

CARBOFLUX - Bewertung klima- relevanter Treibhausgasflüsse in einem wiedervernässten Waldmoor

gefördert durch



Deutsche Bundesstiftung Umwelt

Förderer:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt



Bewilligungsempfänger:

Humboldt-Universität zu Berlin

Lebenswissenschaftliche Fakultät

**Fachgebiet Bodenkunde und
Standortlehre**

Prof. Dr. Jutta Zeitz

Bearbeiter:

Dipl.-Geoökol. Andreas Herrmann

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	2
2. Material & Methoden	4
2.1. Untersuchungsgebiet und Standortauswahl	4
2.2. Feldmessungen	6
2.3. Auswertung und Modellierung	7
2.4. Klimarelevante Bewertung der Treibhausgasflüsse	8
3. Ergebnisse	9
3.1. Standort 1 – Flatterbinsen-Ried	9
3.2. Standort 2 – Landreitgras-Flur	11
3.3. Standort 3 – Adlerfarn-Sumpfschilf-Ried	12
3.4. Standort 4 – Frauenfarn-Schwarzerlen-Gehölz	13
3.5. Standort 5 – Fadenschilf-Ried	16
3.6. Abschätzung der Gesamtemissionen und Bewertung der Klimawirksamkeit der Wiedervernässungsmaßnahmen	18
4. Diskussion	20
4.1. Datengüte	20
4.2. Raumzeitliche Variabilität	20
4.3. Bewertung der Wiedervernässungsmaßnahmen und Vergleich der Emissionsfaktoren mit Daten aus dem GEST-Ansatz	24
5. Zusammenfassung	24
Literaturverzeichnis	26

1. Einleitung

Moore gehören mit ca. 600 Gigatonnen (Gt) Kohlenstoff (C) (BRIDGHAM et al., 2006; YU et al., 2011) zu den größten terrestrischen Kohlenstoffreservoirs der Welt. Gleichzeitig wirken Moore auch als Quelle und Senke für die drei wichtigsten klimarelevanten Treibhausgase – Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) – auf das globale Klima ein. Global betrachtet fungieren ungestörte wassergesättigte Moore als schwache CO₂-Senken, mäßige CH₄-Quellen und extrem schwache N₂O-Senken (AUGUSTIN & HERRMANN, 2014). Intensive Entwässerungsmaßnahmen für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung führten in den vergangenen 200 Jahren zu einer Veränderung von 20 % aller Moore (STRACK, 2008). Die Absenkung der Grundwasserstände bewirkt dabei eine Belüftung des ehemals wassergesättigten Torfes und beschleunigt die Mineralisation der organischen Substanz. Aus diesem Grund stellen entwässerte Moorstandorte nun mehr mäßige CO₂- und N₂O-Quellen und verminderte CH₄-Quellen dar (AUGUSTIN & HERRMANN, 2014).

Trotz der immer wichtiger werdenden Rolle der Treibhausgasdynamik in Mooren für das Verständnis der Stoffkreisläufe und des Klimasystems, existieren insbesondere zu Waldmooren bisher nur wenige Studien, die konkrete Zahlen zu den Gesamtemissionen liefern. Die Ursachen für das Fehlen belastbarer Daten sind einerseits unzureichende Langzeitmessungen in adäquaten Gebieten und das Fehlen einer gemeingültigen Definition von Mooren. So weist das IPCC (2006) ausdrücklich nur Feuchtgebiete allgemein als Flächen aus, die das gesamte oder nur einen Teil des Jahres von Wasser bedeckt und gesättigt sind und die nicht den Landnutzungskategorien „Forest Land“, „Cropland“ oder „Grassland“ zugeordnet werden. Eine genauere Differenzierung ist häufig nicht möglich.

In Deutschland werden erst seit den 90er Jahren intensivere Messungen zur Quantifizierung der Treibhausgasflüsse auf nur wenigen Moorstandorten durchgeführt. Den Schwerpunkt dieser Arbeiten bildeten neben wenigen Ausnahmen, v.a. landwirtschaftlich genutzte oder durch Torfabbau stark geschädigte Flächen; Waldmoore fanden und finden vergleichsweise nur wenig Beachtung. Die meisten Messungen in Waldmooren wurden und werden in den Tropen und in der borealen Klimazone mit Hilfe von aufwändigen mikroklimatischen Methoden realisiert (BERINGER et al. 2013; MÄKIRANTA et al., 2012). In Deutschland sind längere Messreihen nur für einen Kiefernwald auf Hochmoor (HOMMELTENBERG et al., 2014, DRÖSLER, 2005) und einen Erlenbruchwald (AUGUSTIN et al., 2013) vorhanden. Detaillierte Untersuchungen auf Niedermoorstandorten in Wäldern sind sehr selten.

Neben der direkten Messung von Spurengasemissionen stellt der sogenannte Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen-Ansatz (GEST, COUWENBERG et al., 2008, 2011) eine indirekte Methode zur Beurteilung der Treibhausgasdynamik dar. Basierend auf dem Vegetationsformenkonzept von SUCCOW (1988) und KOSKA (2001) (u.a.), das das Vorhandensein bzw. Fehlen von Artengruppen mit den jährlichen mittleren Wasserständen (Wasserstufen) beschreibt, werden degradierte und wiedervernässte Moorstandorte in Mitteleuropa mit ähnlichem Emissionsverhalten zu mehr oder weniger homogenen Treibhaus-Gas-Emissions-Standort-Typen zusammengefasst. Mit Hilfe dieser GESTs lassen sich die jährlichen Emissionen und Treibhauspotentiale relativ schnell im Feld abschätzen und Moorstandorte besser differenzieren. Die Emissionsdaten beruhen auf Literaturangaben von Studien die schwerpunktmäßig auf genutzten mäßig bis stark degradierten Moorstandorten durchgeführt wurden. Naturnahe ungenutzte Standorte, insbesondere Waldmoore, werden im GEST-Ansatz nur unzureichend berücksichtigt, bzw. werden fehlende Daten mit Hilfe von Expertenwissen und Emissionsdaten von landwirtschaftlich genutzten Standorten extrapoliert.

Das Ziel des von der DBU geförderten Projektes „CARBOFLUX“ war die Untersuchung der Treibhausgasdynamik im „Möllerschen Luch“, einem revitalisierten Waldmoor im Landkreis Oberhavel (Brandenburg) und die klimarelevante Bewertung der hier durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen.

Dazu wurden zwischen August 2013 und Dezember 2015 ganzjährig auf fünf verschiedenen Standorten des „Möllerschen Luchs“ (DBU-Naturerbe), Gasflussmessungen mit geschlossenen Kammern durchgeführt und wichtige Standortparameter aufgenommen. Den Schwerpunkt der Messungen bildeten Standorte, für die es einerseits im GEST-Ansatz bisher noch keine direkten Messdaten gab und die andererseits flächenmäßig bedeutsame Areale einnahmen.

Aus den gewonnenen jährlichen Gasflussmessungen wurden Emissionsfaktoren ermittelt und mit Hilfe der Flächeninformationen aus den Vegetationskartierungen 2011 und 2014 (SCHULZ & LUTHARDT 2011 & 2014) auf die gesamte Fläche übertragen. Zur Bewertung der Revitalisierungsmaßnahmen wurde die Treibhausgasbilanz der aktuell revitalisierten Fläche mit dem Ausgangszustand vor den Maßnahmen verglichen und die Einsparung der Treibhausgasemissionen ermittelt.

2. Material & Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet und Standortauswahl

Die Untersuchungen zur Treibhausdynamik fanden im Möllerschen Luch, ein ca. 16 ha großes Waldmoor, statt. Das Moor befindet sich etwa 60 km nordwestlich von Berlin im Forstrevier „Birkholzgrund“ und ist von Kiefern dominierten Waldbeständen umgeben. Auf Basis der im Feld erhobenen Klimadaten liegt die jährliche Niederschlagsmenge im Untersuchungszeitraum bei ca. 700 mm, die Jahresmitteltemperatur liegt bei 9° C. Hydrologisch ist das Möllersche Luch von einem Durchströmungsregime geprägt und weist reliefbedingt unterschiedliche Wasserstufen auf. Entsprechend wird das Luch von einem Mosaik sehr unterschiedlichen Vegetationsformen geprägt. Ebenso zeugen auch die verschiedenen Moorbodentypen von den wechselhaften Feuchtebedingungen. Die Moormächtigkeiten reichen von 0.50 m im Moorrandbereich zu 7.40 m im zentralen Becken. Insgesamt speichert das Moor auf der Gesamtfläche etwa 19.000 t Kohlenstoff (C) (KLINGENFUß & ZEITZ, 2011) und gehört damit zu einem der raumeffektivsten C-Speichern in Brandenburg.

Im Winter 2011 wurden auf der Fläche umfangreiche Revitalisierungsmaßnahmen durchgeführt mit dem Ziel die liegenden Torfe und den darin akkumulierten Kohlenstoff zu erhalten, den Feuchtgebietscharakter wiederherzustellen und neues Moorwachstum zu initiieren. Dazu wurden die im Moor vorhandenen Gräben und Gruben mit einem Anschluss an den Mineralboden verfüllt und aufgeschüttete Wälle entfernt. Zudem wurden auch umfangreiche Waldumbaumaßnahmen realisiert, um den Oberflächen- und Zwischenfluss in das Moor zu erhöhen.

Den Schwerpunkt der Messungen bildeten Standorte, für die es einerseits im GEST-Ansatz bisher noch keine direkten Messungen gab und die andererseits flächenmäßig bedeutsame Areale einnahmen. Hierzu gehörten ein Torfmoos-Flatterbinsen-Ried (ML01 - Wasserstufe 5+, stellvertretend für sehr feuchte Großseggenriede; 2510 m²; 1,94 % der Fläche), eine Land-Reitgras-Flur (ML02 - Wasserstufe 3+, stellvertretend für feuchte Hochstauden und Wiesen; 78987 m²; 60,77 % der Fläche), ein Adlerfarn-Sumpfschilf-Ried (ML03 – Wasserstufe 2+, stellvertretend für mäßig feuchte Hochstauden und Wiesen, 13972 m²; 10,75 % der Fläche), ein Frauenfarn-Schwarzerlen-Gehölz (ML04 - 2500 m²; 1,93 % der Fläche) und ein Fadenseggen-Ried (ML05 - Wasserstufe 4+, stellvertretend für sehr feuchte Wiesen, Hochstauden und Röhrichte; 32593 m²; 24,42% der Fläche). Eine Lageübersicht der Mess-Standorte ist in

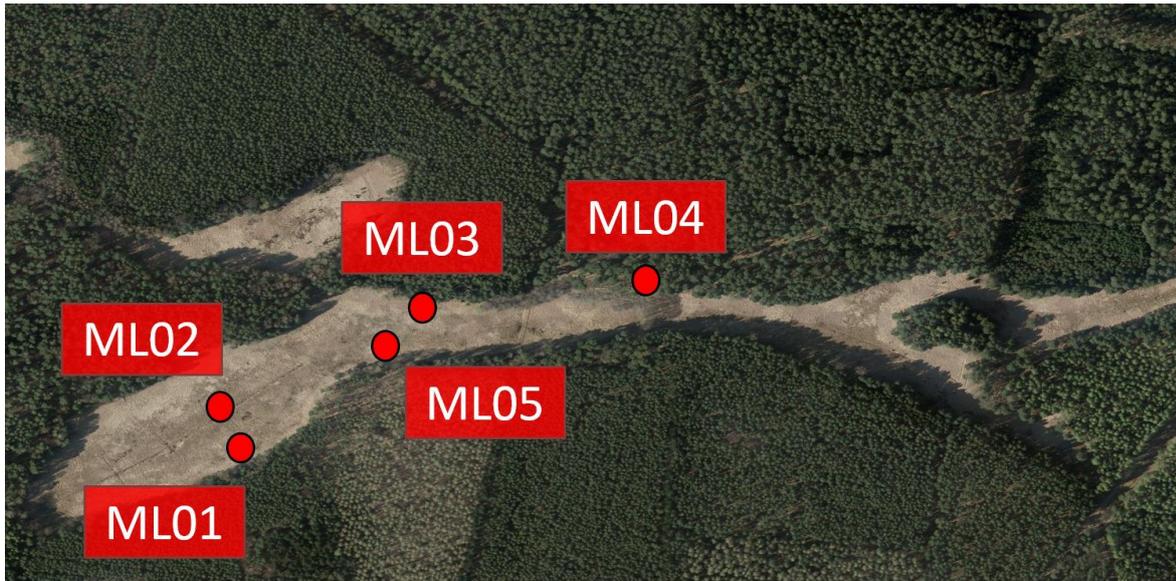


Abb. 1: Lage der Standorte im Möllerschen Luch;
 ML01 = Flatterbinsen-Ried; ML02 = Landreitgras-Bestand; ML03 = Adlerfarn-Bestand;
 ML04 = Schwarzerlen-Gehölz; ML05 = Fadenseggen-Ried
 Foto: © GeoBasis-DE/LGB (2015)

Standort	Wasserstand [cm u. Flur]	Moormächtigkeit [m]	pH [CaCl ₂] ¹	C _{org} ¹ [%]	C/N Verhältnis ¹
ML01	6	7,4	3,5	45,0	19,7
ML02	97	0,5	3,0	36,8	12,6
ML03	105	0,8	2,8	41,0	15,2
ML04	67	2,7	3,1	28,6	13,4
ML05	30	6,6	3,1	48,1	18,0

Tab.1: Ausgewählte Eigenschaften der verschiedenen Standorte

¹ bezogen auf den Oberboden (0-20 cm)

Abbildung 1 dargestellt, Informationen zu wichtigen Standorteigenschaften sind in Tabelle 1 aufgelistet.

2.2. Feldmessungen

Die Treibhausgasmessungen im Möllerschen Luch begannen routiniert im August 2013 und wurden im Dezember 2015 abgeschlossen. Standort 5 (ML05) wurde auf Grund veränderter Feuchtebedingungen erst seit April 2014 mit in den Messrhythmus aufgenommen. Die Gasmessungen erfolgten mit Gassammelhauben angelehnt an DRÖSLER (2005). Der Messrhythmus variierte in Abhängigkeit zum untersuchten Treibhausgas. Die Methan- und Lachgasmessungen fanden in einem zweiwöchigen Wechsel statt, hierbei wurden an jedem Standort innerhalb einer Haubenschließzeit von einer Stunde mehrere Gasproben aus der Haubenluft entnommen und im Labor die Konzentration des jeweiligen Treibhausgases ermittelt. Aus dem Anstieg bzw. der Abnahme der Konzentration konnte die Gasflussrate berechnet werden. Die CO₂-Messungen wurden in einem vierwöchigen Rhythmus realisiert, dabei fanden abhängig von den Strahlungs- und Temperaturverhältnissen mehrere Messungen über den gesamten Tagesverlauf statt. Die CO₂-Konzentrationen wurden in hoher Auflösung direkt im Feld mit einem Infrarot-Gasanalysator (LiCOR 810) ermittelt. Zur Bestimmung der C-Senken und C-Quellen wurden bei den CO₂-Messungen zwei kombinierte Messmethoden angewandt, um die einzelnen C-Flüsse voneinander trennen zu können, (1.) Dunkelmessungen zur Quantifizierung der Ökosystematmung (Haubenschließzeit 6 Minuten pro Messung) und (2.) Transparentmessungen für die Quantifizierung des Netto-CO₂-Austausches (Bruttoprimärproduktion – Ökosystematmung; Haubenschließzeit 3 Minuten). Die Messungen liefen an allen Standorten in dreifacher Wiederholung (3 Messplots) ab, um die räumliche Heterogenität näher abzubilden. Auf Grund der Ausnahmegenehmigung durch das LUGV zum Schutze des Seeadlers wurde der Messrhythmus für die Standorte 3-5 im Frühjahr 2015 geändert, für die Standorte 3 und 4 wurden zudem die Messungen bis Mitte bzw. Ende April 2015 unterbrochen.

Neben den regelmäßigen Treibhausgasmessungen wurden auch verschiedene Umweltparameter aufgenommen. Hierzu gehörten: (1.) Meteorologische Daten, u.a. Niederschlag und Lufttemperatur (Online-Erfassung in stündlicher Auflösung mit Wetterstation), sowie die photosynthetisch-aktive Strahlung (Automatische Messung mit PAR Photon Flux Sensoren (Fa. Decagon) über dem Vegetationsbestand an allen Messstandorten in halbstündiger Auflösung); (2.) Hydrologische Daten, v.a. die Wasserstände an allen Standorten (manuelle Pegelmessungen in zweiwöchigen Messrhythmus); (3.) Bodenphysikalische Daten, hier v.a. die Bodentemperaturen und Bodenfeuchten (Automatische Messung mit FDR-

Sensoren (Fa. Decagon) in verschiedenen Tiefen in halbstündlicher Auflösung); (4.) Bodenchemische Daten, hier v.a. die DOC- und N_{\min} -Gehalte der Bodenlösung an allen Standorten und in verschiedenen Bodentiefen (Entnahme der Bodenlösung mit Saugkerzen in zweiwöchigen Wechsel), und (5.) wurden zur Standortcharakterisierung einmalig Profilaufnahmen an allen Standorten aufgenommen und einige Elemente, wie z.B. organischer Kohlenstoff und Stickstoff, bestimmt.

2.3. Auswertung und Modellierung

Die Berechnung der Flussraten erfolgte auf der Grundlage der idealen Gasgleichung (1):

$$(1) F = (M * P * V * \Delta c * f1 * f2 * f3) / (R * T * A * t)$$

wobei F = Gasfluss ($\mu\text{g CO}_2\text{-C, CH}_4\text{-C, N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$), M = Molare Masse von CO_2 , CH_4 , N_2O ($\text{g} * \text{mol}^{-1}$), P = Atmosphärendruck (Pa), V = Volumen der Haube (m^3), Δc = Konzentrationsänderung des jeweiligen Gases (ppm), $f1$ - $f3$ = Umrechnungsfaktoren, R = Gaskonstante ($8.3143 \text{ J} * \text{mol}^{-1} * \text{K}^{-1}$), T = Temperatur innerhalb der Haube während der Messung (K), A = Grundfläche (m^2) und t = Akkumulationszeit (h) darstellt.

Die errechneten Flussraten aus den einzelnen Feldmessungen stellen die Grundlage für Gasaustauschmodelle dar, mit deren Hilfe Jahresbilanzen für jedes Treibhausgas berechnet werden können. Bei Methan und Lachgas erfolgte die Erstellung der Jahresbilanzen durch eine einfache lineare Modellierung, in dem die täglichen Flüsse zwischen zwei Messkampagnen mit unterschiedlicher Wichtung interpoliert wurden. Bei CO_2 erfolgte die Erstellung der Jahresbilanzen in mehreren Schritten. Zunächst wurde für jeden Messtag die nicht-lineare Beziehung zwischen den Atmungsraten (Dunkelmessung) und der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe zur Berechnung der Ökosystematmung (R_{Eco}) genutzt. Der Modellansatz findet sich bei LLOYD & TAYLOR (1994; (2)),

$$(2) R_{\text{Eco}} = R_{\text{ref}} * e^{E_o * (\frac{1}{T_{\text{ref}} - T_0} - \frac{1}{T_5 - T_0})}$$

wobei R_{Eco} = Ökosystematmung; R_{ref} = Atmungsrate bei einer vorher definierten Referenztemperatur (Modellparameter); E_o = Aktivierungsenergie [K] (Modellparameter); T_{ref} = Referenztemperatur [283,15 K]; T_0 = Temperatur ab der biologische Prozesse erst möglich sind [227,13 K] und T_5 = Bodentemperatur in 5 cm Tiefe.

Danach wurden die modellierten Ökosystematmungsraten von den gemessenen Netto-Ökosystem-Austauschraten (Lichtmessung) abgezogen. Die resultierende

Bruttoprimärproduktion (GPP) wurde entsprechend dem Ansatz von MICHAELIS & MENTEN (1913; (3)) in Beziehung zur photosynthetisch-aktiven Strahlung gesetzt,

$$(3) NEE = \left((GPmax * \alpha * PAR) * ((\alpha * PAR) + GPmax) \right) - 1 + REco$$

wobei NEE = Nettoökosystemaustausch; GPmax = maximale CO₂-Aufnahme [$\mu\text{mol} * \text{m}^{-2} * \text{s}^{-1}$] (Modellparameter); α = maximaler Anstieg der NEE zur PAR-Kurve (Modellparameter); PAR = photosynthetisch-aktive Strahlung [$\mu\text{mol} * \text{m}^{-2} * \text{s}^{-1}$]; REco = modellierte Ökosystematmung.

Damit war es möglich sowohl die temperaturabhängige Ökosystematmung und strahlungsabhängige Bruttoprimärproduktion mit Hilfe der im Feld gewonnenen Umweltparameter für jeden Tag zu modellieren. Die Kombination aus Ökosystematmung und Bruttoprimärproduktion resultierte in einem modellierten Netto-Ökosystem-Austausch (NEE), der Informationen zur CO₂-Quellen- bzw. Senkenfunktion der Standorte liefert. Konventionell stellen positive Werte aus Sicht der Atmosphäre CO₂-Emissionen, negative Werte CO₂-Aufnahmen des Ökosystems dar.

Für den Standort 4, den Schwarzerlenbestand, wurde zusätzlich die Netto-Festlegung von Kohlenstoff in die Holzbiomasse in der Bilanzierung mit dem Ansatz von SPANGENBERG (2011) und mit Hilfe der am Standort aufgenommenen jährlichen Zuwachsraten mit berücksichtigt. Hierbei wurde die Gleichung des IPCC (2003; (4)) angewandt,

$$(4) C = [V * D * BEF] * \left(\frac{1}{R}\right) * CF$$

wobei C = Kohlenstoffsequestrierung; V = Derbholzvolumen; D = Dichte des Holzes; BEF = Biomasseexpansionsfaktor; R = Wurzel/Spross-Verhältnis und CF = Kohlenstoffgehalt (carbon fraction; Standardwert nach IPCC 2003).

2.4. Klimarelevante Bewertung der Treibhausgasflüsse

Um das Treibhauspotential (engl. Global Warming Potential (GWP)) der untersuchten Standorte besser interpretieren zu können, wurden die einzelnen Austauschraten der drei Treibhausgase mit Hilfe von Konversionsfaktoren in CO₂-Äquivalente umgeformt. Auf der Grundlage der strahlungsbeeinflussenden Stärke jedes Treibhausgases über einen Zeitraum von 100 Jahren stellt das International Panel of Climate Change (IPCC) die Konversionsfaktoren für die einzelnen Spurengase bereit. Für CO₂ wird in der Regel der Faktor 1 verwandt, für Methan Faktor 25 und für Lachgas Faktor 298 (IPCC, 2007). Die Multiplikation der

Austauschraten aller drei Spurengase mit den jeweiligen Konversionsfaktoren ergeben das Treibhausgaspotential (5),

$$(5) \text{ GWP} = \text{NEE} * 1 + F_{\text{CH}_4} * 25 + F_{\text{N}_2\text{O}} * 298$$

wobei GWP = Treibhauspotential; NEE = Nettoökosystemaustausch (CO₂); F_{CH₄} = Methanaustauschrate und F_{N₂O} = Lachgasaustauschrate. Dieser Wert wurde als Emissionsfaktor für den jeweiligen Mess-Standort im Möllerschen Luch genutzt und mit der Flächeninformation aus der Vegetationskartierung verschnitten, um die Gesamtemission des Moores zu erhalten. Die Ergebnisse wurden in Tonnen CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr angegeben.

3. Ergebnisse

3.1. Standort 1 – Flutterbinsen-Ried

Standort 1 emittierte im Schnitt über den gesamten Beobachtungszeitraum ca. 0.16 g CO₂-C * m⁻² * h⁻¹ mit den höchsten Flüssen im Sommer, ca. 0.6 und 0.75 g CO₂-C * m⁻² * h⁻¹ im Juni 2014. Die niedrigsten Flüsse konnten im Januar 2015 mit ca. 0.01 g CO₂-C * m⁻² * h⁻¹ gemessen werden. Insgesamt wurden durchschnittlich ca. 11.2 t CO₂-C * ha⁻¹ * a⁻¹ durch Atmungsprozesse freigesetzt, wobei diese im zweiten Messjahr etwas geringer ausfielen.

Die mittleren CO₂-Aufnahmeraten betragen im gesamten Beobachtungszeitraum ca. -0.47 g CO₂-C * m⁻² * h⁻¹ mit Maximalwerten im Spätsommer, ca. -1.3 g CO₂-C * m⁻² * h⁻¹ im August 2013. Die jährliche Bruttoprimärproduktion lag über den Beobachtungszeitraum im Mittel bei ca. -16.2 t CO₂-C * ha⁻¹ * a⁻¹, wobei die CO₂-Aufnahme im zweiten Messjahr etwas höher ausfiel (Abb.2).

Bezogen auf die Kohlendioxidflüsse stellt der Standort mit ca. -5 t CO₂-C * ha⁻¹ * a⁻¹ die größte CO₂-Senke im gesamten Luch dar, eine Vergrößerung der Flächenanteile dieser Vegetationsform hat unmittelbar positive Auswirkungen auf die CO₂-Dynamik!

Die mittleren Methanflüsse betragen über den gesamten Beobachtungszeitraum ca. 690 µg CH₄-C * m⁻² * h⁻¹ mit Spitzenwerten von ca. 3600 und 4000 µg CH₄-C * m⁻² * h⁻¹ im Juli bzw. August 2014. Die größten Methanaufnahmen wurden im Mai 2015 mit ca. -770 µg CH₄-C * m⁻² * h⁻¹ gemessen. Die jährlichen Methanfreisetzungen lagen im Schnitt bei 63 kg CH₄-C * m⁻² * h⁻¹, wobei im Messjahr 2013/2014 zweimal mehr Methan freigesetzt wurde als im Vergleichszeitraum 2014/2015 (Abb.3).

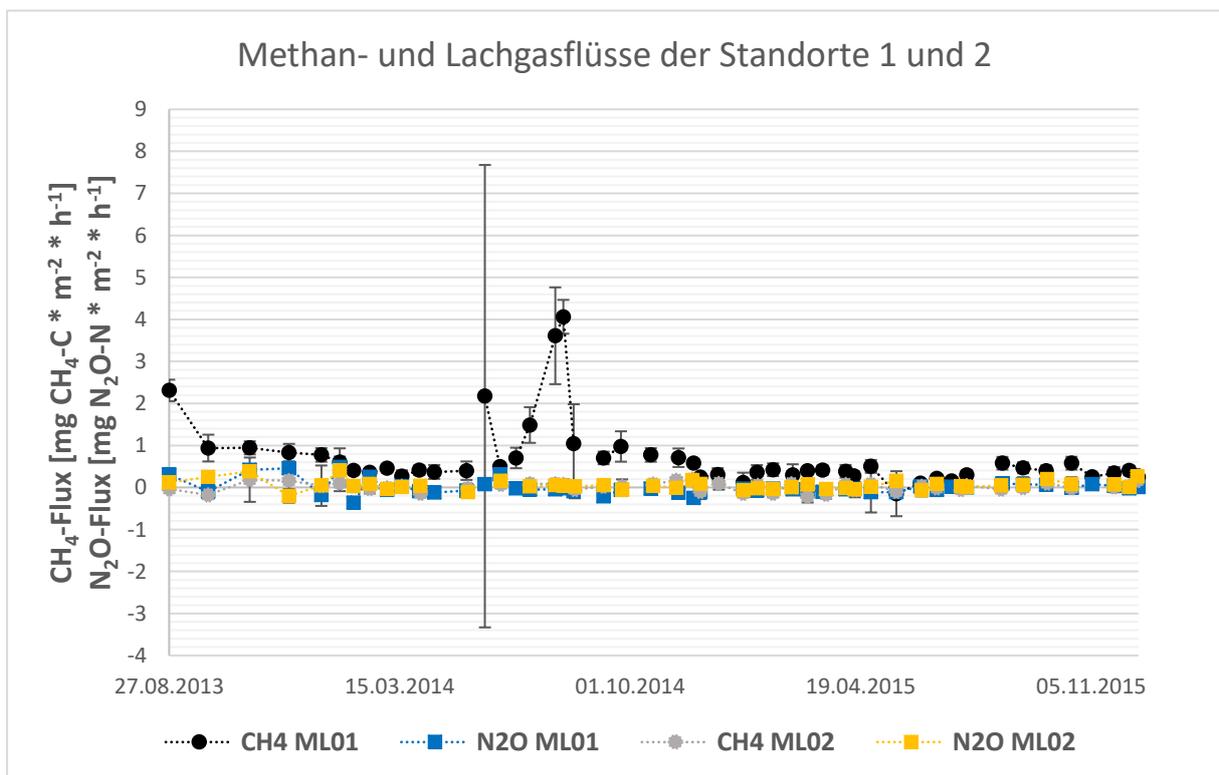
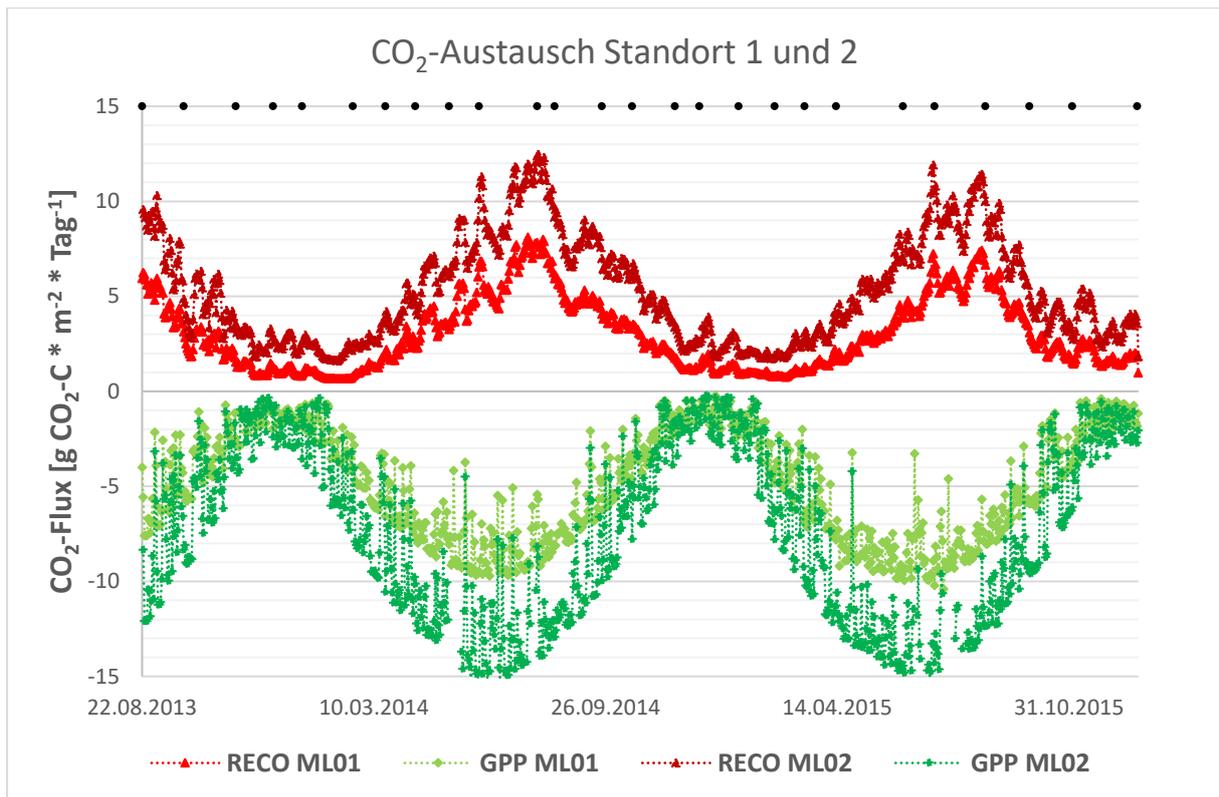


Abb. 2 & 3: Zeigen den zeitlichen Verlauf der Treibhausgasflüsse an den Standorten 1 und 2 (Reco = Ökosystematmung; GPP = Bruttoprimärproduktion; CH₄= Methan; N₂O= Lachgas; Mittelwerte + Standardabweichung)
 Dunkle Punkte in Abb. 2 symbolisieren die Messkampagnen vor Ort

Die durchschnittlichen Lachgasflüsse lagen über den gesamten Messzeitraum bei ca. $-0.05 \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ mit den größten Flüssen im Winter 2013/2014 mit bis zu ca. $480 \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$. Die höchsten Lachgasaufnahmen konnten mit ca. $-240 \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ im Herbst 2014 beobachtet werden. Der jährliche Lachgasaustausch am Standort 1 lag im Mittel bei $0.74 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1}$, wobei festzuhalten ist, dass der Standort im Zeitraum 2014/2015 mit $-5,2 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ im Vorjahresvergleich ($6.7 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$) eine deutliche N_2O -Senke (Abb.3) darstellt.

Berücksichtigt man das Treibhausgaspotential aller drei Spurengase nahm das Flatterbinsen-Ried im Mittel des Beobachtungszeitraums ca. $-3.2 \text{ t CO}_2\text{-Äquivalente pro Hektar und Jahr}$ auf und wirkte sich „kühlend“ auf das Klima aus. Berücksichtigt man nur das zweite Messjahr erhöht sich die Kühlungswirkung deutlich, jedoch sind Langzeitprognosen für den revitalisierten Standort zu diesem Zeitpunkt nur schwer auf der Basis von zwei Messjahren möglich.

3.2. Standort 2 – Landreitgras-Flur

Die mittleren Flussraten (Dunkelmessungen) am Standort 2 betragen über den gesamten Beobachtungszeitraum ca. $0.27 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ und lagen somit etwa doppelt so hoch wie beim Flatterbinsen-Ried. Die höchsten Flüsse konnten mit ca. $1.8 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ im August 2013 gemessen werden, die niedrigsten Flüsse mit ca. $0.02 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ wurden im Winter 2015 festgestellt. Die jährlichen CO_2 -Emissionen summierten sich im Schnitt auf ca. $19.7 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$.

Die mittleren CO_2 -Aufnahmen lagen im gesamten Messzeitraum ca. $-0.68 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ mit Maximalwerten von ca. $-1.5 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ im Mai 2014. Insgesamt wurden jährlich ca. $-19.6 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ durch die Vegetation der Atmosphäre entzogen, was in etwa der freigesetzten Menge CO_2 durch die Atmung entspricht (Abb.2).

Bezogen auf die Kohlendioxidflüsse befindet sich der Standort mit ca. $0.13 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ in einem Fließgleichgewicht und stellt i.e.S. weder eine CO_2 -Senke, noch eine Quelle dar!

Die mittleren Methanflüsse betragen über den gesamten Beobachtungszeitraum (Aug. 2013-Dez. 2015) ca. $11.6 \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ mit Spitzenwerten von ca. 184 und $190 \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ im November 2013 bzw. 2014. Die größten Methanaufnahmen wurden im März 2015 mit ca. $-219 \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ gemessen. Die jährlichen

Methanfreisetzungen lagen im Schnitt bei ca. $0.6 \text{ kg CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$, wobei im Messjahr 2014/2015 deutlich mehr Methan oxidiert wurde als im Vergleichszeitraum 2014/2015 (Abb.3).

Die durchschnittlichen Lachgasflüsse lagen über den gesamten Messzeitraum bei ca. $54.5 \text{ } \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ mit den größten Flüssen im Januar 2014 mit bis zu ca. $405 \text{ } \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$. Die höchsten Lachgasaufnahmen konnten mit ca. $-202 \text{ } \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ im Dezember 2013 gemessen werden. Der jährliche Lachgasaustausch am Standort 1 lag im Mittel bei $3.52 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1}$, wobei der Standort im Zeitraum 2013/2014 mit ca. $7.0 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ die siebenfache Menge im Vergleich zum Vergleichszeitraum 2014/2015 ($0,004 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$; nahezu keine Emissionen) freisetzte (Abb.3).

Berücksichtigt man das Treibhausgaspotential aller drei Spurengase emittierte die Landreitgras-Flur im Mittel des Beobachtungszeitraums ca. $1.2 \text{ t CO}_2\text{-Äquivalente pro Hektar und Jahr}$ und wirkte „erwärmend“ auf das Klima ein.

3.3. Standort 3 – Adlerfarn-Sumpfschilf-Ried

Standort 3 setzte über den gesamten Messzeitraum durchschnittlich ca. $0.24 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ durch Atmungsprozesse frei und lag damit etwa auf dem gleichen Niveau wie Standort 2. Die höchsten Flüsse konnten Ende Juni 2015 mit ca. 1.4 und $1.8 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ gemessen werden. Die niedrigsten Flüsse konnten im Februar 2014 mit ca. $0.03 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ beobachtet werden. Die Gesamtemissionen aus den Atmungsprozessen betragen im Mittel des Messzeitraums ca. $17.9 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$.

Die mittleren CO_2 -Aufnahmen lagen im gesamten Messzeitraum bei ca. $-0.62 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ mit Maximalwerten von ca. -1.2 und ca. $-1.8 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ im Spätsommer 2015. Insgesamt wurden jährlich ca. $-12.6 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ durch die Vegetation der Atmosphäre entzogen (Abb.4).

Bezogen auf die Kohlendioxidflüsse stellt das Ried durchschnittlich $5.1 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ eine deutliche CO_2 -Quelle dar!

Die mittleren Methanfreisetzungen des Adlerfarn-Sumpfschilf-Rieds lagen bei ca. $40 \text{ } \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$. Die höchsten Flüsse ließen sich im Juni 2014 mit ca. $310 \text{ } \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ und die niedrigsten Flüsse im Oktober 2014 mit ca. $-270 \text{ } \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ beobachten. Die Jahresmengen summierten sich auf ca. $4.54 \text{ kg CH}_4\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$, jedoch konnte hier nur das Messjahr 2013/2014 berücksichtigt werden, da durch die Messaufgabe von

Januar bis Mitte April 2015 eine genaue Berechnung für das zweite Messjahr nicht möglich war. Vergleicht man jedoch einen ähnlichen Beobachtungszeitraum (Mitte April-Anfang Dez. 2014/2015), ergab sich für 2014 ein Methanfluss von ca. $3.6 \text{ kg CH}_4\text{-C} * \text{ha}^{-1}$ bzw. für 2015 von ca. $0.2 \text{ kg CH}_4\text{-C} * \text{ha}^{-1}$. Unabhängig von den zeitlichen Unterschieden stellt der Standort eine sehr leichte Methanquelle dar (Abb.5).

Der Standort emittierte im Schnitt ca. $22.5 \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$. Die höchsten Emissionen konnten im Sommer 2015 mit ca. $350 \text{ bis } 410 \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ und die größten Aufnahmen im Januar 2014 mit ca. $-375 \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ gemessen werden. Bezogen auf die aufsummierten Jahresmengen stellt das Ried mit ca. $-0.72 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ eine leichte Lachgassenke dar, jedoch konnte auch hier nur das Messjahr 2013/2014 berücksichtigt werden. Der Vergleich mit ähnlichen Beobachtungszeiträumen (Mitte April-Anfang Dez. 2014/2015), ergab für 2014 ein Lachgasfluss von ca. $1.0 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1}$ bzw. für 2015 von ca. $3.9 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1}$. Angesichts dieser Unterschiede handelt es sich beim Standort 3 eher um eine leichte Lachgasquelle, als um eine Senke. (Abb. 5).

Berücksichtigt man das Treibhausgaspotential aller drei Spurengase emittierte das Adlerfarn-Sumpfschilf-Ried im Mittel des Beobachtungszeitraums ca. $5.0 \text{ t CO}_2\text{-Äquivalente}$ pro Hektar und Jahr und wirkte „erwärmend“ auf das Klima ein. Der Standort stellt die größte Treibhausgasquelle dar, die Abnahme dieser Vegetationsform wirkt sich daher förderlich für das Klima aus.

3.4. Standort 4 – Frauenfarn-Schwarzerlen-Gehölz

Standort 4 befindet sich in einem Schwarzerlen-Gehölz, die ermittelten CO_2 -Flüsse beschränkten sich zunächst auf die Atmung und die CO_2 -Aufnahmen des Bodens und der bodennahen Strauch- und Krautvegetation. Die Atmungsraten lagen im Mittel bei ca. $0.33 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ mit den höchsten Flüssen im Oktober 2014 mit ca. $2 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ und den kleinsten Flüssen im Januar 2014 mit ca. $0.05 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$. Die Gesamtemissionen betragen im Mittel der zwei Messjahre ca. $24 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$, wobei die Unterschiede zwischen den Jahren nur wenig ins Gewicht fallen.

Die mittleren CO_2 -Aufnahmen der bodennahen Vegetation lagen im gesamten Messzeitraum bei $-0.14 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ mit Maximalwerten von ca. $-0.52 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ im August 2015. Insgesamt wurden im Mittel jährlich $-3.0 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1}$ durch die bodennahe Vegetation der Atmosphäre entzogen (Abb.4).

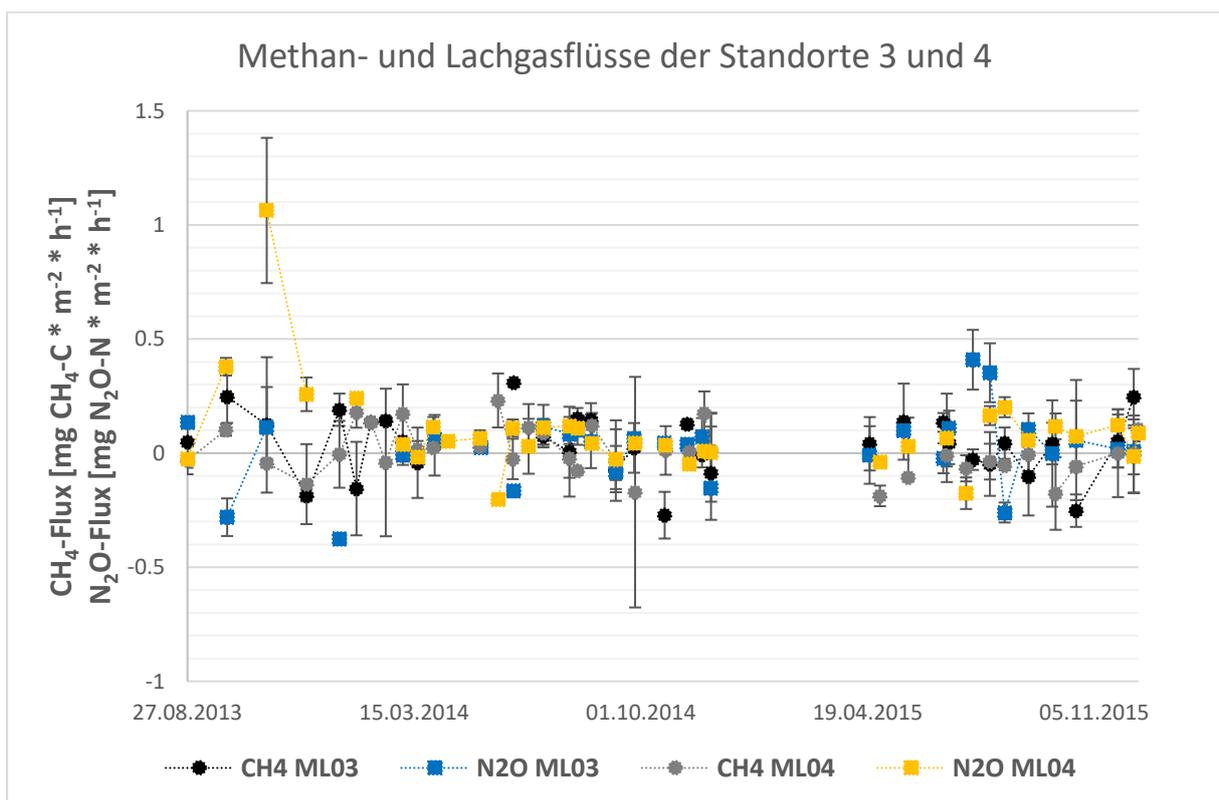
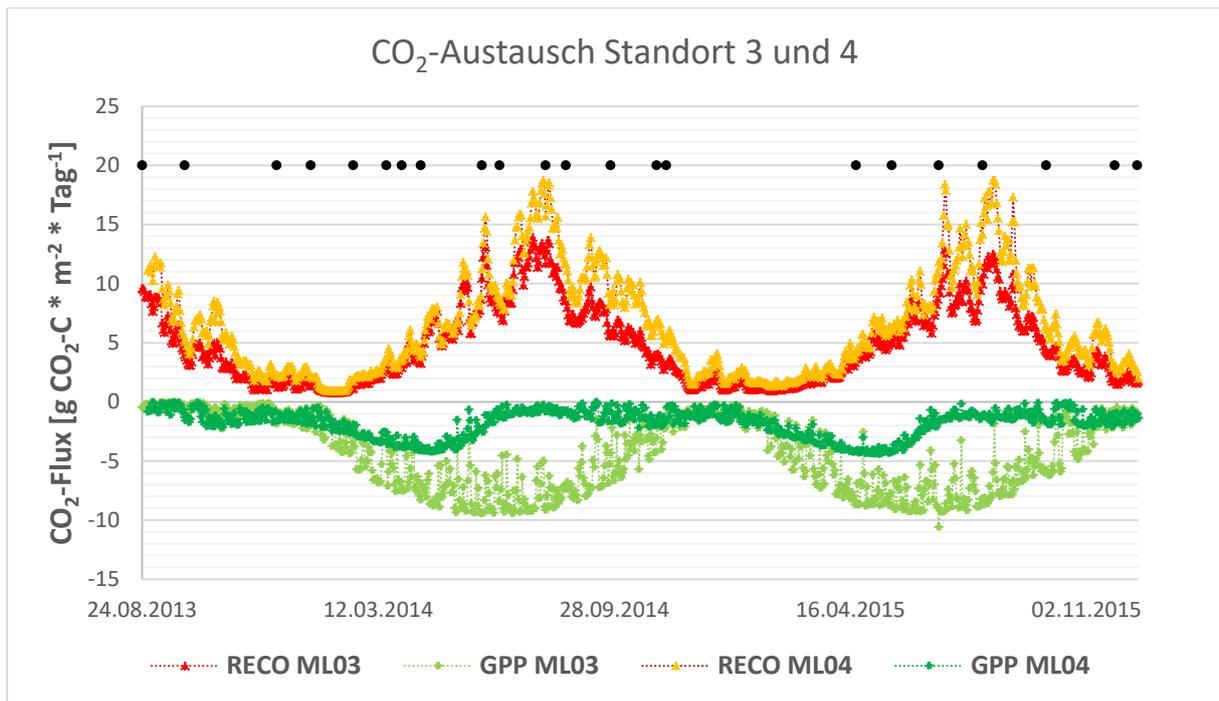


Abb. 4 & 5: Zeigen den zeitlichen Verlauf der Treibhausgasflüsse an den Standorten 3 und 4 (RECO = Ökosystematmung; GPP = Bruttoprimärproduktion; CH₄= Methan; N₂O= Lachgas; Mittelwerte + Standardabweichung)
 Dunkle Punkte in Abb. 4 symbolisieren die Messkampagnen vor Ort

Ausgehend von einem 40 bis 50 Jahre alten Schwarzerlenbestand mit durchschnittlich 33 cm Stammdurchmesser in 1.3 m Brusthöhe und einer durchschnittlichen Baumhöhe von 15 m ergab sich nach dem Ansatz von SPANGENBERG (2011) eine jährliche CO₂-Aufnahme durch die Erlenbiomasse von ca. -50 t CO₂-C * ha⁻¹ * a⁻¹. Abzüglich der Netto-CO₂-Flüsse der Bodenatmung und bodennahen Vegetation würde der Standort mit durchschnittlich ca. -29 t CO₂-C * ha⁻¹ * a⁻¹ eine bedeutende CO₂-Senke darstellen. Dieser Wert erscheint im Kontext der wenigen Studien mit belastbaren Daten zum CO₂-Austausch sehr hoch. HOMMELTENBERG et al. (2014) geben für eine Moorfläche mit Kiefern einen Netto-CO₂-Fluss von -0.62 t CO₂-C * ha⁻¹ * a⁻¹ an. Für einen forstwirtschaftlich genutzten Bestand in Südfinnland wurden von LOHILA et al. (2011) -8.7 t CO₂-C * ha⁻¹ * a⁻¹ gemessen. Mögliche Fehlerquellen bei der Abschätzung der CO₂-Mengen durch die Biomasse könnte die Nicht-Berücksichtigung der Baumatmung sein, die der Aufnahme entgegen wirkt. Belastbare Daten zur vegetativen Atmung von Schwarzerlen existieren bisher jedoch nicht. Zur weiteren Abschätzung der festgelegten Kohlenstoffmenge am Standort 4 wird daher basierend auf Literaturwerten von v. ARNOLD et al. (2007) von einer mittleren jährlichen Netto-CO₂-C-Aufnahme von ca. -5 t pro Hektar ausgegangen.

Die mittleren Methanflüsse lagen bei ca. 6 µg CH₄-C * m⁻² * h⁻¹ mit den höchsten Flüssen im Mai 2014 (ca. 230 µg CH₄-C * m⁻² * h⁻¹) und die niedrigsten Flüsse im April 2015 (ca. -187 µg CH₄-C * m⁻² * h⁻¹). Die Jahresmengen summierten sich auf ca. -0.19 kg CH₄-C * ha⁻¹ * a⁻¹, jedoch konnte hier nur das Messjahr 2013/2014 berücksichtigt werden, da durch die Messaufgabe von Januar bis Mitte April 2015 eine genaue Berechnung für das zweite Messjahr nicht möglich war. Vergleicht man jedoch einen ähnlichen Beobachtungszeitraum (Ende April-Anfang Dez. 2014/2015), dann ergab sich für 2014 ein Methanfluss von ca. 1.3 kg CH₄-C * ha⁻¹ und für 2015 von ca. -3.3 kg CH₄-C * ha⁻¹. Ausgehend von diesen zeitlichen Unterschieden und den Jahresverläufen stellt der Standort eher eine leichte Methansenke dar (Abb.5).

Standort 4 emittierte im Schnitt ca. 91.6 µg N₂O-N * m⁻² * h⁻¹. Die höchsten Emissionen konnten im Herbst 2013 mit ca. 380 bis 1064 µg N₂O-N * m⁻² * h⁻¹ und die größten Aufnahmen im Mai 2014 mit ca. -203 µg N₂O-N * m⁻² * h⁻¹ beobachtet werden. Bezogen auf die aufsummierten Jahresmengen stellt der Schwarzerlen-Bestand mit ca. 10 kg N₂O-N * ha⁻¹ * a⁻¹ die erwartungsgemäß größte Lachgasquelle im Luch dar, jedoch konnte auch hier nur das Messjahr 2013/2014 berücksichtigt werden. Der Vergleich mit ähnlichen Beobachtungszeiträumen (Mitte April-Anfang Dez. 2014/2015), ergab für 2014

einen Lachgasfluss von ca. $1.6 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1}$ bzw. für 2015 von ca. $3.3 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1}$. (Abb. 5).

Berücksichtigt man das Treibhausgaspotential aller drei Spurengase emittierte das Schwarzerlen-Gehölz im Mittel des Beobachtungszeitraums ca. $-2 \text{ t CO}_2\text{-Äquivalente}$ pro Hektar und Jahr und wirkte „kühlend“ auf das Klima ein.

3.5. Standort 5 – Fadenseggen-Ried

Die Messungen im Fadenseggen-Ried begannen erst im April 2014. Die ermittelten CO_2 -Flüsse aller Atmungsprozesse am Standort 5 lagen im Mittel bei ca. $0.19 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ mit den höchsten Flüssen im Juli 2015 mit ca. $0.46 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ und den kleinsten Flüssen im Februar 2015 mit ca. $0.01 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$. Die Gesamtemissionen betragen über den Beobachtungszeitraum ca. $12 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$.

Die mittleren CO_2 -Aufnahmen lagen im gesamten Messzeitraum bei $-0.38 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ mit Maximalwerten von ca. $-0.84 \text{ g CO}_2\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ im Spätsommer 2014. Insgesamt wurden jährlich ca. $-9.4 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ durch die Vegetation der Atmosphäre entzogen (Abb.6).

Bezogen auf die Kohlendioxidflüsse stellte das Ried mit durchschnittlich ca. $3 \text{ t CO}_2\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ trotz der hohen Wasserstände eine deutliche CO_2 -Quelle dar! Eine Erklärung für die unerwartet hohen Flüsse könnte das zunehmende Aufwachsen von jungen Kiefern in Folge der Sukzession sein, die erfahrungsgemäß deutlich höhere Atmungsraten aufweisen.

Das Fadenseggen-Ried stellte zudem die größte Methanquelle mit mittleren Methanflüssen von ca. $700 \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ im gesamten Luch dar. Die höchsten Flüsse ließen sich im Mai und Juli 2014 mit ca. $2200 \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ bzw. $3200 \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ und die niedrigsten Flüsse im Winter 2015 mit ca. $19 \mu\text{g CH}_4\text{-C} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ feststellen. Die Jahresmengen summierten sich auf ca. $79.3 \text{ kg CH}_4\text{-C} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$, jedoch gingen die Flüsse im zweiten Halbjahr 2015 deutlich zurück (Abb.7).

Der Standort emittierte mit ca. $1.3 \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ nur sehr geringe Mengen an Lachgas in die Atmosphäre. Die höchsten Emissionen konnten im Juni 2014 mit ca. $152 \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ und die größten Aufnahmen im Mai 2014 mit ca. $-137 \mu\text{g N}_2\text{O-N} * \text{m}^{-2} * \text{h}^{-1}$ gemessen werden. Bezogen auf die aufsummierten Jahresmengen stellte das Ried mit ca. $-1 \text{ kg N}_2\text{O-N} * \text{ha}^{-1} * \text{a}^{-1}$ eine leichte Lachgassenke dar, jedoch konnte

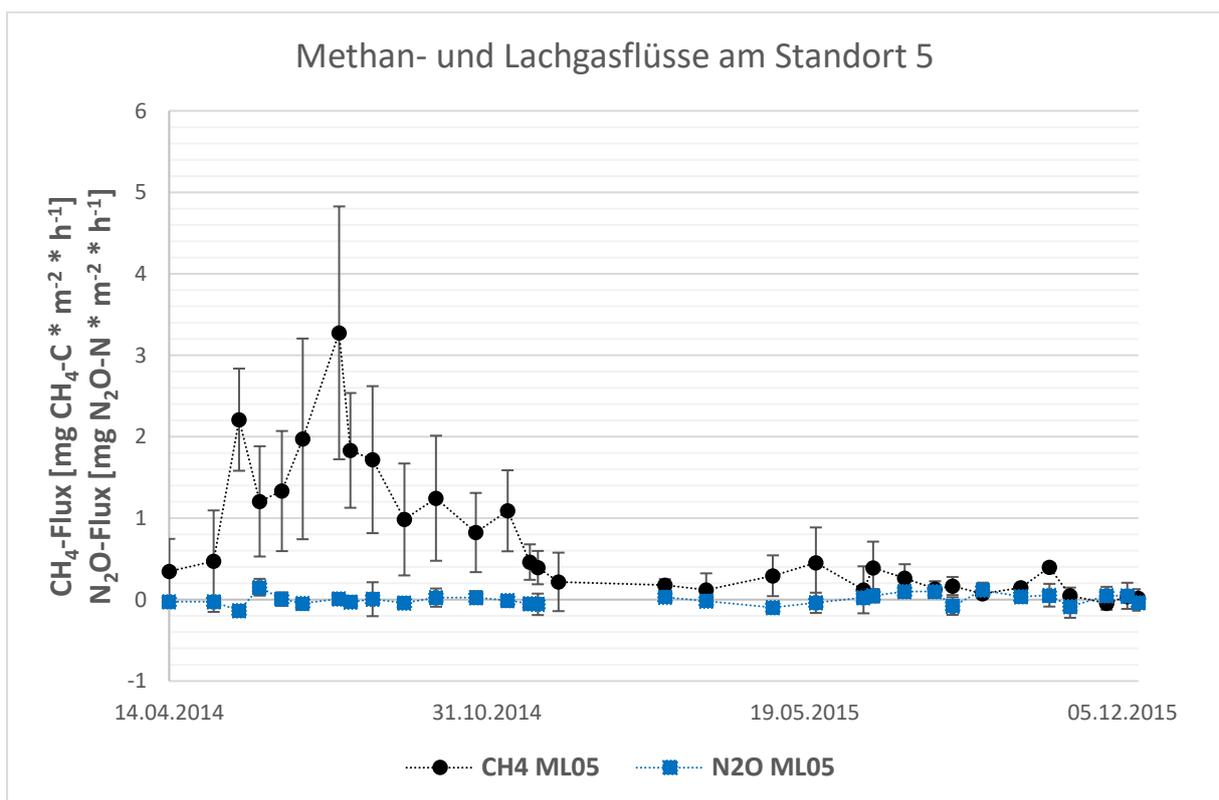
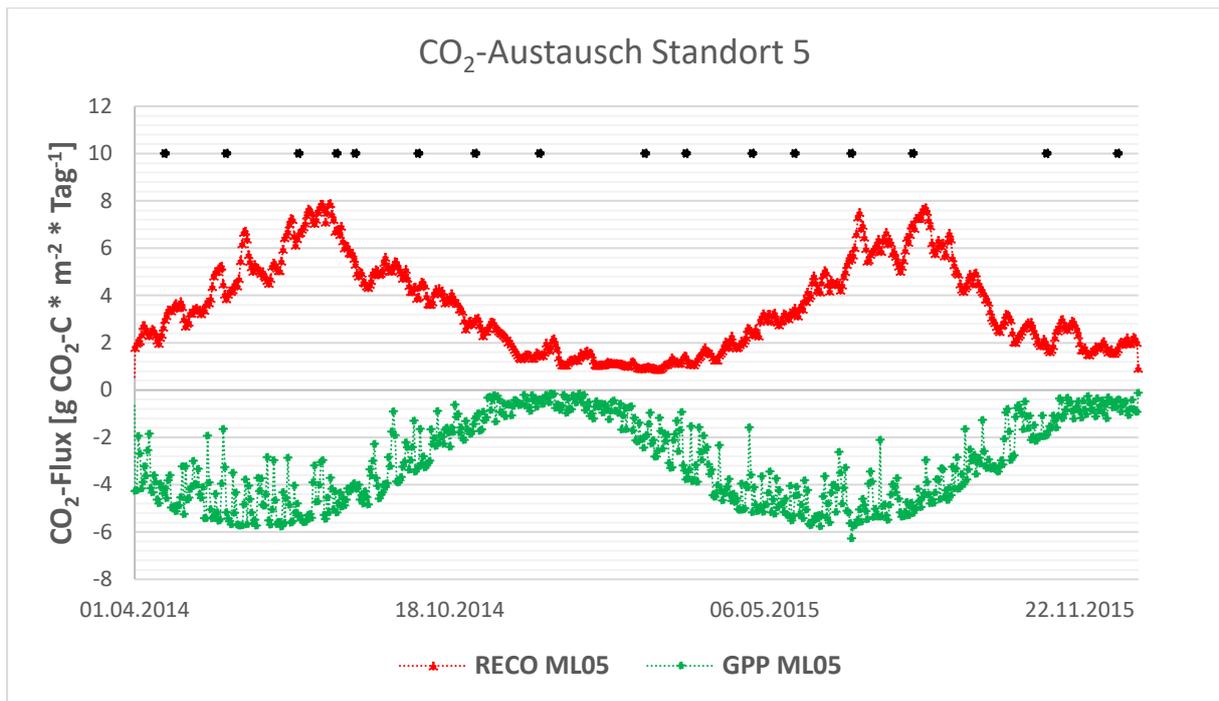


Abb. 6 & 7: Zeigen den zeitlichen Verlauf der Treibhausgasflüsse am Standort 5 (RECO = Ökosystematmung; GPP = Bruttoprimärproduktion; CH₄= Methan; N₂O= Lachgas; Mittelwerte + Standardabweichung)
 Dunkle Punkte in Abb. 6 symbolisieren die Messkampagnen vor Ort

auf Grund des Messbeginns (April 2014) hier nur das Messjahr 2014/2015 berücksichtigt werden. Der zeitliche Verlauf deutet aber auf eine kontinuierliche leichte Senkenfunktion hin (Abb. 7).

Berücksichtigt man das Treibhausgaspotential aller drei Spurengase emittierte das Fadenseggen-Ried im Mittel des Beobachtungszeitraums ca. 4.8 t CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr und wirkte „erwärmend“ auf das Klima ein.

3.6. Abschätzung der Gesamtemissionen und Bewertung der Klimawirksamkeit der Wiedervernässungsmaßnahmen

Die Abschätzung der Gesamtemissionen basiert auf den gemessenen Treibhausgasflüssen und den daraus abgeleiteten CO₂-Äquivalenten. Grundlage für den flächenhaften Bezug bilden die im Rahmen des Monitorings durchgeführten Vegetationsaufnahmen (LUTHARDT et al. 2011 & 2014). Eine Zusammenstellung der Vegetationszonen mit den zugeordneten Emissionsfaktoren und Flächenanteilen findet sich in Tabelle 2.

Der Vergleich der Flächenanteile zwischen 2011 und 2014, also vor und nach den Revitalisierungsmaßnahmen, zeigt eine Verschiebung hin zu einer naturnahen, moortypischen Vegetation (z.B. Etablierung eines flächendeckenden Torfmoos-Flutterbinsenrieds) zumindest in den zentralen Bereichen mit flurnahen Wasserständen und eine Abnahme der trockensten Vegetationsausprägungen (Wasserstufe 2+).

Unter der Annahme, dass die ermittelten Emissionsfaktoren für die Vegetationsformen auch für die Zeit vor den Wiedervernässungsmaßnahmen Geltung hat, ergibt sich für das Jahr 2011 eine Gesamtemission des Möllerschen Luchs von ca. 31,5 t CO₂-Äquivalenten. Für das Jahr 2014 ergibt sich dann entsprechend unter Anwendung der Emissionsfaktoren eine Gesamtemission von ca. 27 t CO₂-Äquivalenten. In Folge dessen emittiert das Möllersche Luch auf Grund der durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen ca. 4.5 t CO₂-Äquivalent pro Jahr weniger als zum Ist-Zustand 2011.

Vegetationsform	Flächenanteil 2011 [ha]	Flächenanteil 2014 [ha]	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Emissionsfaktor [t CO ₂ -Äquiv. * ha ⁻¹ * a ⁻¹]
Torfmoos- Flutterbinsen- Ried (5+) ML01	0,25	0,60	-5	0,063	0,00074	-3,2
Land-Reitgras- Flur (3+) ML02	8,49	8,06	0,13	0,0006	0,0035	1,2
Adlerfarn- Sumpfschilf- Ried (2+) ML03	1,40	1,19	5,1	0,0045	-0,00072	5,0
Frauenfarn- Schwarzerlen- Gehölz (2+) ML04	0,25	0,20	-5	-0,00019	0,01	-2,0
Fadenschilf- Ried (4+) ML05	3,26	2,86	3,1	0,079	-0,001	4,8

Tab.2: Zusammenstellung der abgeleiteten Emissionsfaktoren der entsprechenden Vegetationsformen; Die Flächenanteile der berücksichtigten Vegetationsformen wurden zusammengefasst und aufsummiert; Angaben der Treibhausgasflüsse in t CO₂-C; CH₄-C; N₂O-N * ha⁻¹ * a⁻¹

4. Diskussion

4.1. Datengüte

Geschlossene Kammern zur Erfassung von Treibhausgasflüssen neigen in der Regel zu einer systematischen Unterschätzung der realen Flüsse z.B. auf Grund der Veränderung des Diffusionsgradienten zwischen Kammerluft und Boden, der Veränderung von Partialdrücken oder ein unzureichendes Volumen zu Oberflächen-Verhältnis. Methodisch kann diesen Fehlerquellen etwa mit dem Einbau von Druckausgleichsventilen und kurzen Schließzeiten begegnen, aber es bleibt ein Restfehler. Im Rahmen eines Methodenworkshops in Finnland zur Standardisierung von Haubenmessungen ergab im Mittel eine 20%-ige Unterschätzung der Referenzflüsse. Auch die Wahl des Berechnungsmodells (linear vs. exponentiell) für die Konzentrationsänderung in der Haubenluft kann zu einer Unterschätzung größeren Diskrepanzen führen. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde das lineare Modell verwandt, da es sich statistisch besser absichern ließ.

Eine weitere Fehlerquelle zur Ermittlung der Treibhausgasflüsse stellt die Genauigkeit der Messgeräte (hier insbesondere der eingesetzte Gaschromatograph) dar. Trotz der unmittelbaren Messung der Gasproben direkt nach der Messung, kann ein Entweichen der Proben und damit eine geringere Konzentrationsmessung nicht ganz ausgeschlossen werden mit der Folge von leicht erhöhten Flussraten für CH₄ und N₂O.

Letztlich schmälern entstandene Messlücken z.B. am Standort 3 und 4 im Winter/Frühjahr 2015 die Güte der Ergebnisse.

4.2. Raumzeitliche Variabilität

Die ermittelten Treibhausgasflüsse zeigen eine deutliche räumliche und zeitliche Variabilität zwischen den einzelnen Messjahren, sodass die hier vorgestellten Emissionsfaktoren nur einen kurzen zeitlichen Ausschnitt der Stoffdynamik abbilden können.

Die räumliche Heterogenität resultiert hauptsächlich aus den verschiedenen mittleren Jahreswasserständen und der Vegetationsform. Standorte mit einem höheren Grundwasserstand reagieren tendenziell mit geringeren Atmungsraten (z.B. ML01 mit 6 cm unter Flur und mittleren Tageswerten von ca. 3 g CO₂-C * m⁻² gegenüber 5.3 g CO₂-C * m⁻² von ML02 mit 97 cm unter Flur). Ähnliches ließe sich über die Methanfreisetzungen ableiten, Standorte mit

einem höheren Wasserstand (ML01 und ML05) weisen deutlich höhere Methanfreisetzungsraten auf als die grundwasserfernen Standorte (Abb.8). Hierbei sei auch auf den Einfluss von tiefwurzelnden Seggen hingewiesen, die auf Grund ihres Aerenchyms einen zusätzlichen Kanal zur Freisetzung von Treibhausgasen besitzen und es daher auch bei niedrigeren Wasserständen lokal zu größeren Methanfreisetzungen kommen kann. Das Fadenseggen-Ried (ML05) mit Wasserständen von 30 cm unter Flur zeigt deutlich höhere Emissionen als das Flatterbinsen-Ried mit ca. 6 cm unter Flur.

Die räumlichen Unterschiede der Lachgasflüsse sind z.T. mit den am Standort ermittelten mineralischen Stickstoffgehalten der Bodenlösung erklärbar (Abb. 9). Höhere Nitratgehalte bedingen zusammen mit geeigneten Bodenfeuchten (ca. 60-Vol.%) die Lachgasbildung in Folge der mikrobiellen Denitrifikation. Standorte mit höheren Nitratgehalten tendieren daher zu höheren Lachgasflüssen. Die z.T. höheren Lachgasflüsse der Standorte 1 und 5 mit sehr geringen Nitratgehalten sind möglicherweise das Ergebnis eines anderen Stoffwechselfads.

Die zeitliche Variabilität der Treibhausgasflüsse, insbesondere der CO₂-Flüsse ist temperaturabhängig und im Falle der Bruttoprimärproduktion auch strahlungsabhängig. Die Temperatur in 5 cm Tiefe stellte mit einem Korrelationskoeffizienten von durchschnittlich 0.88 einen robusten Proxy zur Vorhersage der Atmungsraten dar. Die Reaktionen der einzelnen Standorte auf Temperaturänderungen sind jedoch sehr unterschiedlich. Standort 1 reagierte im Vergleich zum Standort 2 sehr träge auf Temperaturänderungen (Abb. 10). Dies könnte in Folge der sonnenexponierten Lage und stabiler Feuchteverhältnisse am Standort 2 sein, die in einer sehr stark angepassten mikrobielle Gemeinschaft mit einem effizienten Umsatz resultiert. Ähnliches ließ sich auch am Standort 3 und 4 beobachten. Die Standorte 1 und 5 sind wahrscheinlich auf Grund der wechselnden Feuchtebedingungen einen ebenso starken Wechsel der mikrobiellen Gemeinschaft (anaerobe vs. aerobe Bakterien) ausgesetzt und reagieren demzufolge langsamer auf einen Temperaturwechsel. Die deutlichen zeitlichen Unterschiede bei den Methan- und Lachgasflüssen zwischen den Messjahren zeigen keinen eindeutigen Temperaturtrend, könnten aber eine Folge witterungsbedingter Starkregenereignisse oder die Nachwirkung der Revitalisierungsmaßnahmen sein. Im Mai und Juli 2014 wurden an den Standorten 1 und 5 extrem hohe Methanflüsse gemessen, die den gesamten Jahresumsatz beeinflussen. An den jeweiligen Messtagen bzw. an den Tagen zuvor gab es extreme Starkregenereignisse, die ein konvektives Ausgasen befördert, bzw. die Methanbildung, durch die Bildung anaerober Bedingungen gepaart mit hohen Bodentemperaturen, begünstigt haben könnte. Die höheren Methan- und Lachgasflüsse im ersten Messjahr könnten aber auch noch

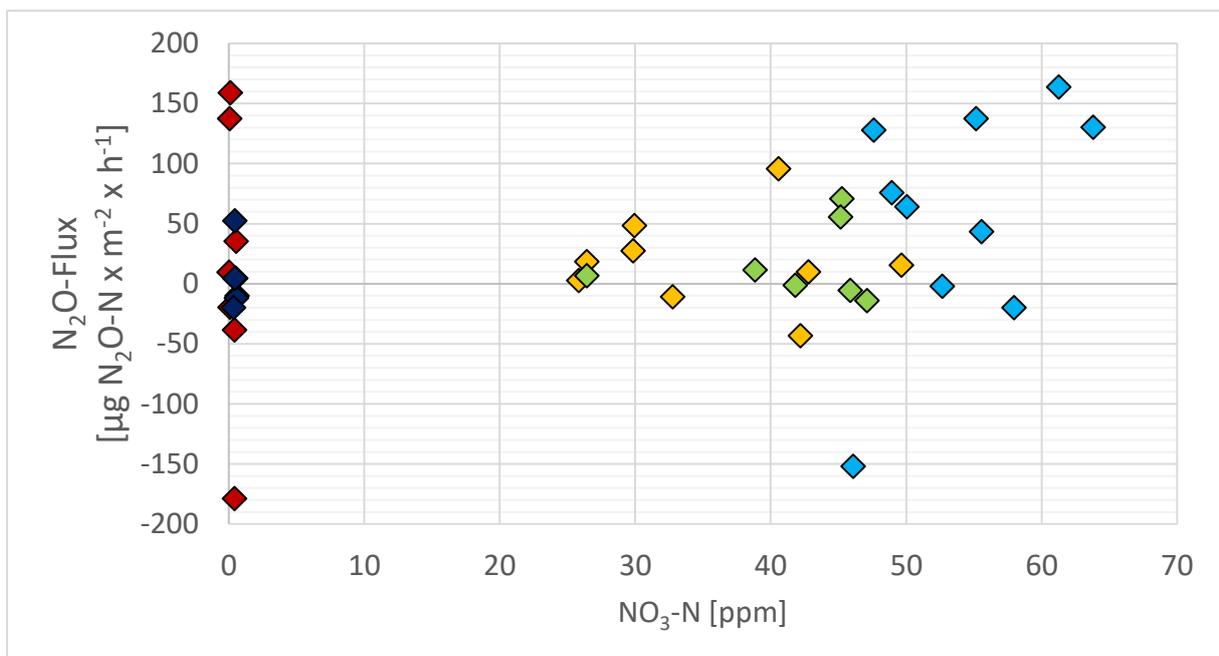
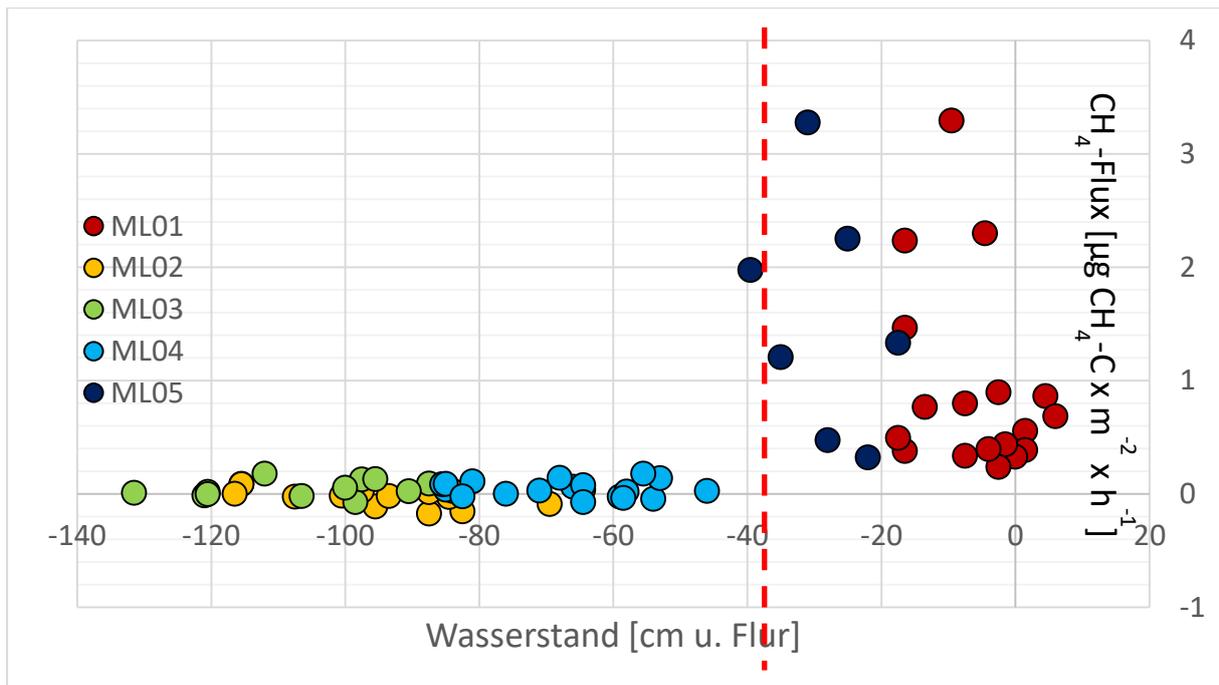


Abb. 8 & 9: Zusammenhang zwischen Wasserstand und Methanflüssen für alle Standorte; Zusammenhang zwischen Lachgasflüssen und Nitratgehalten in der Bodenlösung für alle Standorte

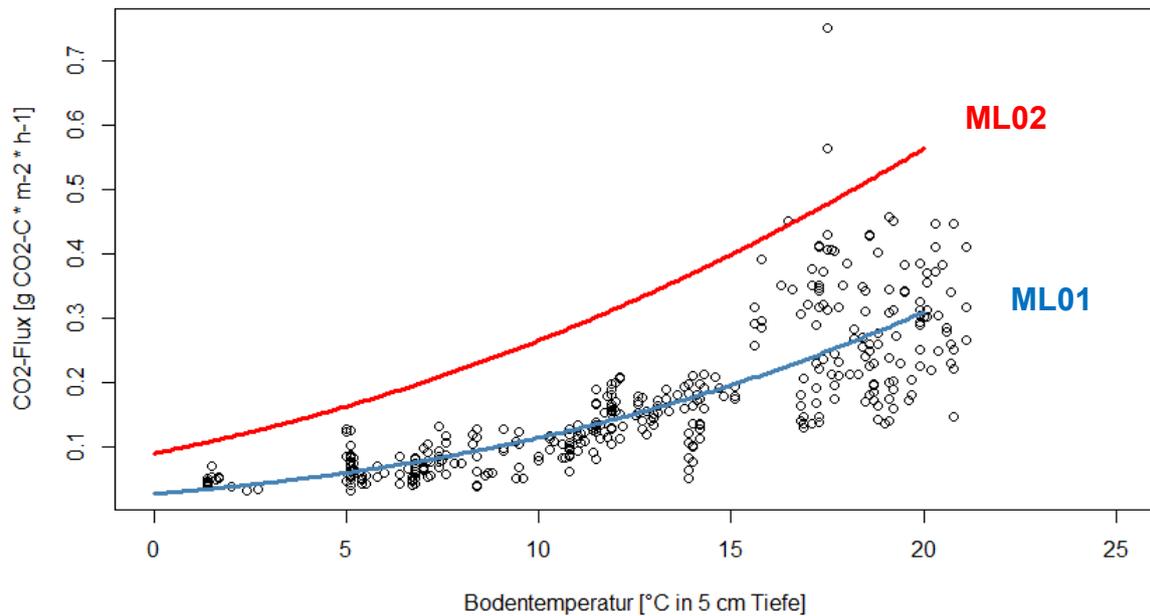


Abb. 10: Reaktion der Atmungsraten (RECO) auf Veränderungen der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe für die Standorte 1 und 2

eine Reaktion auf die durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen sein. Im Einzugsgebiet sind umfangreiche Waldumbaumaßnahmen durchgeführt worden, u.a. die Auflichtung der Kiefernbestände, die zu einem erhöhten Transport gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in das Moor führte. Dieser frei verfügbare Kohlenstoff ist eine wichtige C-Quelle für Mikroorganismen, die mit einer erhöhten CO_2 -Freisetzung reagieren. Die mittleren DOC-Gehalte in der Bodenlösung lagen 2014 deutlich über den Gehalten von 2015 (z.B. 113 zu 43 mg/l für ML01).

Von einer tendenziellen Abnahme der Treibhausgasflüsse im zweiten Beobachtungszeitraum auf die zukünftige Entwicklung zu schließen, ist generell nicht zielführend, da die Variabilität auch in anderen Systemen noch über mehrere Jahre nach der Wiedervernässung sehr hoch sein kann. Wiederholte Untersuchungen zur Treibhausgasdynamik in etwa 10 Jahren könnten Aufschluss darüber geben, wie stark sich das System verändert.

4.3. Bewertung der Wiedervernässungsmaßnahmen und Vergleich der Emissionsfaktoren mit Daten aus dem GEST-Ansatz

Die berechneten Emissionsfaktoren fallen im Vergleich zu den veröffentlichten Werten im GEST-Ansatz deutlich geringer aus, so weisen COUWENBERG et al. (2008) für mäßig feuchte Hochstauden und Wiesen, zu dem auch das Adlerfarn-Sumpfschilf-Ried (Wasserstufe 2+; ML03) zugeordnet ist, Treibhausgasflüsse von 24 t CO₂-Äquivalenten pro Hektar und Jahr aus. Ähnliches gilt für feuchte Hochstauden (Wasserstufe 3+; ML02) mit 16,5 und sehr feuchte Hochstauden (Wasserstufe 4+; ML05) mit 11 t CO₂-Äquivalenten pro Hektar und Jahr. Eine mögliche Erklärung dieser großen Diskrepanzen stellt die Übertragung von Emissionswerten von genutzten Moorstandorten mit ähnlichen Wasserstufen auf ungenutzte Standorte dar. Im Vergleich zu genutzten Standorten verbleibt jedoch die von den Pflanzen aufgenommene Kohlenstoffmenge in ungenutzten Standorten im System und dies führt zu einer Verringerung der Nettoemissionen. Die Anwendung des GEST-Ansatzes zur Berechnung der Treibhausgasflüsse und der Bewertung von Wiedervernässungsmaßnahmen ist in der derzeitigen Form daher für ungenutzte Standorte nicht zielführend.

Ungenutzte und ungedüngte Waldmoorstandorte mit vergleichbar geringen pH-Werten wie das Möllersche Luch sind trotz deutlich vorhandener Entwässerungserscheinungen im Vergleich zu intensiv genutzten Flächen relativ geringe Emittenten. Ein Blick auf Standort 3 mit dem größten Treibhauspotential soll diesen Umstand nochmals verdeutlichen. Die hier bestimmten 5 t CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr kommen hauptsächlich durch die hohen Netto-CO₂-Emissionen zu Stande. Im Vergleich dazu wurden auf einer intensiv genutzten Wiese ca. 12 t CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr (AUGUSTIN et al., 2013) gemessen.

5. Zusammenfassung

Das Ziel des Projektes „CARBOFLUX“ war die Untersuchung der Treibhausgasdynamik im „Möllerschen Luch“ und die klimarelevante Bewertung der hier durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen. Den Schwerpunkt der Untersuchungen bildeten dabei Standorte zu denen es bisher keine verwertbaren Messdaten. Basierend auf umfangreichen Treibhausgasmessungen über einen Zeitraum von zweieinhalb Jahren und einer mehrmaligen Vegetationskartierung im Rahmen des Monitorings, ergab sich für das Möllersche Luch eine CO₂-Einsparung in Folge der Revitalisierungsmaßnahmen von ca. 4.5 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr. Die Hauptursache für die Minderung der Treibhausgasfreisetzung liegt in der

flächenhaften Ausbreitung der Torfmoos-Flutterbinsen-Gesellschaft im zentralen Becken des Möllerschen Luchs, die eine signifikante CO₂-Senke darstellt. Eine Erhöhung der Minderungsleistung hängt maßgeblich von der Entwicklung der Grundwasserstände der Umgebung und der weiteren Etablierung von torfbildenden Vegetationsgesellschaften ab.

Die ermittelten Emissionsfaktoren der untersuchten Standorte weichen deutlich von den veröffentlichten Daten im GEST-Ansatz ab und liegen auf einem vergleichbar niedrigeren Niveau. Von einer Anwendung insbesondere zur klimarelevanten Bewertung von Revitalisierungsmaßnahmen auf ungenutzten Waldmoorstandorten wird aus derzeitiger Sicht abgeraten. Die hier vorgestellten Daten gelten als vorläufige Werte und werden in einer abschließenden Auswertung in geeigneter Form publiziert und diskutiert.

Literaturverzeichnis

- AUGUSTIN, J., GIEBELS, M., BORRAZ, E., HOFFMANN, M., SCHMIDT, M. (2013): Abschlußbericht zum Verbundvorhaben: Klimaberichterstattung „organische Böden“ – Ermittlung und Bereitstellung von Methoden, Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren für die Klimaberichterstattung LULUCF/AFOLU
- AUGUSTIN, J. & HERRMANN, A. (2014): Ökosystemleistungen aus der Sicht des Klimaschutzes. In LUTHARDT, V. & ZEITZ, J. (2014): Moore in Brandenburg und Berlin Verlag Natur + Text GmbH, S. 207-218.
- BERINGER, J., LIVESLEY, S., RANDLE, J., HUTLEY, LB. (2013): Carbon Dioxide fluxes dominate the greenhouse gas exchange of a seasonal wetland in the wet-dry tropics of northern Australia. *Agricultural and Forest Meteorology* Vol. 182, S.239-247.
- BRIDGHAM, S.D., MEGONIGAL, J.P., KELLER, J.K., BLISS, N.B., TRETTIN, C. (2006): The Carbon Balance of North American Wetlands. *Wetlands* Vol.26 (4), S. 889-916.
- COUWENBERG, J., AUGUSTIN; J., MICHAELIS, D., WICHTMANN, W., JOOSTEN, H. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Endbericht DUENE e.V.
- COUWENBERG, J., THIELE, A., TANNEBERGER, F., AUGUSTIN, J., BÄRISCH, J., DUBOVIK, S., LIASHCHYNSKAYAm N., MICHAELIS, D., MINKE, M., SKURATOVICH, JOOSTEN, H. (2011). Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as proxy. *Hydrobiologia* Vol. 674, S. 67-89.
- DRÖSLER, M. (2005): Trace Gas Exchange and climatic relevance of Bog Ecosystems, Southern Germany. Dissertation.
- HOMMELTENBERG, J., MAUDER, M., DRÖSLER, M., HEIDBACH, K., WERLE, P., SCHMID, H.P. (2014): Ecosystem scale methane Fluxes in a natural temperate bog-pine forest in Southern Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* Vol. 198-199, S. 273-284.
- IPCC (2003): Good Practice Guidance for Land-Use, Land-Use Change and Forestry.
- IPCC (2006): Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Vol. 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- IPCC (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: University Press, 18 S.
- KLINGENFUß, C. & ZEITZ, J. (2011): Endbericht Krombacher Moorschutzprojekt in der Rühnicker Heide – Teil A Moorbodenkundliche Untersuchungen und Anwendung des DSS-WAMOS im Möllerschen Luch in der Rühnicker Heide.
- KOSKA, I. (2001): Ökohydrologische Kennzeichnung. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN H., (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung Stuttgart, S. 92-111.
- LLOYD, J. & TAYLOR, J. A. (1994): On the Temperature Dependence of Soil Respiration. *Functional Ecology* 8, S. 315-323.

LOHILA, A., MINKKINEN, K., AURELA, M., TUOVINEN, JP., PENTTILA, T., OJANEN, P., LAURILA, T. (2011): Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland indicate a large carbon sink. *Biogeosciences* Vol. 8 (11), S. 3203-3218.

MÄKIRANTA, P., LAIHO, R., PENTTILA, T., MINKKINEN, K. (2012): The impact of logging residue on soil GHG fluxes in a drained peatland forest. *Soil Biology & Biochemistry* Vol. 48, S.1-9.

MICHAELIS, L. & MENTEN, M.L. (1913): Die Kinetik der Invertinwirkung. *Biochemische Zeitschrift* 49, S. 333-369.

SCHULZ, C. & LUTHARDT, V., (2011): Zwischenbericht Krombacher Moorschutzprojekt in der Rühnicker Heide – Teil B Erfassung der Vegetation, der Gräben und des Oberbodens im Möllerschen Luchs/Rühnicker Heide

SCHULZ, C & LUTHARDT, V., (2014): Zwischenbericht Krombacher Moorschutzprojekt in der Rühnicker Heide – Erfolgskontrolle der Maßnahmen zur Vernässung des Möllerschen Luchs in der Rühnicker Heide – Erste Zeitreihenuntersuchung 2014.

SPANGENBERG, A., (2011): Einschätzung der Treibhausgasrelevanz bewaldeter Moorstandorte in Mecklenburg-Vorpommern hinsichtlich des Minderungspotentials nach Wiedervernässung. DUENE e.V.

STRACK, M. (2008) (Hrsg.): *Peatlands and Climate Change*. Saarijärvi: International Peat Society, 223 S.

SUCCOW, M., (1988): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 340 S.

v. ARNOLD, HANELL, B., STENDAHL, J., KLEMEDTSSON, L. (2007): Greenhouse gas fluxes from drained organic forestland in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*. Vol. 20 (5)

YU, Z., BEILMAN, D.W., FROLKING, S., MACDONALD, G.M., ROULET, N.T., CAMILL, P., CHARMAN, D.J. (2011): Peatlands and Their Role in the Global Carbon Cycle. *EOS* Vol. 92 (12), S. 97-98

