

Forschungsbericht BWPLUS

**Repräsentative Erfassung der Emissionen klimarelevanter Gase
aus Mooren Baden-Württembergs (EmMo)**

von

Thilo Streck, Joachim Ingwersen, Marc Lamers, Merit van den Berg
(Universität Hohenheim)

Marian Kazda, Martin Werth, Andreas Lengerer, Jan-Erik Dickopp
(Universität Ulm)

Sabine Fiedler, Martin Ebli
(Universität Mainz)

Förderkennzeichen: BWM 11001, BWM 11003, BWM 11005

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und Ihre Sicherung werden
mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert.

März 2017

1.1 Zusammenfassung

Natürliche Moore sind Kohlenstoffsinken. Aufgrund dieser Senkenfunktion haben sich über die Jahrhunderte große Mengen Kohlenstoff in Form von Torf in Mooren akkumuliert. Ein Großteil der Moore Baden-Württembergs wird heute landwirtschaftlich genutzt. Dies ist nur möglich durch einen massiven Eingriff in den Wasserhaushalt. Um eine maschinengerechte Bewirtschaftung zu ermöglichen, wird im Zuge der Nutzungsänderung der Grundwasserspiegel abgesenkt, was dazu führt, dass der Torfkörper belüftet und unter diesen aeroben Bedingungen langsam mikrobiell zu dem Treibhausgas (THG) CO₂ abgebaut wird. Dadurch wandeln sich Moore von CO₂-Senken in CO₂-Quellen um. Das Ziel des Projektes war es, bestehende Daten- und Wissenslücken zu schließen und die Datenbasis für das baden-württembergische Treibhausgasinventar zu verbessern. Im Projekt wurden von 2013 bis 2016 die THG-Emissionen von zehn Moorstandorten in Baden-Württemberg ermittelt. Die Standorte befanden sich im Oberrheingraben bei Graben-Neudorf und in Oberschwaben im Pfrunger-Burgweiler Ried und im Schilfgürtel des Federsees. Die Messung der THG-Emission erfolgte mit der Kammermethode. An zwei Standorten, dem ackerbaulich genutzten überdeckten Niedermoor in Graben-Neudorf und im Schilfgürtel des Federsees, wurden kontinuierliche Eddy-Kovarianz-Messungen durchgeführt. Auf Basis von insgesamt 34 Bilanzjahren kommt diese Studie zu dem Ergebnis, dass die landwirtschaftlich genutzten Moore der Messstandorte im Mittel $42 \pm 6 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ emittieren. Die höchsten Emissionen wurden im Oberrheingraben beobachtet. Die Emissionen von Acker- und Grünlandstandorten variieren über den gleichen Bereich. Die Treibhausgasemissionen von Acker- und Grünlandstandorten werden von den CO₂-Flüssen dominiert. Umweltbedingungen wie Grundwasserstand und Temperatur spielen für die THG-Emission die entscheidende Rolle. Eine mineralische Deckschicht kann bei starker Absenkung des Grundwasserstandes den Torfabbau nicht verhindern. Auch das überdeckte Niedermoor in Graben-Neudorf war in allen Jahren eine starke THG-Quelle. Bei den CO₂-Tagesflüssen lieferte die Kammermethode systematisch niedrigere CO₂-Aufnahmen als die Eddy-Kovarianz-Messung, was in der THG-Bilanz zu systematisch höheren Emissionen führt. Jedoch ergab auch die Eddy-Kovarianz-Messung, dass das überdeckte Niedermoor eine starke CO₂-Quelle ist (2014: $28,3 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1}$; 2016: $30,5 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1}$). Auch am Standort Pfrunger-Burgweiler Ried konnte gezeigt werden, dass die Methanflüsse hauptsächlich vom Grundwasserstand und der Bodentemperatur bestimmt werden. Entlang des untersuchten Nutzungsgradienten ist die intensive Grünlandnutzung aufgrund der hohen CO₂-Emissionen bei relativ geringerem Biomasseertrag am kritischsten zu betrachten. An diesem Standort wurden im Jahr 2014 $47,8 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}$ emittiert. Hingegen emittierte das wiedervernässte Seggenried im selben Jahr nur $15,9 \text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}$. Grundsätzlich muss an extensivierten Standorten mit einer Adaptionphase nach der Wiedervernässung gerechnet werden. Die CO₂- und CH₄-Flüsse vom Schilfröhrichtstandort Federsee zeigten stark ausgeprägte interannuelle Unterschiede, die im wesentlichen auf Variationen von Temperatur und Wasserstand zurückzuführen sind. Beide Gase zeigten einen ausgeprägten Tagesgang. Der Schilfgürtel des Federsees ist eine Kohlenstoffsinke. Aufgrund der hohen Methanemissionen fällt seine THG-Bilanz mit $7 \pm 4 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ allerdings leicht positiv aus.

1.2 Summary

Near-natural peatlands are generally stable carbon sinks. Over centuries, substantial amounts of carbon have accumulated at these sites. Today, a large fraction of the peatland in Baden-Württemberg is used for intensive agriculture. This is only possible by a massive intrusion into the water regime. The groundwater table has to be lowered significantly to enable economical efficient land management with heavy machinery. This process leads to an aeration of the peat body, which gets slowly degraded by microbes to carbon based greenhouse gases (GHGs), as CO₂ and CH₄, and released into the atmosphere. This transforms peatlands from GHG sinks to sources. This project aimed to improve the GHG inventory data base of Baden-Württemberg by closing data and knowledge gaps on carbon based GHG emissions from moors in agricultural use. Therefore, ten peatland sites, some in arable use and some grasslands, have been monitored for their CO₂ and CH₄ exchange from 2013 to 2016. The sites were located in the Upper Rhine Graben close to the village Graben-Neudorf, in Upper Swabia in the

Pfrunger-Burgweiler reed, and within the reed beds of Federsee. At all sites GHG emissions were measured with the static chamber method. Additionally, continuous CO₂ flux measurements were taken using the eddy covariance technique in Graben-Neudorf and Federsee. On the basis of in total 34 balance years, this study comes to the result that the investigated agriculturally used peatland emits on average 42 ± 6 t CO₂-Eq ha⁻¹ a⁻¹. Highest emissions were observed in the Upper Rhine Graben for both arable land and grassland. The emission of these two land use types varied over the same range. Environmental factors such as temperature and groundwater level play the central role in GHG emission. GHG emissions are dominated by the CO₂ flux. The covered peatland in Graben-Neudorf was a strong CO₂ source in all years, which indicates that a mineral cover cannot prevent peat degradation when the groundwater level is lowered. Comparing the static chamber method with the eddy covariance technique showed that measured CO₂ assimilation was consistently lower from the chamber technique, which results in an overall higher GHG budget. Nevertheless, also the eddy-covariance measurements confirmed the strong CO₂ source of covered peatland (2014: 28,3 t CO₂ ha⁻¹; 2016: 30,5 t CO₂ ha⁻¹). Overall, intensely used meadow is the most problematic use of peatland based on the highest CO₂ emissions along the investigated land use intensity gradient. At this meadow site 47,8 t CO₂-Eq. ha⁻¹ were emitted in 2014. In contrast, the rewetted carex reed released only 15,9 t CO₂-Eq. ha⁻¹ in the same year. In general, at the extensively used sites an adaptation phase following rewetting has to be expected. The CO₂ and CH₄ fluxes from the Federsee reed showed substantial inter-annual differences, which mainly originated from temperature and water level variations. Both gases showed a distinct diurnal cycle. The reed bed of Federsee was a CO₂ sink, However, due to the high emission of CH₄, the GHG balance is slightly positive with 7 ± 4 t CO₂-Eq ha⁻¹ a⁻¹.

2 Kurzbeschreibung der durchgeführten Forschungsergebnisse

2.1 Arbeitspaket 1a – Quantifizierung der Treibhausgasbilanzen von An/-Mooren des Oberrheingrabens (AP1a: M. Ebli, S. Fiedler)

CH₄-Jahresflüsse

Die Ergebnisse verweisen auf eine boden- und nutzungsspezifische Differenzierung der CH₄-Jahresflüsse bei hoher interannueller Variabilität (Tab. 1). Der futterbaulich genutzte Standort auf Niedermoor (GN2) war 2010, 2011 und 2012 eine Methansenke, 2013 und 2014 hingegen eine Methanquelle. Der ackerbaulich genutzte Standort auf Niedermoor (GN3) war 2010 bis 2014 eine Methanquelle. Beide Anmoorstandorte (GN4 und GN5) stellten mit Ausnahme des ackerbaulich genutzten Standorts 2010 im untersuchten Zeitraum Methansenken dar. Die mineralisch überdeckten Niedermoorstandorte (GN6 und GN7) stellten 2013 ebenfalls Methansenken dar. Der futterbaulich genutzte mineralisch überdeckte Niedermoorstandort (GN6) stellte auch 2014 eine Methansenke dar. Der ackerbaulich genutzte Niedermoorstandort (GN7) mit mineralischer Überdeckung bildete 2014 hingegen eine Methanquelle (Tab. 1).

Anmoore stellen unabhängig von ihrer Landnutzung Methansenken dar. Bei jeweils vergleichbarem Grundwasserflurabstand war die Senkenfunktion der Anmoore unter Grünland- stärker als unter Ackernutzung. Die nutzungsabhängige Senkenfunktion konnte 2013 auch auf den mineralisch überdeckten Niedermooren beobachtet werden. Hingegen war 2013 die CH₄-Quellstärke des Niedermoores unter Acker höher als unter Grünland. 2014 konnte dieser Trend auf Niedermoor nicht beobachtet werden. Beide Niedermoorstandorte besaßen unabhängig von der Landnutzung eine vergleichbare Quellenfunktion. Der Trend zu einer stärkeren Quellenfunktion auf ackerbaulich genutzten Standorten war 2014 auf mineralisch überdecktem Niedermoor sehr deutlich zu beobachten. Die stärkere Quellen- bzw. schwächere Senkenfunktion der ackerbaulich genutzten Standorte ist unabhängig vom Bodentyp und auf die mit der Bodenbearbeitung verbundene Einarbeitung von Ernterückständen (GN3, GN5 und GN7) und Zwischenfrüchten zur Gründüngung (GN7) zurückzuführen. Durch die Einbringung leicht abbaubarer Substrate kam es zu einer starken Sauerstoffzehrung und schließlich zur Methanbildung (Tab. 1).

Tab. 1: CH₄-Jahresflüsse der Untersuchungsstandorte in Graben-Neudorf 2010 bis 2014.

	CH ₄ -C [kg C ha ⁻¹ a ⁻¹]					
Bodentyp	Niedermoor		Anmoor		Überdecktes Niedermoor	
Nutzung	Grünland	Acker	Grünland	Acker	Grünland	Acker
Standort	GN2	GN3	GN4	GN5	GN6	GN7
2010	-0,93	2,57	-2,25	1,45	n.b.	n.b.
2011	-0,73	2,14	-3,36	-2,79	n.b.	n.b.
2012	-0,77	4,85	-3,93	-1,84	n.b.	n.b.
2013	0,86	4,49	-3,96	-1,93	-0,50	-0,14
2014	1,17	1,93	-2,59	-1,37	-1,97	5,24

N₂O-Jahresflüsse

Die N₂O-Jahresflüsse der untersuchten Standorte in der Oberrheinebene sind durch eine hohe inter- und intraannuelle Variabilität geprägt. Es konnten keine bodenspezifischen N₂O-Jahresflüsse beobachtet werden (Tab. 2). Auf Niedermoor- und Anmoorstandorten werden die N₂O-Jahresflüsse durch die Landnutzung bestimmt. Die ackerbaulich genutzten Standorte auf Niedermoor (GN3) und Anmoor (GN5) weisen höhere N₂O-Jahresflüsse auf als die Grünlandstandorte gleichen Bodentyps (GN2 und GN4). Die höheren N₂O-Jahresflüsse der Ackerstandorte sind auf die verstärkte Mineralisierung der eingebrachten Erntereste und die Zufuhr N-haltiger Mineraldünger zurückzuführen. Die diesem Trend widersprechende Veränderung der N₂O-Jahresflüsse auf dem ackerbaulich genutzten Niedermoorstandort 2014 ist durch die Extensivierung der Bewirtschaftung hin zu Feldfutterbau begründet. Die ab Januar 2013 in die Untersuchung einbezogenen Standorte auf mineralisch überdecktem Niedermoor (GN6 und GN7) emittierten 2013 die geringsten N₂O-Mengen und zeigten keine Abhängigkeit von der Landnutzung. Im Jahr 2014 zeigten die mineralisch überdeckten Niedermoores hingegen die auch auf Niedermoor und Anmoor beobachtete Abhängigkeit von der Landnutzung. Auf dem ackerbaulich genutzten, mineralisch überdeckten Niedermoor entscheiden die annualen Bewirtschaftungsmaßnahmen über die N₂O-Jahresflüsse (Tab. 2).

Tab. 2: N₂O-Jahresflüsse der Untersuchungsstandorte in Graben-Neudorf 2010 bis 2014.

	N ₂ O-N [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]					
Bodentyp	Niedermoor		Anmoor		Überdecktes Niedermoor	
Nutzung	Grünland	Acker	Grünland	Acker	Grünland	Acker
Standort	GN2	GN3	GN4	GN5	GN6	GN7
2010	0,92	1,36	0,69	11,49	n.b.	n.b.
2011	1,56	4,53	1,58	4,07	n.b.	n.b.
2012	3,48	3,74	0,30	1,16	n.b.	n.b.
2013	1,76	3,38	1,20	7,22	0,91	0,83
2014	1,80	0,76	-0,10	12,74	2,00	4,87

CO₂-Jahresflüsse

Die CO₂-Jahresflüsse der Untersuchungsstandorte in der Oberrheinebene wurden in Zusammenarbeit mit dem Thünen Institut (Braunschweig) in Anlehnung an Drösler (2005), Beetz et al. (2013) und Leiber-Sauheitl et al. (2014) berechnet. Hierzu wurden aus den durch die statischen Kammermessungen in 2 bis 4-wöchigem Turnus erhobenen Rohdaten mit CO₂ Flux Extern (Calmex, Deutschland) Einzelflüsse für jede Kammermessung berechnet. Um die zu verwendenden CO₂-Flüsse zu berechnen wurde ein 15-Punkte „moving window“ verwendet, das den Flussanschnitt mit dem maximalen R² und der minimalen Varianz auf den vorliegenden Rohdatensatz der einzelnen Kammermessung auswählt. Die nach diesen Kriterien aus dem jeweiligen Rohdatensatz ausgewählten Bereiche wurden auf konstante Bedingungen hinsichtlich der Größen Photosynthetisch Aktive Strahlung (PAR) und Kammerinnentemperatur geprüft. Variierte PAR oder die Innentemperatur der Kammer im ausgewählten Zeitraum der Messung >10 % bzw. >1,5 K, wurde die Messung verworfen. Mit Hilfe dieser Methode wurden für jeden Messtag und Standort qualitätsgeprüfte Einzelflüsse berechnet. Den jeweiligen Einzelflüssen wurden für die folgende Berechnung PAR sowie Bodentemperaturen in 2, 5 und 10 cm Tiefe zugeordnet.

Die Modellierung des Jahresflusses erfolgte mit Hilfe von R (R Core Team 2013). Zur Berechnung der Ökosystematmung (R_{eco}) erfolgte ein Fitting der Flussberechnungen der Tagesgänge der Messtage gegen die zugehörigen Bodentemperaturen in 2 cm Tiefe. Konnte keine oder eine nicht eindeutige Abhängigkeit zwischen den CO_2 -Flüssen und Bodentemperatur in 2 cm Tiefe festgestellt werden, ging der jeweilige Messtag nicht in das Jahresmodell ein. Für die Modellierung des Nettoökosystemaustauschs (NEE) wurden die Flussberechnungen der Tagesgänge der Messtage gegen die PAR gefittet. Sowohl für das Fitting der R_{eco} gegen die Bodentemperatur in 2 cm Tiefe als auch der NEE gegen die PAR wurden nicht-lineare Modelle verwendet. Wurde eine Abhängigkeit zwischen NEE und PAR festgestellt, ging der jeweilige Messtag in das Jahresmodell ein. Die Erstellung des Jahresmodells erfolgte durch gewichtete Interpolation der Zeiträume zwischen zwei zu verwendenden Messterminen auf Basis erhobener Klimadaten (Leiber-Sauheitl et al. 2014). Das Niedermoor unter Grünland (GN2) war 2010 bis 2014 mit einer mittleren Jahresemission von $16547 \pm 1326 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Mittelwert \pm Standardabweichung) ein großer CO_2 -Emittent innerhalb der untersuchten Standorte. Das ackerbaulich genutzte Niedermoor emittierte im gleichen Zeitraum $3472 \pm 1378 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Im Jahr 2012 stellte das Niedermoor unter Ackernutzung (Mais) eine CO_2 -Senke dar ($-163 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Trotz einer vergleichsweise sehr langen Messreihe ist nach 5 Jahren eine Zuordnung der Quell- bzw. Senkenstärke der CO_2 -Jahresemissionen zu einer angebauten Kultur (2010: Senf & Ölrettich; 2011 & 2012: Mais; 2013: Selbstbegrünung; 2014: Feldfutter) nicht möglich. Die annualen CO_2 -Emissionen der Niedermoor-Standorte zeigen eine ausgeprägte Differenzierung entsprechend der Landnutzung (Grünland > Acker).

Grünlandnutzung auf Anmoor emittierte $6095 \pm 1247 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (2010 – 2014). Das ackerbaulich genutzte Anmoor (Mais in Selbstfolge) emittierte in diesem Zeitraum $9564 \pm 1246 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Auch auf den Anmoor-Standorten war eine landnutzungsabhängige Differenzierung der annualen CO_2 -Emissionen zu beobachten. Die Anmoorstandorte zeigten hinsichtlich der annualen CO_2 -Emissionen in Abhängigkeit von der Landnutzung einen zu den Niedermoor-Standorten gegenläufigen Trend (Grünland < Acker). Die ausgeprägte Differenzierung der verschiedenen Jahresflüsse in Abhängigkeit von der Landnutzung, wie auf Niedermoor beobachtet, war nicht festzustellen. Innerhalb des untersuchten Zeitraums traten sowohl deutlich verschiedene als auch vergleichbare annualen CO_2 -Emissionen der Landnutzungsformen auf. Bodentypspezifisch war festzuhalten, dass die höheren jährlichen CO_2 -Emissionen nicht auf eine Landnutzungsform begrenzt waren.

Dieser Trend konnte 2013 und 2014 auch auf mineralisch überdecktem Niedermoor beobachtet werden. Im Untersuchungsjahr 2013 emittierte der Acker auf mineralisch überdecktem Niedermoor deutlich mehr CO_2 als das Grünland. Im darauffolgenden Jahr war eine gegensätzliche Beobachtung zu machen. Es muss aber festgehalten werden, dass sich sowohl die annualen CO_2 -Emissionen des Grünlands als auch des Ackerlands (2013: Winterweizen & Ölrettich als Zwischenfrucht; 2014: Mais) in beiden Jahren deutlich unterscheiden (Tab. 3).

Tab. 3: CO₂-Jahresflüsse der Untersuchungsstandorte in Graben-Neudorf 2010 bis 2014.

	NEE, CO ₂ -C [kg C ha ⁻¹ a ⁻¹]					
Bodentyp	Niedermoor		Anmoor		Überdecktes Niedermoor	
Nutzung	Grünland	Acker	Grünland	Acker	Grünland	Acker
Standort	GN2	GN3	GN4	GN5	GN6	GN7
2010	14740	7568	5663	9911	n.b.	n.b.
2011	21519	5530	9894	7009	n.b.	n.b.
2012	14299	-163	6713	6620	n.b.	n.b.
2013	17011	2742	2084	11032	8738	18494
2014	15165	1684	6123	13247	13067	11555

Die Jahressgänge der Ökosystematmung (R_{eco}), der Bruttoprimärproduktion (GPP) und des Nettoökosystemaustausches (NEE) unterscheiden sich unabhängig vom Bodentyp entsprechend der Landnutzung (Abb. 1). Auf den Grünlandstandorten (GN2, GN4 & GN6) war unabhängig vom Bodentyp ganzjährig Bruttoprimärproduktion (GPP) zu beobachten. Dies war auf die über den Untersuchungszeitraum bestehende Vegetationsdecke und das milde Klima zurückzuführen (Abb. 2). Auf den ackerbaulich genutzten Standorten (GN3, GN5 und GN7) findet im Zeitraum zwischen Ernte und Neuansaat keine oder nur eine geringe GPP statt. Die unterschiedlichen GPP-Jahresamplituden in Abhängigkeit von der Landnutzung, ergeben sich durch den pflanzenspezifischen Stoffwechsel. Die durch C3 Pflanzen dominierten Grünlandbestände zeigten eine deutlich geringere annuelle GPP-Amplitude als C4 Pflanzen (Mais: GN3 2011 & 2012; GN5 2010 – 2014; GN7 2014). Wurden hingegen C3 Pflanzen auf den Ackerstandorten angebaut, wurden mit den Grünlandstandorten vergleichbare GPP-Amplituden beobachtet (GN3 2010, 2013 & 2014; GN7 2013). Auf den Grünlandstandorten übersteigt die R_{eco} unabhängig vom Bodentyp fast ganzjährig die GPP. Die ackerbaulich genutzten Standorte stellen in Abhängigkeit von der angebauten Kultur, von deren Entwicklungsstadium und von der Witterung während der Vegetationszeit temporär trotz ausgeprägter R_{eco} Kohlenstoffsinken dar. Die Jahresbilanz der Ackerstandorte wird aber erheblich durch die R_{eco} im Zeitraum zwischen Ernte und Neuansaat bestimmt. Die R_{eco} zeigt im Zeitraum zwischen Ernte und Neuansaat eine positive Abhängigkeit zum Grundwasserflurabstand (GN3 < GN7 < GN5) (Abb. 3) und somit zu den belüfteten Kohlenstoffvorräten, nicht aber zu den gesamten Kohlenstoffvorräten des Standortes. Auf den Grünlandstandorten konnte diese positive Abhängigkeit der R_{eco} vom Grundwasserflurabstand nicht bestätigt werden, vielmehr wiesen die feuchteren Standorte eine höhere ganzjährige R_{eco} auf. Höhere Gesamtkohlenstoffvorräte (GN2 > GN6 > GN4) führten zu höheren CO₂-Emissionen (Abb. 1).

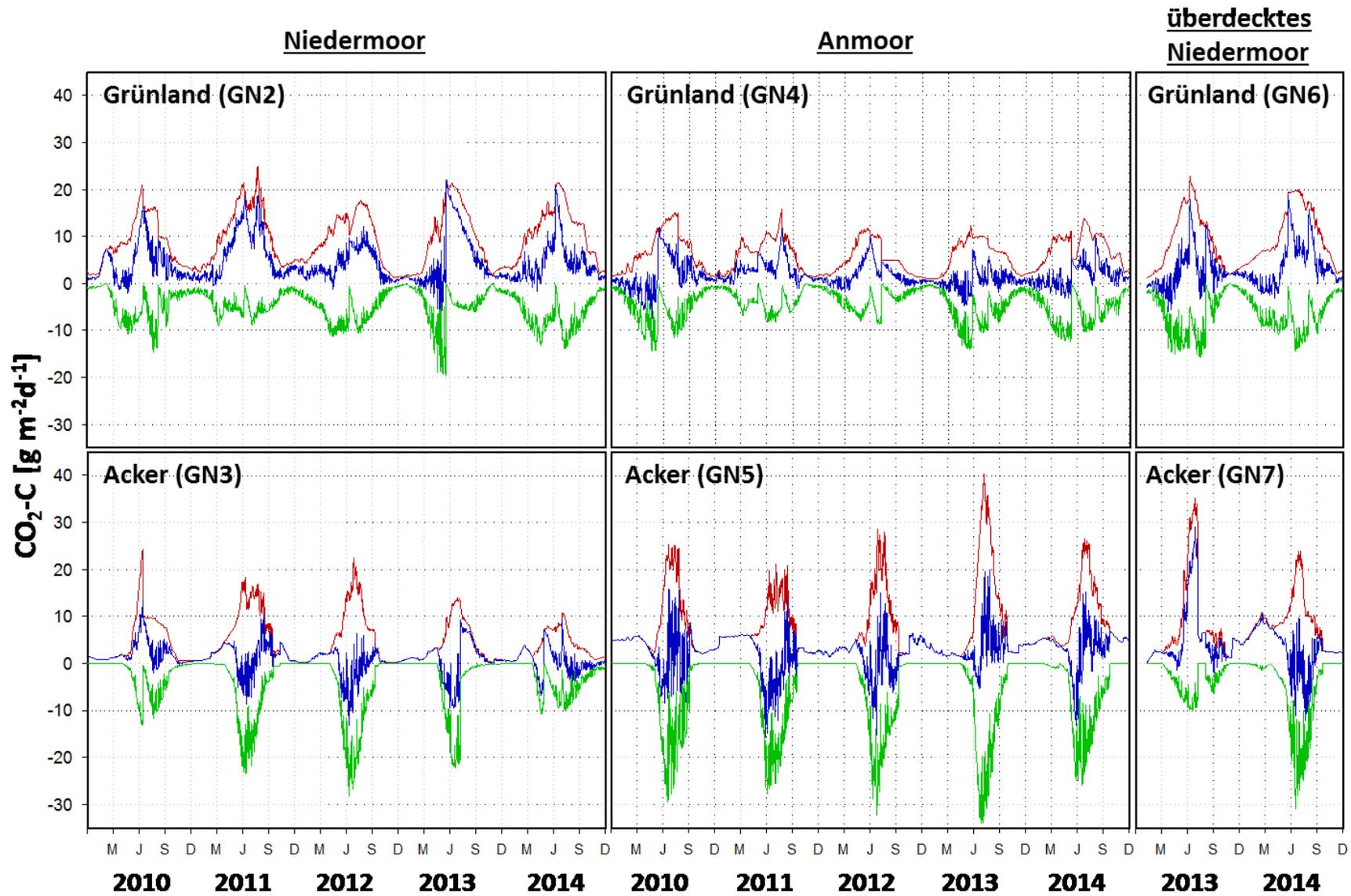


Abb. 1: Komponenten der CO₂-Jahresflüsse (Ökosystematmung (rot), Bruttoprimärproduktion (grün) und Nettoökosystemaustausch (blau)).

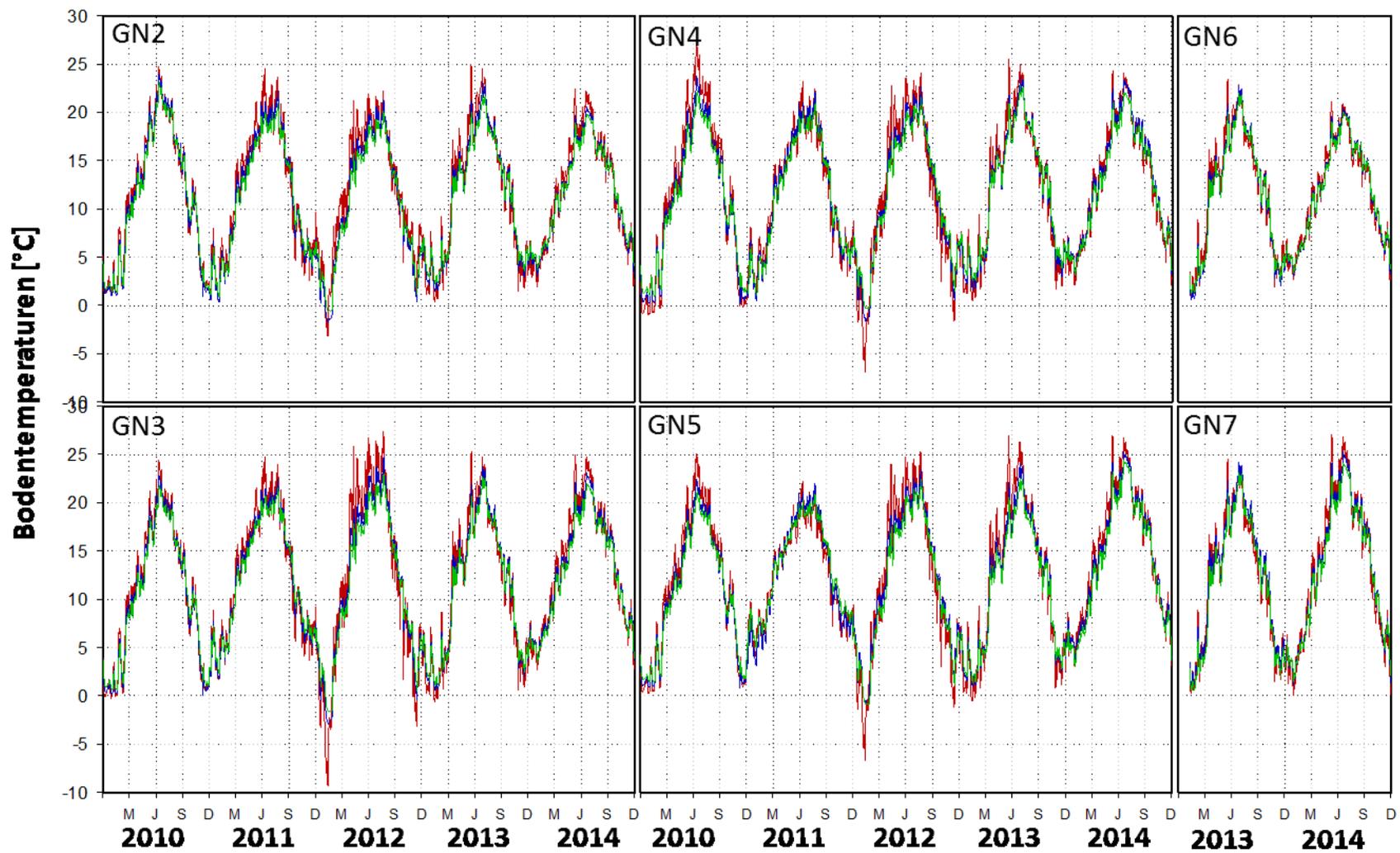


Abb. 2: Bodentemperaturen der Untersuchungsstandorte in drei Tiefen (rot: 2 cm, blau: 5 cm, grün: 10 cm).

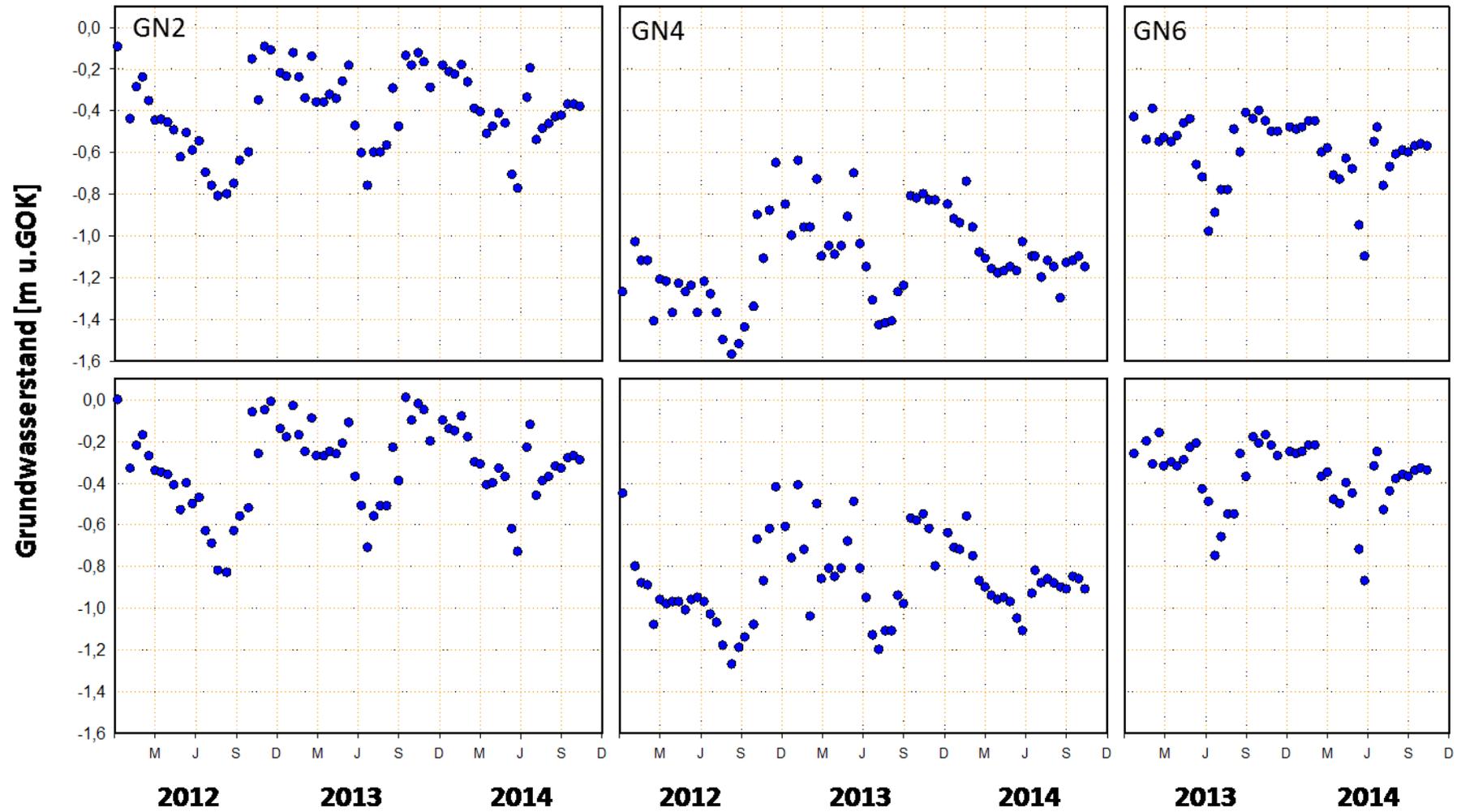


Abb. 3: Grundwasserstände der Untersuchungsstandorte.

Treibhausgasbilanzen der Untersuchungsstandorte 2010 bis 2014

Die Berechnung der Treibhausgasbilanzen (THG-Bilanzen) für die Untersuchungsjahre 2010 bis 2014 erfolgte nach IPCC (2013) (Tab. 4).

Tab. 4: THG-Bilanzen der Untersuchungsstandorte 2010 bis 2014 (in t CO₂-Äq. ha⁻¹a⁻¹, GWP₁₀₀ aus IPCC 2013).

Bodentyp	Nutzung	Standort	Jahr	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	C-Export	Total
Niedermoor	Grünland	GN2	2010	54,007	-0,035	0,767	0	54,739
			2011	78,846	-0,027	1,295	0	80,114
			2012	52,392	-0,029	2,897	0	55,260
			2013	62,328	0,032	1,462	0	63,822
			2014	55,565	0,044	1,503	0	57,112
	Acker	GN3	2010	27,729	0,096	1,130	0	28,955
			2011	20,262	0,080	3,774	10,201	34,317
			2012	-0,597	0,181	3,114	13,005	15,703
			2013	10,047	0,168	2,817	0	13,032
			2014	6,170	0,072	0,633	0	6,875
Anmoor	Grünland	GN4	2010	20,749	-0,084	0,574	3,248	24,487
			2011	36,252	-0,126	1,311	4,153	41,590
			2012	24,596	-0,147	0,246	4,536	29,231
			2013	7,636	-0,148	0,999	7,476	15,963
			2014	22,435	-0,097	-0,082	7,724	29,980
	Acker	GN5	2010	36,314	0,054	9,566	16,040	61,974
			2011	25,681	-0,104	3,387	18,916	47,880
			2012	24,256	-0,069	0,964	26,056	51,207
			2013	40,421	-0,072	6,014	19,111	65,474
			2014	48,537	-0,051	10,605	27,081	86,172
Überdecktes Niedermoor	Grünland	GN6	2013	32,016	-0,019	0,758	18,619	51,374
			2014	47,877	-0,074	1,663	17,290	66,756
	Acker	GN7	2013	67,762	-0,005	0,694	16,551	85,002
			2014	42,338	0,191	4,054	22,420	69,003

Die THG-Bilanz der Standorte in der Oberrheinebene wurde im Untersuchungszeitraum durch die CO₂-Jahresflüsse und die C-Exporte bestimmt. Eine Besonderheit in diesem Zusammenhang stellen die C-Exporte der Niedermoorstandorte GN2 und GN3 dar. Der Grünlandstandort GN2 wurde regelmäßig

gemäht, ein C-Export des Mähgutes fand jedoch nicht statt. Auf dem Ackerstandort GN3 wurden 2010 Zwischenfrüchte angebaut, 2013 entwickelte sich nach witterungsbedingt misslungenem Maisanbau Spontanvegetation und 2014 wurde die Fläche für den Ackerfutterbau genutzt. In diesen 3 Jahren fand keine C-Export statt, die Managementmaßnahmen blieben hiervon aber unberührt. Die CH₄-Jahresflüsse besaßen unabhängig vom Bodentyp und der Landnutzung eine untergeordnete Bedeutung für die THG-Bilanz der Standorte. Der Einfluss der N₂O-Jahresflüsse auf die THG-Bilanz war unabhängig von dem Bodentyp bei ackerbaulicher Landnutzung zumeist stärker ausgeprägt als bei Grünlandnutzung. Auf den Niedermooren konnten 2013 bzw. 2013 und 2014 Abweichungen von dieser Beziehung festgestellt werden.

In Übereinstimmung mit Studien, die die THG-Bilanzen organischer Böden unter Grünland mit unterschiedlicher Nutzungsintensität (Leiber-Sauheitl et al. 2014, Beetz et al. 2013, Tiemeyer et al. 2016) sowie acker- und futterbaulich genutzten Standorte (Kasimir-Klemedtsson et al. 1997, Beyer et al. 2015) untersuchten, wurden diese durch die CO₂-Flüsse und die C-Exporte in Folge der Schnittnutzung bzw. der Abfuhr von Ernteprodukten dominiert. Während Methan einen zu vernachlässigenden Beitrag an der THG-Bilanz leistet, betrug der von N₂O bei Grünlandnutzung bis zu 5 %, bei Ackernutzung bis zu 22 %. Leiber-Sauheitl et al. (2014) und Beetz et al. (2013) stellten auf gedüngtem Grünland einen Beitrag von < 5 % für N₂O fest, Kasimir-Klemedtsson et al. (1997) auf acker- und futterbaulich genutzten organischen Böden bis zu 20 %. Unter Berücksichtigung, dass organische Böden 17 % zu den Gesamt-N₂O-Emissionen im europäischen Maßstab beitragen (Leppelt et al. 2014), sollten die N₂O-Flüsse neben den CO₂-Flüssen solcher Böden stärker in den Fokus von zukünftigen THG-Untersuchungen gerückt werden.

Tiemeyer et al. (2016) stellten für Grünlandstandorte mit vergleichbarem Grundwasserstand bundesweit eine THG-Bilanz von 36±19 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ fest. Die mittleren THG-Bilanzen berechnet mit dem GWP₁₀₀ nach IPCC (2013) auf dem untersuchten Niedermoor (62±11 t C CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹) und dem mineralisch überdeckten Niedermoor (59±11 t C CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹) überstiegen die von Tiemeyer et al. (2016) genannten Werte sehr deutlich. Auf dem Anmoor wurde im Untersuchungsgebiet hingegen eine THG-Bilanz von 28±9 t C CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ festgestellt. Entgegen der Annahme, dass niedrigere Grundwasserstände zu höheren THG-Bilanzen führen, stellten Tiemeyer et al. (2016) in ihrer bundesweiten Untersuchung eine Limitierung durch die Bodenfeuchte fest. Diese Limitierung ist auch im Untersuchungsgebiet zu beobachten. Die THG-Bilanzen nehmen mit sinkendem mittleren Grundwasserstand ab (GN2 (-40±7 cm) > GN6 (-59±3 cm) > GN4 (-110±9 cm)) ab. Primäre Steuerungsgröße der Höhe der THG-Bilanzen auf Grünland im Untersuchungsgebiet stellt somit die Bodenfeuchte dar, die durch den Grundwasserspiegel zu Ausdruck kommt. Werden die an der Entstehung der THG-Emissionen beteiligten Prozesse nicht durch die Bodenfeuchte limitiert, sind bedingt durch die im Vergleich zu anderen Untersuchungsgebieten höhere mittlere Jahrestemperatur in der badischen Oberrheinebene höhere THG-Bilanzen bei Grünlandnutzung zu beobachten.

Eine Abnahme der THG-Bilanzen mit sinkendem mittleren Grundwasserstand ist für die ackerbaulich genutzten Standorte im Untersuchungsgebiet nicht festzustellen. Die mittleren THG-Emissionen bei Ackernutzung unterschieden sich in Abhängigkeit vom Bodentyp bei vergleichbarem mittleren Grundwasserstand erheblich (Niedermoor (GN3): 20±11 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹, GWL -32±7 cm vs. mineralisch überdecktes Nieder (GN7: 77±11 t C CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹, GWL -36±3 cm). Auf Anmoor unter Ackernutzung wurden 62±15 t C CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ ermittelt (GWL -86±7 cm). Eine Limitierung durch die Bodenfeuchte und den Grundwasserstand, wie sie Tiemeyer et al. (2016) beschreiben und die auch für die Grünlandstandorte im Untersuchungsgebiet bestätigt wurde, liegt bei ackerbaulicher Nutzung nicht vor. Bei gleicher Nutzung werden die THG-Bilanzen durch den Bodentyp bestimmt. Bundesweit emittierten drainierte organische Böden unter Ackernutzung 2015 34,6 t CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹ (Umweltbundesamt 2016). Im Untersuchungsgebiet Graben-Neudorf können somit trotz höherer mittlerer Jahrestemperaturen im Vergleich zum bundesweiten Durchschnitt auf ackerbaulich genutztem organischen Böden sowohl geringere als auch höhere mittlere jährliche Treibhausgasemissionen festgestellt werden.

Räumliche Variabilität der THG-Flüsse auf dem ackerbaulich genutzten Niedermoor (GN3)

Im Herbst 2012 wurde auf dem ackerbaulich genutzten Niedermoor (GN3) die räumliche Variabilität der THG-Flüsse nach der Einarbeitung der Erntereste untersucht, um zu prüfen, ob das verwendete Untersuchungsdesign die räumliche Variabilität hinreichend abbildet. Im Frühjahr 2013 (nach Saatbettbereitung und Düngung) wurde das Experiment erneut durchgeführt. Somit liegen zwei Untersuchungen mit verschiedenen klimatischen Rahmenbedingungen und nach verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen vor.

Die Anordnung der Hauben besaß in beiden Untersuchungszeiträumen untergeordnete Bedeutung für die THG-Flüsse. Die stark variierenden THG-Flüsse ließen sich keinem räumlichen Muster zuordnen.

Natürliche räumliche Variabilität der THG-Flüsse auf dem ackerbaulich genutzten mineralisch überdeckten Niedermoor (GN7)

2014:

Basierend auf den Erkenntnissen der Untersuchungen zur räumlichen Variabilität der THG-Flüsse auf dem ackerbaulich genutzten Niedermoor-Standort (GN3) aus dem Herbst 2012 und dem Frühjahr 2013, die keine Zuordnung variierender THG-Flüsse zu einem räumlichen Muster erlaubten, wurde im Frühjahr 2014 auf dem ackerbaulich genutzten mineralisch überdeckten Niedermoor-Standort (GN7) die Bedeutung der Mächtigkeit der mineralischen Deckschicht für die Variabilität der THG-Flüsse untersucht. Um die Heterogenität der Mächtigkeit der mineralischen Deckschicht zu erfassen, wurde im Herbst 2013 eine Luftbildauswertung und eine Kartierung der betreffenden Fläche durchgeführt (Abb. 4; Abb. 5).

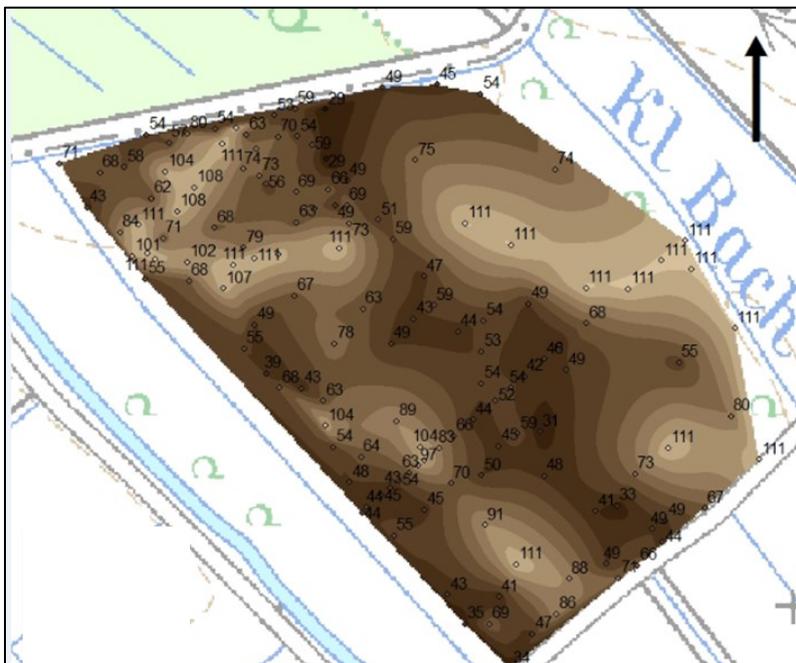


Abb. 4: Deckschichtmächtigkeit des mineralisch überdeckten Niedermooses (GN7). Die Zahlen zeigen die Deckschichtmächtigkeit (in cm) (Leszinski, 2014).

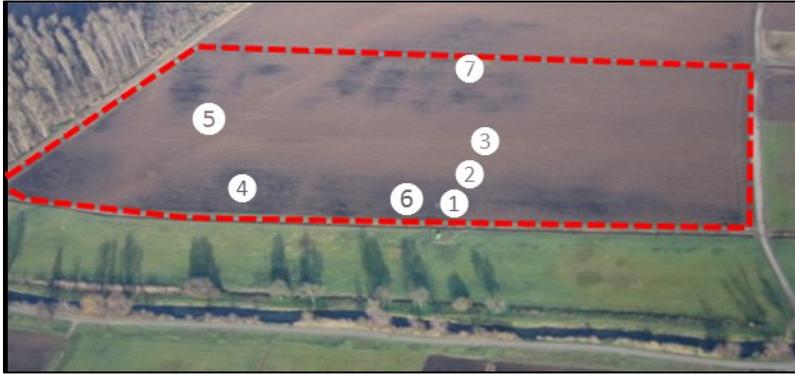


Abb. 5: Mineralisch überdecktes Niedermoor unter Acker (GN7) (Luftbild 17.12.2013) (Messstandorte April 2014) (Leszinski 2014; überarbeitet).

Ausgehend von diesen Voruntersuchungen wurden in einem 11-tägigen Zeitraum im April 2014 an 9 Messtagen auf 6 Standorten innerhalb der Fläche mit unterschiedlicher Deckschichtmächtigkeit nach der Saatbettbereitung zu Körnermais jeweils um 9, 11, 13, 15 und 17 Uhr die Flüsse von CO_2 , CH_4 und N_2O in 3-facher Wiederholung mittel der „closed chamber method“ erfasst. Da die Fläche im Zeitraum der Untersuchung vegetationslos war und somit die R_{eco} dem NEE entspricht, konnten die CO_2 -Flüsse mit dunklen Hauben erfasst werden.

Im Untersuchungszeitraum zeigten die CO_2 - und CH_4 -Flüsse der verschiedenen Standorte innerhalb der Fläche eine Abhängigkeit von der Mächtigkeit der mineralischen Deckschicht. Die CO_2 -Flüsse steigen mit zunehmender Deckschicht an und bleiben ab einer Mächtigkeit von 0,60 m nahezu konstant. Die CH_4 -Flüsse sinken mit zunehmender Deckschichtenmächtigkeit. Ab einer Deckschichtmächtigkeit von 60 cm bleiben die CH_4 -Flüsse ebenfalls nahezu konstant. Die Abhängigkeit zwischen N_2O -Flüssen und mineralischer Deckschicht scheint im Untersuchungszeitraum weit weniger stark ausgeprägt zu sein (Abb. 6). Einheitliche Tagesgänge der verschiedenen untersuchten Treibhausgase konnten im Untersuchungszeitraum nicht festgestellt werden (Abb. 7).

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zur natürlichen räumlichen Variabilität der THG-Flüsse in Abhängigkeit von der Mächtigkeit der mineralischen Deckschicht verdeutlichen die Problematik der Erfassung repräsentativer Emissionsdaten für das heterogene Flächenmosaik der mineralisch überdeckten Niedermoore im Oberrheingraben. Die Bedeutung der mineralisch überdeckten Niedermoore wird zusätzlich durch deren flächenhafte Verbreitung (>60 %) im Untersuchungsgebiet untermauert.

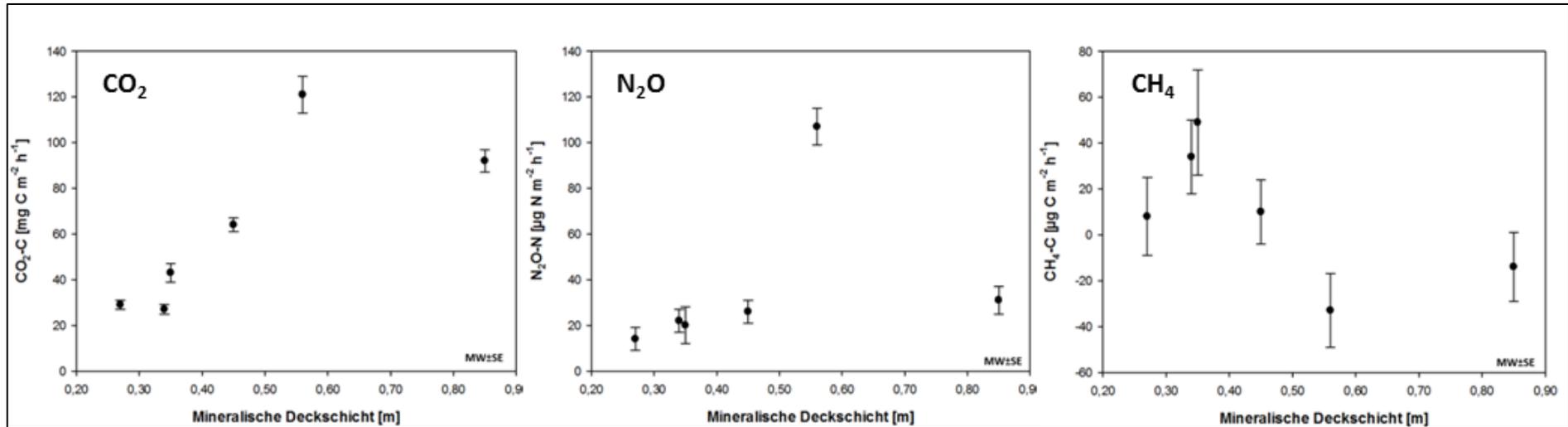


Abb. 6: Treibhausgasflüsse in Abhängigkeit von der Mächtigkeit der mineralischen Deckschicht.

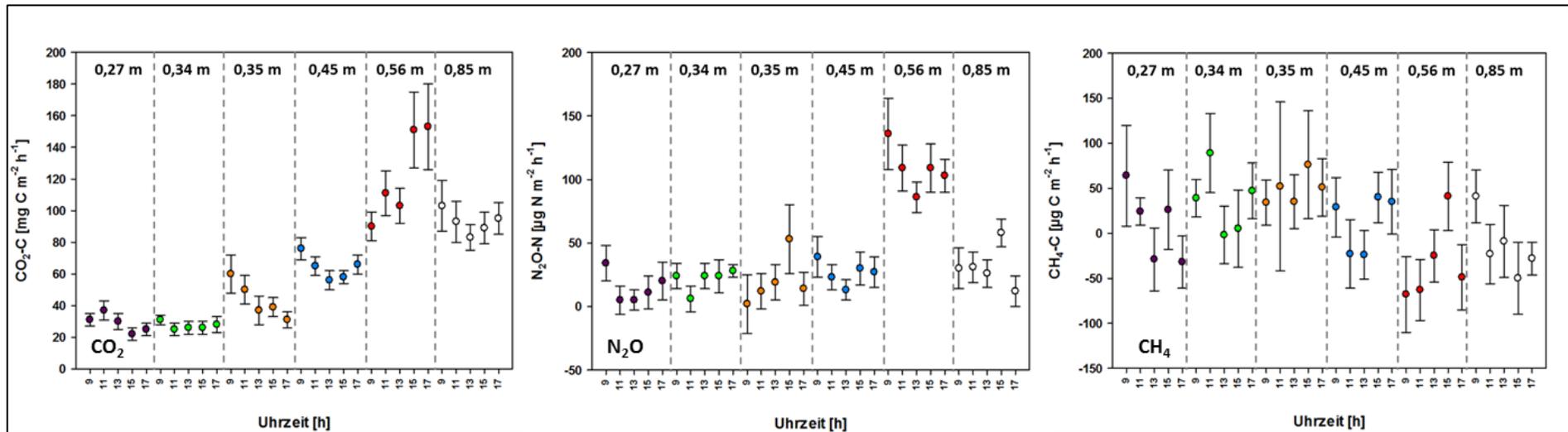


Abb. 7: Tagesgänge der Treibhausgasflüsse in Abhängigkeit von der Mächtigkeit der mineralischen Deckschicht.

2016:

Im Frühjahr 2016 wurde auf dem ackerbaulich genutzten mineralisch überdeckten Niedermoor-Standort (GN7) die Bedeutung der Mächtigkeit der mineralischen Deckschicht für die Variabilität der THG-Flüsse erneut untersucht (Abb. 8).

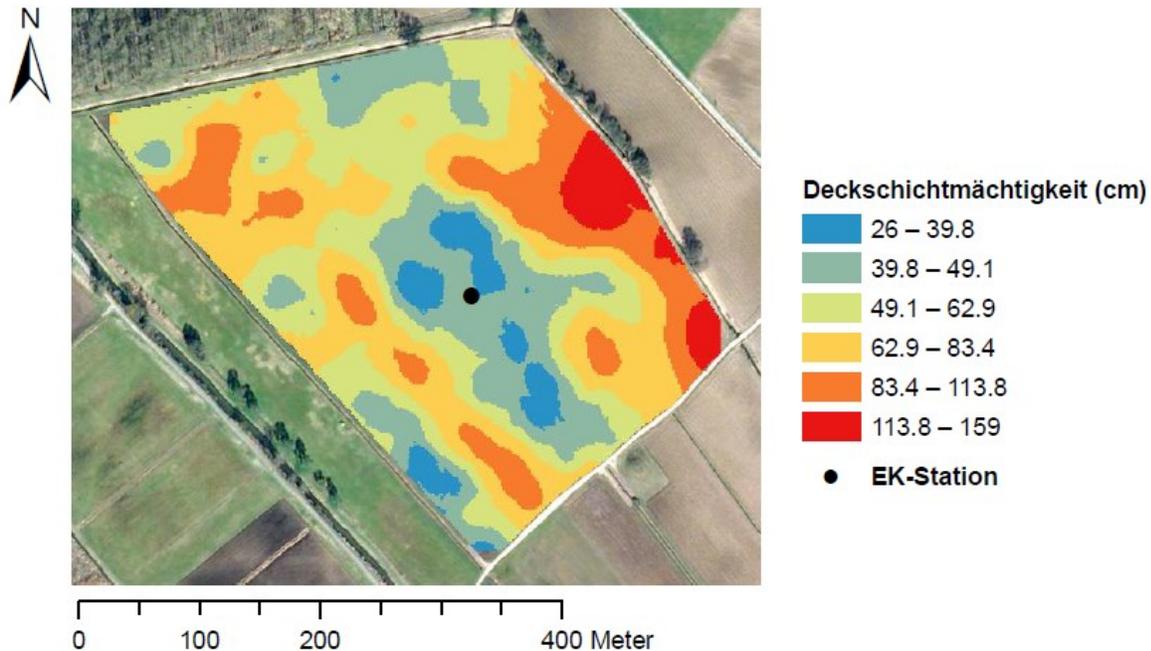


Abb. 8: Mächtigkeit der mineralischen Deckschicht des ackerbaulich genutzten, überdeckten Niedermoorstandorts (GN 7). Der Punkt in der Mitte zeigt die Position der Eddy-Kovarianz (EK) Station (Quelle: Leszinski, 2014; Schöpfer, 2017).

In einem 19-tägigen Zeitraum wurden im April 2016 in einem Weizenbestand auf 6 Standorten mit unterschiedlicher Deckschichtmächtigkeit (DSM) innerhalb der Fläche an 5 Messtagen die CO_2 -Flüsse und an 9 Messtagen die Flüsse von CH_4 und N_2O mittels „closed chamber method“ in 3-facher Wiederholung erfasst. Im Gegensatz zur Untersuchung 2014, die auf einer vegetationslosen Fläche durchgeführt wurde, war es 2016 im Falle der CO_2 -Flüsse bedingt durch den wachsenden Weizenbestand notwendig die R_{eco} mit dunklen Hauben und den NEE mit transparenten Hauben zu bestimmen.

Die Standorte mit verschiedener DSM stellten im Frühjahr 2016 CO_2 -Senken dar. Die kumulierte Stärke der Senkenfunktion zeigte eine lineare Abhängigkeit von der DSM ($R^2=0,62$; $p<0,05$; $n=6$). Im Gegensatz dazu waren die Standorte mit verschiedener DSM sowohl N_2O und CH_4 -Senken als auch Quellen. Es wurde kein Zusammenhang zwischen DSM und Gasemission gefunden. Die summierten N_2O - und CH_4 -Flüsse waren um den Faktor 1000 kleiner als die CO_2 -Flüsse (Tab. 5). Die N_2O - und CH_4 -Flüsse besitzen somit ungeachtet ihrer stärkeren Klimawirksamkeit für die THG-Bilanz des untersuchten Zeitraums eine untergeordnete Bedeutung (Tab. 5).

Tab. 5: Kumulative CO₂-, N₂O- und CH₄-Flüsse über den 19-tägigen Untersuchungszeitraum (11.04.-29.04.2016) in Abhängigkeit von der Deckschichtmächtigkeit (DSM).

DSM	CO ₂	N ₂ O		CH ₄	
[cm]	[kg CO ₂ ha ⁻¹]	[kg N ₂ O-N ha ⁻¹]	[kg CO ₂ Äq. ha ⁻¹]	[kg CH ₄ -C ha ⁻¹]	[kg CO ₂ Äq. ha ⁻¹]
31	-2174	0,283	118	0,230	9
40	-2610	-0,164	-68	-0,270	-10
44	-821	0,041	-15	-0,052	-2
60	-1288	0,009	17	0,015	-2
87	-1785	-0,037	4	-0,056	1
90	-1136	0,032	13	-0,175	7

Die natürliche Variabilität der THG-Flüsse auf dem mineralisch überdeckten Niedermoorstandort wird wie die CO₂-Flüsse während der vegetationsfreien Zeit (Studie 2014) durch die Abhängigkeit von der DSM bestimmt. Zusätzlich war während der Vegetationsperiode (Zeitraum 2016) eine Abhängigkeit der CO₂-Flüsse vom Grundwasserstand (GWL) festzustellen ($R^2=0,47$; $p<0,05$; $n=42$). Die mittleren täglichen CO₂-Flüsse nehmen unabhängig von der DSM der Standorte mit sinkendem GWL zu. Im Untersuchungszeitraum ist somit die Annahme zu verwerfen, dass die Variabilität der THG-Flüsse des mineralisch überdeckten Niedermoores ausschließlich durch die Heterogenität der DSM bestimmt wird. Vielmehr ist im Fall der CO₂-Flüsse festzustellen, dass sich die CO₂-Flüsse auf Standorten mit verschiedener DSM bei vergleichbarem GWL sehr ähnlich sind. Im Untersuchungszeitraum ist somit der belüftete Profildbereich, der von der DSM und dem GWL bestimmt wird, für die Höhe der CO₂-Flüsse entscheidend (Abb. 9).

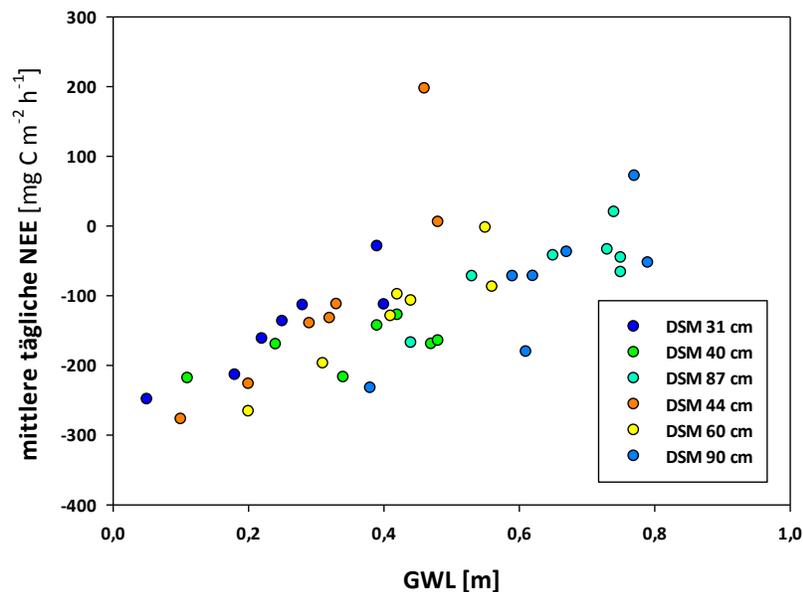


Abb. 9: Mittlere tägliche CO₂-Flüsse (Nettoökosystemaustausch, NEE) in Abhängigkeit vom Grundwasserstand (GWL).

Da die CO₂-Flüsse noch durch zahlreiche weitere Umweltbedingungen und deren Interaktionen bestimmt werden, wurde der durch die DSM und das GWL erklärte Varianzanteil der CO₂-Flüsse mittels einer multiplen linearen Regression (MLR) bestimmt. Die DSM und das GWL erklärten im Untersuchungszeitraum 2016 58 % der Varianz der täglichen CO₂-Flüsse ($p < 0,05$). Um die erklärte Varianz der DSM und des GWL anteilig zuweisen zu können, wurden die semipartiellen Korrelationskoeffizienten berechnet. Die DSM erklärte 10 % und das GWL 47 % der Varianz der CO₂-Flüsse. Die größere Bedeutung des GWL für die Vorhersage der CO₂-Flüsse wurde durch die in der MLR berechneten standardisierten Koeffizienten bestätigt. Die räumliche Variabilität der CO₂-Flüsse des ackerbaulich genutzten, mineralisch überdeckten Niedermoors kann im untersuchten Zeitraum 2016 mittels DSM und GWL belastbar abgeschätzt werden.

Vergleich Eddy-Kovarianzmethode versus Kammermethode auf mineralisch überdecktem Niedermoor (GN7) im April 2016

Zusätzlich zu den Kammermessungen wurden auf dem untersuchten mineralisch überdeckten Niedermoor die CO₂-Flüsse mittels Eddy-Kovarianz (EK) Methode bestimmt. Um die mit der EK-Station gemessenen CO₂-Flüsse mit den Kammermessungen („closed chamber method“) auf verschiedener DSM zu vergleichen, wurden die EK-Daten entsprechend der Windrichtung und dem Abstand zur EK-Station, aus dem 90 % der Flüsse stammen, selektiert. Bedingt durch die atmosphärischen Bedingungen während des Untersuchungszeitraums vom 11.04. bis zum 29.04.2016 stand für den Vergleich so nur eine begrenzte Anzahl von CO₂-Flüssen der EK-Station zur Verfügung. Die zur Verfügung stehenden Daten wurden in einem weiteren Schritt in Tages- und Nachtflüsse separiert. Im Fall der CO₂-Nachtflüsse konnte keine Beziehung zwischen EK- und Kammermethode festgestellt werden. Für die CO₂-Tagesflüsse lieferte mit Ausnahme der Kammermessplätze auf einer DSM von 44 cm die Kammermethode systematisch niedrigere CO₂-Aufnahmen als die EK Methode (Tab. 6).

Tab. 6: Vergleich der CO₂-Flüsse gemessen mittels EK- und Kammermethode („closed chamber method“) bei verschiedener Deckschichtmächtigkeit (DSM): EK: x; Kammern: f(x).

DSM	EK vs. Kammer	Bestimmtheitsmaß	Stichprobenumfang
[cm]	[linear]	[R ²]	[n]
31	$f(x)=0,6272x-16,296$	0,813	37
40	$f(x)=0,6036x-83,273$	0,726	37
44	$f(x)=1,0686x+415$	0,961	6
60	$f(x)=0,7858x+109,84$	0,913	6
87	$f(x)=0,5312x-28,605$	0,688	37
90	$f(x)=0,8616x+243,2$	0,970	6

Dieses Ergebnis könnte die Folge einer systematisch höheren Respiration bei Anwendung der Kammermethode sein, die in der Literatur mehrfach beschrieben wurde (Goulden et al., 1996; Lavigne et al., 1997; Janssens et al., 2000). In der Konsequenz können sich deutlich höhere Netto-CO₂-Emissionen auf Grundlage von messkammerbasierten Simulationen ergeben, wie es auch für das Jahr 2014 festgestellt wurde (Tab. 10). Dieser systematische Unterschied der beiden Methoden wurde von Poyda et al. (2017) anhand zweijähriger Messungen auf Grünlandstandorten in einem Niedermoorgebiet Schleswig-Holsteins ebenfalls gezeigt. Die Abweichung zwischen den Methoden war dabei auf einem genutzten Grünland deutlich stärker ausgeprägt als auf einem ungenutzten Standort. Als kritische Zeiträume wurden von Poyda et al. (2017) der Beginn der Vegetationsperiode sowie die Phasen nach den Nutzungen, in diesem Fall Grünlandschnitte, identifiziert. Da der CO₂-Austausch innerhalb der Kammer stärker ausgeprägt zu sein

scheint als im Einzugsbereich (*Footprint*) der EK-Station, kann sich dies, je nach Vegetationsstatus, sowohl in höheren Netto-CO₂-Freisetzungen (R_{ECO} dominiert) als auch in höheren Netto-CO₂-Aufnahmen (GPP dominiert) niederschlagen. Die geringeren CO₂-Aufnahmen während der hier dargestellten Messkampagne deuten nach diesem Erklärungsansatz auf eine höhere Bodenatmung innerhalb der Messkammern hin. Da die Messkampagne im April stattfand, lag sie somit innerhalb des erwähnten kritischen Zeitraums zu Beginn der Vegetationsperiode. Zu diesem Zeitpunkt mit niedrigen Winterweizenpflanzen und einem geringen Blattflächenindex (BFI), ist der Anteil der Bodenatmung am gesamten NEE relativ hoch. Der Einsatz von Ventilatoren könnte zu einer erhöhten Turbulenz innerhalb der Messkammern und somit zu einer höheren Bodenatmung geführt haben. Dieser Effekt kann bei hoher Vegetation mit hohem BFI zu einer stärkeren CO₂-Aufnahme durch den Pflanzenbestand führen, da der Gasaustausch an den Blattoberflächen erhöht ist und durch die stärkere Turbulenz auch tiefere Blattetagen erreicht werden könnten. Des Weiteren ist zu beachten, dass sich die verglichenen CO₂-Flüsse der beiden Methoden auf unterschiedliche Zeiträume beziehen. Während der mit Messkammern bestimmte NEE auf Messungen von i.d.R. maximal zwei Minuten unter optimalen, stabilen Bedingungen (Temperatur, Strahlung, Turbulenz) basiert, werden die EK-Flüsse aus der Kovarianz über 30 Minuten, und somit unter entsprechend variableren Bedingungen, bestimmt.

Die größte Limitierung der EK-Methode stellen die i.d.R. nicht geschlossene Energiebilanz sowie Schwierigkeiten einer flächenscharfen Zuordnung der gemessenen Flüsse dar. Ersteres zeigt sich dadurch, dass die gemessenen turbulenten Energieflüsse in der Regel kleiner als die an der Landoberfläche verfügbare Nettoenergie (Nettoeinstrahlung minus Bodenwärmestrom) sind. Wie die verbleibende, nicht erfasste Energie auf die turbulenten Flüsse der sensiblen und latenten Wärme aufzuteilen ist, ist nach wie vor nicht vollständig geklärt (Foken, 2008). Ebenfalls unklar ist die Implikation, die die Energiebilanzlücke für den mit der EK-Methode gemessenen CO₂-Austausch hat. Aufgrund komplementärer zugrundeliegender Prozesse gehen einige Autoren davon aus, dass die CO₂-Flüsse in vergleichbarem Ausmaß zur latenten Wärme bzw. Evapotranspiration unterschätzt werden (Twine et al., 2000). Für einen Ackerstandort auf Lössboden in Baden-Württemberg konnten Imukova et al. (2016) jedoch zeigen, dass die fehlende turbulente Energie nur zu einem unwesentlichen Teil der latenten Wärme zuzuordnen war (vgl. auch Charuchittipan et al. 2014). Eine Unterschätzung der CO₂-Flüsse wäre somit, zumindest für den von Imukova et al. untersuchten Standort, nicht zu begründen. Insbesondere wird die Vergleichbarkeit der Methoden jedoch durch die unterschiedlichen räumlichen Skalen, auf denen EK- und Messkammermessungen durchgeführt werden, eingeschränkt. Während mithilfe von Messkammern der kleinräumige Austausch auf Plot-Ebene abgebildet werden kann, stellen mit EK gemessene Flüsse immer ein integriertes Signal über einen Landschaftsausschnitt dar. Einflüsse von Bereichen, die nicht der Situation im Bereich der Messkammern entsprechen, können dabei nur selten vollständig ausgeschlossen werden. Dieses Szenario wäre nur für sehr große, homogene, nicht geneigte und ebene Flächen, und unter der Voraussetzung, dass die Messkammer-Plots vollständige Repräsentativität für die Gesamtfläche gewährleisten, gegeben. Da sich die Untersuchungsfläche in Graben-Neudorf jedoch in einer eher heterogenen Landschaft aus einem Mosaik unterschiedlicher Nutzungen und Waldbereiche befindet, sind Einflüsse angrenzender Flächen auf die Turbulenzcharakteristik an der EK-Station nicht vollständig auszuschließen.

Da beide Methoden Vor- und Nachteile bezüglich der Erfassung des CO₂-Austausches aufweisen, sollte die Fragestellung ausschlaggebend dafür sein, welche Methode herangezogen wird. Während Messkammern kleinräumige Untersuchungen und den Vergleich verschiedener Varianten ermöglichen, repräsentiert die EK-Methode einen erheblich größeren Flächenausschnitt und ist daher eher für die regionale Extrapolation von CO₂-Bilanzen geeignet.

2.2 Arbeitspaket 1b - Quantifizierung der Treibhausgasbilanzen von An- / Mooren und Moorgleyen in Oberschwaben und Arbeitspaket 3 - Vegetations- und O₂-Untersuchungen (AP1b und AP3: A. Lengerer, J.E. Dickopp, M. Kazda, M. Werth)

Methodik

Als Untersuchungsgebiet wurde das Pfrunger-Burgweiler Ried in Oberschwaben gewählt. Zum einen stellt es als zweitgrößtes Moorgebiet Baden-Württembergs schon allein seiner Größe wegen einen bedeutenden Faktor für die landesweiten Treibhausgasemissionen dar, zum anderen wurden über mehr als zehn Jahre weitreichende Extensivierungs- und Renaturierungsmaßnahmen im Vorfeld durchgeführt. Dies beinhaltet eine Rücknahme der landwirtschaftlichen Flächennutzung und eine Rückkehr zu einem ursprünglicheren Wasserhaushalt durch Rückbau der Drainage und Anhebung des Grundwasserstandes.



Abb. 10: Die fünf Standorte entlang eines Nutzungsgradienten von intensiver Bewirtschaftung bis zum Seggenried außer Nutzung. Vor der Extensivierung waren alle Standorte intensiv genutzt und drainiert.

Die ausgewählten Messstandorte bilden einen Gradienten mit abnehmender landwirtschaftlicher Nutzungsintensität (Abb. 10). Alle Standorte befinden sich auf Niedermoor am Rande des eigentlichen Hochmoorkerns. Alle Standorte wurden vor der Extensivierung intensiv landwirtschaftlich genutzt und drainiert.

In den Jahren 2013 und 2014 wurden im Pfrunger-Burgweiler Ried auf insgesamt fünf Flächen (Abb. 11) Gaswechsellmessungen von Kohlendioxid, Methan und Lachgas durchgeführt. Im Jahr 2015 wurde das Messprogramm auf den Standorten IV und V fortgeführt. Auf jedem Standort wurden drei randomisiert angeordnete, stationäre Bodenrahmen installiert (siehe Abb. 12). Um Gasblasenfreisetzung während der Messungen zu verhindern, wurden hölzerne Stege aufgebaut. Jeder der drei Messplots pro Standort erhielt ein Pegelrohr mit kontinuierlicher Erfassung und pro Standort zusätzlich Temperatursensoren in 5 und 20 cm Bodentiefe. Auf Standort V wurde eine Klimastation zur Erfassung der mikroklimatischen Bedingungen installiert. Die Gaswechsellmessungen erfolgten im zweiwöchigen Rhythmus mit geschlossenen statischen Hauben nach Drösler (2005). Methan- und Lachgasemissionen wurden mittels abgedunkelter Hauben erfasst und nachfolgend gaschromatographisch analysiert. Die Flüsse der Gase wurden durch den linearen Anstieg der Gaskonzentration über die Zeit bestimmt. Hierzu wurden die Konzentrationsänderung von Methan, Lachgas und Kohlenstoffdioxid über die Zeit geplottet und falls eines der Gase irreguläre Muster wie bspw. Ebullition zeigte, wurde die gesamte Messung verworfen. Falls die linearen Regressionen, der verbleibenden Messungen, die Qualitätskriterien ($R^2 > 0,8$ für CO₂ und $R^2 > 0,6$ für CH₄ und N₂O) erfüllten, flossen sie in den weiter bearbeiteten Datensatz ein. Da Nullflüsse ebenfalls niedrige R² Werte aufweisen, wurden Flüsse mit geringer Steigung in diesem Fall nicht verworfen.

Kohlendioxidkonzentrationen wurden mit dunklen und transparenten Hauben mittels Infrarotabsorptionsspektroskopie bestimmt. Die Kohlendioxidflüsse wurden in Kooperation mit dem Thünen Institut Braunschweig modelliert. Einzelmessungen wurden durch lineare Regression innerhalb eines gleitenden Fensters mit der Software „CO₂-Flux Version 1.0.1“ (Beetz et al., 2013) berechnet. Qualitätskriterien waren R²-Maximierung und Varianzminimierung sowie PAR Änderung <10% und Temperaturänderung <1,5 K. Mit den daraus resultierenden Einzelmessungen wurden vom Thünen Institut Braunschweig für Kohlendioxid „Generalized Additive Models (GAM)“ erstellt. GAM wurden gewählt, da sie bei der gegebenen Datenlage eine robustere Schätzung ergeben als die gewöhnlich verwendeten nichtlinearen Zweifaktor-Modelle (Temperatur und PAR monatsweise). Die Einflussgrößen Temperatur, PAR, Blattflächenindex und Grundwasserstand wurden durch lineare Terme bzw. kubische Splines im GAM implementiert. Aus den berechneten Modellvarianten wurde jeweils anhand des AIC (Akaike Information Criterion) das Plausibelste ausgewählt und mittels Nash-Sutcliffe model efficiency coefficients (NSE) weiter überprüft. Im ersten Quartal 2013 und im Winter Anfang 2015 waren die Flächen schneebedeckt bzw. überflutet und eisbedeckt. Eine korrekte Erfassung von Flüssen war auf Eis nicht möglich und Emissionen aus diesem Zeitraum sollten laut Literatur (Aurela et al., 2002) vernachlässigbar klein sein. Deshalb wurden die Werte des Jahresmodells für den Zeitraum 1. Januar 2013 bis 1. April 2013 und 1. Januar 2015 bis 1. März 2015 auf 0 gesetzt. Die Modellierung ergab halbstündlich aufgelöste Werte für den Kohlendioxidaustausch als Netto Ökosystem Austausch (NEE), Photosyntheseleistung als Gross Primary Production (GPP) und Ökosystematmung als R_{eco}.

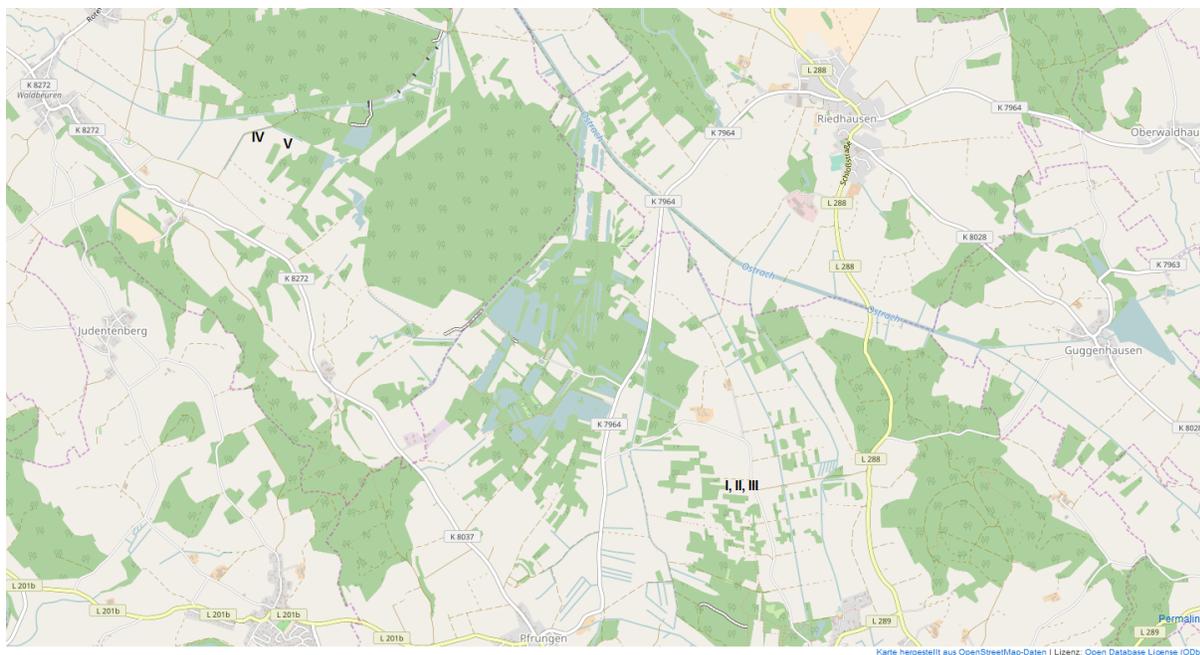


Abb. 11: Lage der Messstandorte im Pfrunger-Burgweiler Ried. Standorte I-III im Gebiet Eulenbruck, Standorte IV,V im Gebiet Obere Schnödenwiesen. Südöstlich des Kartenausschnitts liegt Wilhelmsdorf, nördlich Ostrach. Karte: OpenStreetMap modifiziert unter Open Database Lizenz, <http://opendatacommons.org/licenses/odbl/summary/>

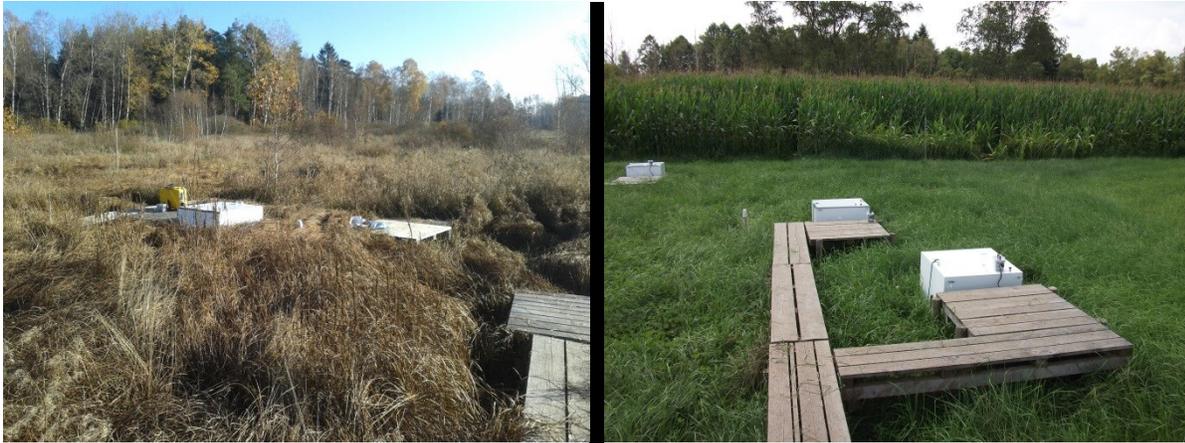


Abb. 12: Beispiel der Messstandorte mit Stegen, Instrumentierung und dunklen Hauben nach Drösler.

Bodeneigenschaften und unterirdische Biomasse

Im Oktober jedes Messjahres wurden im Arbeitsgebiet Pfrunger-Burgweiler Ried drei Bodenproben je Standort mithilfe eines Stahl-Stechrohrs mit 7 cm Durchmesser gewonnen. Die so erhaltenen Bohrkern wurden in zwei Tiefenschichten 0-10 cm und 10-20 cm aufgeteilt. Die Wurzeln wurden kurz nach der Probennahme manuell mit Pinzetten aus den frischen Bodenproben präpariert, mit Leitungswasser abgespült und in flach mit Wasser befüllten transparenten Plexiglasschalen zum Durchlicht-Scannen (Epson Expression 10000XL, Seiko Epson Corp., Suwa, Japan) ausgebreitet. Die Scans wurden mit der WinRhizo Bildanalyse-Software (V. 2012b Pro, Regent Instruments Inc., Québec, Canada) ausgewertet, um die Wurzellängendichte (gesamte Wurzellänge in cm cm⁻³ Boden) zu bestimmen. Die Wurzeln wurden anschließend getrocknet und gewogen. Die Rhizome wurden getrennt gesammelt und nach der Trocknung als eigenständiger Biomasse-Pool aufgenommen, jedoch nicht gescannt. Die wurzel- und rhizomfreien Bodenproben wurden im Ofen bei 105 °C getrocknet und gemahlen. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde anhand von trockenen 100 mg Proben mit einem C/N-Analysegerät (TrueSpec CN, LECO Corp., St. Joseph, USA) ermittelt. Zusätzlich wurden zwischen Juni 2013 und Dezember 2014 monatlich auf jedem Standort frische Mischproben aus jeweils zehn Einzelproben aus 0-30 cm Tiefe mithilfe eines Stechbohrers mit 1 cm Durchmesser gewonnen und sofort gekühlt. Nach der direkt anschließenden Trocknung bei 105 °C wurden die Mischproben in wässriger 1 % KAl(SO₄)₂-Lösung extrahiert und mit einem Nitrat-Auto-Analyzer (Skalar, Breda, Niederlande) gemessen.

Für das Arbeitsgebiet Graben-Neudorf wurden im Jahr 2014 an vier Terminen (16.4., 24.6., 27.8., 28.10.) in gleicher Weise wie oben beschrieben die unterirdische Biomasse und die Wurzellängendichte ermittelt. Die gewonnenen Daten wurden an die AG Fiedler, Universität Mainz, übermittelt.

Oberirdische Biomasse

Die oberirdische Biomasse wurde auf den bewirtschafteten Standorten des Arbeitsgebietes „Pfrunger-Burgweiler Ried“ jeweils im Oktober durch Schnitt der Plots (Fläche 75 cm x 75 cm innerhalb der Rahmen) ermittelt. Die frischen Biomasseproben wurden in verschlossenen Plastikbeuteln ins Labor überführt und zunächst deren Blattflächen in einem Durchlauf-Scanner (LI-3100 Area Meter, Li-Cor, USA) bestimmt. Anschließend wurden die Proben getrocknet und gewogen. Auf dem mehrschürigen Standort II (Intensivgrünland) wurden die Plots jeweils kurz nach der erfolgten Mahd auf der umgebenden Fläche geerntet und die Biomasse der Einzelschnitte zur Jahressumme aufaddiert. Auf dem nicht genutzten Standort V (Seggenried) wurden nicht die Plots geerntet, sondern es wurden jeweils adäquate Vergleichsflächen von 75 cm x 75 cm in räumlicher Nähe geschnitten. Zur kontinuierlichen nicht-

destruktiven Bestimmung der Blattfläche *in situ* wurden mithilfe eines mobilen LAI-Messgerätes (LAI-2000 Plant Canopy Analyzer, Li-Cor) die Blattflächen auf den Plots bestimmt.

Für das Arbeitsgebiet Graben-Neudorf wurde die oberirdische Biomasse und die Blattfläche im Jahr 2014 an den vier oben genannten Terminen auf adäquaten Vergleichsflächen in räumlicher Nähe zu den Messplots ermittelt sowie die Blattfläche mit dem LAI-2000 auf den Plots gemessen. Die gewonnenen Daten wurden an die AG Fiedler übermittelt. Die Ernte der eigentlichen Plots am Ende der Vegetationsperiode wurde von der AG Fiedler selbst durchgeführt.

Grundwasserpegel und Bodensauerstoff

Die Grundwasserpegel wurden in Intervallen von 30 Minuten mit manometrischen Sensoren (CTD, Decagon, Pullman, USA) gemessen und durch Datenlogger (EM-50, Decagon) aufgezeichnet. Die Sensoren waren in langen Plastikröhren mit 0,5 mm weiten Schlitzen installiert, welche 90 cm tief in den Boden eingesetzt und mit einem engmaschigen Nylonstrumpf vor dem Eindringen von Bodenpartikeln geschützt waren. Die Bodensauerstoffgehalte in 5 cm und 20 cm Tiefe wurden mithilfe eines optischen Messsystems (Fibox 3 LCD, PreSens, Regensburg, Deutschland) und stabförmigen Sensoren mit 4 mm Durchmesser (PSt3 und PSt6, PreSens) bestimmt. Die Methode beruht auf einem O₂-empfindlichen fluoreszierenden Farbstoff, welcher eine sauerstoffabhängige, zur O₂-Konzentration proportionale Phasenverschiebung aufweist. Das System ist für die Anwendung sowohl in der gasförmigen als auch in der flüssigen Phase geeignet. Die Messungen wurden in drei Replikaten je Standort durchgeführt. Die Sensoren in 20 cm Tiefe waren permanent im Boden installiert. Die Sensoren in 5 cm Tiefe wurden hingegen zu jedem Termin neu eingesetzt. Frühestens nach 30 Minuten wurde mit der Messungen begonnen, um eine Äquilibration der Bodenluft nach der Störung zu gewährleisten. Die Bodentemperatur in der Nähe der Sensorspitze wurde bei jeder Messung ermittelt, um den Temperatureffekt mittels einer integrierten Kompensationsfunktion berücksichtigen zu können. Die Messungen liefen 2013 und 2014 auf allen fünf Standorten in den messüblichen zweiwöchigen Intervallen. Zwischen November und März wurden die Messungen nur im Falle von potentiell oxidischen Bodenbedingungen durchgeführt, d.h. wenn die Grundwasserpegel auf weniger als -10 cm absanken. Im Jahr 2015 wurde der Bodensauerstoff nur auf den Standorten IV und V zweiwöchentlich, in wenigen Ausnahmefällen vierwöchentlich bestimmt. Diese Messfrequenz wurde über das gesamte Jahr 2015 beibehalten, das durch sehr trockene Sommermonate sowie ungewöhnlich niedrige Pegel bis in den frühen Winter gekennzeichnet war. Dies führte zu einer hohen O₂-Verfügbarkeit im Boden.

Ergebnisse

Bodeneigenschaften

An den Standorten I, II, IV und V nahmen die Kohlenstoffgehalte aufgrund oberflächlicher Vererdung mit zunehmender Bodentiefe zu (Abb. 13). Am Standort III nahmen die C-Gehalte zur Tiefe 20-30 cm deutlich ab, was auf das Auftreten einer Sandmudde zurückzuführen war.

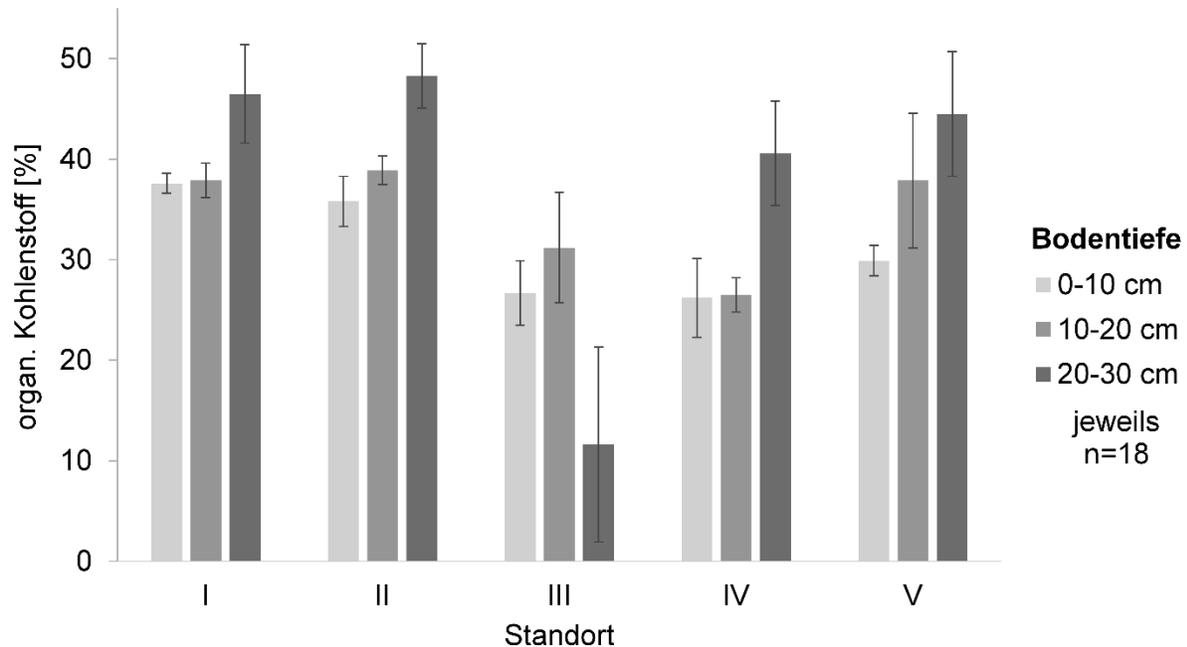


Abb. 13: Gehalte an Bodenkohlenstoff in Massenprozent auf den fünf Standorten in drei Tiefen. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung.

Die Nitratgehalte waren zumeist auf den intensiver genutzten Standorten erhöht (Abb. 14). Im Mai und Juni 2014 traten auf dem Maisacker (Standort I) nach der NPK-Mineraldüngergabe gegenüber den vorangegangenen Messungen um bis zu zehnfach erhöhte Messwerte auf. Auch das mit Gülle gedüngte Intensivgrünland (Standort II) zeigte während beider Messjahre im Vergleich zu den extensiver genutzten Standorten erhöhte Nitratgehalte. Im zweiten Messjahr 2014 waren die Böden der Weide (Standort IV) und des Seggenrieds (Standort V) mit weniger als $0,005 \text{ mg g}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ durchweg nitratarm. Neben der Düngung sind die höheren Nitrat-Werte auch auf die bessere Bodendurchlüftung auf den intensiver genutzten Standorten zurückzuführen. Letztere führt durch aeroben Abbau der organischen Bodensubstanz zur Freisetzung von Stickstoff, welcher bei hoher O_2 -Verfügbarkeit oxidiert als Nitrat vorliegt.

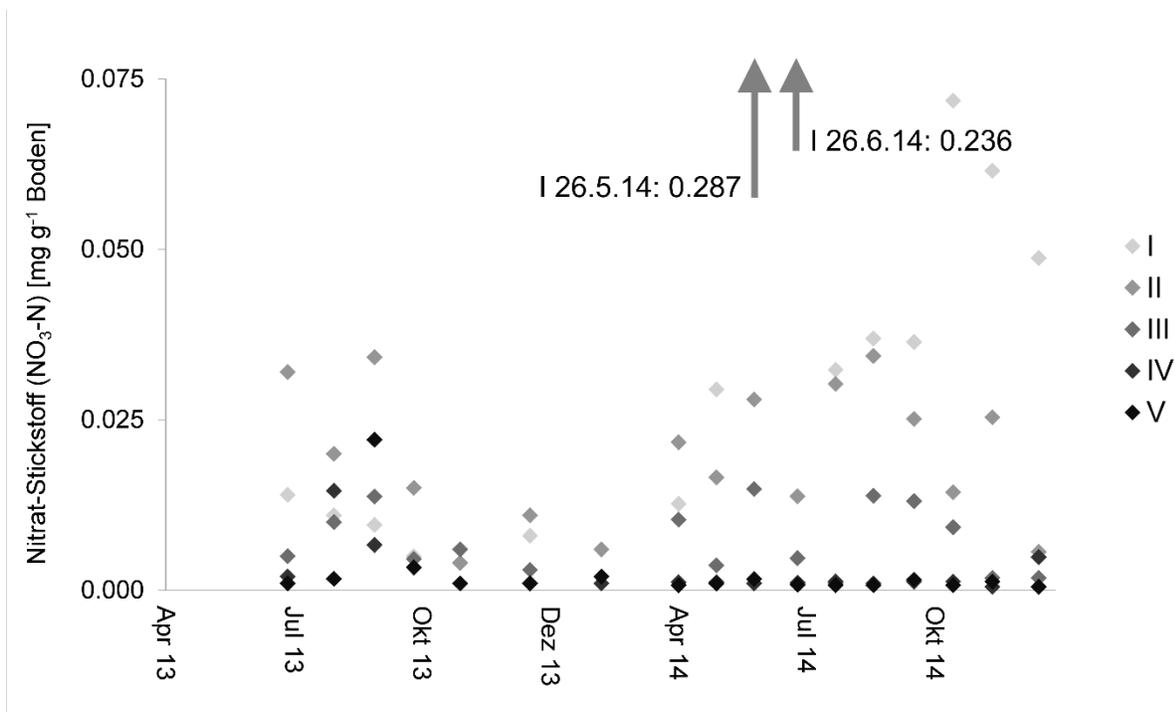


Abb. 14: Nitratgehalte in der Bodentiefe 0-30 cm auf den fünf Standorten. Jeder Messpunkt repräsentiert eine Mischprobe aus zehn Einzelproben mit ca. 30 g trockener Gesamtmasse. Die beiden Pfeile markieren zwei Messpunkte mit sehr hohen Nitratkonzentrationen auf dem Maisacker (Standort I) nach Mineraldüngung oberhalb des dargestellten Wertebereichs.

Ober- und unterirdische Biomasse

Grundsätzlich war das Verhältnis von ober- zu unterirdischer Biomasse auf den intensiv genutzten Standorten I und II weiter als auf den extensiv genutzten Standorten III und IV sowie auf dem ungenutzten Standort V. Auf den drei letztgenannten lag zum Ende der Vegetationsperiode deutlich mehr Wurzel- und Rhizombiomasse als oberirdische Biomasse vor (Abb. 15). Dies entspricht den Erwartungen, da eine höhere Nährstoffverfügbarkeit zum einen die Bildung oberirdischer Biomasse fördert und zum anderen die Bildung von Feinwurzeln zur Nährstoffaufnahme hemmt. Es sollte beachtet werden, dass die zum Jahresende vorliegende unterirdische Biomasse nicht direkt der im selben Jahr gebildeten entspricht, sondern darüber hinaus auch Teile der in Vorjahren gebildeten, weiterhin lebendigen unterirdischen Biomasse miteinschließt. Dies betrifft insbesondere grobes Material mit mehreren Millimetern Größe, z.B. Rhizome. Nichtsdestotrotz lässt sich erkennen, dass auf dem Intensivgrünland in beiden Jahren weniger unterirdische Biomasse, insbesondere weniger Wurzeln, gebildet wurden. Der Maisacker zeigte im Jahr 2014 - bei optimalen Wachstumsbedingungen - nach dem Seggenried die zweitgrößte Gesamtbiomasse und demnach sehr wahrscheinlich die höchste im Jahresverlauf gebildete Biomasse. Durch den Export und die geringe unterirdische Biomasse ist der Nettoverbleib auf dem Standort jedoch als sehr gering einzuschätzen. Demgegenüber zeichnen sich für die weniger stark genutzten und feuchteren Standorte, insbesondere das Seggenried, eine weitaus positivere unterirdische Biomassebilanz ab.

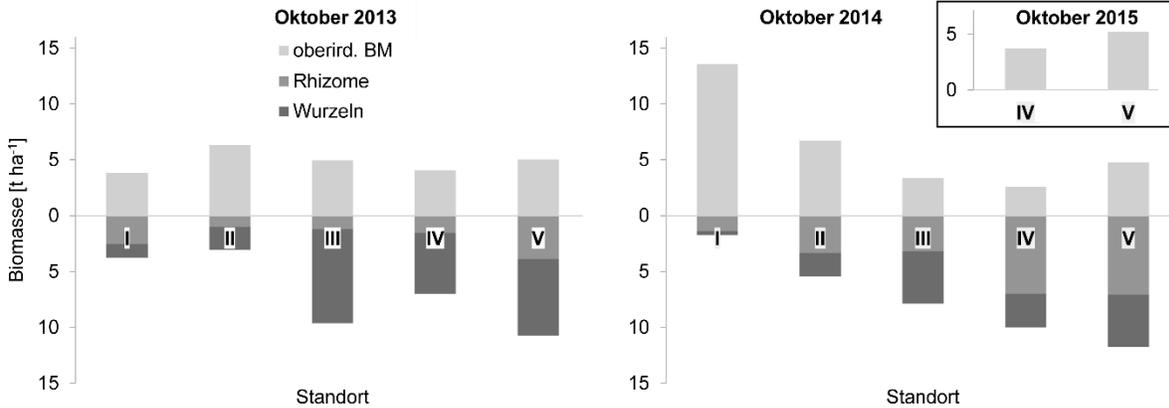


Abb. 15: Aus drei Einzelproben gemittelte oberirdische und unterirdische Biomasse in 0-20 cm Tiefe auf den fünf Standorten jeweils zum Ende der Vegetationsperiode Mitte bis Ende Oktober. Auf dem mehrschürigen Intensivgrünland (Standort II) wurde die Biomasse vor den einzelnen Schnitten jeweils zur Jahressumme aufaddiert. In 2015 wurden nur die Standorte IV und V mit laufenden Gaswechsellmessungen und hierbei nur die oberirdische Biomasse beprobt.

Die Dichte der Durchwurzelung war in 0-10 cm stets deutlich höher als in 10-20 cm (Abb. 16). Der Eintrag organischer Substrate durch Exsudation und abgestorbene Feinwurzeln war demnach in der oberen Bodenschicht potentiell höher. Die absolute Wurzellänge je Bodenvolumen war auf den weniger intensiv genutzten Standorten durchwegs höher als auf den intensiver genutzten. In 2014 nahm die Wurzellängendichte in 0-10 cm Tiefe entlang des Nutzungsgradienten von Standort I zu V kontinuierlich ab. Der Eintrag von für Mikroorganismen leicht verwertbaren organischen Substraten über die Wurzeln war auf den extensivierten und ungenutzten Standorten demnach möglicherweise höher als auf den intensiver genutzten.

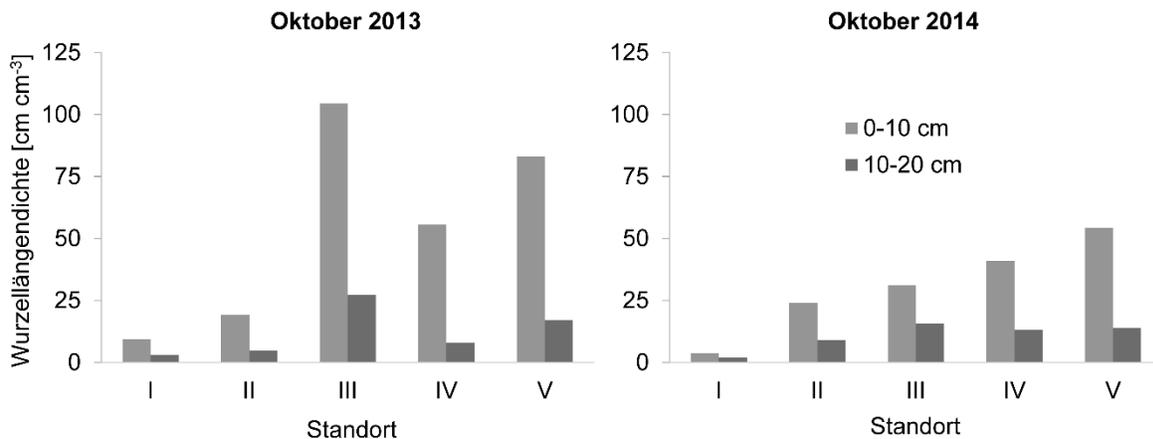


Abb. 16: Aus drei Einzelproben gemittelte Wurzellängendichte auf den fünf Standorten in den Bodentiefen 0-10 cm und 10-20 cm jeweils zum Ende der Vegetationsperiode Mitte bis Ende Oktober.

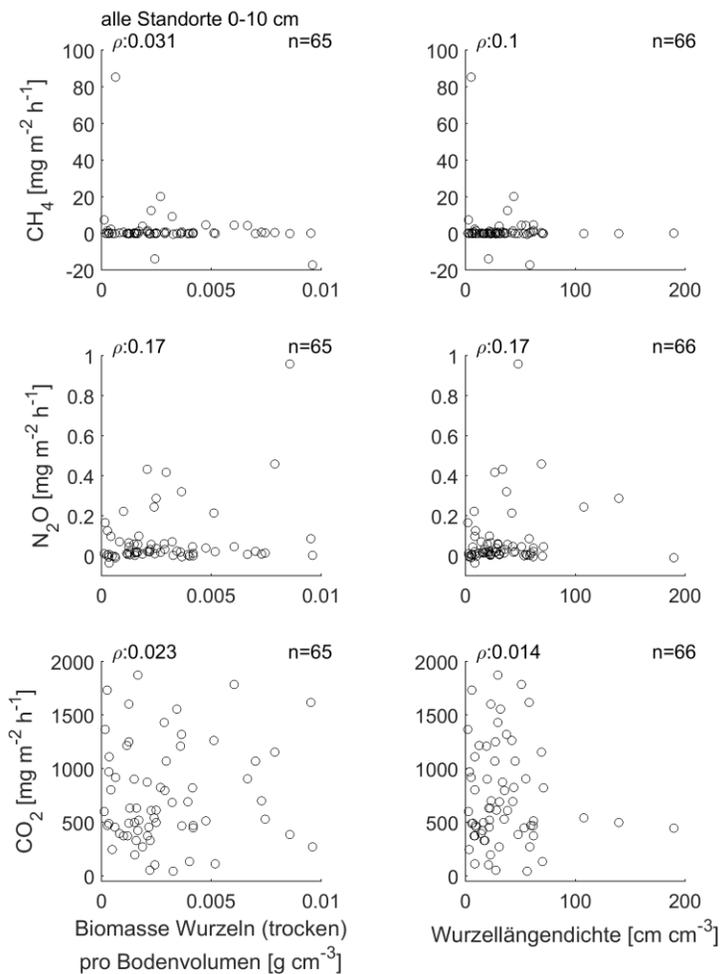


Abb. 17: Beziehung von Gasflüssen zum Durchwurzelungsgrad im Boden. Linke Spalte Trockenbiomasse der Wurzeln (ohne Rhizome) pro cm³ Boden in 0-10 cm Tiefe. Rechte Spalte Gesamtlänge Wurzeln (ohne Rhizome) pro cm³ Boden in 0-10 cm Tiefe. Daten von April bis Oktober 2013 aller fünf Standorte mit zugehöriger Gasflussmessung (ρ = Korrelationskoeffizient nach Spearman).

Wie aus Abb. 17 ersichtlich, zeigten die Durchwurzelungsparameter „unterirdische Biomasse“ und „Wurzellängendichte“ keinen direkten Zusammenhang mit den aktuell dazu gemessenen Gasflüssen. Generell ist jedoch zu beachten, dass ein höherer Durchwurzelungsgrad mit einer quantitativen Kohlenstoffeinlagerung einhergeht. Die Durchwurzelung selbst hat wiederum Einfluss auf Bodeneigenschaften wie bspw. Porosität und Permeabilität und somit indirekt auch auf die Gasflüsse, wenngleich sich dies nicht in einer direkten Korrelation zeigt.

Grundwasserpegel und Bodensauerstoff

In den beiden ersten Messjahren wurde eine hohe O₂-Sättigung im Boden am häufigsten auf dem Maisacker (Standort I) beobachtet. Dem Nutzungsgradienten folgend nahm die Häufigkeit der oxischen Beobachtungen zum Seggenried (Standort V) hin ab. Die schwächere Bodenbelüftung bei geringerer Nutzungsintensität war dabei mit höheren Grundwasserpegeln verbunden. Der Maisacker wies während des gesamten Zeitraumes von August 2013 bis Juli 2014 überwiegend annähernd atmosphärische O₂-Gehalte von mehr als 80 % Luftsättigung auf, wobei die Pegel zumeist unterhalb von -40 cm lagen

(Abb. 18). Auf den übrigen Standorten waren solche annähernd atmosphärischen O₂-Werte nur während kurzer Zeiträume zu beobachten, etwa im August 2013 und im Juni 2014. Die oxischen Beobachtungen fielen hierbei größtenteils mit Pegeltiefstständen zusammen, im Bereich von -70 bis -85 cm auf den Standorten II und III, sowie im Bereich von -30 bis -40 cm auf den Standorten IV und V. Nur auf dem Maisacker herrschten während 2013 und 2014 oxische Bedingungen (>3 % O₂ bzw. >15 % Luftsättigung) über längere Zeit auch in 20 cm Tiefe vor. Die Anlage eines Entwässerungsgrabens mit nur wenigen Metern Abstand zum Ackerrand im Oktober 2013 führte hier zu einer starken und dauerhaften Absenkung des Grundwasserspiegels. Zudem erhöhte das jährliche Pflügen wahrscheinlich die Durchlässigkeit des Bodens und begünstigte so dessen Belüftung.

In 2015 wurden die O₂-Messungen auf den Standorten IV (Weide) und V (Seggenried) fortgeführt. Die sehr trockene und warme Witterung zwischen Anfang Juni und Ende August führte stärker als 2013 und 2014 zu einem Absinken der Pegel, welche aufgrund geringer Niederschläge bis zum späten November nicht wesentlich anstiegen. Der ausgetrocknete Niedermoortorf zeigte infolge dessen auf beiden Standorten über einen Zeitraum von ca. sechs Monaten oxische Bedingungen in 5 cm Tiefe. Auf dem Standort V war dies von Ende Juli bis Mitte November auch in 20 cm Tiefe zu beobachten. Die Verteilung der Messwerte nach dem Sauerstoffgehalt war, wie während der beiden Vorjahre, vor allem für die Tiefe 5 cm bi-modal, d.h. der weitaus überwiegende Teil der Werte lag entweder nahe der atmosphärischen O₂-Sättigung oder nahe der völligen Anoxie. Das plötzliche Umschalten von anaeroben auf aerobe Bedingungen in 5 cm Tiefe trat bei einem Grundwasserpegel von ungefähr -20 bis -30 cm, in 20 cm Tiefe bei etwa -40 cm auf. Die gleichmäßigere Streuung der O₂-Messwerte in 20 cm Tiefe auf dem Standort V im Jahr 2015 lässt sich auf ein verschiebbares Gleichgewicht zwischen mikrobieller Sauerstoffzehrung und diffusem Sauerstoffeintrag im durchlüfteten Torfboden bei niedrigen Pegelständen zurückführen.

Es ergaben sich standortspezifische Pegelstände für den Umschlag von aerob zu anaerob (Dickopp et al. eingereicht), welche darauf hindeuten, dass unterschiedliche Bodentypen und Nutzungsformen auch unterschiedliche kritische Pegelstände bezüglich der Sauerstoffverfügbarkeit und damit indirekt auch der Emissionen aufweisen.

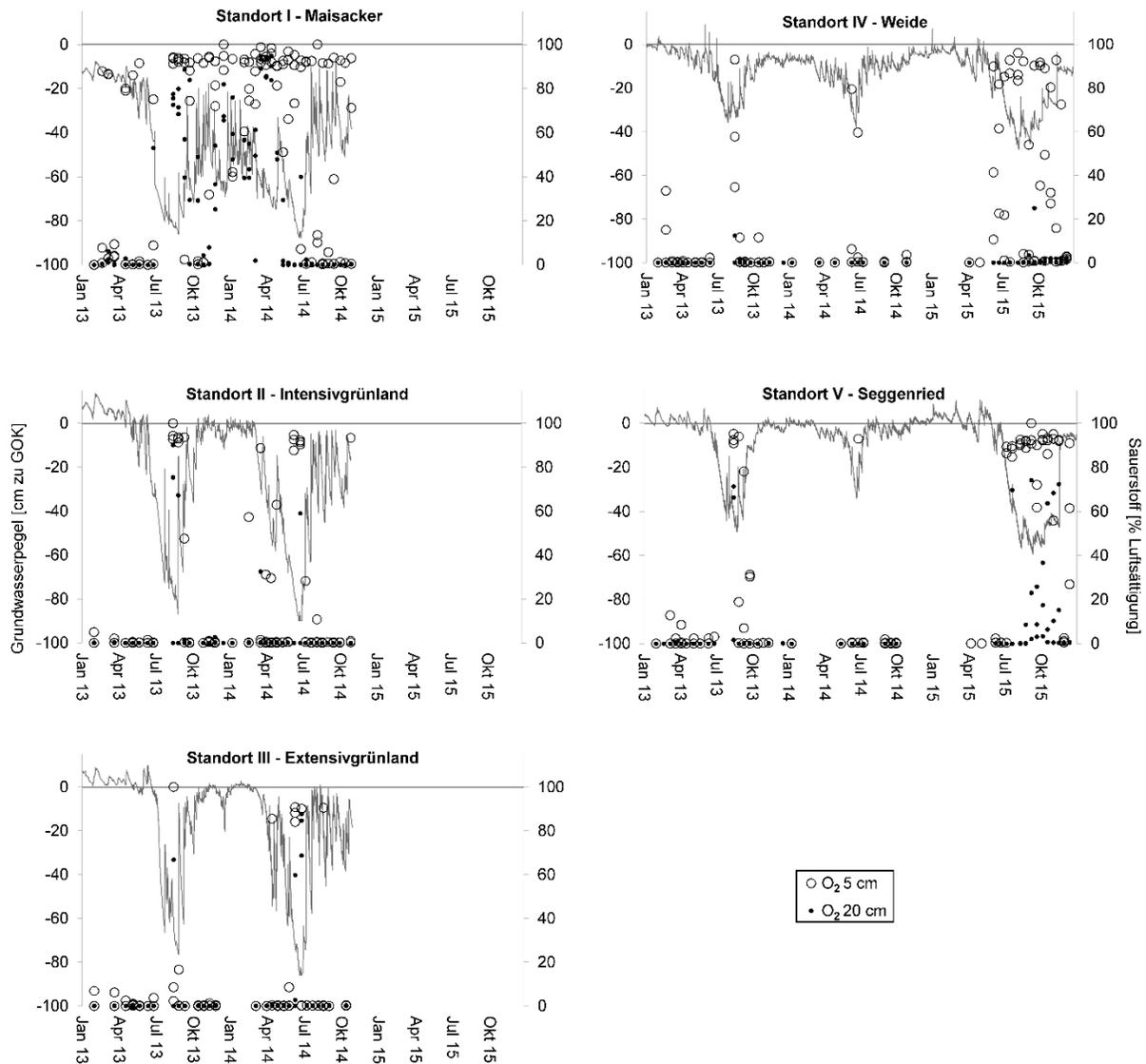


Abb. 18: Aus je drei Plots gemittelte Grundwasserpegel (durchgezogene Linie) und Sauerstoffsättigung im Boden in 5 cm (offene Kreise) und 20 cm Tiefe (gefüllte Punkte) auf den fünf Standorten. Im Jahr 2015 wurden nur die Standorte IV und V mit laufenden Gaswechsellmessungen untersucht.

Methanemissionen

Im Jahr 2013 waren die Methanflüsse an allen fünf Standorten am höchsten, 2014 zeigten die Standorte I-III im Vergleich dazu keine deutlichen Methanflüsse. Der Maisacker (Standort I) wurde 2014 sogar zu einer leichten Methansenke. Dies dürfte hauptsächlich den weitaus trockeneren hydrologischen Bedingungen geschuldet sein. Die Standorte IV und V hingegen zeigten 2014 wieder deutlich ausgeprägte Methanemissionen, jedoch nun nicht mehr im Frühjahr, sondern im Spätsommer (Abb. 19). Im Jahr 2015 kam es dort zu einer weiteren Abnahme der Methanemissionen bzw. einer Stagnation auf Vorjahresniveau.

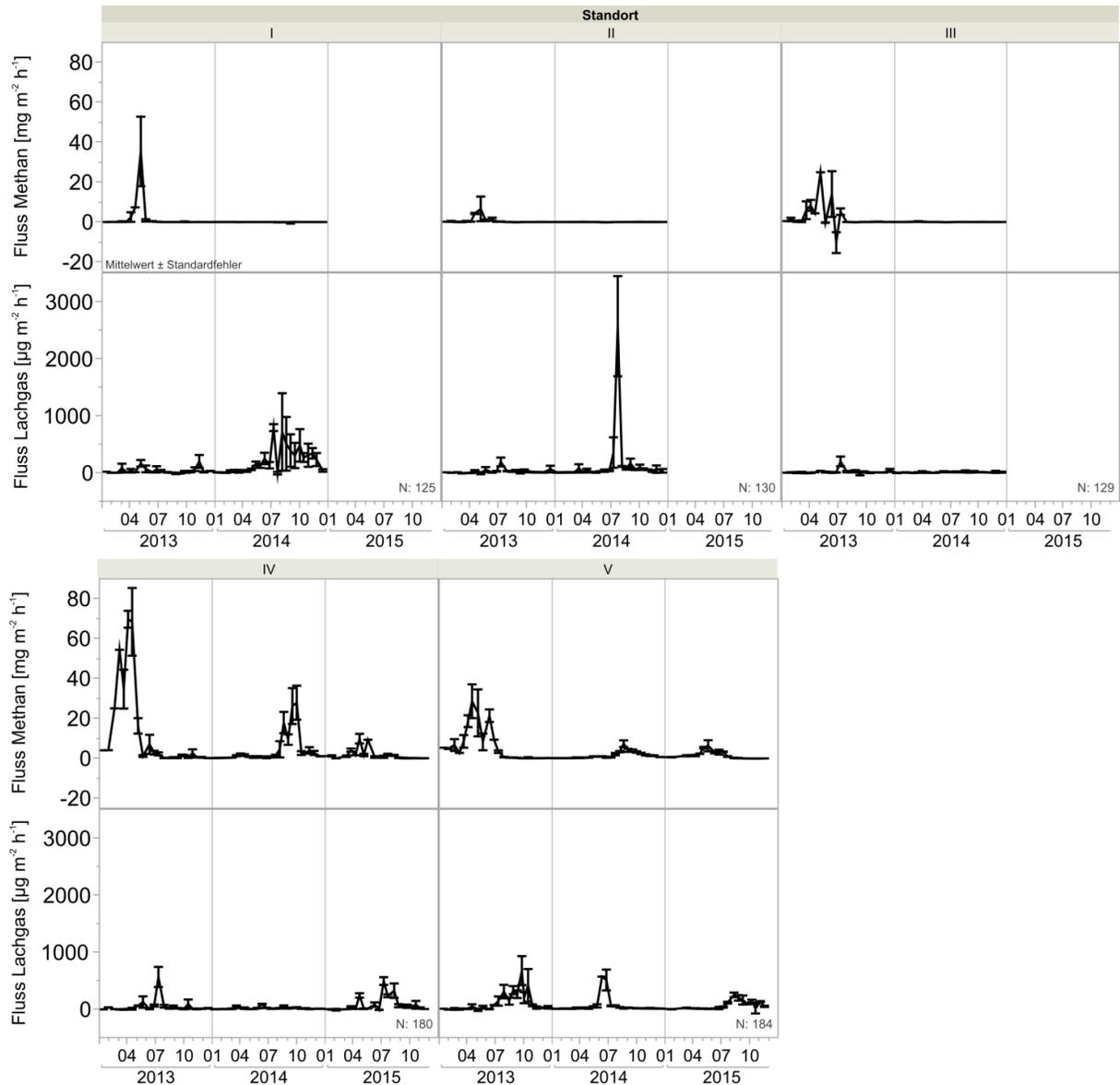


Abb. 19: Zeitlicher Verlauf der Methan- und Lachgasemissionen auf den fünf Standorten. Dargestellt sind Mittelwerte pro zweiwöchige Messung mit Standardfehler. Die Standorte IV und V wurden auch noch im Jahr 2015 untersucht.

Die stark erhöhten Emissionen im ersten Messjahr insbesondere auf Standort IV sind wahrscheinlich auf eine Übergangsphase im Ökosystem zurückzuführen. Die Wiedervernässung lag nur ca. 1-2 Jahre zurück und somit befand sich der Standort in einem Übergangszustand von einem konventionell bewirtschafteten Grünland hin zu einer vernässelten Weide. Mit den höheren Wasserständen geht ein Absterben der nicht adaptierten Vegetation einher. Dies setzt große Mengen an leicht verfügbarem Kohlenstoff und Nährstoffen frei. Gerade im Frühjahr mit Auftauen des Oberbodens können so plötzlich große Mengen Methan emittiert werden. Ähnliche Effekte nach Wiedervernässung wurden von Hahn et al. (2015) beschrieben. Diese erhöhten Emissionen klingen jedoch wie beobachtet in der Folge ab. Im Jahr 2015 zeigte die Weide vergleichbare Flüsse wie das benachbarte Seggenried.

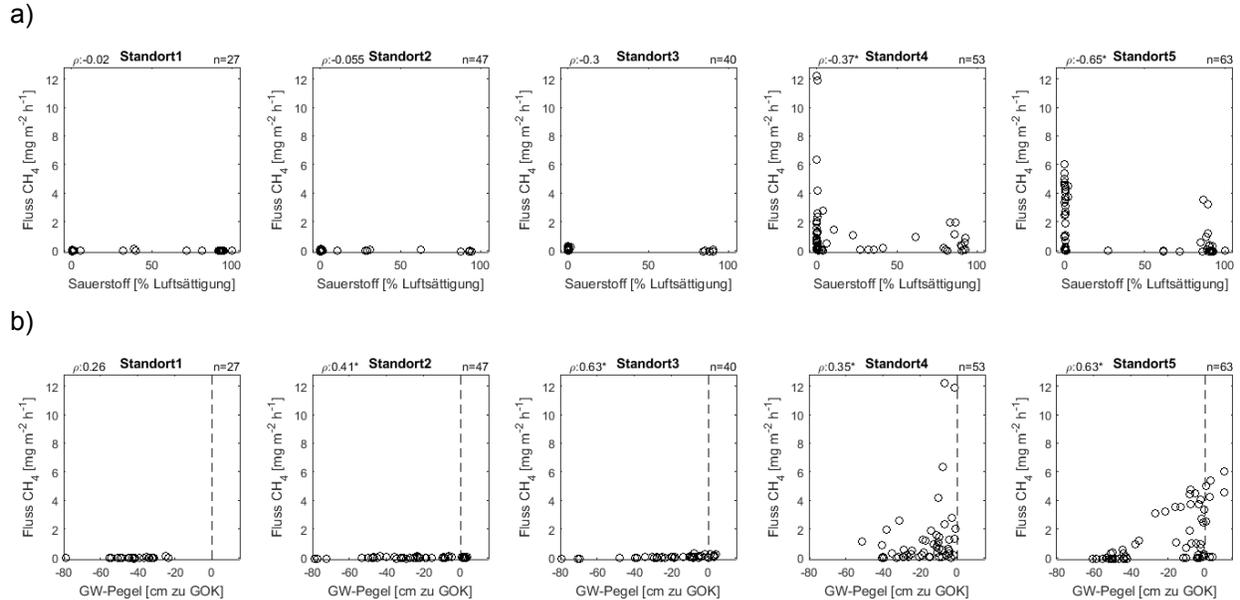


Abb. 20: Beziehung zwischen den Methanflüssen aus den abgedunkelten Haubenmessungen und der a) Sauerstoffverfügbarkeit im Oberboden bzw. b) dem Pegelstand zur Geländeoberkante. Ein Datenpunkt entspricht Einzelmessungen aus einem der drei Bodenrahmen pro Standort.

Die Beziehung zwischen den Methanflüssen und der Sauerstoffverfügbarkeit im Oberboden (Abb. 20a) ergab lediglich für die Standorte IV und V signifikante Korrelationskoeffizienten (Spearman). Die Sauerstoffkonzentrationen waren stark bimodal verteilt und es ist kein linearer Zusammenhang erkennbar. Vielmehr scheinen höhere Flüsse hauptsächlich ab bestimmten Grenzwerten im stark anoxischen Bereich aufzutreten. Dies deckt sich mit den Beschreibungen aus der Literatur (Yu et al., 2001) und lässt sich durch die streng hierarchische Abfolge der Stoffwechselformen mit sinkendem Redoxpotential erklären.

Die Beziehung zwischen den Methanflüssen und den Pegelständen (Abb. 20b) ergab für die Standorte II bis V signifikante Korrelationskoeffizienten (Spearman). Die Emissionen traten hauptsächlich bei Pegelständen nahe der Oberfläche auf. Der Zusammenhang zwischen Methanemissionen einerseits und Pegel und Bodentemperatur andererseits wurde bereits in einer eigenen Publikation (Lengerer und Kazda 2017) dargelegt.

Lachgasemissionen

Lachgas zeigte ein zeitlich versetztes Auftreten zu Methan. Insgesamt waren die emittierten Mengen geringer als bei Methan, jedoch ist die Klimawirksamkeit um ein Vielfaches höher. Insbesondere auf dem Maisacker lassen sich die beobachteten Muster auf die Grundwasserstände zurückführen. Im Jahr 2013 war der Maisacker stark vernässt bis überflutet, wodurch die Lachgasemissionen sehr niedrig waren. Im Jahr 2014 wurden nach dem Ziehen eines Entwässerungsgrabens durchgehend hohe Emissionen beobachtet. Ein direkter Zusammenhang mit der Düngung lässt sich jedoch nicht erkennen (Abb. 21). Die Düngung erfolgte während des Umbruchs beziehungsweise der Aussaat unterflur mit ASS (Ammonsulfatsalpeter) und DAP (Diammonphosphat), also mit rein mineralischem Dünger. Unmittelbar danach traten keine erhöhten Emissionen auf. Vielmehr nach Einsetzen vermehrter Niederschläge und anschließendem Anstieg der Pegel zeigte ein Messplot erhöhte Emissionen, die über die Zeit abklangen.

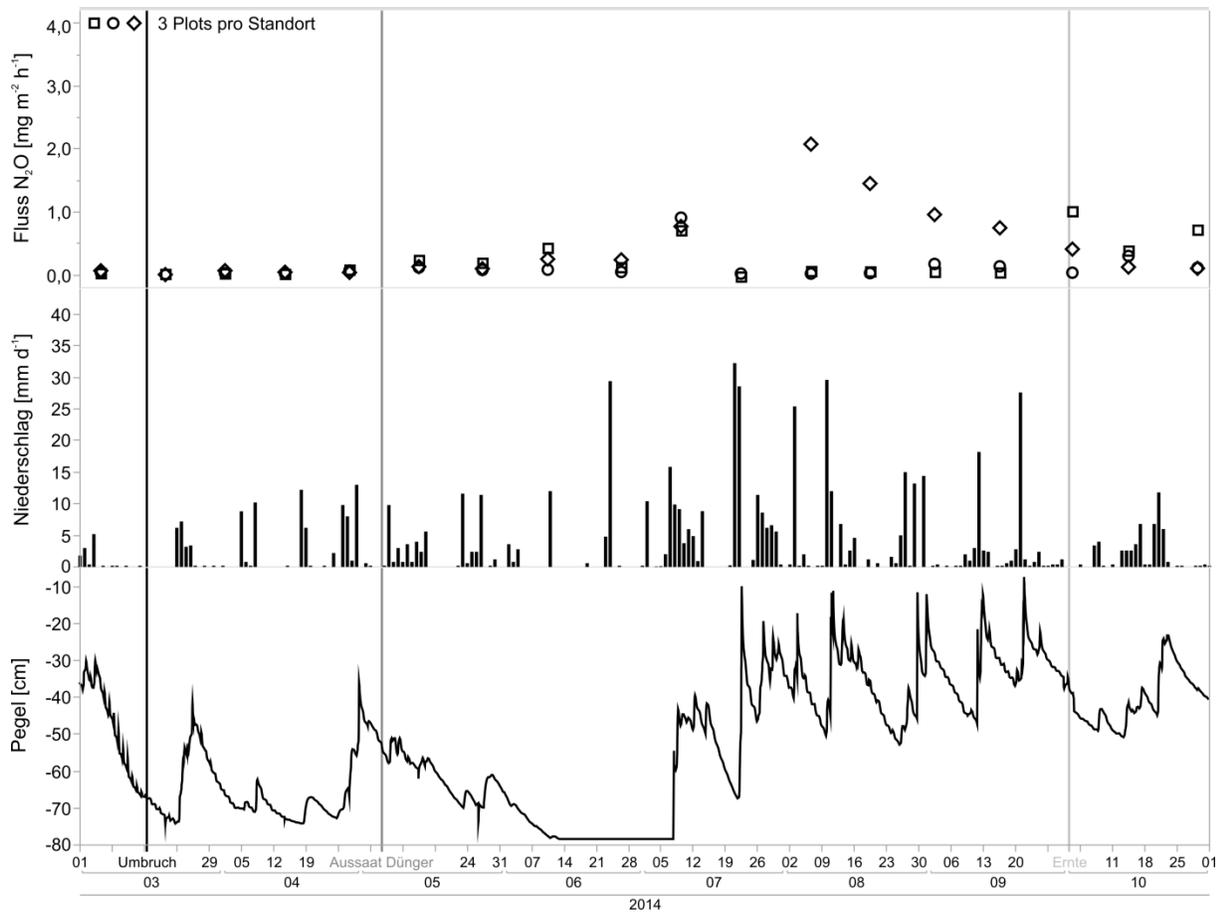


Abb. 21: Zeitlicher Zusammenhang zwischen Lachgasemissionen, Niederschlägen und Pegelständen auf dem Maisacker (Standort I). Die Düngung erfolgte während der Aussaat unterflur mit Mineraldünger (ASS, DAP). Die Pegelstände waren auf diesem Standort 2014 allgemein wesentlich tiefer als auf den anderen Standorten.

Auf dem Intensivgrünland Standort II trat nur einmalig ein sehr hoher Lachgasfluss auf (Abb. 22). Hier ist jedoch der Umstand zu beachten, dass die betreffende Messung einen Tag nach dem Einsetzen starker Regenfälle stattfand. Auch hier lag die Düngung mit Gülle über einen Monat zurück, was den unmittelbaren Einfluss von Nährstoffzufuhr ausschließt. Vielmehr scheint hier das rasche Auffüllen des Grundwassers nach längerer Trockenheit verantwortlich zu sein. Zum einen kann bereits vorhandenes Lachgas durch das aufsteigende Wasser nach oben befördert werden, zum anderen kann die Wiedervernässung des Bodens und damit verbundene Nährstoffverfügbarkeit zur raschen Produktion von Lachgas führen. Zu beachten ist, dass es sich hierbei um kurzfristige Spitzen handelt, die jedoch einen großen Teil der Jahressumme ausmachen.

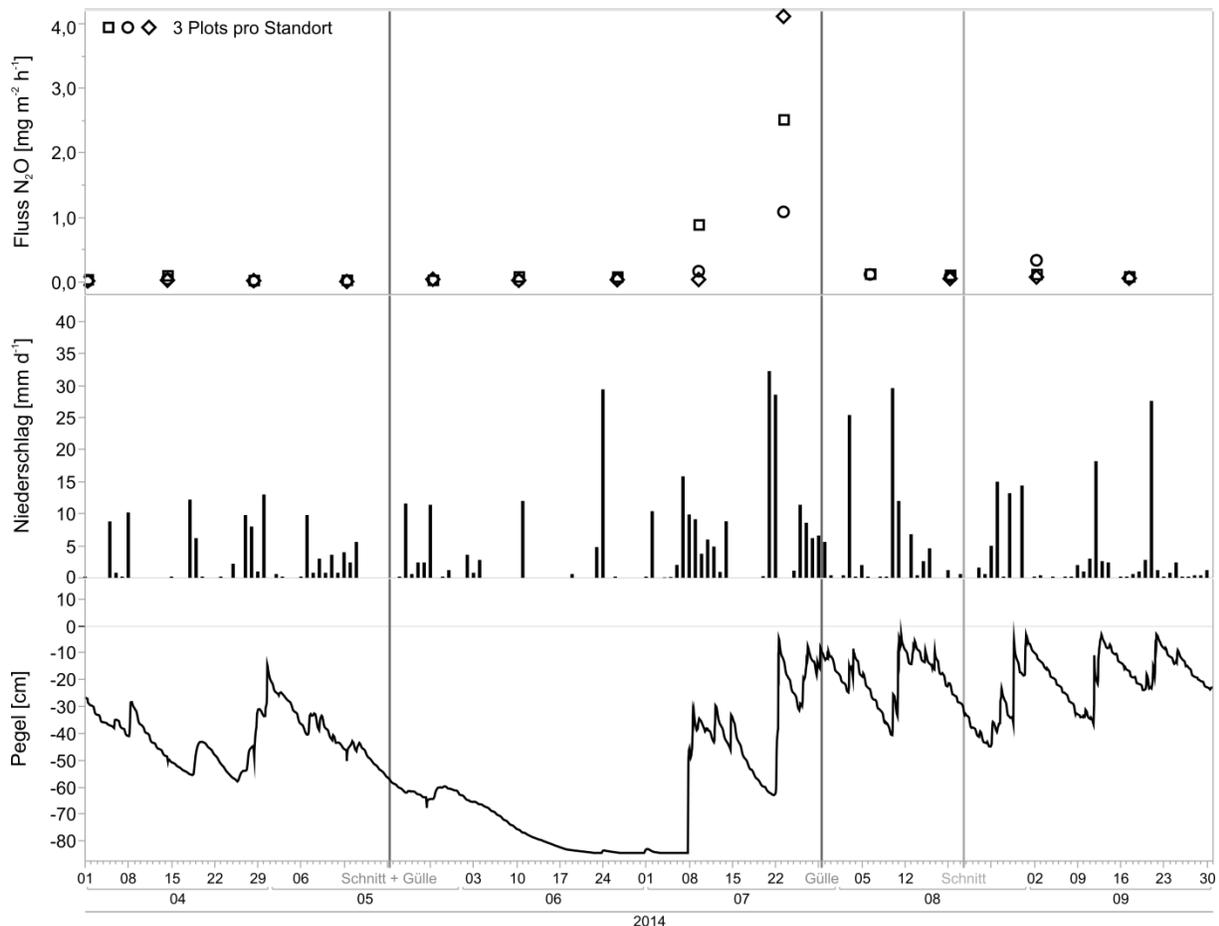


Abb. 22: Zeitlicher Zusammenhang zwischen Lachgasemissionen, Niederschlägen und Pegelständen auf dem Intensivgrünland (Standort II). Die Düngung erfolgte durch Ausbringung von Gülle. Nach einer eher trockenen Phase (siehe Pegel) setzten einen Tag vor der Messung am 23. Juli 2014 starke Niederschläge ein. Dies war verbunden mit einem raschen Anstieg des Pegels.

Das Extensivgrünland (Standort III) verhielt sich bezüglich Lachgas unauffällig. Die weiteren Standorte IV und V zeigten geringere Emissionen als die ersten beiden Standorte. Die Lachgasemissionen traten hauptsächlich im Sommer in der Periode absinkender Grundwasserspiegel auf. Das Jahr 2015 war im Frühjahr durch starken Überstau am Standort V gekennzeichnet. Mit Beginn des Sommers kam es zu einer sehr starken Absenkung der Pegel weit unter das Niveau der Vorjahre. Der Torfkörper fiel zu einem großen Teil trocken. Dies spiegelt sich auch in einer längeren, jedoch nicht sehr intensiven Periode der Lachgasfreisetzung auf den beiden Standorten IV und V wider. Trotz stark sinkender Pegel wurde nicht vermehrt Lachgas freigesetzt. Da Lachgas in einem Zwischenbereich zwischen strikter Anaerobie und vollständiger Sauerstoffsättigung gebildet wird, führte ein weiteres Absinken der Pegel durch den nachrückenden Sauerstoff und die sinkende Bodenfeuchte zu keiner weiteren Lachgasbildung.

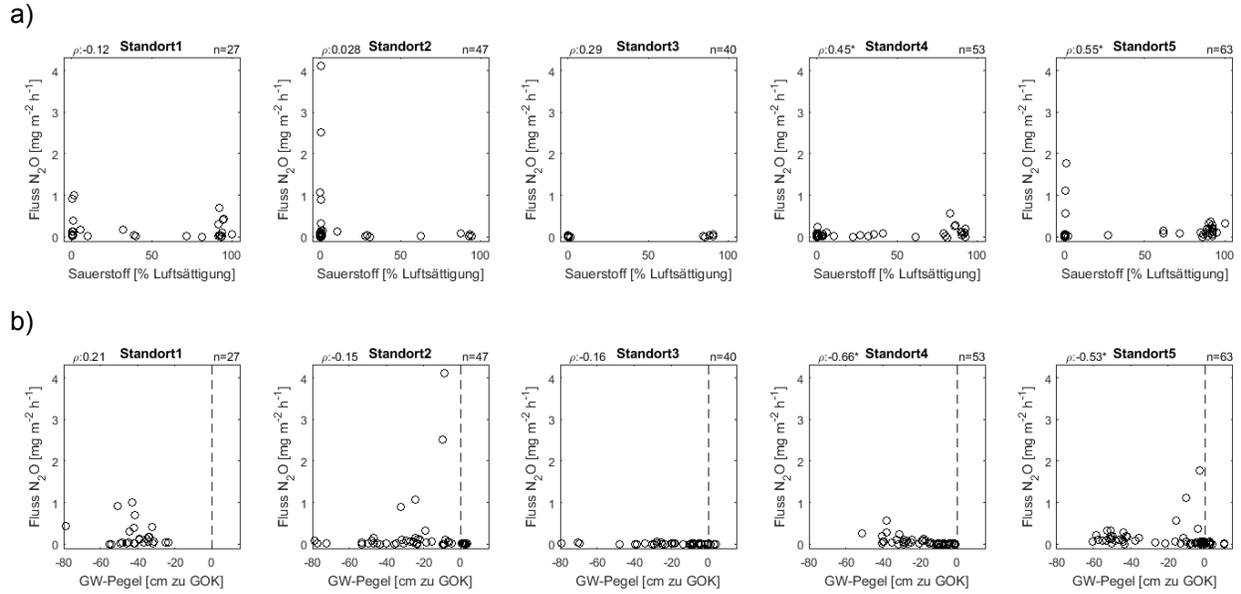


Abb. 23: Beziehung zwischen den Lachgasflüssen aus den abgedunkelten Haubenmessungen und der a) Sauerstoffverfügbarkeit im Oberboden bzw. b) dem Pegelstand zur Geländeoberkante. Ein Datenpunkt entspricht Einzelmessungen aus einem der drei Bodenrahmen pro Standort.

Wie bereits bei Methan, ist die Beziehung zwischen den Lachgasflüssen und der Sauerstoffverfügbarkeit im Oberboden (Abb. 23a) bzw. den Pegelständen (Abb. 23b) nur sehr schwach. Lediglich die Standorte IV und V zeigten signifikante Rang-Korrelationskoeffizienten. Die Flüsse treten vor Allem im strak anoxischen Bereich aber auch im nahezu oxischen Bereich auf. Letzteres lässt sich durch ein weniger negatives Redoxpotential, bei welchem Nitratreduktion auftritt erklären. Wie Abb. 23b zeigt sind höhere Lachgasemissionen hauptsächlich bei mittleren Pegelständen (Ausnahme Standort V) zu beobachten.

Kohlendioxidemissionen

In Kooperation mit dem Thünen-Institut Braunschweig wurden CO₂-Modelle auf Basis eines Generalisierten Additiven Modells (GAM) für die Jahre 2013 bis 2015 erstellt (Abb. 24).

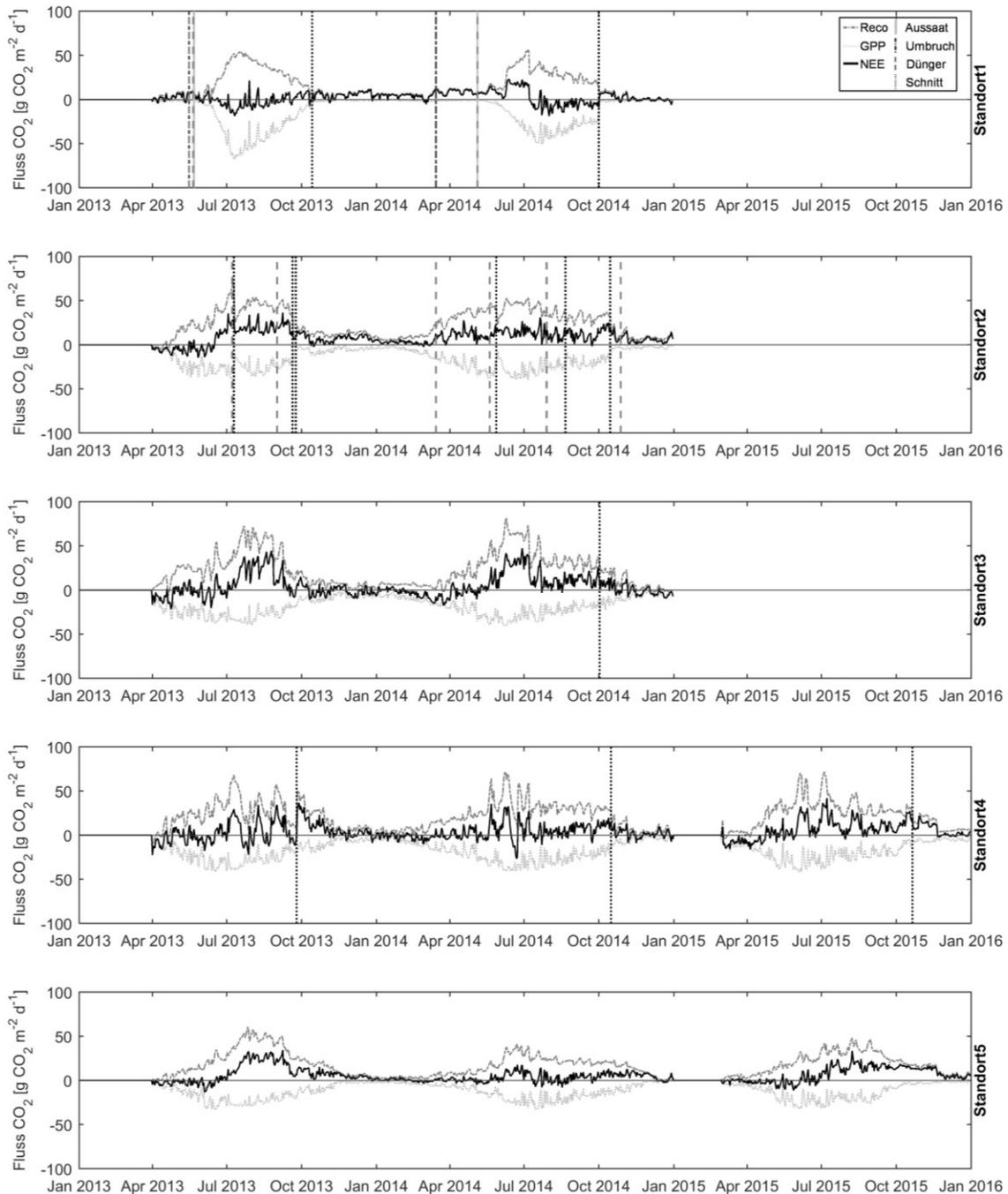


Abb. 24: Modellierte Kohlendioxidemissionen. R_{eco} entspricht der Ökosystematmung, GPP der Aufnahme durch Photosynthese und NEE dem daraus resultierenden „Net Ecosystem Exchange“. Düngung erfolgte auf dem Maisacker (Standort 1) zu Umbruch und Aussaat mit Mineraldünger unterflur, auf dem Intensivgrünland (Standort 2) durch Gülle.

Alle Standorte waren CO_2 -Quellen. Lediglich im Frühjahr wurde die Atmung durch die Photosynthese teilweise kompensiert. Emissionen in den Wintermonaten waren hingegen gering. Insgesamt lässt sich jedoch ein Trend zur Emissionsreduktion mit extensiverer Nutzung verzeichnen. Ausnahmen sind die extremsten Standorte. Zum einen der Maisacker, welcher durch die starke Störung der Bodenprozesse

durch den Umbruch und lange vegetationsfreie Phasen charakterisiert ist. Hier wird die Bilanz hauptsächlich durch die Maiskultur bestimmt und ein Großteil des Kohlenstoffs wird als Erntebiomasse exportiert (Tab. 7). Der Biomasseexport kann jedoch auch auf der Emissionsseite verbucht werden, da mittelfristig die Biomasse als Viehfutter oder Biogassubstrat wieder als CO₂ oder sogar CH₄ emittiert wird. Eine Immobilisierung im System Boden findet so folglich nicht statt.

Spitzenreiter bei den CO₂-Emissionen war das Intensivgrünland (Standort II). Es zeigte über das Jahr verteilt die höchsten Umsätze und die damit verbundenen Emissionen. Zusätzlich hatte es nach der Maiskultur die zweithöchsten Biomasseexporte. Die extensivierten Standorte III-V zeigten geringere Emissionen, wobei Standort IV zwischen Quelle und Senke oszillierte, in der Summe jedoch auch eine leichte Quelle darstellte. Beim ungenutzten Seggenried (Standort V) zeigte sich eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Pegelschwankungen und eine starke Abhängigkeit vom Vegetationszyklus der dominanten Art *Carex rostrata*. Insbesondere 2013 verhielt sich der Standort bis etwa Mitte Juni CO₂-neutral. Dies war während der Wachstumsphase von *C. rostrata*. Ab etwa August mit Einsetzen der Pegelabsenkung im Sommer verbrauchte die Blattmasse der Seggen und die Photosyntheseleistung nahm ab. Gleichzeitig stieg die gemessene Ökosystematmung deutlich an. Dasselbe ließ sich auch 2015 bei der extremen Pegelabsenkung dieses trockenen Sommers beobachten (Abb. 24).

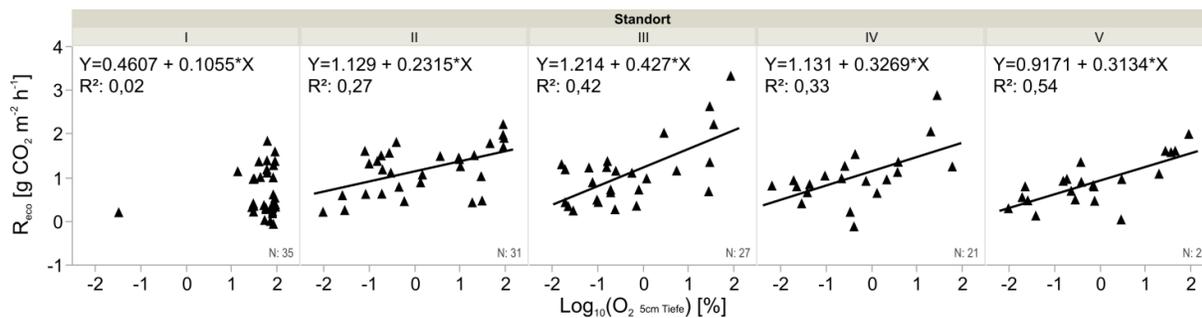


Abb. 25: Beziehung zwischen modellierter Ökosystematmung (als Tagesmittelwerte) und der Sauerstoffverfügbarkeit im Oberboden (als Logarithmus der Sauerstoffsättigung in 5 cm Tiefe). Bis auf Standort I sind alle Regressionsmodelle signifikant.

Zusätzlich wurde die Beziehung zwischen Ökosystematmung und Sauerstoffverfügbarkeit im Oberboden untersucht (Abb. 25). Da die Konzentrationswerte stark linksschief zum anaeroben Bereich hin verteilt waren, wurden sie logarithmiert. Die Graslandstandorte II-V ergaben alle ein signifikantes Regressionsmodell mit Bestimmtheitsmassen von 27 % bis 54 %. Lediglich der stark anthropogen überprägte Maisacker zeigte keine signifikante Beziehung. Alle vier Standorte zeigten ähnliche Regressionsparameter und die damit verbundene Abhängigkeit der Ökosystematmung von der Sauerstoffverfügbarkeit im Oberboden-Kompartiment.

Bilanzierung und Klimawirksamkeit

Tab. 7: Jahressummen der Treibhausgasemissionen der fünf Standorte im Pfrunger-Burgweiler Ried. Flüsse und Standardfehler wurden auf täglicher Basis interpoliert und kumuliert.

Pfrunger-Burgweiler Ried					
Boden	Niedermoor				
Nutzung	Maisacker	Intensivgrünland	Extensivgrünland	Weide	Seggenried
Standort	I	II	III	IV	V
Summe Fluss N₂O-N [kg N ha⁻¹ a⁻¹] ± SE					
2013	0,49 ± 0,30	0,33 ± 0,20	0,23 ± 0,15	0,65 ± 0,29	1,42 ± 0,64
2014	2,76 ± 1,52	2,12 ± 0,87	0,11 ± 0,07	0,2 ± 0,07	0,85 ± 0,18
2015				0,99 ± 0,30	1,18 ± 0,39
Summe Fluss CH₄-C [kg C ha⁻¹ a⁻¹] ± SE					
2013	141,3 ± 62,7	44,7 ± 26,7	166,9 ± 78,0	822 ± 125,9	424,1 ± 114,5
2014	-1,9 ± 1,9	0,6 ± 1,6	1,8 ± 1,4	280,8 ± 93,2	95,5 ± 16,3
2015				101,4 ± 19,5	86,1 ± 21,0
Summe Fluss CO₂-C NEE [kg C ha⁻¹ a⁻¹] ± SE					
2013	872 ± 2420	5919 ± 2060	3048 ± 2090	2740 ± 2490	5867 ± 2020
2014	3192 ± 2140	9070 ± 1300	4875 ± 1620	2963 ± 1620	2962 ± 1490
2015				5158 ± 1720	5912 ± 1290
Summe C-Export [kg C ha⁻¹ a⁻¹] ± SE					
2013	1729 ± 176	2834 ± 180	2234 ± 268	1322 ± 289	0
2014	6116 ± 610	3026 ± 425	1513 ± 268	1161 ± 213	0
2015				1689 ± 88	0

Die summierten Lachgas-, Methan- und Kohlendioxidflüsse zeigten zum Teil deutliche Unterschiede zwischen den Jahren (Tab. 7). Diese beruhen zu einem Großteil auf den großen Unterschieden in den Niederschlägen und den damit verbundenen Pegelständen. Besonders an Standort V zeigt sich über die drei Jahre hinweg ein Trend zur Abnahme aller drei Treibhausgase. Bezüglich der Klimawirksamkeit steht CO₂ klar im Vordergrund (Tab. 8 und Abb. 24). Lachgas spielt außer an den intensiv genutzten Standorten I und II eine untergeordnete Rolle. Im Lauf der Jahre ging der Einfluss von Methan deutlich zurück. Jedoch liefert Methan auf den beiden stark extensivierten Flächen IV und V immer noch einen deutlichen Beitrag zur Gesamtbilanz. Auf den intensiv genutzten Standorten und insbesondere dem Maisacker macht der C-Export durch die Ernte einen beträchtlichen Teil der Kohlenstoffbilanz aus.

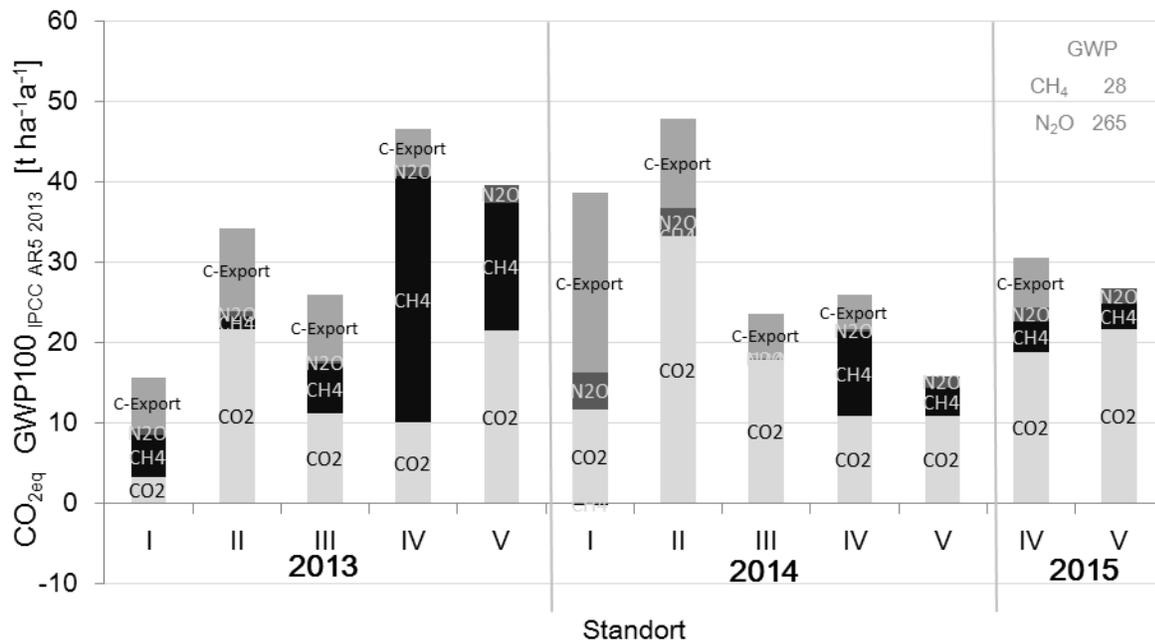


Abb. 26: Klimawirksamer Anteil der emittierten Gase an der Jahresbilanz als CO₂ Äquivalente (gemäß GWP 100 IPCC AR5 2013).

Anhand der Umrechnung der einzelnen Gasflüsse in CO₂-Äquivalente kann ihre Klimawirksamkeit gemeinsam betrachtet werden. Hierzu wurden die Gewichtungsfaktoren für das „Global Warming Potential“ für einen Zeithorizont von 100 Jahren nach IPCC herangezogen (Myhre et al., 2013). Bezüglich der Klimawirksamkeit zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Jahren (Tab. 8 und Abb. 26). Stammen die stärksten Emissionen im Jahr 2013 noch von den relativ frisch wiedervernässten Standorten IV und V, so verringerten diese sich (hauptsächlich auf Grund reduzierter Methan-Emissionen) im Jahr 2014 deutlich, wohingegen die Standorte I und II unter trockeneren und somit repräsentativeren Bedingungen 2014 nun die stärkste Klimawirksamkeit aufwiesen. Im Jahr 2015 war auf den Standorten IV und V wieder ein Anstieg der klimawirksamen Emissionen hauptsächlich auf Grund von erhöhtem CO₂-Beitrag zu verzeichnen. Dies dürfte vor allem der ungewöhnlich starken und langanhaltenden Sommertrockenheit mit massiv abgesunkenen Pegeln im Sommer 2015 geschuldet sein. Der Vergleich zwischen den Jahren unterstreicht den großen Einfluss klimatischer Schwankungen auf die Gesamtbilanz, der oft im Bereich der Unterschiede zwischen den Standorten und Nutzungsformen liegt. Ebenso zeigt dies die Empfindlichkeit von Moor-Ökosystemen hinsichtlich Klimaextremen.

Tab. 8: Jahressummen der Treibhausgasemissionen als CO₂ Äquivalente, gemäß Global Warming Potential für 100 Jahre Zeithorizont Definition IPCC (2013). GWP_{CH₄}=28, GWP_{N₂O}=265, GWP_{CO₂}=1.

Pfrunger-Burgweiler Ried					
Nutzung	Maisacker	Intensivgrünland	Extensivgrünland	Weide	Seggenried
Standort	I	II	III	IV	V
N ₂ O-CO ₂ -Äq. [t ha ⁻¹ a ⁻¹] ± SE					
2013	0,82 ± 0,50	0,54 ± 0,34	0,39 ± 0,24	1,08 ± 0,48	2,36 ± 1,06
2014	4,59 ± 2,53	3,53 ± 1,44	0,17 ± 0,12	0,33 ± 0,11	1,42 ± 0,3
2015				1,65 ± 0,51	1,96 ± 0,64
CH ₄ -CO ₂ -Äq. [t ha ⁻¹ a ⁻¹] ± SE					
2013	5,29 ± 2,35	1,67 ± 1	6,24 ± 2,92	30,74 ± 4,71	15,86 ± 4,28
2014	-0,07 ± 0,07	0,02 ± 0,06	0,07 ± 0,05	10,50 ± 3,48	3,57 ± 0,61
2015				3,79 ± 0,73	3,22 ± 0,79
CO ₂ [t ha ⁻¹ a ⁻¹] ± SE					
2013	3,19 ± 8,87	21,69 ± 7,55	11,17 ± 7,66	10,04 ± 9,12	21,5 ± 7,40
2014	11,7 ± 7,84	33,23 ± 4,76	17,86 ± 5,94	10,86 ± 5,94	10,86 ± 5,46
2015				18,9 ± 6,30	21,66 ± 4,73
C-Export als CO ₂ [t ha ⁻¹ a ⁻¹] ± SE					
2013	6,34 ± 0,64	10,38 ± 0,66	8,18 ± 0,98	4,85 ± 1,06	0
2014	22,41 ± 2,24	11,09 ± 1,56	5,54 ± 0,98	4,25 ± 0,78	0
2015				6,19 ± 0,32	0
Summe CO ₂ -Äq. [t ha ⁻¹ a ⁻¹] ± SE					
2013	15,6 ± 12,4	34,3 ± 9,5	26,0 ± 11,8	46,7 ± 15,4	39,7 ± 12,7
2014	38,6 ± 12,7	47,9 ± 7,8	23,7 ± 7,1	25,9 ± 10,3	15,9 ± 6,4
2015				30,5 ± 7,9	26,8 ± 6,2

klimatisch bedingt sein kann. Die im Pfrunger-Burgweiler Ried ermittelten Werte liegen im Bereich der anderen Studien. Lediglich für Niedermoor außer Nutzung liegt Standort V eher im Bereich eines extensiven Grünlandes. Eine deutliche Abgrenzung der Nutzungsformen ist anhand des NEE nicht zu erkennen, jedoch zeigen Acker und Intensivstandorte tendenziell einen höheren Biomasseexport, welcher auch als Emission bewertet werden sollte.

Faktoren der Treibhausgasemission

Das Zusammenspiel verschiedener Umweltfaktoren beim Auftreten von Emissionen lässt sich am Beispiel des Seggenriedes zeigen. Zwei der wichtigsten Faktoren für die Entstehung und Freisetzung von bodenbürtigen Treibhausgasen sind Bodentemperatur und Grundwasserpegel. Die Temperatur regelt allgemein die Geschwindigkeit biochemischer Prozesse. Der Grundwasserpegel reguliert zu großem Teil die Sauerstoffverfügbarkeit im Boden. Es kann davon ausgegangen werden, dass unterhalb der Grundwasseroberfläche der Sauerstoff im Moorboden rasch aufgezehrt und durch die limitierte Diffusion kaum nachgereicht wird. Somit müssen Bodenorganismen auf alternative Stoffwechselwege wie Fermentation, Nitratatmung oder Methanogenese ausweichen. Bildet man die beobachteten Flüsse in einem Koordinatensystem mit Bodentemperatur und Grundwasserspiegel ab, können mittels Interpolation die Faktorkombinationen identifiziert werden, bei denen hohe Flüsse auftreten. Diese werden in Abb. 28 durch besonders helle Bereiche gekennzeichnet. Eine detaillierte Beschreibung des Verfahrens wurde in Lengerer und Kazda (2017) veröffentlicht.

Wie aus Abb. 28a und 28b ersichtlich, schließen sich die Zonen hoher Methanfreisetzung und hoher Lachgasfreisetzung aus. Beide Gase wurden über nahezu den gesamten Temperaturbereich emittiert. Lachgas trat nur bei Pegelständen unter ca. 5 cm auf, wohingegen Methan bei Temperaturen bis zu 10 °C nur bei Überstau sowie bei Temperaturen darüber auch schon bei weitaus niedrigeren Pegeln emittiert wurde.

Beim CO₂-Austausch (Abb. 28c und 28d) kam es vor allem im Frühjahr zu einer leichten Netto-CO₂-Aufnahme, während der auch Überstau herrschte. Für Pegelstände im Sommer deutlich unter 20 cm traten stark erhöhte CO₂-Emissionen auf. Diese waren von der Größenordnung wesentlich bedeutender als die anderen Gasspezies. Verrechnet man die Emissionen als CO₂-Äquivalente, so zeigt sich auch hier der dominante Einfluss von CO₂. Betrachtet man die CO₂-Äquivalente, so wäre ein Einstau zwischen 5 und 10 cm unter Flur optimal, unabhängig von der Temperatur.

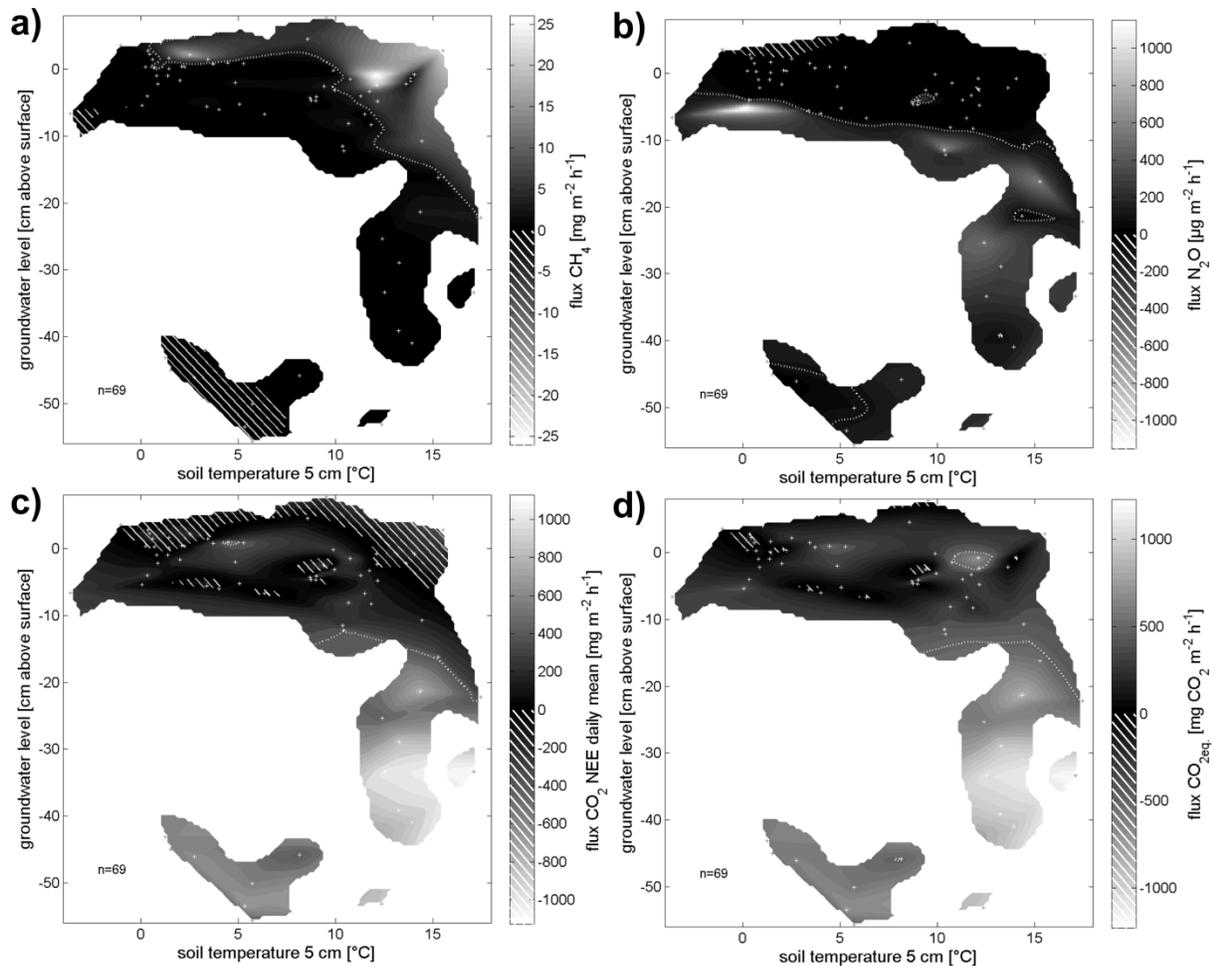


Abb. 28: Treibhausgasfreisetzung im Seggenried (Standort V) in Abhängigkeit von Faktorkombinationen von Bodentemperatur (in 5 cm Tiefe) und Pegelstand. Für: a) Methan, b) Lachgas (Einheit in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$), c) Kohlendioxid als NEE, d) alle drei Gase als CO_2 -Äquivalente gewichtet (GWP 1000 Jahre IPCC AR 2013). Schraffierte Bereiche zeigen Aufnahme an, Graustufen die Intensität des Flusses. Die weiße Linie zeigt Zonen oberhalb des 75% Quantils der beobachteten Flüsse an. Interpolationsergebnisse wurden bezüglich Datendichte gefiltert ($>5\%$ Datendichte). Datenbasis 2013-2015.

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Messungen der Jahre 2013 bis 2015 lassen folgende Schlüsse zu:

- Die Methanflüsse zeigen eine ausgeprägte Dynamik, die hauptsächlich vom Grundwasserstand und der Bodentemperatur bestimmt wird.
- Während nennenswerte Methanemissionen an den Standorten I bis III nur im ersten Versuchsjahr zu verzeichnen waren, nahmen diese an den Standorten IV und V über die Messjahre bis zum Jahr 2015 kontinuierlich ab.
- Lachgasemissionen haben meist erst bei hohen Bodentemperaturen und wieder ansteigendem Grundwasserstand ihr Maximum und sind auf den intensiv genutzten Standorten I und II deutlich höher als auf den Extensivstandorten.
- Der größte Anteil an Treibhausgasemissionen ist an allen fünf Standorten auf CO_2 zurückzuführen. Auch bei den als CO_2 -Äquivalenten gewichteten Ergebnissen dominiert der Einfluss von CO_2 .

- Intensive Grünlandnutzung ist bezüglich der hohen CO₂ Emissionen bei relativ geringerem Biomassertrag am kritischsten zu betrachten.
- Bei den extensivierten Standorten muss mit einer Adaptionphase nach Wiedervernässung gerechnet werden. Danach sind die Emissionen relativ zur Intensivnutzung geringer, sofern der Pegel nicht zu stark absinkt.

obwohl sie mit Vorhängeschlössern und einer Stahlkette gesichert waren. Neue Batterien wurden am 2. März installiert. Dabei stellte sich allerdings heraus, dass durch den Diebstahl auch der Laderegler beschädigt worden war. Die Reparatur durch den Hersteller dauerte weitere acht Wochen, wodurch die Station erst am 6. Mai wieder in Betrieb genommen werden konnte. Nur ein paar Wochen später, am 25. Mai, wurden die Batterien erneut gestohlen. Da die Befürchtung bestand, dass die Batterien wieder gestohlen werden würden, wurde zunächst von einer Neubeschaffung abgesehen. Nach Rücksprache mit dem Projektträger wurden am 6. August 2015 jedoch neue Batterien installiert, und die Station hat seitdem bis Ende 2016 kontinuierlich halbstündige Flussdaten geliefert. In Summe gibt es für das Jahr 2015 jedoch eine Datenlücke von sechs Monaten. Die Messreihen der EK-Stationen wurden mit der Software Eddy-Pro (Version 5.1.1, LI-COR Biogeoscience) prozessiert und ausgewertet. In einem zweiten Schritt wurde die Datenqualität (Foken, 2004) getestet. Ausreißer, die größer sind als der vierfache Median eines sechsstündigen Zeitfensters, das mindestens sieben Datenpunkte enthält, wurden entfernt. Nachtlüsse wurden nur bei einer Schubspannungsgeschwindigkeit $>0,15$ m/s berücksichtigt. Datenlücken in den CO_2 - und CH_4 -Flüssen wurden mit Hilfe der Methode von Reichstein et al. (2005) (REddyProcWeb Online Tool,

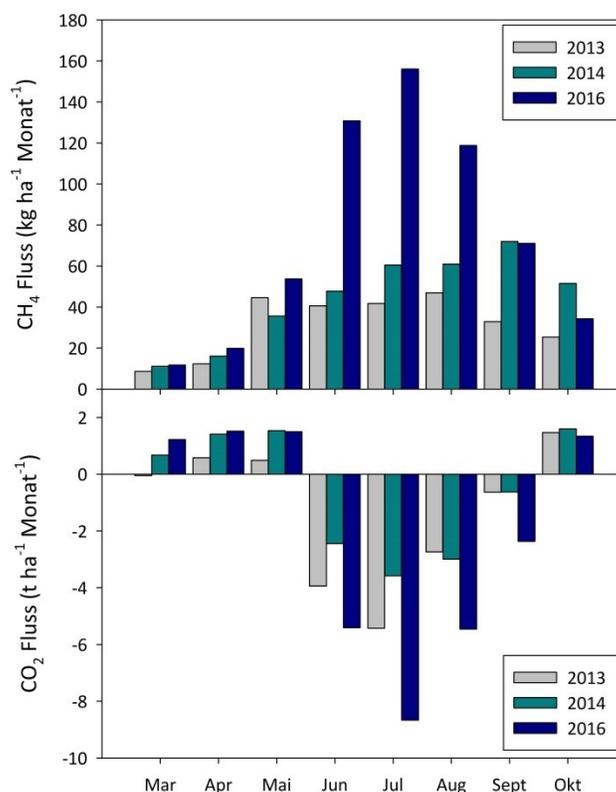


Abb. 30: Monatliche (März-Oktober) CH_4 und CO_2 Flüsse in den Jahren 2013, 2014 und 2016.

Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena) gefüllt. Die gemessenen CO_2 -Flüsse wurden in Reco und GPP (siehe oben) aufgetrennt. Reco wurde mit dem Regressionsmodell von Lloyd und Taylor (1994) auf halbstündlicher Basis berechnet. Dieses Modell nimmt eine exponentielle Beziehung zwischen Reco und Temperatur an. Die Modellparameter wurden aus nächtlichen CO_2 -Flüssen und Bodentemperaturen geschätzt. Ein ausführlichere Beschreibung der Methoden und weiterführende Ergebnisse finden sich in van den Berg et al. (2016).

Ergebnisse Federsee

Die CO₂- und CH₄-Flüsse folgen im wesentlichen der Dynamik der Temperatur, des Schilfwachstums und des Wasserstands (Abb. 29). Anfang Mai beginnt das Schilfwachstum, und ab Ende Mai überschreitet die CO₂-Aufnahme durch die Photosynthese (GPP) die Ökosystemrespiration (Reco) und der CO₂-Fluss wird negativ (Netto-Aufnahme von CO₂). Die Netto-CO₂-Flüsse bleiben negativ, bis Ende September das Absterben des Schilfs einsetzt. Das Schilfwachstum ist in alle Jahren gleich; unabhängig von Temperatur oder Wasserstand fängt das Schilf immer Anfang Mai an zu wachsen. Deswegen ist Juli in allen Jahren der Monat, während dem die höchste Netto-CO₂-Aufnahme gemessen worden ist. Methan-Flüsse sind mehr wasserstand- und temperaturabhängig. Die Kohlenstoffflüsse zeigen starke interannuelle Unterschiede (Abb. 30).

Tab. 9: Kumulierte Flüsse, Kohlenstoffbilanz und THG-Bilanz in CO₂-Äquivalenten (Faktor für CH₄: 28; IPCC, 2013) im Zeitraum März bis Februar.

2013	Kumulierte Flüsse (t ha ⁻¹)	Kohlenstoffbilanz (t C ha ⁻¹)	THG-Bilanz (t-CO ₂ -Äq.ha ⁻¹)
CH₄	0,301	0,235	8,420
CO₂	-8,940	-2,440	-8,940
Gesamt		-2,214	-0,520
2014	Kumulierte Flüsse (t ha ⁻¹)	Kohlenstoffbilanz (t C ha ⁻¹)	THG-Bilanz (t-CO ₂ -Äq.ha ⁻¹)
CH₄	0,443	0,331	12,313
CO₂	2,387	0,651	2,387
Gesamt		0,982	14,700
2016	Kumulierte Flüsse (t ha ⁻¹)	Kohlenstoffbilanz (t C ha ⁻¹)	THG-Bilanz (t-CO ₂ -Äq.ha ⁻¹)
CH₄	0,664	0,497	18,584
CO₂	-12,257	-3,345	-12,257
Gesamt		-2,848	6,327

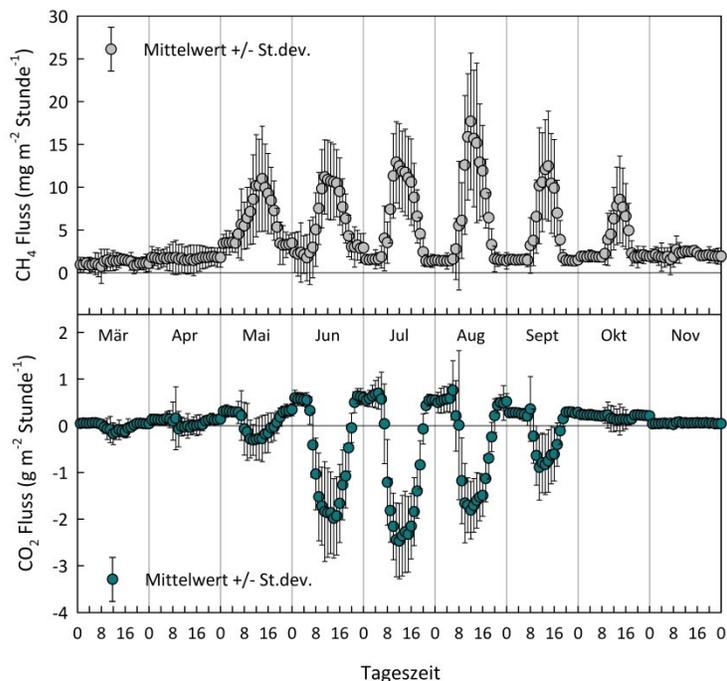


Abb. 31: Tagesdynamik der CH₄- und CO₂-Flüsse in den Jahr 2013.

Zwei Faktoren spielen dabei eine wichtige Rolle: 1) der Grundwasserstand und 2) die Temperatur. Das Jahr 2014 war deutlich wärmer als 2013. Dies ist sehr wahrscheinlich der Grund, weshalb im Jahr 2014 die CH₄-Flüsse höher und die Netto-CO₂-Aufnahme niedriger waren (aufgrund einer erhöhten Ökosystemrespiration) als 2013. Obwohl es 2016 nicht wärmer war als 2014, waren die CH₄-Flüsse von Juni bis August zwei bis drei Mal höher als im Jahr 2014. Im Jahr 2016 war der Grundwasserstand über diesen Zeitraum 10 bis 50 cm (im Durchschnitt 30 cm) höher als im Jahr 2014. Ein höherer Grundwasserstand führt grundsätzlich dazu, dass weniger CH₄ oxidiert wird. Auch die Netto-CO₂-Aufnahme ist höher, da weniger abgestorbene Pflanzenreste zersetzt werden und weniger CH₄ zu CO₂ oxidiert wird. Insgesamt war der Schilfgürtel im kalten und nassen Jahr 2013 eine leichte Senke für die Treibhausgase CO₂ und CH₄ (-0,52 t CO₂-Äq. ha⁻¹). Im Jahr 2014 war die THG-Bilanz deutlich positiv (14,7 t CO₂-Äq. ha⁻¹). In 2016 waren die Emissionen von Methan am höchsten (mehr als 2 Mal so hoch als in 2013), aber die Netto CO₂-Aufnahme war in diesem Jahr auch höher als in den Vorjahren, wodurch die gesamte Kohlenstoffaufnahme hoch war (30% höher als in 2013). Trotzdem war das System eine Quelle von Treibhausgasen (Tab. 9).

Auch biotische Faktoren spielen eine wichtige Rolle bei der Freisetzung der Treibhausgase. Schilf hat die Fähigkeit, sehr effizient Gas in den Wurzelraum zu transportieren. Dies ist notwendig, um die Wurzeln im in der Regel anaeroben Moorkörper mit Sauerstoff zu versorgen, aber es werden auch Gase wie CH₄ aus dem Moorkörper durch die Pflanze in die Atmosphäre transportiert. Da dieser Gastransport durch die Stomata reguliert wird, ist in den CH₄-Flüssen ein deutlicher Tagesgang zu sehen (Abb. 31). Um diesen Mechanismus besser zu verstehen, wurde im Juni 2016 ein Feldexperiment durchgeführt. Hierbei wurden drei Untersuchungsvarianten in dreifacher Wiederholung im Schilfgürtel angelegt: 1) abgeschnittenes Schilf, 2) abgeschnittenes Schilf mit abgedichtetem Halmquerschnitt, und 3) ungestörtes grünes Schilf. Die CH₄- und CO₂-Flüsse wurden mit der Kammermethode gemessen. Zusätzlich wurde auf jeder Fläche die CH₄-Freisetzung über Gasblasen (Ebullition) erfasst. In der Variante mit den abgedichteten Schilfpflanzen

war der Gesamt-CH₄-Fluss am niedrigsten (Abb. 32). Dies zeigt, dass die Schilfpflanze ein wesentlicher Gastransportpfad für CH₄ ist.

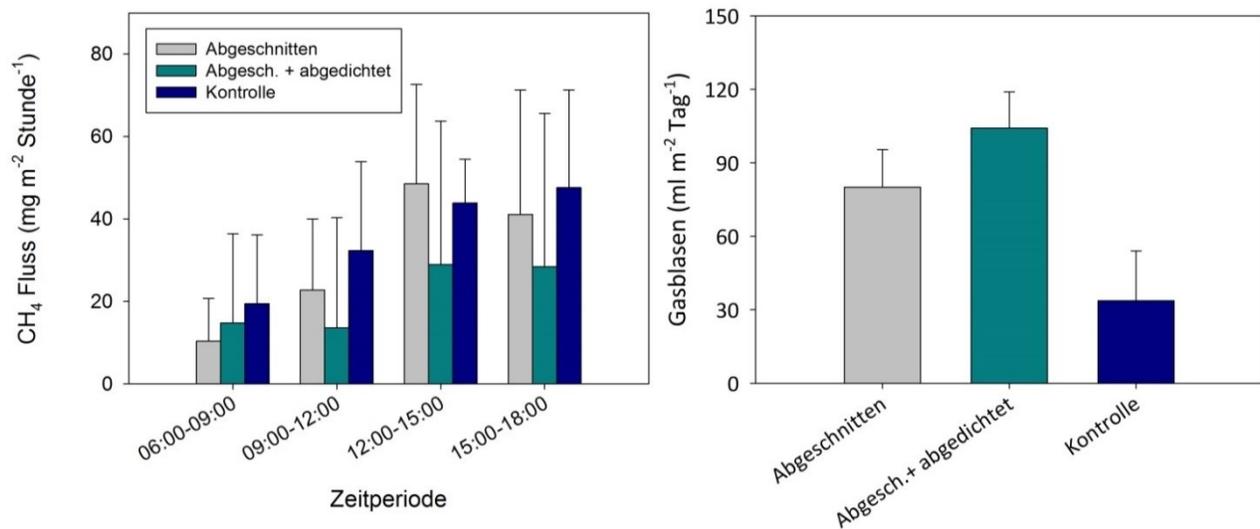


Abb. 32: Ergebnisse des am Federsee im Jahr 2016 durchgeführten Feldexperiments. Gesamt CH₄-Flüsse (links) und Ebullition (rechts) aus den drei Versuchsvarianten.

Ergebnisse Graben-Neudorf (GN7)

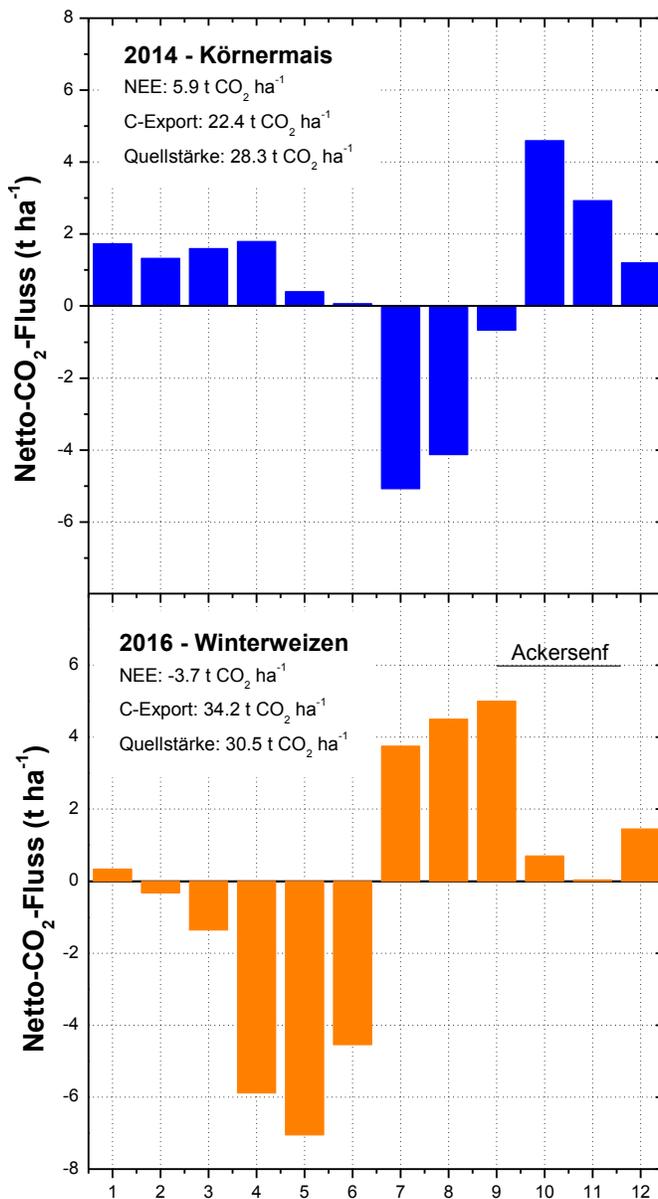


Abb. 33: Monatliche Netto-CO₂-Flüsse am Standort Graben-Neudorf (GN7) in den Jahren 2014 und 2016 gemessen mit der Eddy-Kovarianz Methode.

Im Mai 2014 wurde Körnermais gedreht, so dass der Boden von Januar bis Ende April unbedeckt war. Bedingt durch die Veratmung des mineralischen deckschicht- und niedermoorbürtigen Kohlenstoffs kam es in diesen Monaten ausschließlich zu positiven mittleren Netto-CO₂-Flüssen (Abb. 33). In der Hauptwachstumsperiode wurde der Standort aufgrund der Photosynthese zu einer CO₂-Senke. Mit Beginn der Abreife wurde der Netto-CO₂-Fluss im Oktober stark positiv (4,5 t CO₂ ha⁻¹). Ende Oktober wurde der Mais geerntet und in den folgenden Monaten November und Dezember nahm der positive Netto-CO₂-Fluss stetig ab.

Im Jahr 2016 wurde eine Winterkultur (Winterweizen) angebaut. Aus diesem Grund wurden bereits in den ersten Monaten des Jahres tagsüber negative CO₂-Flüsse gemessen (Abb. 34) und ab Februar wurde auch der mittlere monatliche Netto-CO₂-Fluss negativ (Abb. 33). Dieser Zustand bleibt über die Monate März-Juni erhalten, wobei das Maximum der CO₂-Assimilation im Mai erreicht wurde. Mit dem Einsetzen des Abreifens des Getreides im Juli wandelt sich der Standort abrupt von einer CO₂-Senke in eine CO₂-Quelle. Im Juli verschwinden auch tagsüber negative CO₂-Flüsse (Abb. 34). Diese Entwicklung verstärkt sich weiter in den Monaten August und September. Ende August wurde vom Landwirt Ackersenf zur Begrünung eingesät. Durch den Aufwuchs des Ackersenfs wurden die Netto-CO₂-Flüsse ab Oktober tagsüber wieder negativ, d.h. es kam zu einer Netto-CO₂-Aufnahme. Im Dezember stieg der mittlere Netto-CO₂-Fluss wieder an, da der Ackersenf abgemäht und in den Boden eingearbeitet wurde.

Summiert man die monatlichen CO₂-Flüsse über das Jahr auf, so erhält man für 2014 und 2016 einen jährlichen Netto-CO₂-Fluss von 5,9 t bzw. -3,7 t CO₂ ha⁻¹. Unter Berücksichtigung des mit dem Erntegut abgeführten Kohlenstoffs (2014: 22,4 t CO₂ ha⁻¹; 2016: 34,2 t CO₂ ha⁻¹) war das überdeckte Niedermoor in beiden Jahren eine starke CO₂-Quelle (2014: 28,3 t CO₂ ha⁻¹; 2016: 30,5 t CO₂ ha⁻¹). Der deutlich höhere C-Export im Jahr 2016 ist dadurch zu erklären, dass nicht nur das Getreide, sondern auch das Stroh vom Feld abgefahren wurde.

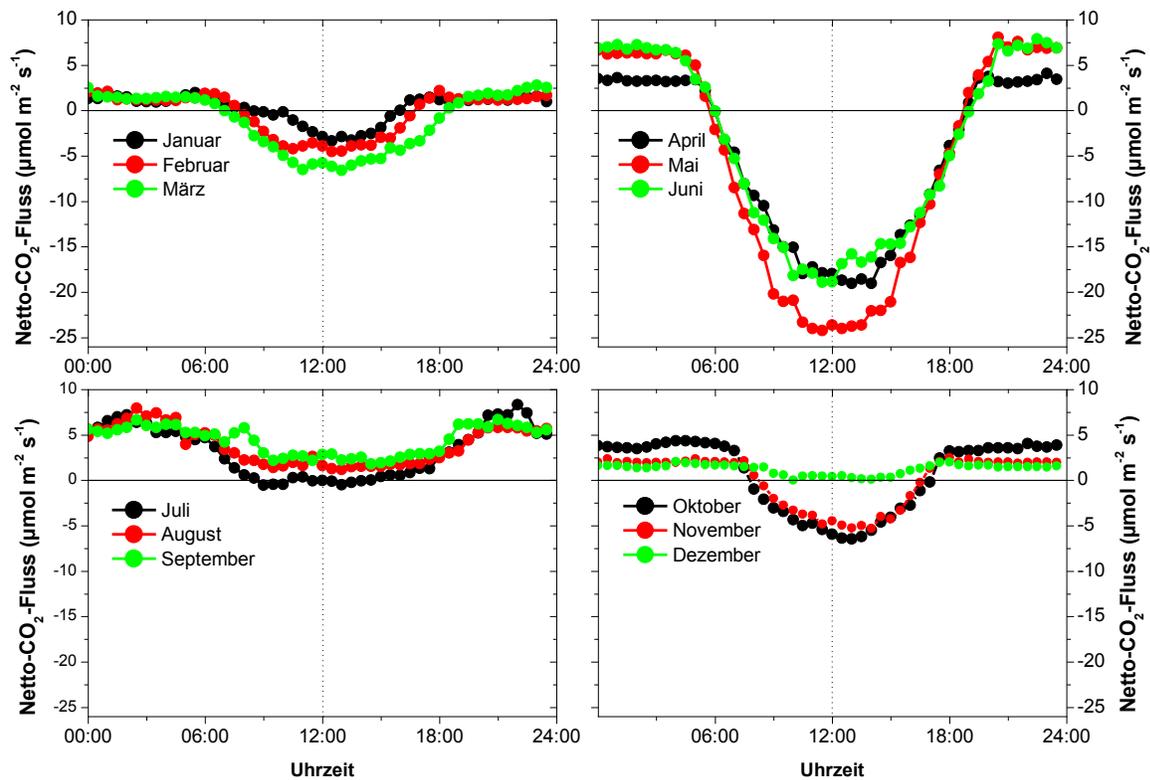


Abb. 34: Mittlere monatliche Tagesgänge des CO₂-Flusses am Standort Graben-Neudorf (GN7) im Jahr 2016.

Vergleich mit Höhennivellement-Daten

Weinzierl und Waldmann (2015) haben die CO₂-Emissionen aus baden-württembergischen Mooren über Höhennivellements abgeschätzt. Für überdeckte Niedermoore geben die Autoren eine nicht nach Landnutzung differenzierte mittlere jährliche CO₂-Emission von 4,19 t CO₂ ha⁻¹ an. Bei einer Gesamtfläche von 542 ha ackerbaulich genutzten überdeckten Niedermooren ergibt sich für Baden-Württemberg eine jährliche Gesamtemission von diesen Flächen von 2.269 t CO₂. Legt man die Ergebnisse der EK-Messung zugrunde, müsste die Emission aus ackerbaulich genutzten überdeckten Niedermooren auf 15.935 t CO₂ ha a⁻¹ erhöht werden. Für das Jahr 2014 liegen für denselben Standort auch CO₂-Emissionsmessungen mittels Kammermethode vor. Die mit Kammern gemessene Emission war sogar noch wesentlich höher als der Wert, der mit der EK-Methode bestimmt wurde.

3 Gesamtbetrachtung - Treibhausgasbilanzen an allen Standorten über alle Jahre

Tabelle 10 fasst die THG-Bilanzen, die im Rahmen dieses Projektes und eines Vorgängerprojektes in den Jahren 2010-2016 ermittelt wurden, zusammen. Auf Basis von insgesamt 34 Bilanzjahren kommt diese Studie zu dem Ergebnis, dass in Baden-Württemberg landwirtschaftlich genutzte Moore - ohne Flächengewichtung - im Mittel $42 \pm 6 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ emittieren. Im Oberrheingraben wurden die höchsten THG-Emissionen beobachtet. Als mögliche Gründe hierfür sind die höheren Temperaturen und die stärkere Entwässerung anzuführen. Die THG-Emissionen von Acker- und Grünlandstandorten variieren über den gleichen Bereich. Sie werden von den CO₂-Flüssen dominiert. Umweltfaktoren wie Temperatur und Grundwasserstand, die oft über die Jahre variieren, spielen die entscheidende Rolle. Die Emissionen an nicht landwirtschaftlich genutzten Standorten sind relativ gering. Der Schilfgürtel des Federsees ist eine Kohlenstoffsenke. Seine Treibhausgasbilanz fällt mit $7 \pm 4 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ allerdings aufgrund der Methanemissionen leicht positiv aus. Am wiedervernässten Seggenstandort (Standort V im Pfrunger-Burgweiler Ried) war die Emission im Jahr 2013 noch stark von der Umstellung beeinflusst. Im Jahr 2014 hatte das Seggenried die geringste Emission der Standorte im Pfrunger-Burgweiler Ried und lag auf einem ähnlichen Niveau wie das Federseeried.

Tab. 10: Treibhausgasbilanzen an allen Standorten über alle Jahre (in CO₂-Äq. ha⁻¹ a⁻¹).

Ort	Graben-Neudorf						Pfrunger-Burgweiler Ried					Federsee	
Typ	Niedermoor		Anmoor		Überdecktes Niedermoor		Niedermoor						
Nutz.	Grün	Acker	Grün	Acker	Grün	Acker	Acker	GrünI	GrünE	Weide	Segge	Ried	
Bez.	GN2	GN3	GN4	GN5	GN6	GN7	I	II	III	IV	V	FS	
Meth.	Kammer					EK	Kammer					EK	
2010	55	29	24	62									
2011	80	34	42	48									
2012	55	16	29	51									
2013	64	13	16	65	51	85		16	34	26	47	40	-0,5
2014	57	7	30	86	67	69	28	39	48	24	26	16	15
2015											31	27	
2016							31						6
Mittel	62	20	28	62	59	77	30	28	41	25	35	28	7

Literatur

- Aurela, M., Laurila, T., Tuovinen, J.P. (2002). Annual CO₂ balance of a subarctic fen in northern Europe: Importance of the wintertime efflux. *J. Geophys. Res. Atmos.* 107, 1–12.
- Beetz, S., H. Liebersbach, S. Glatzel, G. Jurasinski, U. Buczko, H. Höper (2013). Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog. *Biogeosciences* 10: 1067-1082.
- Beyer, C., Liebersbach, H. und H. Höper. 2015. "Multiyear Greenhouse Gas Flux Measurements on a Temperate Fen Soil Used for Cropland or Grassland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178: 99–111.
- Charuchittipan, D., Babel, W., Mauder, M., Leps, J.-P., Foken, T. (2014): Extension of the averaging time in eddy-covariance measurements and its effect on the energy balance closure. *Bound.-Layer Meteor.* 152, 303-327
- Drösler, M. (2005). Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. Technische Universität München, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. Dissertation. 178 p.
- Eickenscheidt, T., Heinichen, J., Drösler, M. (2015). The greenhouse gas balance of a drained fen peatland is mainly controlled by land-use rather than soil organic carbon content. *Biogeosciences* 12, 5161–5184.
- Elsgaard, L., C. M. Görres, C. C. Hoffmann, G. Blicher-Mathiesen, K. Schelde, und S. O. Petersen (2012). Net Ecosystem Exchange of CO₂ and Carbon Balance for Eight Temperate Organic Soils under Agricultural Management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 162: 52–67.
- Foken, T., M. Gockede, M. Mauder, L. Mahrt, B.D. Amiro, und J.W. Munger (2004). Post-field quality control, in *Handbook of micrometeorology: A guide for surface flux measurements*. Edited by X. Lee, et al. Dordrecht: Kluwer Academic, 81-108.
- Foken, T. (2008): The energy balance closure problem: an overview. *Ecol. Appl.* 18, 1351–1367.
- Görres, C.-M., L. Kutzbach, und L. Elsgaard. 2014. Comparative Modeling of Annual CO₂ Flux of Temperate Peat Soils under Permanent Grassland Management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 186: 64–76.
- Goulden, M. L., Munger, J. W., Fan, S.-M., Daube, B. C., Wofsy, S. C. (1996): Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy. *Glob. Change Biol.* 2, 169–182.
- Hahn, J., S. Köhler, S. Glatzel, und G. Jurasinski (2015). Methane Exchange in a Coastal Fen in the First Year after Flooding - A Systems Shift. *Plos One* 10.
- Imukova, K., Ingwersen, J., Hevart, M., Streck, T. (2016): Energy balance closure on a winter wheat stand: comparing the eddy covariance technique with the soil water balance method. *Biogeosciences* 13, 63–75.
- IPCC (2013). The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- Janssens, I. A., Kowalski, A. S., Longdoz, B., Ceulemans, R. (2000): Assessing forest soil CO₂ efflux: An in situ comparison of four techniques. *Tree Physiol.* 20, 23–32.

- Kasimir-Klemedtsson, Å., L. Klemedtsson, K. Berglund, P. Martikainen, J. Silvola, O. Oenema (1997). Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil use and management* 13: 245-250.
- Lavigne, M. B., Ryan, M. G., Anderson, D. E., Baldocchi, D. D., Crill, P. M., Fitzjarrald, D. R., Goulden, M. L., Gower, S. T., Massheder, J. M., McCaughey, J. H., Rayment, M., Striegl, R. G. (1997): Comparing nocturnal eddy covariance measurements to estimates of ecosystem respiration made by scaling chamber measurements at six coniferous boreal sites. *J. Geophys. Res.* 102, 28977–28985.
- Leiber-Sauheitl, K., R. Fuß, C. Voigt, A. Freibauer (2014). High CO₂ fluxes from grassland on histic Gleysol along soil carbon and drainage gradients. *Biogeosciences* 11: 749-761.
- Lengerer, A., Kazda, M., 2017. Surface interpolation of environmental factors as tool for evaluation of the occurrence of high methane and nitrous oxide fluxes. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 1–10.
- Leppelt, T., Dechow, R., Gebbert, S., Freibauer, A., Lohila, A., Augustin, J., Drösler, M., Fiedler, S., Glatzel, S., Höper, H., Järveoja, J., Lærke, P. E., Maljanen, M., Mander, Ü., Mäkiranta, P., Minkinen, K., Ojanen, P., Regina, K., Strömngren, M. (2014), Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. *Biogeosciences* 11: 6595-6612.
- Leszinski, K. (2014). Erfassung des räumlichen Musters eines mineralisch überdeckten Niedermoores in Graben Neudorf. Bachelorarbeit. Universität Mainz.
- Lloyd, J. und J.A. Taylor (1994). On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8: 315-323.
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, et al. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Philippot, L. (2002). Denitrifying genes in bacterial and Archaeal genomes. *Biochimica et Biophysica Acta* 1577: 355-376.
- Poyda, A., Reinsch, T., Skinner, R.H., Kluß, C., Loges, R., Taube, F. (2017): Comparing chamber and eddy covariance net ecosystem CO₂ exchange of fen soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 180, 252-266.
- R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchis, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, und N. Buchmann (2005). On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11: 1424-1439.
- Renou-Wilson, F., C. Barry, C. Müller, und D. Wilson. 2014. The Impacts of Drainage, Nutrient Status and Management Practice on the Full Carbon Balance of Grasslands on Organic Soils in a Maritime Temperate Zone. *Biogeosciences* 11 (16): 4361–79.
- Schrier-Uijl, A. P., P. S. Kroon, D. M D Hendriks, A. Hensen, J. Van Huissteden, F. Berendse, und E. M. Veenendaal. 2014. Agricultural Peatlands: Towards a Greenhouse Gas Sink - A Synthesis of a Dutch Landscape Study. *Biogeosciences* 11: 4559–76.
- Schöpfer, L. (2017). CO₂ fluxes from a covered peatland under agricultural use in the Upper Rhine valley. Masterarbeit. Universität Hohenheim.
- Tiemeyer, B., Borraz, E.A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Eickenscheidt, T., Ebli, M., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., Roßkopf, N., Sommer, M., Zeitz, J.

- (2016). High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology* 22: 4134–4149.
- Töwe, S., Wallisch, S., Bannert, A., Fischer, D., Hai, B., Haesler, F., Kleineidam, K., Schloter, M. (2011). Improved protocol for the simultaneous extraction and column-based separation of DNA and RNA from different soils. *Journal of Microbiological Methods* 84: 406-412.
- Twine, T. E., Kustas, W. P., Norman, J. M., Cook, D. R., Houser, P. R., Meyers, T. P., Prueger, J. H., Starks, P. J., Wesely, M. L. (2000): Correcting eddy-covariance flux underestimates over a grassland. *Agr. Forest Meteorol.* 103, 279–300.
- Umweltbundesamt (2016). Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2015. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2013. *Climate Change* 02/2016. 921 p.
- van den Berg, M., J. Ingwersen, M. Lamers, T. Streck (2016). The role of *Phragmites* in the CH₄ and CO₂ fluxes in a minerotrophic peatland in southwest Germany. *Biogeosciences* 13: 6107-6119.
- Weinzierl, W. und F. Waldmann (2015). Ermittlung langjähriger CO₂-Emissionen und Beurteilung der Moore Oberschwabens auf Basis historischer und aktueller Höhennivellements. Forschungsbericht BWPLUS. Förderkennzeichen 10004.
- Yu, K.W., Wang, Z.P., Vermoesen, A., Patrick Jr, W.H., Cleemput, O. Van, (2001). Nitrous oxide and methane emissions from different soil suspensions: effect of soil redox status. *Biol. Fertil. Soils* 34, 25–30.