



Dauergrünlandböden der Schweiz: Quelle oder Senke von Kohlendioxid?

Autorinnen und Autoren

Sonja G. Keel, Christof Ammann, Daniel Bretscher, Thomas Gross, Thomas Guillaume, Olivier Huguenin-Elie, Janine Moll-Mielewczik, Thomas Nemecek, Andreas Roesch, Matthias Volk, Chloé Wüst-Galley, Jens Leifeld



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Agroscope

Impressum

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich www.agroscope.ch
Auskünfte	sonja.keel@agroscope.admin.ch
Gestaltung	Erika Meili
Titelbild	Gabriela Brändle, Agroscope
Download	www.agroscope.ch/science
Copyright	© Agroscope 2024
ISSN	2296-729X
DOI	https://doi.org/10.34776/as189g

Haftungsausschluss:

Die in dieser Publikation enthaltenen Angaben dienen allein zur Information der Leser/innen. Agroscope ist bemüht, korrekte, aktuelle und vollständige Informationen zur Verfügung zu stellen – übernimmt dafür jedoch keine Gewähr. Wir schliessen jede Haftung für eventuelle Schäden im Zusammenhang mit der Umsetzung der darin enthaltenen Informationen aus. Für die Leser/innen gelten die in der Schweiz gültigen Gesetze und Vorschriften, die aktuelle Rechtsprechung ist anwendbar.

Inhalt

Zusammenfassung	4
Résumé	4
Summary	5
Riassunto	5
1 Einleitung	6
2 Grundlagen	6
2.1 Definition von C_{org} -Vorrat und C-Sequestrierung	6
2.2 Nachweisbarkeit von Veränderungen im C_{org} -Vorrat	8
3 Quantifizierung von C_{org}-Änderungen in der Schweiz	9
3.1 Messung von C_{org} -Vorratsänderungen im NABO Messnetz	9
3.2 Messung von C_{org} -Gehalten im Kanton Fribourg (FRIBO Netzwerk)	10
3.3 Abschätzung von C_{org} -Änderungen mittels Fernerkundung	10
3.4 Messung von Vorratsänderungen in Langzeitversuchen	10
3.5 Messung von Input-Output-Bilanzen	11
3.6 Modellbasierte Berechnungen	12
3.7 Unterboden	13
3.8 Veränderungen im C_{org} -Vorrat im nahen Ausland	14
4 Massnahmen für C-Sequestrierung	14
5 Schlussfolgerungen	17
6 Literaturverzeichnis	18

Zusammenfassung

Können landwirtschaftlich genutzte Böden in der Schweiz längerfristig zusätzlichen Kohlenstoff (C) speichern (sequestrieren) und somit einen Beitrag zu negativen Emissionen (CO₂ Entfernung aus der Atmosphäre) leisten? Letztere sind für das Erreichen des Netto-Null-Ziel unabdingbar. Hier fokussieren wir auf den Stand der Forschung zum Thema C-Sequestrierung auf Schweizer Dauergrünland (Wiesen, Weiden und Sömmerungsgebiete), welches etwa 75 % der landwirtschaftlichen Fläche ausmacht.

Während den letzten 30 Jahren blieben die Vorräte von organischem Bodenkohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Böden auf Dauergrünland im Mittel unverändert. Unter der jetzigen Bewirtschaftung (d.h. ohne Änderungen der Landnutzung) gibt es keine Hinweise für C-Sequestrierung (Netto-CO₂-Aufnahme). Die Datengrundlage ist jedoch unzureichend und wir diskutieren Herausforderungen, welche mit den verschiedenen Messmethoden verknüpft sind. Zudem besprechen wir mögliche Massnahmen für die C-Sequestrierung (mittlere Nutzungsintensität, vermehrte Weidehaltung, Agroforst, Pflanzenkohle). Wir empfehlen, Anpassungen in der Bewirtschaftung unter lokalen Bedingungen zu evaluieren, um Massnahmen für zusätzliche C_{org}-Speicherung zu erarbeiten. Zudem ist der Erhalt der C_{org}-Vorräte von grosser Bedeutung, um CO₂ Emissionen zu verhindern und die Bodenqualität zu erhalten. Auch unter sehr optimistischen Annahmen werden C-Sequestrierungsraten auf Dauergrünlandböden nicht ausreichen, um tierische Treibhausgasemissionen auszugleichen.

Résumé

Les sols agricoles en Suisse peuvent-ils stocker (séquestrer) davantage de carbone (C) à long terme et contribuer ainsi à compenser les émissions négatives (élimination du CO₂ de l'atmosphère)? Ces dernières sont indispensables pour atteindre l'objectif zéro net. L'étude porte sur l'état des recherches en matière de séquestration du carbone dans les herbages permanents suisses (prairies, pâturages et zones d'estivage), qui représentent environ 75 % de la surface agricole.

Au cours des 30 dernières années, les réserves moyennes de carbone organique du sol (C_{org}) dans les sols minéraux des herbages permanents sont restées inchangées. Dans les conditions actuelles d'exploitation (c'est-à-dire sans changement de l'utilisation des terres), rien n'indique une séquestration de carbone (absorption nette de CO₂). La base de données n'est toutefois pas suffisante et nous examinons les enjeux liés aux différentes méthodes de mesure. Nous étudions également les mesures possibles pour la séquestration du C (intensité d'utilisation moyenne, augmentation de la pâture, agroforesterie, charbon végétal). Nous recommandons d'évaluer les possibilités d'adapter le mode d'exploitation en tenant compte des conditions locales afin d'élaborer des mesures pour augmenter le stockage de CO₂. En outre, le maintien des réserves de CO₂ est très important pour éviter les émissions de ce gaz et pour préserver la qualité des sols. Cependant, même avec les hypothèses les plus optimistes, les taux de séquestration de carbone dans les sols des herbages permanents ne suffiront pas à compenser les émissions de gaz à effet de serre d'origine animale.

Summary

Can agricultural soils in Switzerland store (sequester) additional carbon (C) in the long term, thereby contributing to negative emissions (CO₂ removal from the atmosphere)? Negative emissions are essential for attaining the net-zero target. Here, we focus on the state of research related to C sequestration in Swiss permanent grasslands (meadows, year-round and summer pastures), which account for around 75% of agricultural land.

Soil organic carbon (C_{org}) stocks in mineral soils under permanent grassland have on average remained unchanged over the past 30 years. Under current management (i.e. with no changes in land use), there is no indication of C sequestration (net CO₂ uptake). However, the data basis is insufficient, and we discuss challenges linked with the various measurement methods. We also discuss possible measures for C sequestration (moderate management intensity, increased pasture management, agroforestry, biochar). We recommend evaluating adaptations in management under local conditions with a view to developing measures for additional C_{org} storage. In addition, preserving C_{org} stocks is vital in order to prevent CO₂ emissions and maintain soil quality. Even based on very optimistic assumptions, C sequestration rates on permanent grassland soils will not be sufficient to offset greenhouse-gas emissions from livestock.

Riassunto

I suoli agricoli in Svizzera possono aumentare la capacità di immagazzinare (sequestrare) carbonio (C) a più lungo termine e quindi contribuire alle emissioni negative (rimozione di CO₂ dall'atmosfera), che sono imprescindibili per il raggiungimento dell'obiettivo zero netto? Qui ci concentriamo sullo stato della ricerca sul tema del sequestro di carbonio nei terreni permanentemente inerbiti in Svizzera (prati, pascoli e zone di estivazione), che rappresentano il 75 % circa delle superfici agricole.

Negli ultimi 30 anni le riserve di carbonio organico (C_{org}) nei suoli minerali delle aree permanentemente inerbite sono rimaste in media invariate. Con la gestione attuale (ossia senza un diverso utilizzo del suolo) mancano evidenze del sequestro di carbonio (assorbimento netto di CO₂). I dati disponibili sono tuttavia insufficienti e discutiamo sfide associate a diversi metodi di misurazione. Inoltre valutiamo possibili misure per il sequestro di carbonio (intensità media di utilizzo, aumento del pascolo, agroselvicultura, carbone vegetale biochar). Raccomandiamo di valutare cambiamenti nella gestione in funzione delle condizioni locali con lo scopo di elaborare misure per una maggiore capacità di sequestro di C_{org}. Inoltre, la conservazione delle riserve di C_{org} è molto importante per impedire le emissioni di CO₂ e preservare la qualità dei suoli. Anche con le ipotesi più ottimistiche, i tassi di sequestro di C nei suoli delle aree permanentemente inerbite non saranno sufficienti a compensare le emissioni di gas serra degli animali.

1 Einleitung

Die Qualität des Bodens und die Vielfalt seiner Funktionen wie Nährstoff- oder Wasserspeicherung hängen massgeblich vom Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS) ab. Aus diesem Grund werden in der Landwirtschaft Massnahmen zur Erhöhung des Gehalts an OBS und damit an organischem Kohlenstoff (C_{org}) empfohlen (Humusaufbau). Da durch eine zusätzliche Speicherung von C_{org} im Boden der Atmosphäre CO_2 entzogen werden kann (Kohlenstoff (C)-sequestrierung), ist das Thema auch aus Klimaschutzgründen von grossem Interesse. In diesem Artikel gehen wir der Frage nach, ob es Hinweise für C-Sequestrierung in mineralischen Grünlandböden der Schweiz gibt, unter der Annahme, dass keine wesentlichen Änderungen der Landnutzung stattfinden, wie z.B. Drainage/Bewässerung oder Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland. Dazu wird zunächst der Begriff der C-Sequestrierung definiert (Kapitel 2). Wir zeigen wie in der Schweiz Änderungen im C_{org} -Vorrat gemessen wurden und diskutieren die Schwierigkeiten der unterschiedlichen methodischen Ansätze (Kapitel 3). Danach evaluieren wir mögliche Massnahmen zur C-Sequestrierung (Kapitel 4).

2 Grundlagen

2.1 Definition von C_{org} -Vorrat und C-Sequestrierung

Der C_{org} -Vorrat beschreibt die im Boden gespeicherte Menge C, welche in organischer Form vorliegt. Er ist der Hauptbestandteil der OBS (45–66%; Leifeld *et al.*, 2020) und entsteht vorwiegend aus totem Pflanzenmaterial und dessen Abbau- und Umwandlungsprodukten (Abb. 1). Die Bodenmikroben werden auch dazu gezählt, machen aber nur einen sehr kleinen Anteil aus. Im Unterschied dazu entstammt anorganischer C vor allem aus dem Gestein (z.B. Kalk).

Der C_{org} -Vorrat wird als Menge (Masse) pro Fläche angegeben (meist in $t\ ha^{-1}$, $Mg\ ha^{-1}$ oder $kg\ m^{-2}$) und ist das Produkt des C_{org} -Gehalts (Konzentration) und der Dichte des Feinbodens (d.h. ohne Steine) sowie der Bodentiefe (Gleichung 1).

$$C_{org}\text{-Vorrat} = C_{org}\text{-Gehalt} \times \text{Lagerungsdichte} \times \text{Bodentiefe} \quad (\text{Gleichung 1})$$

Der C_{org} -Gehalt alleine ist für die Frage der C-Sequestrierung im Kontext des Klimaschutzes nicht aussagekräftig. Für den Vergleich von C_{org} -Vorräten ist darüber hinaus die Information über die betreffende Bodenmasse, auf welche sie sich beziehen, notwendig. Eine volumenbezogene Beprobung (d.h. nur die Angabe der beprobten Fläche und Tiefe) ist oft nicht genügend, da volumetrische C_{org} -Vorräte sowohl durch Veränderungen des C_{org} -Gehalts als auch durch Veränderungen der Lagerungsdichte beeinflusst werden. Wenn beispielsweise der C_{org} -Gehalt zunimmt, die Lagerungsdichte jedoch abnimmt, können sich bei einer volumenbezogenen Beprobung Zunahme und Abnahme gegenseitig aufheben und der C_{org} -Vorrat bleibt rechnerisch unverändert. Daher ist eine Beprobung mit Bezugsgrösse Bodenmasse zwingend notwendig. Der Ansatz der «äquivalenten Bodenmasse» erlaubt verschiedene Lagerungsdichten zu korrigieren (Ellert & Bettany, 1995). Dies ist hauptsächlich bei Zeitreihen und für den Vergleich von Verfahren relevant (v.a. wenn sich die Bodenbearbeitung ändert, da diese die Lagerungsdichte beeinflussen kann). Zudem ist wichtig zu erwähnen, dass der C_{org} -Vorrat nur den Ist-Zustand des Bodens beschreibt. Ein hoher C_{org} -Vorrat ist somit nicht mit C-Sequestrierung gleichzusetzen.

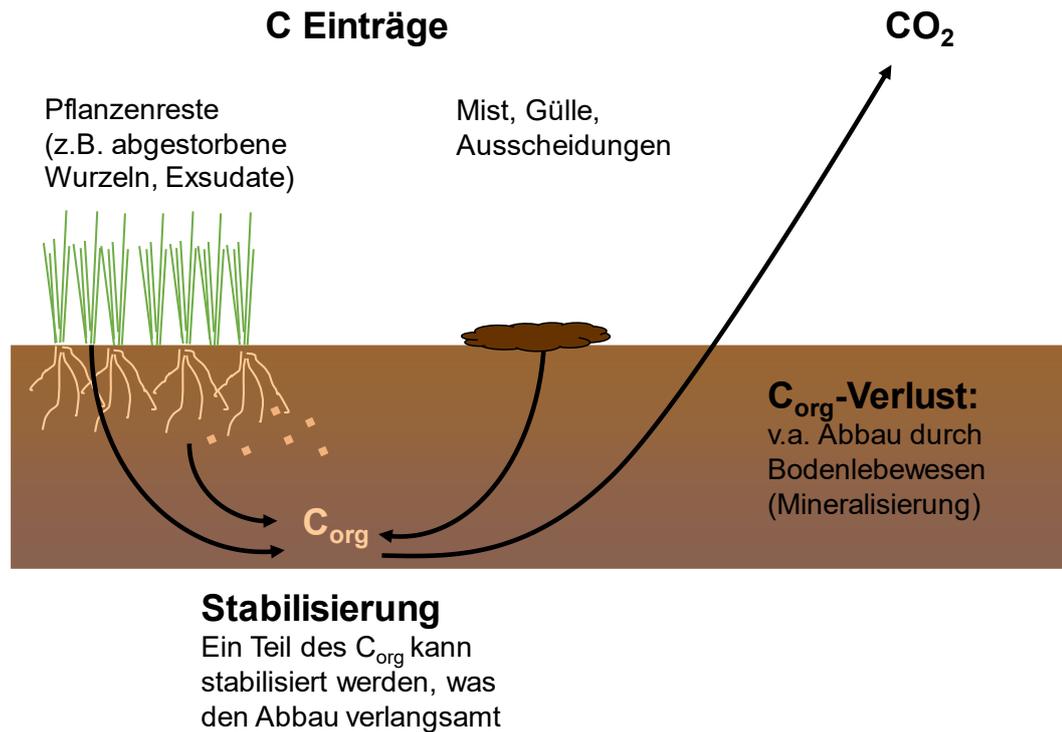


Abb. 1: Kohlenstoffflüsse eines Dauergrünlandbodens. Kohlenstoff gelangt entweder durch Pflanzenreste oder tierische Ausscheidungen (direkt oder via Ausbringen von Hofdünger) in den Boden. Dort wird das Material durch Bodenlebewesen abgebaut. Während des Abbaus geht Kohlenstoff als CO₂ dem Boden verloren, wird aber gleichzeitig regelmässig über die Pflanzen oder den Hofdünger nachgeliefert. Im Boden wird ein Teil des gebildeten C_{org} durch verschiedene Mechanismen stabilisiert.

Der C_{org}-Vorrat im Boden wird durch ein dynamisches Gleichgewicht aus C-Einträgen in den Boden (in Form von Pflanzenresten und organischen Düngern) und C_{org}-Verlusten (meist in Form von CO₂ als Folge des Abbaus der OBS) bestimmt. Obwohl C in der Form von organischer Materie (v.a. Pflanzen-Biomasse, organischer Dünger) in den Boden gelangt, findet der Austausch von C mit der Atmosphäre hauptsächlich in der Form von CO₂ statt (Aufnahme durch Photosynthese der Pflanzen und Abgabe durch Respiration), weshalb Böden auch als CO₂-Senken oder -Quellen bezeichnet werden (Abb. 2). Um eine Zunahme des C_{org}-Vorrates zu erreichen, müssen die Einträge grösser sein als die Verluste (Abb. 2a). Dies kann entweder durch eine Zunahme des Eintrags oder eine Abnahme der Verluste geschehen. Letzteres kann z.B. durch eine Reduktion der C_{org}-Abbauraten durch Zugabe von C in einer stabileren Form (Poulton *et al.*, 2018; Levavasseur *et al.*, 2021) oder eine Erhöhung der Substratnutzungseffizienz (mikrobielles Wachstum im Vergleich zur C Aufnahme) der Zersetzerorganismen bewirkt werden (Tao *et al.*, 2023). Oft geschieht auch beides gleichzeitig.

Auf Dauergrünland stammen die C-Einträge hauptsächlich von abgestorbenem Pflanzenmaterial (v.a. Wurzeln), Wurzelausscheidungen und Hofdüngereinträgen (Abb.1). Auf Ackerland können - je nach Kultur - Ernterückstände wie Stroh von grosser Bedeutung sein. Synthetische/mineralische Dünger enthalten (mit Ausnahme von Harnstoff) keinen C und wirken sich nur indirekt auf C_{org}-Vorräte aus, indem sie die Biomasseproduktion erhöhen können. Die C-Einträge in den Boden sind in landwirtschaftlich genutzten Systemen typischerweise geringer als in natürlichen Systemen, da durch Ernte oder Beweidung ein Grossteil der Biomasse exportiert/entfernt wird.

Wichtig anzumerken ist, dass eine Zunahme im C_{org}-Vorrat von Oberböden meist nur während einiger Jahrzehnte nach einer Änderung der Bewirtschaftung stattfindet, da anschliessend ein neues Gleichgewicht erreicht wird (Stewart *et al.*, 2007, Abb. 2b). Von C-Sequestrierung spricht man, wenn der C_{org}-Vorrat mit der Zeit zunimmt und diese Zunahme mit einem Netto-Entzug von CO₂ aus der Atmosphäre einhergeht (Olson *et al.*, 2014; Chenu *et al.*, 2019). Damit entspricht eine Vorraterhöhung nicht in jedem Fall einer Sequestrierung (vgl. Don *et al.*, 2024).

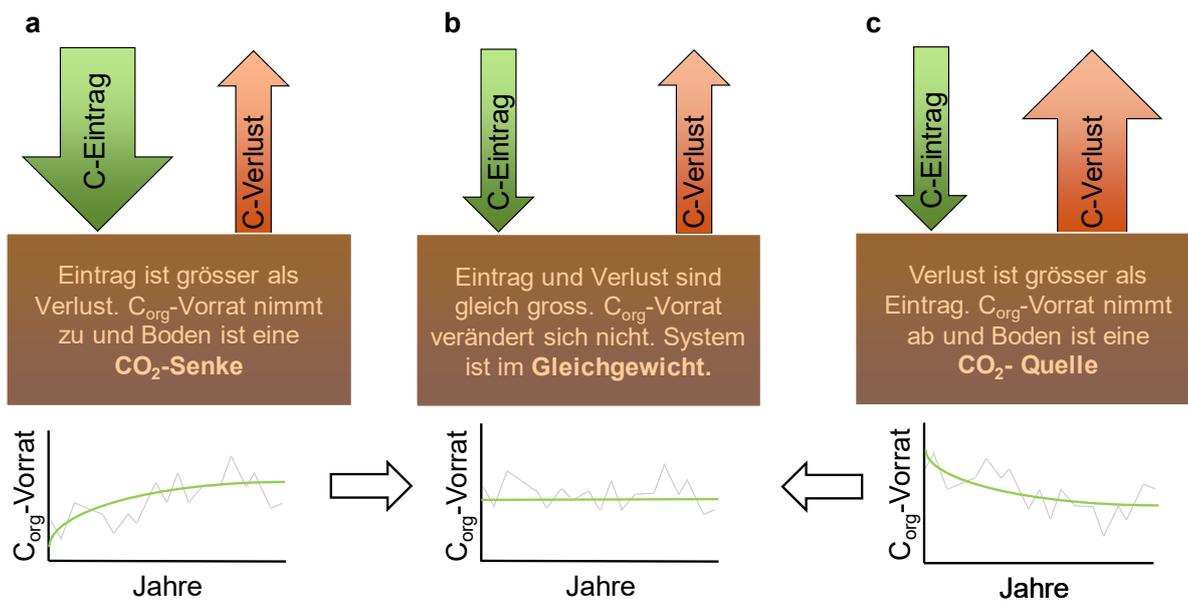


Abb. 2: Die Veränderung des C_{org} -Vorrats wird durch das Verhältnis von Eintrag und Verlust von Kohlenstoff bestimmt. Sind sie gleich gross, bleibt der mittlere Vorrat über die Zeit unverändert (b). Übersteigen die C-Einträge die C-Verluste, nimmt der C_{org} -Vorrat zu und der Boden wird als CO_2 -Senke bezeichnet (a). Sind die C-Einträge hingegen tiefer als die C-Verluste, ist der Boden eine CO_2 -Quelle und die C_{org} -Vorräte nehmen über die Zeit ab (c). Nach einigen Dekaden stellt sich jeweils ein neuer Gleichgewichtszustand ein, wenn sich die Abbauraten der OBS den Eintragsraten angleichen (b).

2.2 Nachweisbarkeit von Veränderungen im C_{org} -Vorrat

Veränderungen im C_{org} -Vorrat werden meist durch wiederholte Messungen nachgewiesen. Da C_{org} -Vorräte räumlich und zeitlich stark variieren und die Änderungen im Vergleich zum vorhandenen C_{org} -Vorrat sehr klein sind, ist ein Nachweis schwierig. Es ist eine grosse Anzahl Proben (eine grosse Stichprobe) über einen langen Zeitraum von mehreren Jahren bzw. Jahrzehnten nötig, um eine Vorratsänderung nachweisen zu können. Um den Erfolg einer Sequestrierungsmassnahme (siehe Kp. 4) zu beurteilen, ist auch eine vergleichbare Kontrollfläche notwendig, da auch ohne Massnahme Veränderungen im C_{org} -Vorrat auftreten können.

Aufgrund der oben beschriebenen Faktoren ist eine grosse Veränderung im C_{org} -Vorrat nötig, um eine Differenz festzustellen. Die nachweisbare Differenz hängt von der Änderungsrate, der räumlichen und zeitlichen Variabilität, dem Beprobungsdesign und der Fehlertoleranz ab. Für eine gepaarte Beprobung eines Bodens mit einer Fehlertoleranz (tolerierbaren Irrtumswahrscheinlichkeit) von 5 %, einem Variationskoeffizienten (Mass für die Streuung) der Differenzen des C_{org} -Vorrates von 20 % und einem Stichprobenumfang von 20 ergibt sich eine minimale, nachweisbare Differenz von 13.8 t C ha^{-1} . Eine solch grosse Differenz könnte frühestens nach ca. 24 Jahren C-Sequestrierung mit einer Rate von $0.56 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ erreicht werden. Das ist eine eher hohe Rate für Systeme ohne Landnutzungsänderungen (Wiesmeier *et al.*, 2020). Eine zusätzliche Herausforderung ist, dass der Preis für C_{org} -Analysen (Feldbeprobung und Analyse im Labor) zurzeit meist höher ist als der Preis für CO_2 -Zertifikate (Fliessbach *et al.*, 2021). In Zukunft könnten spektroskopische Analysen im Feld (Metzger *et al.*, 2024) oder durch Fernerkundung die C_{org} -Analyse möglicherweise ersetzen (Yuzugullu *et al.*, 2020; van der Voort *et al.*, 2023).

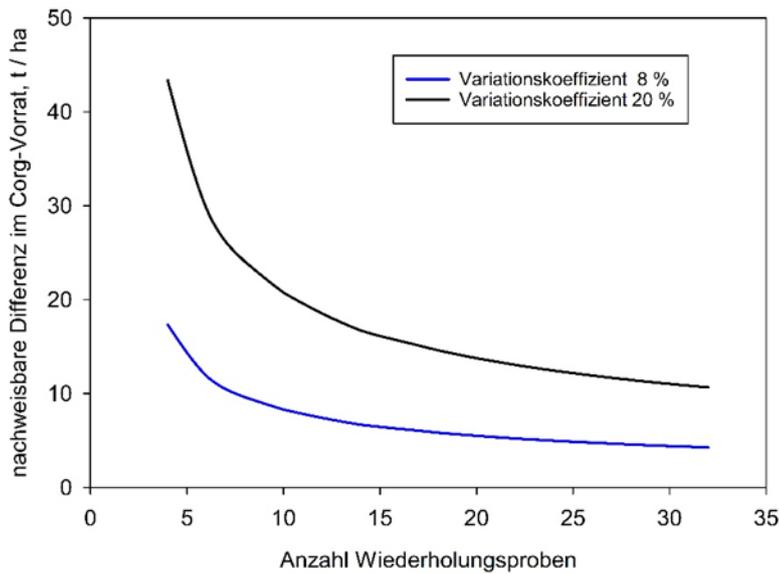


Abb. 3: Die Nachweisgrenze von C_{org} -Vorratsänderungen in Abhängigkeit der Anzahl Probenahmepunkte und des Variationskoeffizienten (blau: 8 %; schwarz: 20 %) für einen Boden mit einem C_{org} -Vorrat von 90 t ha^{-1} .

3 Quantifizierung von C_{org} -Änderungen in der Schweiz

In den nächsten Abschnitten fassen wir die uns bekannten Datenquellen für die Schweiz zusammen, die sich mit der Veränderung des C_{org} -Vorrats auf Dauergrünland befasst haben. Es ist wichtig zu erwähnen, dass bisher kein Experiment durchgeführt wurde, das darauf abzielte, die C-Sequestrierung zu maximieren. Die C_{org} -Veränderungen von denen hier berichtet wird, stellen also nicht das Potential für zusätzliche C_{org} -Speicherung dar, sondern sie widerspiegeln den Einfluss der aktuellen Bewirtschaftung. Wir zeigen Resultate für verschiedene Messmethoden und diskutieren Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Ansätze

3.1 Messung von C_{org} -Vorratsänderungen im NABO Messnetz

Das Messnetz der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) beinhaltet unter anderem 24 Standorte auf Dauergrünland (mineralische Böden), welche von landwirtschaftlichen Betrieben bewirtschaftet werden. Um praxisnahe Daten erheben zu können, werden den Betrieben im Messnetz der NABO keine Vorgaben zur Bewirtschaftung gemacht. Seit 1985 werden C_{org} , die Lagerungsdichte und weitere Begleitparameter (siehe unten) in einem Beprobungsintervall von 5 Jahren erhoben. Die Proben werden gepaart entnommen, d.h. während jeder Erhebung von derselben Fläche ($10 \times 10 \text{ m}$). Bis zur 5. Erhebung (2005–2009, pro Jahr werden 20–25 der insgesamt über 110 NABO-Standorte beprobt) wurde nur der Oberboden (0–20 cm) mittels Flächenmischproben beprobt; seit der 6. Erhebung (2010–2014) wird der Unterboden mit beprobt (0–75 cm). Hier wird auf die Flächenmischproben von 0–20 cm eingegangen.

Für die Jahre 1985–2019 wurde im Mittel über alle Dauergrünland-Standorte kein Trend im volumetrischen C_{org} -Vorrat beobachtet (Moll-Mielewczik *et al.*, 2023). Für sechs von 24 NABO-Standorten wurden für den Zeitraum 1985–2019 jedoch Zunahmen gemessen, während für zwei von 24 Flächen Abnahmen gemessen wurden. Es konnte kein statistisch signifikanter Zusammenhang der zeitlichen Veränderungen mit Begleitparametern (pH, Körnung, C:N-Verhältnis des Bodens, Hofdüngermengen, durchschnittlicher jährlicher Niederschlag und durchschnittliche Jahrestemperatur) gefunden werden. Standorte mit abnehmendem Trend, von welchen die Bewirtschaftungsdaten bekannt sind, erhielten in den 1980er Jahren etwa doppelt so viel Hofdünger wie ab den 1990er Jahren. Die reduzierten C-Einträge über Hofdünger könnten somit die C_{org} -Abnahme erklären. Die sechs Standorte mit zunehmenden Trends haben keine Gemeinsamkeiten der erhobenen Parameter und unterscheiden sich sowohl in der Bewirtschaftungsintensität wie auch den klimatischen Bedingungen oder Bodeneigenschaften.

3.2 Messung von C_{org} -Gehalten im Kanton Fribourg (FRIBO Netzwerk)

Im Jahr 1987 wurde im Kanton Fribourg eines der dichtesten Messnetzwerke Europas erstellt. Es besteht aus 250 Standorten (davon 83 auf Dauergrünland) welche regelmässig auf einem 2 x 2 km Gitternetz verteilt sind. Der C_{org} -Gehalt und weitere chemische Bodenparameter wurden alle 5 Jahre im Oberboden (0–20 cm) erhoben. Da keine Lagerungsdichten gemessen wurden, können keine C_{org} -Vorräte und somit keine Sequestrierungsraten berechnet werden. Zudem wurden auf Dauergrünland keine Bewirtschaftungsdaten erhoben. Aufgrund der grossen Anzahl Standorte, werden die Resultate hier dennoch besprochen. Etwa 70 % der Standorte, welche 30 Jahre lang als Dauergrünland genutzt wurden, wiesen eine Zunahme im C_{org} -Gehalt auf ($+0.22 \pm 0.17 \text{ g C kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$; Mittelwert \pm Standardabweichung; Guillaume *et al.*, 2021). Nur in 22 % der Fälle war die Zunahme jedoch statistisch signifikant und erreichte $+0.40 \pm 0.12 \text{ g C kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Der pH-Wert, der Gesamtphosphorgehalt und die Höhe des Standortes zeigten eine positive Korrelation mit den C_{org} -Veränderungen. Die ersten beiden Faktoren deuten auf einen Zusammenhang mit der Bewirtschaftung hin (d.h. Veränderung in der Düngung/Anzahl Schnitte), die Höhe des Standortes deutet auf einen Einfluss des Klimawandels. Steigende Temperaturen an höher gelegenen Standorten könnten zu einer Zunahme der Produktivität und höheren C-Einträgen geführt haben, welche möglicherweise die Zunahme der C_{org} -Gehalte erklären könnten. In dieser Region war bisher genug Niederschlag verfügbar, um die Produktion zu erhalten und auch eine Zunahme zu ermöglichen. Eine andere Erklärung für die Zunahme der C_{org} -Gehalte könnte die Veränderung der Landnutzung sein. Viele der Dauergrünlandstandorte wurden während des 2. Weltkrieges zwischenzeitlich für den Ackerbau genutzt und anschliessend wieder zu Dauergrünland umgewandelt. Da ackerbaulich genutzte Böden im Mittel tiefere C_{org} -Vorräte aufweisen (Leifeld *et al.*, 2005), führt eine Umwandlung von Acker- zu Dauergrünland zu einer signifikanten Zunahme von C_{org} über ca. 20–30 Jahre, welche jedoch bis 100 Jahre andauern kann (Conant *et al.*, 2001; Lugato *et al.*, 2014; Poeplau *et al.*, 2011).

3.3 Abschätzung von C_{org} -Änderungen mittels Fernerkundung

Wie bereits erwähnt, gewinnt die Ermittlung von C_{org} mittels Fernerkundung an Bedeutung und könnte in Zukunft die Beprobung des Bodens teilweise ersetzen. In einer Studie von Stumpf *et al.* (2018) wurde ein statistischer («random forest») Klassifizierungsansatz benutzt, um Dauergrünland in Satellitenbildern von Ackerland zu unterscheiden. Landnutzungsklassen wurden danach mit Hilfe von jährlichen Änderungen in den Bildern bestimmt. Der Einfluss der Landnutzung auf den C_{org} -Gehalt des Bodens wurde in einem letzten Schritt anhand der Verknüpfung der Landnutzungsinformation mit Informationen aus einer nationalen Bodendatenbank (v.a. NABODAT) analysiert. Für Dauergrünland wurde mit dieser Methode eine kleine, nicht signifikante Abnahme des C_{org} -Gehalts von 1.2 g kg^{-1} zwischen den Zeiträumen 1995–1999 und 2011–2015 geschätzt (Stumpf *et al.*, 2018).

3.4 Messung von Vorratsänderungen in Langzeitversuchen

In der Schweiz werden/wurden nur wenige Langzeitversuche auf Dauergrünland durchgeführt. Diese Versuche sind jedoch mit der allgemeinen landwirtschaftlichen Praxis nur bedingt vergleichbar, da ausschliesslich mineralischer Dünger ausgebracht wurde. Das Hauptziel dieser Versuche ist es, die Futtermittelproduktion zu optimieren. Die Versuche haben im Vergleich zu den Standorten der NABO und FRIBO Netzwerke (Kapiteln 3.1. und 3.2) jedoch den Vorteil, dass verschiedene Formen der Bewirtschaftung in direkt benachbarten Parzellen verglichen werden. So lassen sich Unterschiede durch klimatische Bedingungen ausschliessen und auch bodenbedingte Unterschiede lassen sich reduzieren. Zudem bleibt die Bewirtschaftung über die Zeit meist unverändert und erlaubt es so, den langfristigen Effekt verschiedener Bewirtschaftungsarten auf die C_{org} -Vorräte zu untersuchen.

Ein Langzeitversuch in Balsthal (SO) wurde bereits im Jahr 1972 angelegt (Thomet & Koch, 1993). Auf einer Heuwiese wurden je drei Parzellen unterschiedlich oft geschnitten (2 und 3 \times pro Jahr) und unterschiedlich gedüngt (Phosphor-Kalium (PK) oder Stickstoff-Phosphor-Kalium (NPK)). Im Jahr 2002 und 2014 wurden die C_{org} -Gehalte erhoben (im 2002 nur für 0–10 cm Tiefe). Im Jahr 2014 wurde zusätzlich die Lagerungsdichte für 4 Tiefen (0–5, 5–10, 10–20 und 20–30 cm) bestimmt, um C_{org} -Vorräte mit dem «equivalent soil mass» Ansatz zu berechnen. Der mittlere C_{org} -Vorrat lag im Jahr 2002 bei 74.6 t C ha^{-1} in 0–20 cm Bodentiefe, mit nur kleinen Unterschieden zwischen ungedüngten (72.8 t C ha^{-1}) und gedüngten Flächen ($74.7\text{--}76.1 \text{ t C ha}^{-1}$). Es konnte für kein Verfahren eine statistisch signifikante Veränderung nachgewiesen werden (Keel *et al.*, 2019).

Ein ähnlicher Versuch wurde 1992 in Watt (ZH) angelegt und zwischen 1997 und 2014 wurden C_{org} -Messungen durchgeführt (Huguenin-Elie *et al.*, 2006). Alle Parzellen wurden drei Mal pro Jahr gemäht und mit unterschiedlichen Mengen von NPK-Dünger gedüngt. Der mittlere C_{org} -Vorrat zu Beginn der Messungen betrug 47.6 t C ha^{-1} (0–20 cm). Die Flächen wurden drei Mal beprobt, aber auch bei diesem Versuch konnten keine signifikanten Veränderungen im C_{org} -Vorrat nachgewiesen werden.

3.5 Messung von Input-Output-Bilanzen

Die Messung der Netto-Input-Output-Bilanz von Kohlenstoff ist eine weitere Möglichkeit, die Änderungen im C_{org} -Vorrat abzuschätzen. Aus praktischen Gründen (einfacher zugängliche Systemgrenzen) wird dies normalerweise nicht für den Boden allein, sondern für das Ökosystem bestehend aus Boden und Vegetation gemacht. Dazu werden zeitlich hochaufgelöste CO_2 -Flussmessungen - beispielsweise mit der mikrometeorologischen Methode Eddy-Covarianz - durchgeführt, welche tagsüber meist durch die CO_2 -Aufnahme durch Photosynthese und nachts durch die CO_2 -Abgabe durch die Atmung der Pflanzen und der Mikroorganismen dominiert werden (Abb. 4). Die Differenz dieser beiden Flüsse ergibt den Netto- CO_2 -Austausch des Ökosystems («Netto CO_2 » in Abb. 4). Zusätzlich werden die Exporte durch abgeführte Ernte/abgeweidete Biomasse experimentell bestimmt und von der Nettoprimärproduktion abgezogen sowie Kohlenstoffeinträge durch organische Dünger (Hofdünger auf Wiesen oder Tierausscheidungen auf Weiden) dazugerechnet (Ammann *et al.*, 2009; Zeeman *et al.* 2010; Voglmeier *et al.*, 2020; Merbold *et al.* 2021). Die resultierende Bilanz (engl. net ecosystem carbon balance; «NECB» in Abb. 4) entspricht ungefähr der Veränderung im C_{org} -Vorrat des Bodens, wenn Auswaschung und Erosion vernachlässigbar sind. Die Unsicherheit dieser Kohlenstoffbilanz ist jedoch gross, da sie typischerweise einem kleinen Unterschied zwischen zwei grossen, entgegengesetzten Flüssen entspricht (Abb. 4).

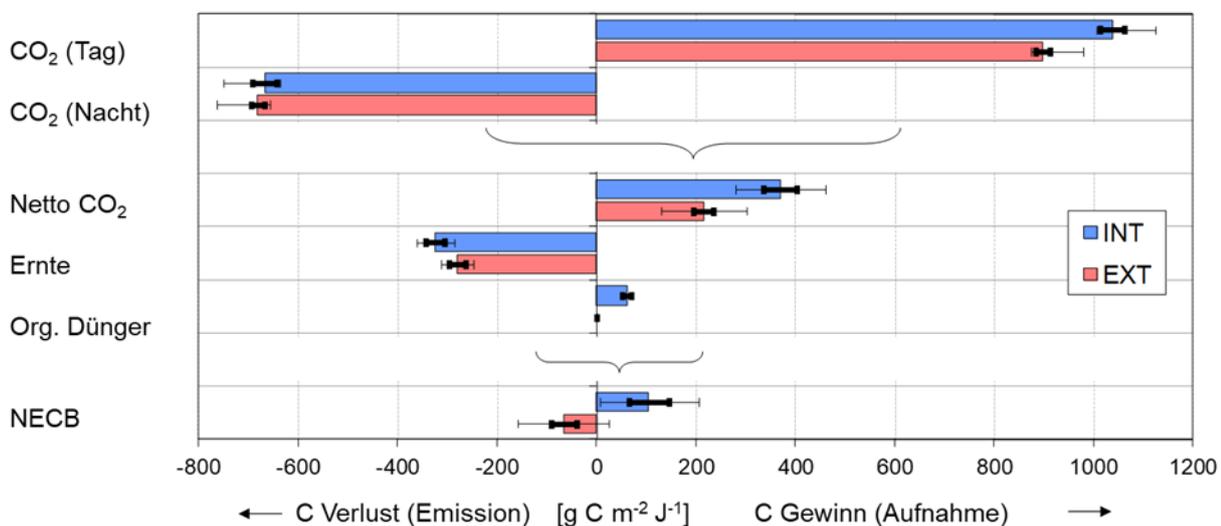


Abb. 4: Mit Eddy Kovarianz bestimmte jährliche CO_2 -Flüsse und daraus berechnete Netto-Kohlenstoffbilanzen auf Ökosystemebene (NECB) für eine intensiv (INT) und eine extensiv bewirtschaftete Mähwiese (EXT) in Oensingen über 6 Jahre. Die NECB-Werte entsprechen in etwa den Veränderungen im C_{org} -Vorrat des Bodens. Die dünnen Fehlerbalken zeigen die totale absolute Unsicherheit für die beiden einzelnen Systeme; die dicken Fehlerbalken zeigen die zufällige (unkorrelierte) Unsicherheit, welche für die Differenz zwischen den beiden untersuchten Wiesen relevant ist (modifiziert aus Ammann *et al.*, 2009).

Für einen Langzeitversuch in Oensingen (SO) welcher im Jahr 2001 angelegt wurde, haben Eddy-Covarianz-basierte C-Bilanzen während 6 Jahren nach Umwandlung von langjähriger Ackerrotation mit Kunstwiese eine Zunahme des C_{org} -Vorrates für eine intensiv bewirtschaftete Wiese ergeben und eine Abnahme für eine ungedüngte, extensiv genutzte Wiese (Ammann *et al.*, 2009; Abb. 4). Ein direkter Vergleich dieser Eddy-Covarianz-basierten C-Bilanzen mit wiederholten Messungen der C_{org} -Vorräte im Boden hat relativ grosse Unterschiede (39–242%) ergeben (Leifeld *et al.*, 2011). Die C-Bilanzen für die beiden unterschiedlichen Verfahren hatten jedoch dieselbe Richtung (d.h. positive C Bilanz für intensive Bewirtschaftung und negative für extensive Bewirtschaftung; Ammann *et al.*, 2009).

Ähnliche Resultate wurden bei einem Vergleich von Eddy-Covarianz und C_{org} -Messungen auf einer Wiese auf der Chamau (ZG) gefunden (Feigenwinter *et al.*, 2023). Aufgrund der reduzierten Düngung verlor die Fläche über die letzten 5 Messjahre summiert C, und auch die C_{org} -Messungen zeigten eine leichte, nicht-signifikante Abnahme welche sich jedoch auf einen längeren Zeitraum von 13 Jahren beziehen.

Insgesamt gibt es sehr wenig direkte Methodenvergleiche zwischen Eddy-Kovarianz und wiederholter Bodenbeprobung zur Bestimmung der C_{org} -Bilanz für Dauergrünland (Skinner & Dell, 2015). Die vorhandenen Vergleiche deuten jedoch darauf hin, dass C-Sequestrierungsraten mittels Eddy-Covarianz Methode tendenziell höher geschätzt werden als mit C_{org} -Messungen (z.B. Leifeld *et al.*, 2011; Jones *et al.*, 2017). Die Unsicherheit von C_{org} -Bilanzen auf Basis von Eddy-Covarianz Messungen ist hoch, weil der technologische Aufwand meist ein Experiment mit vielen Wiederholungen und einer auf den Wiederholungen basierenden statistischen Auswertung ausschliesst. Auch wegen der geringen Anzahl von Standorten in der Schweiz sind Eddy-Covarianz-basierte C-Bilanzen kaum geeignet, um repräsentative C_{org} -Vorratsveränderungen auf Dauergrünland anzugeben. Für die Untersuchung von Wetter- oder Bewirtschaftungseinflüssen auf die C-Bilanz ist der Ansatz jedoch sehr gut geeignet und er erlaubt kontinuierliche, ungestörte Messungen (Eugster & Merbold, 2015).

3.6 Modellbasierte Berechnungen

Für das nationale Treibhausgasinventar werden jährliche Veränderungen im C_{org} -Vorrat für landwirtschaftlich genutzte Mineralböden (0–30 cm) der Schweiz berechnet. Für Dauergrünland umfassen diese Wiesen, Weiden und Sömmerungsgebiete. Die Berechnungsmethode beruht auf dem C_{org} -Modell RothC (Wüst-Galley *et al.*, 2020). Ausgehend von einem Startwert für den C_{org} -Vorrat, welcher u.a. von neuen, noch unveröffentlichten, digitalen Bodenkarten abgeleitet wurde (Stumpf *et al.*, 2023; Stumpf *et al.*, unveröffentlicht), berechnet RothC die zeitliche Veränderung des C_{org} -Vorrats. Dazu werden monatliche Daten (geschätzte Hofdüngermengen, Temperatur, Niederschlag und Evapotranspiration) in die Berechnung miteinbezogen. Für den C-Eintrag aus Ernterückständen wird für alle Arten von Grünland, unabhängig von der Bewirtschaftungsintensität, der gleiche Wert angenommen (Wüst *et al.*, 2020; Franko *et al.*, 2011). Vergleiche mit Methoden, bei denen der C-Eintrag ertragsabhängig ist, haben gezeigt, dass dieser einfache Ansatz zu einer zufriedenstellenden Übereinstimmung von Modell- und Messergebnissen führt (Wüst *et al.*, 2020). Auf der nationalen Skala waren, basierend auf diesen Modellrechnungen, Böden unter Dauergrünland seit 1990 im Mittel kleine Senken für CO_2 (Abb. 5, untere Teilgraphik). Statistisch signifikant waren die Resultate jedoch nur für die Jahre 1990–1993. Für die letzten Jahre ist jedoch eine Tendenz hin zu einer CO_2 -Quelle zu beobachten. Wie für Messungen, müssen auch für die Simulationen grosse Vorratsänderungen eintreten, damit sie vor dem Hintergrund der grossen Unsicherheiten nachweisbar sind (Abb. 5, untere Teilgraphik). Betrachtet man die Veränderungen für drei verschiedene Höhenstufen, wird sichtbar, dass es unterschiedliche Trends gibt. Unter 1200 m über Meer nahmen die C_{org} -Vorräte leicht ab, darüber stiegen die Vorräte an (Abb. 5, obere Teilgraphik).

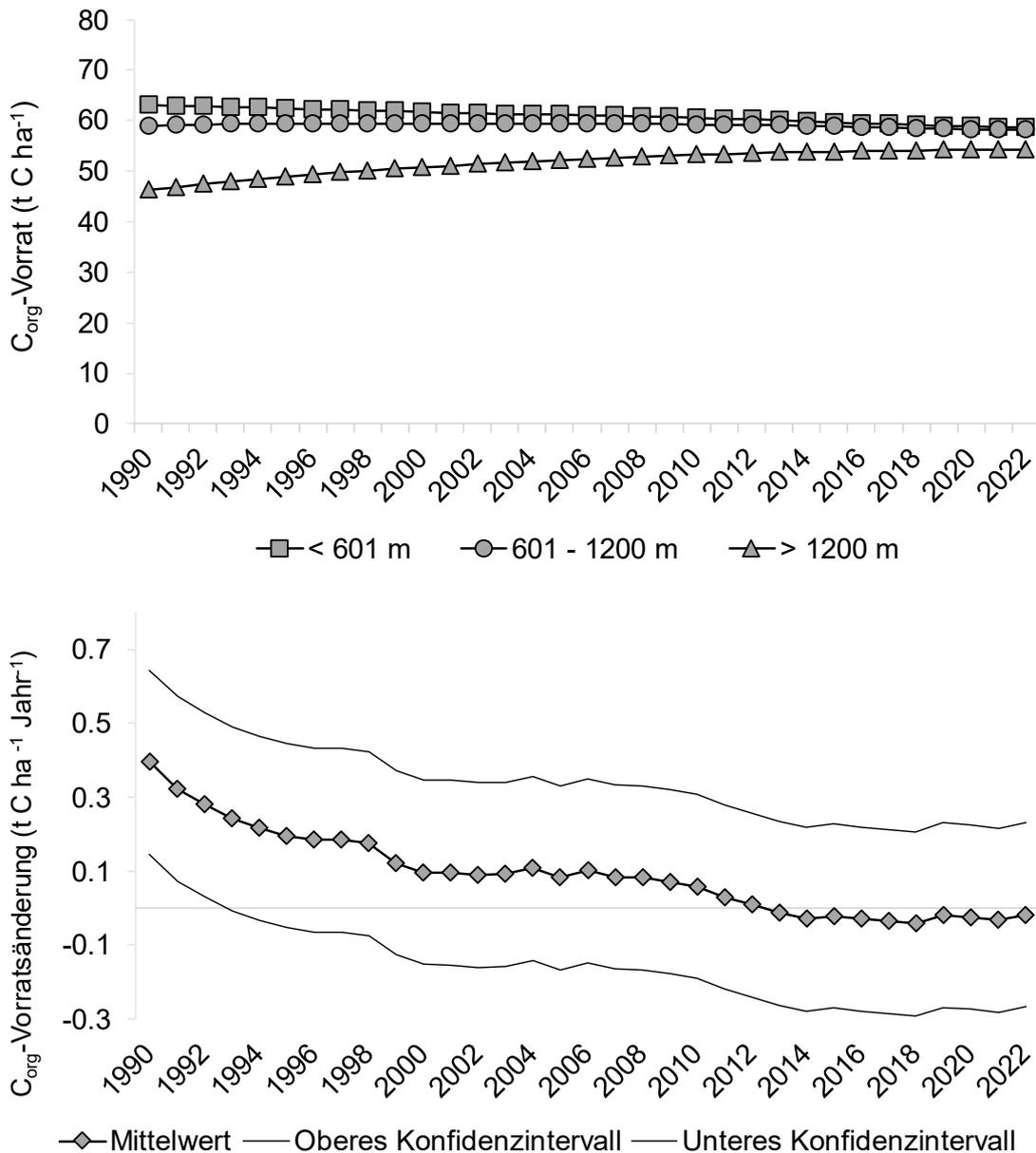


Abb. 5: C_{org} -Vorräte für das gesamte Schweizer Dauergrünland aufgeteilt nach drei Höhenstufen (oben). Die C_{org} -Vorratsänderungen sind flächengewichtete Mittelwerte (unten). Die Konfidenzintervalle zeigen auf, dass die Berechnungen mit grossen Unsicherheiten verbunden sind und die C_{org} -Verluste nur in den ersten Jahren statistisch signifikant waren. Abgeändert nach BAFU (2024).

3.7 Unterboden

Für die C-Sequestrierung ist der Unterboden (entspricht meist dem B-Horizont und ist typischerweise tiefer als 20–30 cm) sehr wichtig, da Unterböden a) mehr als die Hälfte der C_{org} -Vorräte der Böden beherbergen und b) der C_{org} dort mit seinen langen Verweilzeiten (d.h. niedrigen Abbauraten) relativ stabil ist (Guillaume *et al.*, 2022). Die Daten aus Oensingen (Leifeld *et al.*, 2011; Ammann *et al.*, 2020) zeigen deutlich, dass auch der C_{org} -Vorrat im Boden unterhalb von 30 cm Tiefe auf die Bewirtschaftung reagiert. In der Vergangenheit beschränkten sich die meisten Studien jedoch auf den Oberboden. Auch viele C_{org} -Modelle sind typischerweise für den Oberboden konzipiert. Zudem fehlen genügend Daten, um modellgestützte Berechnungen zu validieren. Aus diesem Grund können für die Schweiz zurzeit noch keine Aussagen über die C_{org} -Vorräte und deren zeitliche Änderungen sowie die Auswirkung der Bewirtschaftung für den Unterboden gemacht werden. Für zukünftige Untersuchungen der Sequestrierung ist daher der Einbezug des Unterbodens unabdingbar.

3.8 Veränderungen im C_{org}-Vorrat im nahen Ausland

Da Potentiale für zusätzliche C_{org}-Speicherung im Boden stark von lokalen Bedingungen (einschliesslich der Bewirtschaftung) abhängig sind, haben wir uns bewusst auf Studien aus der Schweiz konzentriert. Wir gehen deshalb nur sehr kurz auf Studien aus anderen Ländern ein.

Eine gute Datengrundlage für Zeitreihen von C_{org}-Vorräten ist eher selten und beispielsweise für Belgien und Grossbritannien vorhanden. In Grossbritannien wurde zwischen 1978 und 2007 keine Veränderung im C_{org}-Vorrat des Oberbodens (0–15 cm) für produktives Dauergrünland («fertile grassland») gemessen (Emmett *et al.*, 2010). Im Unterschied dazu haben Goidts & van Wesemael (2007) für 1955–2005 einen signifikanten Anstieg für Südbelgien dokumentiert, welcher durch eine Zunahme der Bestockungsdichte und höhere Hofdüngereinträge erklärt wurde. In Bayern, wo die pedoklimatischen Bedingungen denen in der Schweiz sehr ähnlich sind, wurde in einer Studie für die Jahre 1986–2016 im Mittel ein leichter Anstieg im C_{org}-Gehalt festgestellt, wobei diese Zunahme vom Verlauf von nur zwei von 18 Standorten dominiert wurde (Wiesmeier & Burmeister, 2022). Sowohl die stärkste Zunahme wie auch die stärkste Abnahme konnten durch die Bewirtschaftung (Anzahl Schnitte und organische Düngung) erklärt werden. Es gab insgesamt gleich viele Standorte mit Zu- wie Abnahmen und die Mehrheit der Standorte zeigte keine signifikante Änderung des C_{org}-Gehalts. Basierend auf drei Datenerhebungen für die Jahre 2009, 2015 und 2018 (Land Use/Land Cover Area Frame Survey (LUCAS)) und einem Modell («quantile generalized additive model»), wurde für Dauergrünland in der EU plus UK eine Zunahme im C_{org}-Gehalt von $0.49 \pm 0.02 \text{ g C kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ berechnet (De Rosa *et al.*, 2024; basierend auf 4482 Standorten). Eine vielzitierte Übersichtsstudie, welche zusätzlich zu C_{org}-Messungen auch Eddy-Covarianz Messungen miteinbezog, zeigte im Mittel positive C_{org}-Bilanzen für Dauergrünland (Soussana *et al.*, 2010). Die Autoren weisen jedoch darauf hin, dass die Variabilität zwischen den einzelnen Studien gross ist. Zudem zeigten die Resultate, dass die Eddy-Covarianz basierten Zunahmen im C_{org} deutlich höher waren als die, welche auf C_{org}-Messungen beruhten (22 g C m^{-2} im Vergleich zu 5 g C m^{-2} pro Jahr). Ein weiterer, vielzitiertes Artikel beruht auch auf zwei verschiedenen, methodischen Ansätzen (Schulze *et al.*, 2009). Hier wurden für die CO₂-Bilanzen nebst Eddy-Covarianz Messungen atmosphärische Modelle benutzt. Diese Modelle erlauben nur Aussagen mit einer groben, räumlichen Auflösung (d.h. für Gebiete von ca. 1000 km²) und sind mit grossen Unsicherheiten behaftet. Auch diese Studie kam zum Schluss, dass Dauergrünland in Europa eine CO₂-Senke ist. Möglicherweise erklären diese europäischen Studien, weshalb oft pauschal davon ausgegangen wird, dass auch in der Schweiz auf Dauergrünland C sequestriert wird.

4 Massnahmen für C-Sequestrierung

Welche Möglichkeiten bestehen in der Schweiz um in Dauergrünlandböden C zu sequestrieren? Wie in Abb. 2 dargestellt, müssen dafür grundsätzlich die C-Einträge in den Boden höher sein als die Verluste. Der C-Eintrag ist meist einfacher zu steuern und deshalb setzen Massnahmen für eine verbesserte Graslandbewirtschaftung oft bei einer Erhöhung der Rückführung der organischen Substanz an. Da während der Verdauung im Tier und bei der Lagerung von Mist, Gülle und Kompost leichter abbaubares Material verloren geht und schwerer abbaubares zurückbleibt, bzw. gebildet wird, werden organische Dünger meist langsamer abgebaut als pflanzliches Material. Organische Düngung gehört deshalb zu den meist untersuchten Massnahmen im Ausland (Conant *et al.*, 2017; Rambaut *et al.*, 2022). Allerdings ist eine Zunahme im C_{org}-Vorrat des Bodens durch organische Düngung oft lediglich das Resultat einer Verschiebung von organischer Substanz zwischen Feldern oder Betrieben (Chenu *et al.*, 2019; Don *et al.*, 2024); es ist daher schwierig, damit eine Netto-CO₂-Aufnahme und somit C-Sequestrierung zu erreichen. Zudem wird in der Schweiz auf einer grossen Mehrheit des Dauergrünlands bereits heute hauptsächlich Hofdünger ausgebracht und generell wird fast der gesamte in der Schweiz anfallende Hofdünger eingesetzt (BAFU, 2024). Insgesamt scheint es deshalb in der Schweiz kaum Potenzial für C-Sequestrierung durch organische Düngung zu geben.

Eine Zusammenfassung verschiedener Studien zeigte jedoch, dass eine mittlere Bewirtschaftungsintensität (gemessen am Ertrag) des Dauergrünlandes vorteilhaft ist und sie führte auf Weiden zu mittleren Zunahmen im C_{org}-Vorrat von ca. $0.5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Pellerin *et al.*, 2020). Sowohl sehr extensive, wie auch sehr intensive Bewirtschaftung führten zu tieferen oder gar keinen Zunahmen im C_{org}-Vorrat. Zudem wurde beobachtet, dass auf

Mähwiesen im Durchschnitt die C_{org} -Zunahmen kleiner waren (Pellerin *et al.*, 2020). Für einzelne Ertragsklassen waren die Unterschiede gross (>Faktor 2), aber die Mittelwerte über alle untersuchten Intensitätsklassen waren ähnlich ($0.26 \pm 0.08 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ für Weiden und $0.23 \pm 0.07 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ für Wiesen). Gründe für leicht höhere C_{org} -Zunahmen auf Weiden sind, dass ein Teil des durch die Tiere aufgenommenen C in Form von Ausscheidungen zurückgelassen und dieser C weniger rasch abgebaut wird. Zudem bleibt nach einer Weidenutzung im Vergleich zu einer Schnittnutzung ein grösserer Teil der Biomasse in Form von «Weideresten», d.h. Pflanzenstreu, auf der Parzelle übrig. Ein leichter Trend zu höheren C_{org} -Vorräten auf Weiden im Vergleich zu Mähwiesen wurde auch in einer Studie im Kanton Solothurn festgestellt, wobei der Unterschied nicht statistisch signifikant war (Richter *et al.*, 2024).

«Mob Grazing» ist eine Form der Beweidung, bei der absichtlich ein grosser Teil der Biomasse ungenutzt bleibt und von den Tieren zertrampelt wird um mehr C in den Boden einzubringen. Die Tiere beweiden eine relativ kleine Fläche für nur kurze Zeit und wechseln dann zu einer nächsten Fläche. Die restlichen Flächen erfahren eine relativ lange «Erholungszeit» für die Regeneration. Der Grossteil der Studien stammt aus Nordamerika (z.B. Mosier *et al.*, 2021) und zudem scheint es starke Abhängigkeiten zwischen den C_{org} -Zunahmen und dem Klima oder der Vegetationszusammensetzung zu geben (Abdalla *et al.*, 2018). Dieser Ansatz sollte deshalb noch unter den in der Schweiz vorherrschenden Boden- und Klimabedingungen getestet werden, bevor er als Strategie zur Erhöhung des C_{org} -Vorrats empfohlen werden kann. Dabei ist es wichtig, indirekte Effekte der Beweidung auf den C_{org} -Vorrat des Bodens wie beispielsweise die Qualität der Pflanzeneinträge mitzuberücksichtigen (Stanley *et al.*, 2024).

Im Unterschied zu den bereits erwähnten Schweizer Studien wurde in sieben Langzeitversuchen mit mineralischem NPK Dünger in den Niederlanden und in Deutschland eine signifikante Zunahme des C_{org} -Vorrates beobachtet (Poeplau *et al.*, 2018). Für 0–30 cm Bodentiefe lagen sie zwischen 0.13 und $0.37 \text{ t C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und wurden nicht durch erhöhte C-Einträge erklärt. Die Datengrundlage für die Schweiz ist diesbezüglich unzureichend und wir empfehlen, weitere Versuche mit mineralischer Düngung unter lokalen Bedingungen durchzuführen.

Die Förderung von tief wurzelnden Futterpflanzen wäre eine Massnahme, bei der man ausschliesslich beim pflanzlichen C-Eintrag ansetzt. Solche Massnahmen eignen sich somit besser für die C-Sequestrierung, da eine Netto- CO_2 -Aufnahme einfacher zu erreichen und zu quantifizieren ist. Die Kenntnisse diesbezüglich sind jedoch noch sehr lückenhaft (Dignac *et al.*, 2017).

Die Auswirkungen auf Graslandssysteme durch das Anpflanzen von Bäumen und Sträuchern ist besser dokumentiert. Im Mittelmeerraum und in tropischen Regionen ist der C_{org} -Vorrat unter Weiden mit Bäumen (silvopastorale Agroforstsysteme) deutlich höher als unter baumlosen Weiden (Howlett *et al.*, 2011a; Howlett *et al.*, 2011b; Lorenz & Lal, 2014), und der C_{org} wird im Durchschnitt in grösserer Tiefe und länger gespeichert (Howlett *et al.*, 2011a,b). Neuere Studien für unsere Klimazone weisen für silvopastorale Systeme jedoch C_{org} -Verluste aus (Mayer *et al.*, 2022). Insgesamt vermögen sie dennoch grosse Mengen C in der Form von Baumbiomasse zu sequestrieren. In Hecken scheint das Speicherpotential besonders hoch zu sein (Drexler *et al.*, 2023). Auch Agroforstsysteme erreichen jedoch durch das Altern der Bäume oder Sträucher nach ein paar Dekaden einen neuen Gleichgewichtszustand, weil die Biomasse danach nicht mehr zunimmt, ähnlich wie der Boden (Abb. 2). Sie können somit nur etwa 20-50 Jahre lang C sequestrieren. Anschliessend wird je nach Nutzungsart der Biomasse der gesamte oder nur ein Teil des gebundenen C in mehr oder weniger kurzer Zeit wieder freigesetzt. Wird das Holz für langlebige Produkte wie Möbel verwendet oder zu Pflanzenkohle verarbeitet (siehe unten), kann die Dauer der Speicherung verlängert werden. Generell kommen auf Dauergrünland nebst traditionellen silvopastoralen Systemen wie dem Hochstammfeldobstbau (Streuobstwiesen) oder Wytweiden (v.a. Jura) auch moderne Systeme wie Laubfutterhecken in Frage (Mariotte *et al.* 2023).

Das Ausbringen von Pflanzenkohle ist eine weitere Möglichkeit für C-Sequestrierung. Pflanzenkohle wird in der Schweiz meist verfüttert und gelangt deshalb in Kombination mit Hofdünger oder direkt mit den Ausscheidungen auf Wiesen/Weiden. Teilweise wird auch Kompost mit Pflanzenkohle angereichert. Aus Klimaschutzperspektive hat Pflanzenkohle den grossen Vorteil, dass sie sehr viel stabiler ist als andere Formen von C und weniger rasch abgebaut wird. Der Einsatz von Pflanzenkohle in landwirtschaftlichen Böden ist als Senkenleistung zur Kompensation von Treibhausgasemissionen im Inland vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) grundsätzlich anerkannt (CO_2 -Verordnung). Da es bisher jedoch kaum Langzeitstudien im Feld gibt, die z.B. mögliche Auswirkungen von Pflanzenkohle auf Bodenlebewesen untersucht haben, raten die Bundesämter für Umwelt und Landwirtschaft zurzeit

dennoch von einem grossflächigen Einsatz ab (BAFU *et al.*, 2022). Zudem besteht in der Schweiz eine Konkurrenz um die für die Produktion von Pflanzenkohle benötigte Biomasse (z.B. mit Biogasanlagen, Holzfeuerungen). Wie bei allen Massnahmen, sollte auch für Pflanzenkohle die Netto-CO₂-Aufnahme nur verrechnet werden, wenn die Systemgrenzen korrekt erfasst werden (Don *et al.*, 2024). Diese Bedingung wäre beispielsweise dann erfüllt, wenn Agroforstbiomasse für die Pflanzenkohleproduktion verwendet würde (Keel *et al.*, 2023).

Teilweise liessen sich die erwähnten Massnahmen kombinieren und könnten mit grosser Wahrscheinlichkeit einen bedeutenden Beitrag zum Netto-Null-Emissionsziel der Schweiz leisten. Eine genaue Quantifikation des Potentials für Massnahmen auf Dauergrünland ist jedoch noch ausstehend. Bei aktuellem Tierbesatz überwiegen allerdings die tierischen Treibhausgasemissionen klar und können selbst mit den höchsten bisher berechneten Sequestrierungsraten nicht kompensiert werden (Keel *et al.*, 2023).

Bei der Umsetzung der diskutierten Massnahmen gibt es unterschiedliche Hürden. Eine Anpassung der Nutzungsintensität kann grosse wirtschaftliche und strukturelle Folgen für die landwirtschaftlichen Betriebe haben und sich beispielsweise auf die Grösse der Tierbestände, den Zukauf von Futtermitteln und die Milch- und Fleischproduktion auswirken. Diese Änderungen können die Umsetzung hemmen. Eine vermehrte Weidehaltung ist nur möglich, wenn sich die Parzellen in der Nähe des Betriebs befinden. Generell können Umsetzungen von Massnahmen zur C-Sequestrierung sowohl mit Zusatzkosten und einer höheren Arbeitsbelastung, als auch mit einer Verbesserung der wirtschaftlichen Situation verbunden sein.

Wichtig zu erwähnen sind mögliche Zielkonflikte bei einer Erhöhung der Düngung mit dem Ziel der Erhöhung der pflanzlichen Primärproduktion, z.B. negative Folgen für die Biodiversität, die Wasser- und Luftqualität (z.B. Nitratauswaschung, Ammoniakemissionen) oder Treibhausgasemissionen (Lachgas). Solche negativen Folgen können auch durch grössere Tierbestände verursacht werden, wobei dabei noch erhöhte Methanemissionen dazukämen. Umgekehrt gibt es Massnahmen, welche mit Zusatznutzen verbunden sind. Es wurde beispielsweise häufig beobachtet, dass bodenbürtige Lachgasemissionen durch die Zugabe von Pflanzenkohle reduziert werden (Schmidt *et al.*, 2021). Wie lange solche Effekte anhalten, ist jedoch noch unklar. Zahlreiche Zusatznutzen hat das Anpflanzen von Bäumen oder Sträuchern (Kay *et al.*, 2019). Sie können vor Erosion oder Nitratauswaschung schützen, tragen zur Erhöhung der Biodiversität bei und können eine Anpassung an den Klimawandel darstellen (z.B. Schatten für Tiere). Allerdings ist die Frage der Flächenkonkurrenz zur Futter- oder Nahrungsmittelproduktion noch nicht geklärt.

Um spezifische Massnahmen zu empfehlen, ist die wissenschaftliche Grundlage in der Schweiz heute ungenügend. Dies hängt nicht nur mit der Unsicherheit der Auswirkung von Massnahmen auf den C_{org}-Vorrat zusammen, sondern auch mit der Unsicherheit bei der Abschätzung des veränderten Produktionspotenzials.

Unabhängig davon, ob Böden C sequestrieren können, ist der Erhalt der C_{org}-Vorräte ein wichtiges Umwelt- und Klimaziel, weil Böden nicht nur als Folge einer ungünstigen Bewirtschaftung, sondern auch durch verändertes Klima C verlieren können. Da die Schweiz besonders stark vom Klimawandel betroffen ist (die Jahresmitteltemperatur ist seit 1864 bereits um rund 2 °C angestiegen (<https://www.meteoschweiz.admin.ch/klima/klimawandel/entwicklung-temperatur-niederschlag-sonnenschein.html>)), ist dies von grosser Bedeutung. Wie sich beispielsweise steigende Temperaturen in Zukunft auf C_{org}-Vorräte auswirken, ist jedoch schwierig abzuschätzen. Unter kurzfristigen Temperaturerhöhungen wird ein Verlust von C_{org} durch erhöhten mikrobiellen Abbau der OBS erwartet. Da höhere Temperaturen jedoch auch das Wachstum der Pflanzen beeinflussen und die C_{org}-Vorräte vom Zusammenspiel der Eintrags- und Austragsraten abhängig sind, müssen sie nicht notwendigerweise zu einer Abnahme der C_{org}-Vorräte führen. Bei einem Feldversuch in Graubünden wurden 216 Graslandmonolithen (22 cm tiefe Rasenziegel mit einer Fläche von 37 cm × 27 cm) entlang eines 700 m Höhengradienten verpflanzt, um sie in den tieferen Lagen erhöhten Temperaturen auszusetzen. Eine Erwärmung von ca. 3 °C führte zu einem Verlust im C_{org}-Vorrat des gesamten Ökosystems von 14 % innerhalb von 5 Jahren, entsprechend 2 t C ha⁻¹ Jahr⁻¹ (Volk *et al.*, 2022) in Übereinstimmung mit Resultaten ähnlicher Versuche im Jura (Puissant *et al.*, 2017) und in Bayern (Garcia-Franco *et al.*, 2024). Bei einer Temperaturerhöhung von 1.5 °C wurde jedoch keine signifikante Abnahme des C_{org}-Vorrates beobachtet.

5 Schlussfolgerungen

Mineralische Böden unter Dauergrünland der Schweiz waren während den letzten 30 Jahren im Mittel weder CO₂-Quellen noch -Senken. Die verfügbaren Daten geben somit keine Hinweise, dass unter der bisherigen Bewirtschaftung C-Sequestrierung (d.h. eine Netto-CO₂-Aufnahme) auf Dauergrünland stattfindet. Für einzelne Standorte wurden jedoch deutliche Zunahmen wie auch Verluste im C_{org}-Vorrat gemessen. Um zu verstehen, welche Faktoren dafür verantwortlich sind, ist es notwendig, die Bewirtschaftung dieser Flächen zu dokumentieren. Zudem haben wir Massnahmen diskutiert, welche im Ausland zu Zunahmen im C_{org}-Vorrat von Dauergrünlandböden geführt haben. Darunter sind die vermehrte Weidehaltung, eine mittlere Nutzungsintensität sowie mineralische Düngung. Das grösste Potential für C-Sequestrierung im Schweizer Kontext hat nach heutigem Stand des Wissens das Anpflanzen von Bäumen und Sträuchern und das Ausbringen von Pflanzenkohle. Das Ausbringen von organischem Dünger wie Mist oder Gülle ist nur in seltenen Fällen eine Sequestrierungsmassnahme, da es sich meist nur um eine Verschiebung von organischem Material handelt, welche nicht zu einer Netto-CO₂-Aufnahme führt.

Da Dauergrünland eng mit der Nutztierhaltung verbunden ist, muss erwähnt werden, dass bei heutigem Tierbesatz die tierischen Treibhausgasemissionen klar überwiegen und selbst durch optimistische Sequestrierungsraten nicht kompensiert werden können (Wang *et al.*, 2023). Da die C_{org}-Vorräte unter Dauergrünland gross sind, sollte der Schutz dieser Vorräte im Vordergrund stehen, um mögliche C_{org}-Verluste und damit einhergehende CO₂-Emissionen zu verhindern.

6 Literaturverzeichnis

- 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. *Agric Ecosyst Environ*, **253**, 62-81.
- Ammann, C., Spirig, C., Leifeld, J. & Neftel, A. 2009. Assessment of the nitrogen and carbon budget of two managed temperate grassland fields. *Agric Ecosyst Environ*, **133**, 150-162.
- Ammann, C., Neftel, A., Jocher, M., Fuhrer, J. & Leifeld, J. 2020. Effect of management and weather variations on the greenhouse gas budget of two grasslands during a 10-year experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **292**.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt), Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Arbeitsgruppe Interventionswerte und Risikobeurteilung (AGIR) des Cercle Sol. 2022. Pflanzenkohle in der Schweizer Landwirtschaft. Risiken und Chancen für Boden und Klima. 1-14.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt). 2024. Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2022, National Inventory Report.
- Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D. & Balesdent, J. 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, **188**, 41-52.
- Conant, R.T., 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.
- Conant, R.T., Paustian, K. & Elliott, E.T. 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, **11**, 343-355.
- De Rosa, D., Ballabio, C., Lugato, E., Fasiolo, M., Jones, A. & Panagos, P. 2024. Soil organic carbon stocks in European croplands and grasslands: How much have we lost in the past decade? *Glob Chang Biol*, **30**, e16992.
- Dignac, M.-F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.-A., Nunan, N., Roumet, C. & Basile-Doelsch, I. 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37.
- Don, A., Seidel, F., Leifeld, J., Katterer, T., Martin, M., Pellerin, S., Emde, D., Seitz, D. & Chenu, C. 2024. Carbon sequestration in soils and climate change mitigation-Definitions and pitfalls. *Glob Chang Biol*, **30**, e16983.
- Drexler, S., Thiessen, E. & Don, A. 2024. Carbon storage in old hedgerows: The importance of below-ground biomass. *GCB Bioenergy*, **16**, e13112.
- Eugster, W. & Merbold, L. 2015. Eddy covariance for quantifying trace gas fluxes from soils. *SOIL*, **1**, 187-205.
- Ellert, B.H. & Bettany, J.R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, **75**, 529-538.
- Emmett, B.A., Reynolds, B., Chamberlain, P.M., Rowe, E., Spurgeon, D., Brittain, S.A., Frogbrook, Z., Hughes, S., Lawlor, A.J., Poskitt, J., Potter, E., Robinson, D.A., Scott, A., Wood, C. & Woods, C. 2010. Soils Report from 2007. CS Technical Report No. 9/07. Centre for Ecology & Hydrology
- Feigenwinter, I., Hörtnagl, L., Zeeman, M.J., Eugster, W., Fuchs, K., Merbold, L. & Buchmann, N. 2023. Large inter-annual variation in carbon sink strength of a permanent grassland over 16 years: Impacts of management practices and climate. *Agricultural and Forest Meteorology*, **340**.
- Fliessbach, A., Tresch, S. & Steffens, M. 2021. Review on the techniques and requirements for monitoring stock changes of soil organic carbon. Report in response to the postulate 19.3639 Bourgeois. Report by FiBL. Commissioned by the Federal Office for the Environment, Bern.

- Franko, U., Kolbe, H., Thiel, E. & Ließ, E. 2011. Multi-site validation of a soil organic matter model for arable fields based on generally available input data. *Geoderma*, **166**, 119-134.
- Garcia-Franco, N., Wiesmeier, M., Buness, V., Berauer, B.J., Schuchardt, M.A., Jentsch, A., Schlingmann, M., Andrade-Linares, D., Wolf, B., Kiese, R., Dannenmann, M. & Kögel-Knabner, I. 2024. Rapid loss of organic carbon and soil structure in mountainous grassland topsoils induced by simulated climate change. *Geoderma*, **442**, 116807.
- Goidts, E. & van Wesemael, B. 2007. Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). *Geoderma*, **141**, 341-354.
- Guillaume, T., Bragazza, L., Levasseur, C., Libohova, Z. & Sinaj, S. 2021. Long-term soil organic carbon dynamics in temperate cropland-grassland systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **305**.
- Guillaume, T., Makowski, D., Libohova, Z., Elfouki, S., Fontana, M., Leifeld, J., Bragazza, L. & Sinaj, S. 2022. Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation. *Geoderma*, **422**.
- Howlett, D.S., Moreno, G., Mosquera Losada, M.R., Nair, P.K. & Nair, V.D. 2011a. Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *J Environ Monit*, **13**, 1897-1904.
- Howlett, D.S., Mosquera-Losada, M.R., Nair, P.K., Nair, V.D. & Rigueiro-Rodríguez, A. 2011b. Soil carbon storage in silvopastoral systems and a treeless pasture in northwestern Spain. *Journal of Environmental Quality*, **40**, 825-832.
- Huguenin-Elie, O., Stutz, C.J., Lüscher, A. & Kessler, W. 2006. Einfluss von Stickstoff und Kalium auf eine Fromentalwiese. *AGRARForschung*, **13**, 62-67.
- Jones, S.K., Helfter, C., Anderson, M., Coyle, M., Campbell, C., Famulari, D., Di Marco, C., van Dijk, N., Tang, Y.S., Topp, C.F.E., Kiese, R., Kindler, R., Siemens, J., Schrupf, M., Kaiser, K., Nemitz, E., Levy, P.E., Rees, R.M., Sutton, M.A. & Skiba, U.M. 2017. The nitrogen, carbon and greenhouse gas budget of a grazed, cut and fertilised temperate grassland. *Biogeosciences*, **14**, 2069-2088.
- Kay, S., Jäger, M. & Herzog, F. 2019. Ressourcenschutz durch Agroforstsysteme – standortangepasste Lösungen. *Agrarforschung Schweiz*, **10**, 308–315.
- Keel, S.G., Bretscher, D., Leifeld, J., von Ow, A. & Wüst-Galley, C. 2023. Soil carbon sequestration potential bounded by population growth, land availability, food production, and climate change. *Carbon Management*, **14**.
- Keel, S.G., Anken, T., Büchi, L., Chervet, A., Fliessbach, A., Flisch, R., Huguenin-Elie, O., Mäder, P., Mayer, J., Sinaj, S., Sturny, W., Wüst-Galley, C., Zihlmann, U. & Leifeld, J. 2019. Loss of soil organic carbon in Swiss long-term agricultural experiments over a wide range of management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **286**.
- Leifeld, J., Ammann, C., Neftel, A. & Fuhrer, J. 2011. A comparison of repeated soil inventory and carbon flux budget to detect soil carbon stock changes after conversion from cropland to grasslands. *Global Change Biology*, **17**, 3366-3375.
- Leifeld, J., Bassin, S. & Fuhrer, J. 2005. Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **105**, 255-266.
- Leifeld, J., Klein, K. & Wüst-Galley, C. 2020. Soil organic matter stoichiometry as indicator for peatland degradation. *Scientific Reports*, **10**, 7634.
- Levasseur, F., Lashermes, G., Mary, B., Morvan, T., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L. & Houot, S. 2021. Quantifying and simulating carbon and nitrogen mineralization from diverse exogenous organic matters. *Soil Use and Management*, **38**, 411-425.
- Lorenz, K. & Lal, R. 2014. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, **34**, 443-454.

- Lugato, E., Bampa, F., Panagos, P., Montanarella, L. & Jones, A. 2014. Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. *Glob Chang Biol*, **20**, 3557-3567.
- Mariotte P., G.C., Kay S., Manzocchi E., Aeby P., Ampuero S., Dubois S., Silacci P., Leifeld J., Jan P., Gazzarin C., Probo M. 2023. Futterhecken in Dauergrünland zur Erzeugung von Zusatzfutter bei sommerlicher Trockenheit. In: *Generalversammlung des Vereins für die Entwicklung des Futtermittelanbaus*. Sorens.
- 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**.
- Merbold, L., Decock, C., Eugster, W., Fuchs, K., Wolf, B., Buchmann, N. & Hörtnagl, L. 2021. Are there memory effects on greenhouse gas emissions (CO₂, N₂O and CH₄) following grassland restoration? *Biogeosciences*, **18**, 1481-1498.
- Metzger, K., Liebisch, F., Herrera, J.M., Guillaume, T., Walder, F. & Bragazza, L. 2024. The use of visible and near-infrared spectroscopy for in-situ characterization of agricultural soil fertility: A proposition of best practice by comparing scanning positions and spectrometers. *Soil Use and Management*, **40**, e12952.
- Moll-Mielewczik, J., Keel, S.G. & Gubler, A. 2023. Organic carbon contents of mineral grassland soils in Switzerland over the last 30 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **342**.
- Mosier, S., Apfelbaum, S., Byck, P., Calderon, F., Teague, R., Thompson, R. & Cotrufo, M.F. 2021. Adaptive multi-paddock grazing enhances soil carbon and nitrogen stocks and stabilization through mineral association in southeastern US grazing lands. *Journal of Environmental Management*, **288**, 112409.
- 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**, 348-360.
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.-I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, L., Sierra, J., Théron, O., Viaud, V., Grateau R., Le Perchec, S., Réchauchère, O. 2020. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?
- 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**, 2415-2427.
- Poeplau, C., Zopf, D., Greiner, B., Geerts, R., Korvaar, H., Thumm, U., Don, A., Heidkamp, A. & Flessa, H. 2018. Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **265**, 144-155.
- Poultou, P., Johnston, J., Macdonald, A., White, R. & Powlson, D. 2018. Major limitations to achieving "4 per 1000" increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. *Global Change Biology*, **24**, 2563-2584.
- Puissant, J., Mills, R.T.E., Robroek, B.J.M., Gavazov, K., Perrette, Y., De Danieli, S., Spiegelberger, T., Buttler, A., Brun, J.-J. & Cécillon, L. 2017. Climate change effects on the stability and chemistry of soil organic carbon pools in a subalpine grassland. *Biogeochemistry*, **132**, 123-139.
- Rambaut, L.A.E., Vayssières, J., Versini, A., Salgado, P., Lecomte, P. & Tillard, E. 2022. 15-year fertilization increased soil organic carbon stock even in systems reputed to be saturated like permanent grassland on andosols. *Geoderma*, **425**, 116025.
- Richter F, Suter M, Lüscher A, Buchmann N, El Benni N, Feola-Conz R, Hartmann M, Jan P, Klaus VH (2024) Effects of management practices on the ecosystem-service multifunctionality of temperate grasslands. *Nature Communications*, **15**, 3829. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-48049-y>

- 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.
- Schulze, E.D., Luysaert, S., Ciais, P., Freibauer, A., Janssens, I.A., Soussana, J.F., Smith, P., Grace, J., Levin, I., Thiruchittampalam, B., Heimann, M., Dolman, A.J., Valentini, R., Bousquet, P., Peylin, P., Peters, W., Rodenbeck, C., Etiope, G., Vuichard, N., Wattenbach, M., Nabuurs, G.J., Poussi, Z., Nieschulze, J. & Gash, J.H. 2009. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geoscience*, **2**, 842-850.
- Skinner, R.H. & Dell, C.J. 2015. Comparing pasture C sequestration estimates from eddy covariance and soil cores. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **199**, 52-57.
- Stanley, P.L., Wilson, C., Patterson, E., Machmuller, M.B. & Cotrufo, M.F. 2024. Ruminating on soil carbon: Applying current understanding to inform grazing management. *Global Change Biology*, **30**, e17223.
- Stewart, C.E., Paustian, K., Conant, R.T., Plante, A.F. & Six, J. 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, **86**, 19-31.
- Stumpf, F., Behrens T., Schmidt K. & A. Keller. 2023. Hinweiskarten für Bodeneigenschaften - Landesweit modellierte Karten für Bodeneigenschaften für drei Tiefenstufen. KOBO-Bericht Nr. 6, BFH-HAFL, CH-3052 Zollikofen-Bern, verfügbar unter www.ccsols.c
- Stumpf, F., Behrens T., Schmidt K. & A. Keller. Unveröffentlicht. Hinweiskarten: Bodenkohlenstoffvorrat - Landesweite und jährliche Hinweiskarten für den Bodenkohlenstoffvorrat in drei Tiefenstufen seit 1985.
- Stumpf, F., Keller, A., Schmidt, K., Mayr, A., Gubler, A. & Schaepman, M. 2018. Spatio-temporal land use dynamics and soil organic carbon in Swiss agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **258**, 129-142.
- Soussana, J.F., Tallec, T. & Blanfort, V. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, **4**, 334-350.
- Tao, F., Huang, Y., Hungate, B.A., Manzoni, S., Frey, S.D., Schmidt, M.W.I., Reichstein, M., Carvalhais, N., Ciais, P., Jiang, L., Lehmann, J., Wang, Y.P., Houlton, B.Z., Ahrens, B., Mishra, U., Hugelius, G., Hocking, T.D., Lu, X., Shi, Z., Viatkin, K., Vargas, R., Yigini, Y., Omuto, C., Malik, A.A., Peralta, G., Cuevas-Corona, R., Di Paolo, L.E., Luotto, I., Liao, C., Liang, Y.S., Saynes, V.S., Huang, X. & Luo, Y. 2023. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage. *Nature*, **618**, 981-985.
- Thomet, P. & Koch, B. 1993. Längerfristige Auswirkungen von Düngung und Schnittregime auf eine Heumatte. *Landwirtschaft Schweiz*, **6**, 107-114.
- van der Voort, T.S., Verweij, S., Fujita, Y. & Ros, G.H. 2023. Enabling soil carbon farming: presentation of a robust, affordable, and scalable method for soil carbon stock assessment. *Agronomy for Sustainable Development*, **43**.
- Volk, M., Suter, M., Wahl, A.-L. & Bassin, S. 2022. Massive warming-induced carbon loss from subalpine grassland soils in an altitudinal transplantation experiment. *Biogeosciences*, **19**, 2921-2937.
- Wang, Y., de Boer, I.J.M., Persson, U.M., Ripoll-Bosch, R., Cederberg, C., Gerber, P.J., Smith, P. & van Middelaar, C.E. 2023. Risk to rely on soil carbon sequestration to offset global ruminant emissions. *Nat Commun*, **14**, 7625.
- Wiesmeier, M. & Burmeister, J. 2022. 35 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in der Landwirtschaft. Band 4: Humus. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft.
- 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**.
- Wüst-Galley, C., Keel, S.G. & Leifeld, J. 2020. A model-based carbon inventory for Switzerland's mineral agricultural soils using RothC. *Agroscope Science*, **105**.
- Yuzugullu, O., Lorenz, F., Fröhlich, P. & Liebisch, F. 2020. Understanding Fields by Remote Sensing: Soil Zoning and Property Mapping. *Remote Sensing*, **12**, 1116.