycles of Soil. John Wiley & Sons Verlag, New York, 427 S.

Stewart, C.E., Zheng, J., Botte, J., Cotrufo, M.F., 2013. Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates greenhouse gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils. GCB Bioenergy 5, 153–164.

Thuille, A., Buchmann, N., Schulze, E.-D., 2000. Carbon stocks and soil respiration rates during deforestation, grassland use and subsequent Norway spruce afforestation in the Southern Alps, Italy. Tree Physiology 20, 849–857.

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, eabd3176.

Von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperatre soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. European Journal of Soil Science 57, 426–445.

Wang, H., Boutton, T.W., Xu, W., Hu, G., Jiang, P., Bai, E., 2015. Quality of fresh organic matter affects priming of soil organic matter and substrate utilization patterns of microbes. Scientific Reports 5, 10102.

Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. GCB Bioenergy 8, 512–523.

Ward, S.E., Smart, S.M., Quirk, H., Tallowin, J.R.B., Mortimer, S.R., Shiel, R.S., Wilby, A., Bardgett, R.D., 2016. Legacy effets of grassland management on soil carbon to depth. Global Change Biology 22, 2929–2938.

Wardle, D.A., 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. Biological Reviews 67, 321–358.

Welte, E., 1963. Der Ab-, Auf- und Umbau der Humusstoffe im Boden und seine Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit. Die Bodenkultur 14, 97–111.

Wenzel, W.W., Duboc, O., Golestanifard, A., Holzinger, C., Mayr, K., Reiter, J., Schiefer, A., 2022. Soil and land use factors control organic carbon status and accumulation in agricultural soils of Lower Austria. Geoderma 409, https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115595.

Wieser, S., 2022. Einflüsse organischer und mineralischer Dünger auf verschiedene Kohlenstoff-Pools des Bodens im Dauergrünland. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, 115 S.

Wiesmeier, M., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Haug, S., Reischl, A., Schilling, B., von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., 2012. Soil organic carbon stocks in southeast Germany (Bavaria) as affected by land use, soil type and sampling depth. Global Change Biology 18, 2233–2245.

Wiesmeier, M., Hübner, R., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., 2014. Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. Global Change Biology 20, 653–665.

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., Wesemael, van 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., Mayer, S., Burmeister, J., Hübner, R., Kögel-Knabner, I., 2020. Feasibility of the 4 per 1000 initiative in Bavaria: a reality check of agricultural soil management and carbon sequestration scenarios. Geoderma 369, 114333.

Wiseman, C.L.S., Püttmann, W., 2005. Soil organic carbon and its sorptive preservation in central Germany. European Journal of Soil Science 56, 65–76.