

Masterarbeit

„Räumliche und zeitliche Variabilität der Spurengasemissionen aus
Böden unterschiedlicher Landnutzung im Einzugsgebiet des
Vollnkirchener Bachs“

Eingereicht von:
Eva Holthof (4017883)
evaholthof@gmx.de

Betreuer:	Prof. Dr. Lutz Breuer
Zweitprüfer:	Herr Dr. Kraft
Ort:	Gießen
Abgabetermin:	17.01.2015

Danksagung

Ich bedanke mich bei Herrn Prof. Dr. Breuer, Herrn Dr. Kiese, Anja Schäfler-Schmid und Haiyan Lu für die fachliche Unterstützung und somit insbesondere den Mitarbeitern des KIT-IMK/IFU für die Bereitstellung der Materialien.

Mein Dank gilt außerdem Tobias Houska, der mir stets mit Rat und Tat zu Seite stand, sowie Ina Plesca und Heike Weller. Für die tatkräftige und gewissenhafte Arbeit im Gelände möchte ich mich außerdem bei Melanie Oberhauser und Björn Weser bedanken.

Zum Schluss möchte ich mich bei meinen Freunden und meiner Familie für ihre Unterstützung bedanken.

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe, alle Ausführungen, die anderen Schriften wörtlich oder sinngemäß entnommen wurden, kenntlich gemacht sind und die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen hat. Ich stimme zu, dass die vorliegende Arbeit mit einer Anti-Plagiatssoftware überprüft werden darf.

Unterschrift

Ort, Datum

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis.....	IV
Zusammenfassung	VI
Abstract	VII
1. Einleitung	1
1.1 Bodenprozesse: CO ₂	2
1.2 Bodenprozesse: CH ₄	3
1.3 Bodenprozesse: N ₂ O	3
2. Material und Methoden	4
2.1 Untersuchungsgebiet	4
2.1.1 Geologie und Boden	4
2.1.2 Landnutzung und Vegetation	5
2.2 Versuchsaufbau	6
2.3 Kammerdesign.....	8
2.4 Messprinzip und Durchführung der manuellen Kammermessung	9
2.5 Lufttemperatur und Luftdruck	10
2.6 Bodenparameter.....	10
2.7 Datenauswertung und Statistik	11
2.7.1 Gasflüsse	11
2.7.2 Bodenparameter	13
3. Ergebnisse	14
3.1 Gasflüsse.....	14
3.1.1 Einzelprobenahme	14
3.1.2 Analyse der Mischproben für das gesamte Jahr	15
3.1.3 Analyse der Mischproben für die meteorologischen Jahreszeiten	22
3.2 Bodenparameter.....	30

3.3	Korrelationen und einfache Regressionen	34
3.4	Multiple lineare Regression	36
4.	Diskussion	38
4.1	Acker	38
4.2	Grünland	43
4.3	Wald.....	48
4.4	Vergleich der Landnutzungen	53
5.	Fazit.....	55
	Literaturverzeichnis.....	56
	Internetquellen.....	60
	Anhang	61

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Entwicklung des Ackers vom 6.11.13 bis 25.09.14	6
Abbildung 2: Landnutzungsverteilung im Untersuchungsgebiet des Vollnkirchener Bachs (eigene Darstellung)	7
Abbildung 3: Kammerdesign und Versuchsaufbau	8
Abbildung 4: CO ₂ -Gasflüsse der einzelnen Plots für Transekt A1, G1, W1 und W2 zu den Zeitpunkten: 1 = 11./13.11.13, 2 = 20.11.13, 3 = 27./29.11.13, 4 = 29.01.14, 5 = 12.06.14	15
Abbildung 5: Jahresverlauf der CO ₂ -Flussraten in den drei Landnutzungen Acker (A1, A2, A3), Grünland (G1, G2) und Wald (W1, W2, W3) mit Temperaturverlauf und mittleren Niederschlagsintensitäten. Bedeutung der Pfeile: schwarz = Düngung, hellgrün = Ernte, orange = Kalkung, dunkelgrün = unbekannte Bodenbearbeitung, rot = Gärreste, lila = Grubbern, weiß = Mahd. Beachte Skalierungen	17
Abbildung 6: Jahresverlauf der CH ₄ -Flussraten in den drei Landnutzungen Acker (A1, A2, A3), Grünland (G1, G2) und Wald (W1, W2, W3) mit Temperaturverlauf und Niederschlagsintensitäten. Bedeutung der Pfeile: schwarz = Düngung, hellgrün = Ernte, orange = Kalkung, dunkelgrün = unbekannte Bodenbearbeitung, rot = Gärreste, lila = Grubbern, weiß = Mahd. Beachte Skalierungen	18
Abbildung 7: Jahresverlauf der N ₂ O-Flüsse in den drei Landnutzungen Acker (A1, A2, A3), Grünland (G1, G2) und Wald (W1, W2, W3) mit Temperaturverlauf und Niederschlagsintensitäten. Bedeutung der Pfeile: schwarz = Düngung, hellgrün = Ernte, orange = Kalkung, dunkelgrün = unbekannte Bodenbearbeitung, rot = Gärreste, lila = Grubbern, weiß = Mahd. N ₂ O-Werte für Acker log-transformiert. Beachte Skalierungen.	20
Abbildung 8: Boxplots für jedes Transekt und dessen Gasflüsse. Winter 2014. CO ₂ -Daten sind log-transformiert.	23
Abbildung 9: Boxplots für jedes Transekt und dessen Gasflüsse. Frühling 2014. CO ₂ -Daten sind log-transformiert.	24
Abbildung 10: Boxplots für jedes Transekt und dessen Gasflüsse. Sommer 2014.	26
Abbildung 11: Boxplots für jedes Transekt und dessen Gasflüsse. Herbst 2014. CO ₂ -Daten sind log-transformiert.	28
Abbildung 12: Jahresverlauf der Luft- und Bodentemperatur auf dem Acker.	30
Abbildung 13: Jahresverlauf der Bodenfeuchte aller Transekte Lufttemperatur und Niederschlag auf der vertikalen Sekundärachse. Beachte Achsenbeschriftungen. Beide Diagramme haben die gleiche vertikale Primärachse mit gleicher Skalierung.	31
Abbildung 14: Jahresverlauf der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens aller Transekte inklusive Niederschlag. Beachte Achsenbeschriftungen. Beachte die verschiedenen Skalierungen der Primärachse.	32
Abbildung 15: C- und N-Gehalte aller Transekte in 10 cm, 20 cm und 30 cm Bodentiefe.	33
Abbildung 16: Boxplots der Gasflüsse CO ₂ , CH ₄ und N ₂ O für jedes Transekt. Daten des gesamten Beprobungszeitraumes	62
Abbildung 17: Jahresverlauf der Luft- und Bodentemperatur im Grünland und Wald.	67

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: meteorologische Jahreszeiten. Quelle: DWD 2014c	12
Tabelle 2: Menge CO ₂ , CH ₄ und N ₂ O, die in einem Jahr von den jeweiligen Flächen emittiert bzw. aufgenommen wird	21
Tabelle 3: Ergebnis Vergleich der CH ₄ -Aufnahmeraten aller Transekte nach Bonferroni-Holm	26
Tabelle 4: Ergebnis des Gruppenvergleichs der Landnutzungen für den gesamten Herbst	29
Tabelle 5: Pearson-Korrelationskoeffizient (R) und adj. R ² der einfachen exponentiellen Regression: Zusammenhang zwischen den CO ₂ -Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz (p<0,05).	34
Tabelle 6: Pearson-Korrelationskoeffizient und adj. R ² der einfachen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den CH ₄ -Flussraten und Bodenparameter Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz (p<0,05).	35
Tabelle 7: Ergebnisse der multiplen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den CO ₂ -Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur, EC, C- und N-Gehalte in den Tiefen 10 cm, 20 cm, 30 cm und der wöchentliche Niederschlagsmenge (NS). * zeigt Signifikanz (p<0,05).	36
Tabelle 8: Ergebnisse der multiplen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den CH ₄ -Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur, EC, C- und N-Gehalte in den Tiefen 10 cm, 20 cm, 30 cm und der wöchentliche Niederschlagsmenge (NS). * zeigt Signifikanz (p<0,05).	37
Tabelle 9: Ergebnisse der multiplen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den N ₂ O-Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur, EC, C- und N-Gehalte in den Tiefen 10 cm, 20 cm, 30 cm und der wöchentliche Niederschlagsmenge (NS). * zeigt Signifikanz (p<0,05).	37
Tabelle 10: Ackerbewirtschaftung. Quelle: Schlagdokumentation und eigene Beobachtung	61
Tabelle 11: Menge C und N, die in einem Jahr von den jeweiligen Flächen emittiert bzw. aufgenommen wird	61
Tabelle 12: Ergebnis des Gruppenvergleichs der Landnutzungen für den gesamten Untersuchungszeitraum	63
Tabelle 13: statistische Parameter der Gasflüsse für den Zeitraum Winter 2013/14. Mw = Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient in %, N = Stichprobenumfang	63
Tabelle 14: Ergebnis des Vergleichs der Landnutzungen mittels linearer Kontraste für die Jahreszeit Winter 2013/14	64
Tabelle 15: Parameter der Gasflüsse für den Zeitraum Frühling 2014. Mw = Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient in %, N = Stichprobenumfang	64
Tabelle 16: Ergebnis des Vergleichs der Landnutzungen mittels linearer Kontraste für die Jahreszeit Frühling 2014	65
Tabelle 17: Parameter der Gasflüsse für den Zeitraum Sommer 2014. Mw = Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient in %, N = Stichprobenumfang	65
Tabelle 18: Ergebnis des Vergleichs der Landnutzungen mittels linearer Kontraste für die Jahreszeit Sommer 2014	66
Tabelle 19: Parameter der Gasflüsse für den Zeitraum Herbst 2014. Mw = Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient in %, N = Stichprobenumfang	66

Tabelle 20: Adj. R^2 der linearen und quadratischen Regression: Zusammenhang zwischen den CO_2 -Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz ($p < 0,05$). _____	68
Tabelle 21: Adj. R^2 der quadratischen Regression: Zusammenhang zwischen den CH_4 -Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz ($p < 0,05$). _____	68
Tabelle 22: Pearson-Korrelationskoeffizient (R) und adj. R^2 der einfachen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den N_2O -Flussraten und jeweiligen Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz ($p < 0,05$). _____	68
Tabelle 23: Adj. R^2 der quadratischen Regression: Zusammenhang zwischen den N_2O -Flussraten und jeweiligen Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz ($p < 0,05$). _____	68

Zusammenfassung

Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) gehören neben Kohlenstoffdioxid (CO_2) zu den wichtigsten Treibhausgasen in der Atmosphäre, weil sie um ein Vielfaches schädlicher für die Erderwärmung sind als Kohlenstoffdioxid. Dabei können Böden eine wichtige Quellen- oder Senkenfunktion einnehmen. Besonders Ackerflächen und (gedüngtes) Grünland gelten als Lachgas- und Feuchtgebiete als Methanquelle. In den gemäßigten Breiten dient der Boden generell als Methansenke, insbesondere im Wald. Daher ist es von besonderer Bedeutung den Austausch dieser Gase zwischen dem Boden und der Atmosphäre zu verstehen und quantifizieren zu können, um durch Managementmaßnahmen eine Erhöhung dieser Gaskonzentration in der Atmosphäre vorzubeugen oder zu verlangsamen.

Diese Arbeit setzt sich mit den Bodengasemissionen der Landnutzungstypen Acker, Grünland und Wald am Vollnkirchener Bach (Hessen) im Laufe eines Jahres bei wöchentlicher Messung auseinander. Bei der angewendeten Methode handelt es sich um das non-steady-state Messsystem mit geschlossenen statischen Kammern, das für kurze Messzeiträume und geringe Austauschraten gut geeignet ist.

Ergebnis dieser Untersuchung ist, dass der Acker die stärkste N_2O -Quelle ($14,08 \pm 2,9 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) wegen seiner Düngungen und der Laubwald die geringste N_2O -Quelle ($0,36 \pm 0,31 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) aufgrund des steten Wechsels zwischen Emission und Aufnahme darstellt. Der Wald repräsentiert außerdem die größte CH_4 -Senke ($3,35 \pm 0,58 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) und lässt wegen seiner geringen CO_2 -Emissionen ($5,96 \pm 2,79 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) vermuten, dass er unter Miteinbeziehung der Photosyntheseleistung zusätzlich als CO_2 -Senke agiert.

Das Grünland ($19,38 \pm 0,15 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) emittiert CO_2 in der gleichen Größenordnung wie der Acker ($19,97 \pm 3,44 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). Gleiches gilt für die CH_4 -Aufnahme ($1,35 \pm 0,3 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). Im Unterschied zum Acker fungiert das Grünland lediglich als sehr schwache N_2O -Quelle ($0,95 \pm 0,33 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). Der Einfluss der Managementmaßnahmen, wie Beweidung und Mahd lassen sich nicht konkret nachweisen.

Die CO_2 -Emissionen weisen, insbesondere im Acker, eine hohe saisonale Variabilität auf, die primär in allen Landnutzungen auf die Variabilität der Temperatur zurückzuführen ist. Beste Ergebnisse werden im Grünland mittels der exponentiellen Regression erzielt ($\text{adj } R^2 = 0,91$). Für die anderen Bodengase waren die Zusammenhänge mit den Bodenparametern uneinheitlicher, komplexer und schwächer bis gar nicht vorhanden. Weder Lachgas noch Methan zeigten einen klaren saisonalen Verlauf, aber eine hohe zeitliche Variabilität, die sich allerdings mit den erhobenen Bodenparametern nicht eindeutig erklären lässt.

Abstract

Methane and nitrous oxide, next to carbon dioxide, are known to belong to the most important atmospheric greenhouse gases. They are many times more damaging to global change than carbon dioxide. Soils can act as sources or sinks for these greenhouse gases. Especially arable soils and (fertilized) grassland are considered to be strong nitrous oxide sources. In temperate regions soils, particularly forest soils and with an exception of wetlands, usually act as a methane sink. Therefore it is of high importance to understand and quantify the exchange of these gases between soil and atmosphere in order to prevent or slow down their increase of atmospheric concentration. This work examines the soil-atmosphere exchange of three land use types (arable land, grassland, deciduous forest) close to the Vollnkirchener Bach (Hesse) by weekly measurements during almost a whole year. Hence the non-steady state closed chamber method is used, which is well-suited for short measuring periods and low exchange rates.

The result of this investigation is, that the arable land is the strongest nitrous oxide source ($14,08 \pm 2,9 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) due to its fertilization. The forest represents the weakest source of nitrous oxide ($0,36 \pm 0,31 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) due to its alternation between emission and uptake. Moreover, the forest acts as the strongest methane sink ($3,35 \pm 0,58 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). Due to its low carbon dioxide emissions ($5,96 \pm 2,79 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) and with regard to the photosynthesis activity it is assumed to additionally function as a carbon dioxide sink.

The grassland ($19,38 \pm 0,15 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) emit approximately the same amount of carbon dioxide as arable land ($19,97 \pm 3,44 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). The same applies to methane uptake ($1,35 \pm 0,3 \text{ kgC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). In contrast to the arable land, the grassland functions as a weak nitrous oxide source ($0,95 \pm 0,33 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). The influence of grassland management cannot be detected.

The CO_2 emissions show a high seasonal variability, especially for arable land. This variability is strongly correlated to soil temperature in all land use types. The best relationship can be proven for grassland with an exponential regression (adj. $R^2 = 0,091$). But the other trace gases show inconsistent, complex and weak or non-existing relationships with the detected soil parameters. Neither nitrous oxide nor methane show a clear seasonal behaviour, but a high temporal variability, which cannot be explained by the examined soil parameters.

1. Einleitung

Im Rahmen des Klimawandels spielt die Untersuchung des Gasaustauschs zwischen Bodenoberfläche und Atmosphäre eine wichtige Rolle, da der Boden eine bedeutende Quelle bzw. Senke für Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) darstellt. Diese drei Treibhausgase sind hauptverantwortlich für die Erderwärmung, was ihr Strahlungsantrieb sowie ihr Global Warming Potential (GWP) verdeutlichen. Dabei ist der Strahlungsantrieb ein Maß für die Störung der Energiebilanz der Erde durch externe Faktoren (DLR, 2014). Dieser beträgt $2,83 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ für alle Treibhausgase und setzt sich zu 87 % aus CO_2 ($1,82 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$), CH_4 ($0,48 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$) und N_2O ($0,17 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$) zusammen (Myhre et al., 2013, p. 661). Das GWP ist ein „Maß für die Störung der Strahlungsbilanz der Erde durch die Emission eines Treibhausgases relativ zu der entsprechenden Emission von CO_2 “ über einen bestimmten Zeitraum (BFW 2014). Nach Myhre et al. 2013 ist das GWP_{100} von Methan 28-mal und von Lachgas 265-mal stärker als von CO_2 . Daher sind Methan und Lachgas um ein Vielfaches schädlicher als CO_2 . Darüber hinaus trägt das Lachgas nicht nur zur Erderwärmung bei, sondern ist zusätzlich an der Zerstörung der Ozonschicht beteiligt. In der Stratosphäre wird das N_2O zu Stickstoffmonoxid (NO) umgewandelt, welches dann aktives Ozon (O_3) zerstört (Crutzen, 1979). Daher ist es umso wichtiger, die bodenbürtigen Emissionen dieser Gase zuverlässig abschätzen zu können, da die Bodenbearbeitung bzw. dessen Nutzungsart sich entscheidend auf den Bodengashaushalt und damit auf den Klimawandel auswirken kann. Der Austausch der Gase zwischen Boden und Atmosphäre hängt von den ablaufenden Bodenprozessen ab, welche wiederum neben Bodentemperatur, -feuchte, -art usw. auch von der Nutzungsform und Bearbeitungsweise beeinflusst werden. Somit gelten besonders Ackerflächen und (gedüngtes) Grünland als Lachgas- und Feuchtgebiete (Moore, Reisanbauflächen usw.) als Methanquellen (Scheffer et al., 2010, p. 252). In den gemäßigten Breiten dient der Boden als Methansenke außerhalb der Feuchtgebiete (ebd.). Somit ist der Boden, neben dem photochemischen Abbau des Methans durch Hydroxyl-Radikale in der Troposphäre, eine entscheidende Methansenke aufgrund der mikrobiellen Methanoxidation (Steinkamp et al., 2001). Der Boden ist aufgrund der Respiration der Bodenorganismen und Wurzeln eine CO_2 -Quelle.

Um die Bodengasemissionen abschätzen zu können, ergibt sich die Notwendigkeit Werkzeuge bzw. Modelle zu entwickeln, die möglichst realistische Abschätzungen regionaler Emissionen auf Grundlage bodenkundlicher, vegetationsbezogener und hydrologischer Eingabedaten, treffen können, denn die Messung des Gasaustauschs zwischen

der Bodenoberfläche und Atmosphäre ist sehr aufwendig. Ein beispielhaftes Modell ist das LandscapeDNDC, welches die Übertragung versuchsflächenbezogener Prozesse auf regionale Simulationen der Emissionen erleichtern soll (Haas et al., 2013). Das Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Universität Gießen entwickelte das hydrologische Modell „Catchment Modelling Framework“ (CMF; Kraft et al., 2011), welches in naher Zukunft an das LandscapeDNDC gekoppelt werden soll. Zur Validierung dieses Prozesses werden in der Studienlandschaft Schwingbach in Hessen Daten zum Bodengasaustausch erhoben. Daher setzt sich diese Arbeit mit den Bodengasemissionen der Landnutzungstypen Acker, Grünland und Wald im Laufe eines Jahres bei wöchentlicher Messung auseinander.

Bei der angewendeten Methode handelt es sich um das non-steady-state Messsystem mit geschlossenen statischen Kammern, das für kurze Messzeiträume und geringe Austauschraten gut geeignet ist (Livingston und Hutchinson, 1995, p. 22). Die Messung mit statischen Kammern ist die am weitesten verbreitete Methode, um den Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre quantifizieren zu können, da sie günstig, einfach zu handhaben und vielseitig einsetzbar ist (Livingston und Hutchinson, 1995, p. 14; Rochette, 2011).

Es werden die Daten vom 06.11.13 bis 06.10.14 auf Unterschiede zwischen den Landnutzungstypen und auf Zusammenhänge mit parallel ermittelten Bodenparametern analysiert.

1.1 Bodenprozesse: CO₂

Der Boden kann als Senke und Quelle für CO₂ fungieren. Langfristig kann er zur Kohlenstoff-Senke werden, wenn organische Substanz angereichert wird, wie z.B. bei einer Landnutzungsänderung wie der Aufforstung (Ciais et al., 2013, p. 489). Während des Abbaus organischer Substanzen wird ein Teil des Kohlenstoffs von den Mikroorganismen und Bodentieren eingebaut und die Pflanzen nutzen das CO₂ zum Aufbau organischer Substanz. Doch in der Regel wird der Großteil der organischen Substanz in CO₂ und H₂O mineralisiert. Der Boden ist somit hauptsächlich eine Quelle von CO₂, da die Bodenatmung und der Abbau organischer Verbindungen ständig stattfinden. Etwa 2/3 des CO₂ wird durch die Bodenorganismen und 1/3 durch die Wurzelatmung produziert (Scheffer et al., 2010, p. 252). Dabei sind die Bodentemperatur und –feuchte zwei der wichtigsten Einflussfaktoren auf die Bodenatmung (z. B. Smith et al., 2003; Xu und Qi, 2001; Zhou et al., 2007).

1.2 Bodenprozesse: CH₄

Der Boden gilt in den gemäßigten Breiten als CH₄-Senke (Smith et al., 2003). Ist die Bodenluft stark aerob, wird die Konzentration des Methans von den methanoxidierenden Bakterien so stark abgesenkt, dass ein diffuser Transport aus der Atmosphäre stattfindet (Rosenkranz et al., 2006; Scheffer et al., 2010, p. 255). Dabei ist bekannt, dass die höchsten CH₄-Oxidationsraten im obersten mineralischen Bodenhorizont eines Waldbodens vorzufinden sind (Rosenkranz et al., 2006; Steinkamp et al., 2001). Der Prozess der Methanoxidation kann jedoch durch Zufuhr von Stickstoff (N) gehemmt werden (Scheffer et al., 2010, p. 255; Sitaula et al., 1995).

Beim Abbau organischer Substanz kann neben CO₂ auch CH₄ durch anaerobe Mikroorganismen bei niedrigem Redoxpotential entstehen (Scheffer et al., 2010, p. 252; Smith et al., 2003). Daher kann der Boden unter bestimmten Bedingungen als Methanquelle fungieren. Dies ist insbesondere in Feuchtgebieten wie Moore oder Reisfeldern der Fall (Scheffer et al., 2010, p. 252; Smith and Conen, 2004). Daher ist bei steigender Bodenfeuchte mit einem Absinken der CH₄-Aufnahmerate und bei trockenen Verhältnissen mit höheren CH₄-Aufnahmeraten zu rechnen (Rosenkranz et al., 2006).

1.3 Bodenprozesse: N₂O

Böden gelten generell als Quelle für N₂O, denn es entsteht sowohl bei der Nitrifikation als auch bei der Denitrifikation als Zwischenprodukt der ablaufenden Prozesse (Bremner, 1997; Scheffer et al., 2010, p. 252). Dabei dient die Nitrifikation der Energiegewinnung für die beteiligten Bakterien und Archaeen und führt zum Einbau von Stickstoff in die organische Substanz (Scheffer et al., 2010, p. 109). Unter anaeroben Bedingungen reduzieren die denitrifizierenden Bakterien Nitrat zu elementarem Stickstoff, um dadurch Sauerstoff zu gewinnen (Bremner, 1997). Dieser Prozess wird stark von dem Vorhandensein organischer Substanz im Boden beeinflusst, da die denitrifizierenden Bakterien dies als Nitrat-Quelle nutzen (ebd.) Also ist die Denitrifikation eine Quelle für N₂O, da es hier als Zwischenprodukt entsteht. Da aber der N₂O-Austausch zwischen Boden und Atmosphäre stets aus N₂O-Produktion und dessen Verbrauch resultiert, kann der Boden auch als Senke fungieren (Chapuis-Lardy et al., 2007). Die denitrifizierenden Bakterien können N₂O, während ihrer respiratorischen Reduktion zu N₂, so stark verbrauchen, dass ein diffusiver Transport von N₂O aus der Atmosphäre in den Boden stattfindet (ebd.). Daher sind geringe Emissionsraten nicht unbedingt mit einer geringen N₂O-Produktion im Boden gleichzusetzten (ebd.).

2. Material und Methoden

Im Folgenden wird das Untersuchungsgebiet, der Versuchsaufbau, Material, sowie Ablauf und Methodik der Untersuchung beschrieben.

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen den Ortschaften Vollnkirchen und Volpertshausen in der Nähe der Mündung des Vollnkirchener Baches in den Schwingbach. Somit gehört das Untersuchungsgebiet der Gemeinde Hüttenberg im Lahn-Dill-Kreis an. Die Gemeinde ist hauptsächlich dem Naturraum Wetzlarer Hintertaunus der Haupteinheit Östlicher Hintertaunus zuzuordnen (HLUG 2014a). Nur ein kleiner östlicher Teil der Gemeinde gehört naturräumlich zum Großlindener Hügelland in der Haupteinheit Marburger-Gießener Lahntal (ebd.). Die Landnutzung der Gemeinde setzt sich zu 54,1 % aus landwirtschaftlichen Flächen und zu 29 % aus Waldflächen zusammen (Gemeinde Hüttenberg 2014).

Klimatisch befindet sich das Gebiet in der gemäßigten Klimazone. Für den Zeitraum 1981-2010 beträgt die Jahresmitteltemperatur der Wetterstation Gießen/Wettenberg 9,6°C (DWD 2014a) und der mittlere Jahresniederschlag 666 mm (DWD 2014b).

2.1.1 Geologie und Boden

Geologisch betrachtet ist das Untersuchungsgebiet dem östlichen Taunus zuzuordnen, der wiederum Teil des Rheinischen Schiefergebirges ist (Lotz, 1995, p. 35). Bei der Entstehung des Variskischen Gebirges wurden die Taunusgesteine in „zahlreiche Schollen zerstückelt, die dabei staffelartig senkrecht gegeneinander gehoben oder gesenkt“ wurden (Lotz, 1995, p. 37). Die Gesteine des Taunus stammen aus dem Karbon und dazu zählen Tonschiefer, Kieselschiefer, Kalkgesteine, Grauwacken und teilweise das Eruptivgestein Diabas (Lotz, 1995, p. 39).

Der Bodenvierer Hessens gibt für das Untersuchungsgebiet an, dass in den Auenbereichen Böden aus carbonatfreiem, schluffig-lehmigen Auensedimenten, im Wald Böden aus lösslehmhaltigen Solifluktsdecken aus sauren Gesteinsanteilen und auf den Ackerflächen Böden aus mächtigem Löss entstanden sind (HLUG, 2014b). Aufgrund des vorherrschenden Westwindes sind an den westlich exponierten Unterhängen und Auenbereiche häufig Kolluviole vorzufinden, die auf die Erosion der Lössschichten zurückgehen. Aufgrund der nacheiszeitlichen Abtragung des nährstoffreichen Materials entstanden an den Westhängen

nährstoffärmere, trockenere und steinreiche Braunerden und Ranker (Projekt Studienlandschaft Schwingbachtal). Diese Böden sind weniger ertragsreich und werden häufig forstwirtschaftlich genutzt. An den östlich exponierten Hängen fand eine weniger starke Erosion statt, sodass die Lössschichten stärker ausgeprägt sind (Klöber 2012, p. 28). So werden diese Flächen hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt, aufgrund der nährstoffreicheren Böden mit einem guten Wärme- und Wasserhaushalt und der daraus resultierenden höheren Ertragsfähigkeit. Als Bodentypen sind hier Parabraunerden, Pseudogleye mit Löß und pseudovergleyte Parabraunerden vorzufinden (ebd.). Im Rahmen des Projektes Studienlandschaft Schwingbachtal wurde eine Bodenkatena am Vollnkirchener Bach angelegt, welche auf den Ackerflächen eine erodierte Parabraunerde mit folgenden Horizonten identifiziert: Ap = humoser Pflughorizont, Bt = Unterboden mit Tonanreicherung, C = unverwittertes Ausgangsgestein. Im Grünland liegt ein Auengley mit den Horizonten aAh = humoser Oberboden, aGo = Oxidationshorizont (belüftet), aIIGr = Reduktionshorizont (grundwassergesättigt) vor. Der Waldboden ist ein Braunerde-Ranker mit den Horizonten Ah = humoser Oberboden, Bv = verbraunter Unterboden, IIC = Schieferschutt.

2.1.2 Landnutzung und Vegetation

Die Untersuchungsflächen verteilen sich auf drei verschiedene Landnutzungstypen (siehe Abbildung 2). Drei Transekte befinden sich auf einem Acker, der am 01.10.13 mit Wintertriticale (Sorte Agostino) besät wird. Die Termine für die Düngungen, Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (PSM), sowie Erntetermin und sonstige Bodenbearbeitungen können in Tabelle 10 (Anhang) entnommen werden. Im Frühjahr 2014 wird dreimal gedüngt, am 20.08.14 geerntet, eine Woche danach gekalkt, im September Gärreste aufgebracht und gegrubbert. In Abbildung 1 ist dargestellt, wie der Acker sich im Laufe des Jahres entwickelt.

Als Grünlandflächen liegen zum einen eine mindestens zweimal gemähte Heu-Wiese mit Arten wie der Wiesen-Flockenblume (*Centaurea jacea*), Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) Spitzwegerich (*Plantago lanceolata*), Wiesen-Klee (*Trifolium pratense*) und Herbstzeitlose (*Colchicum autumnale*) vor. Gemäht wird kurz vor dem 02.07.14 und dem 13.08.14. Zum anderen liegt eine der Grünfläche unmittelbar im Uferbereich und besteht zum Großteil aus der Großen Brennnessel (*Urtica dioica*) und dem Echten Mädesüß (*Filipendula ulmaria*). Die Brennnessel ist eine typische Zeigerart für Stickstoffreichtum und das Mädesüß für frische bis nasse Standorte. Außerdem sind vereinzelt Gemeiner Hohlzahn (*Galeopsis tetrahit*), Ackerwinde (*Convolvulus arvensis*), Rainfarn (*Tanacetum vulgare*), Raukenblättrige

Greiskraut (*Senecio erucifolius*) und Wiesen-Storchschnabel (*Geranium pratense*) vorzufinden.

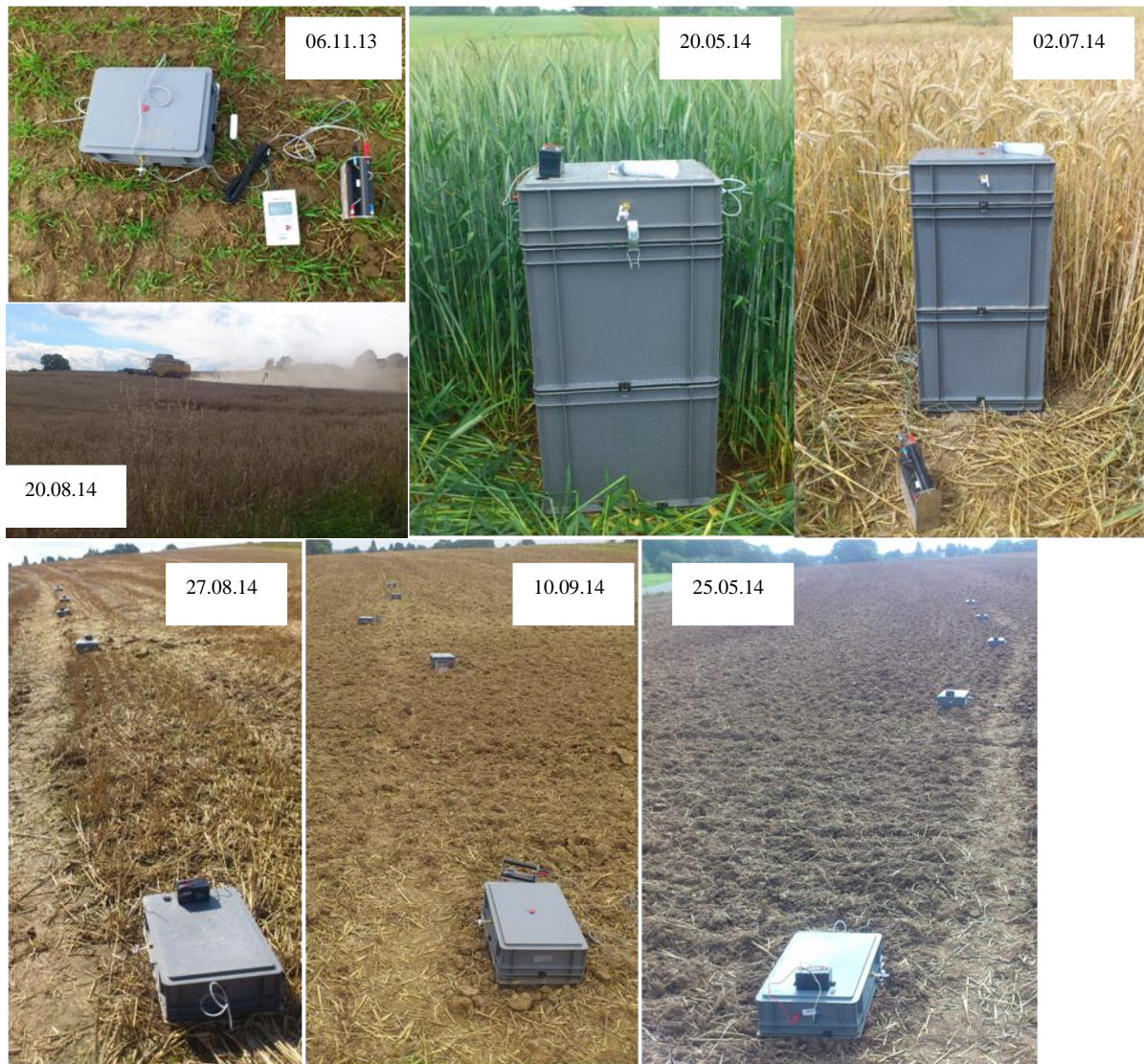


Abbildung 1: Entwicklung des Ackers vom 6.11.13 bis 25.09.14

Der Wald ist ein Mischwald aus Eichen und Buchen, dessen Krautschicht im Hangbereich sich hauptsächlich aus Maiglöckchen (*Convallaria majalis*) und nur im Kuppenbereich aus verschiedenen Gräsern zusammensetzt.

2.2 Versuchsaufbau

Die Untersuchungsflächen verteilen sich auf acht Transekte und drei verschiedene Landnutzungstypen (Acker, Grünland und Wald, siehe Abbildung 2). Jedes Transekt besteht aus fünf Beprobungsflächen ($0,30 \text{ m} \times 0,40 \text{ m} = 0,12 \text{ m}^2$). Dabei sind die Transekte mindestens 10 m auseinander und der Abstand innerhalb eines Transektes zwischen den Beprobungsflächen beträgt 5 m (vgl. Abbildung 2). Die Transekte werden höhenlinienparallel

angelegt. Es befinden sich drei Transekte westlich des Vollnkirchener Baches auf der Ackerfläche (Unterhang = A1 und A2, Hangfuß = A3). Des Weiteren gibt es zwei Transekte im Grünland, einmal westlich des Vollnkirchener Baches im Uferrandstreifen (G2) und einmal östlich auf der Wiese (G1). D.h. innerhalb der Landnutzungsgruppe G liegen sehr unterschiedliche Vegetationsgesellschaften vor.

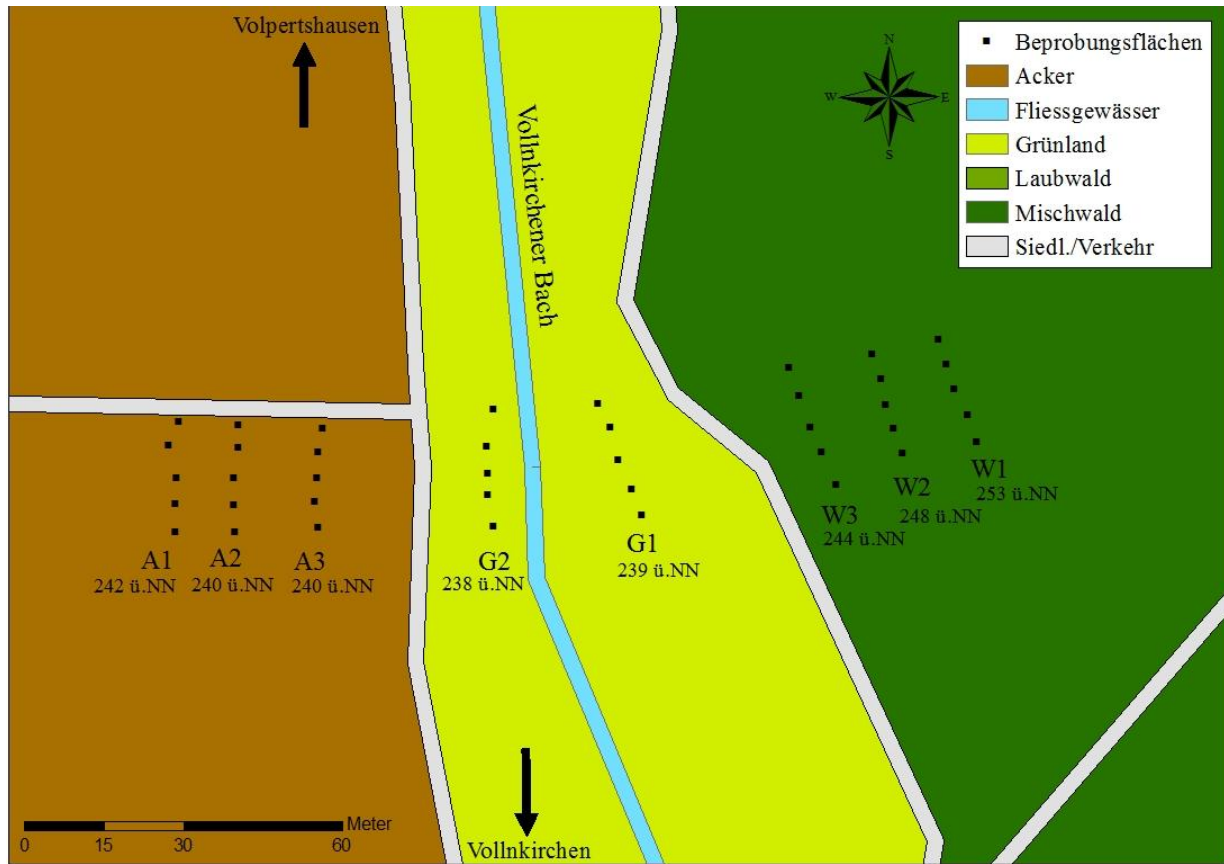


Abbildung 2: Landnutzungsverteilung im Untersuchungsgebiet des Vollnkirchener Baches (eigene Darstellung)

Drei weitere Transekte befinden sich im an das Grünland angrenzenden Waldgebiet an unterschiedlichen Hangpositionen (Kuppe/Oberhang = W1, Mittelhang = W2, Unterhang = W3).

In allen Waldtransekten und in G2 werden Ende Oktober 2013 Plastikrahmen mehrere Zentimeter tief im Boden installiert. Dadurch soll die laterale Gasdiffusion möglichst unterbunden werden (Hutchinson und Livingston, 2001; Rochette, 2011). Die Rahmenhöhen werden ermittelt, indem die Höhe von der Bodenoberfläche bis zu Rahmenkante jeweils in der Mitte jeder Seite aufgenommen und gemittelt wird. Dies wird mehrmals im Laufe des Jahres wiederholt, falls sich die Rahmenhöhen durch Bodenprozesse/Witterung verändern sollten. Da der Acker und G1 bewirtschaftet werden, werden dort keine Rahmen dauerhaft installiert, sondern bei jeder Beprobung werden Metallrahmen in den Boden eingeschlagen.

2.3 Kammerdesign

Vom Institutsbereich Atmosphärische Umweltforschung des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT/IMK-IFU) werden zu Beginn fünf Kammern zur Verfügung gestellt. Im Februar 2014 folgen weitere fünf Kammern.

Für den Bau der Kammern werden Stapeltransportkasten (der Firma BHB pro Handwerk & Industrie) aus Polypropylen ohne Grifflochung mit den Maßen 400 mm x 300 mm x 120 mm verwendet (Arias-Navarro et al., 2013). Die Plastikrahmen werden aus den gleichen Stapeltransportkästen hergestellt, indem der Boden entfernt wird. Die Kammern werden mit dem ebm-papast 412 12 V DC Ventilator ausgestattet. Der Ventilator wird mit einem extern angeschlossenen Blei-Akku betrieben (siehe Abbildung 3). Der Ventilator dient der Homogenisierung der Luft

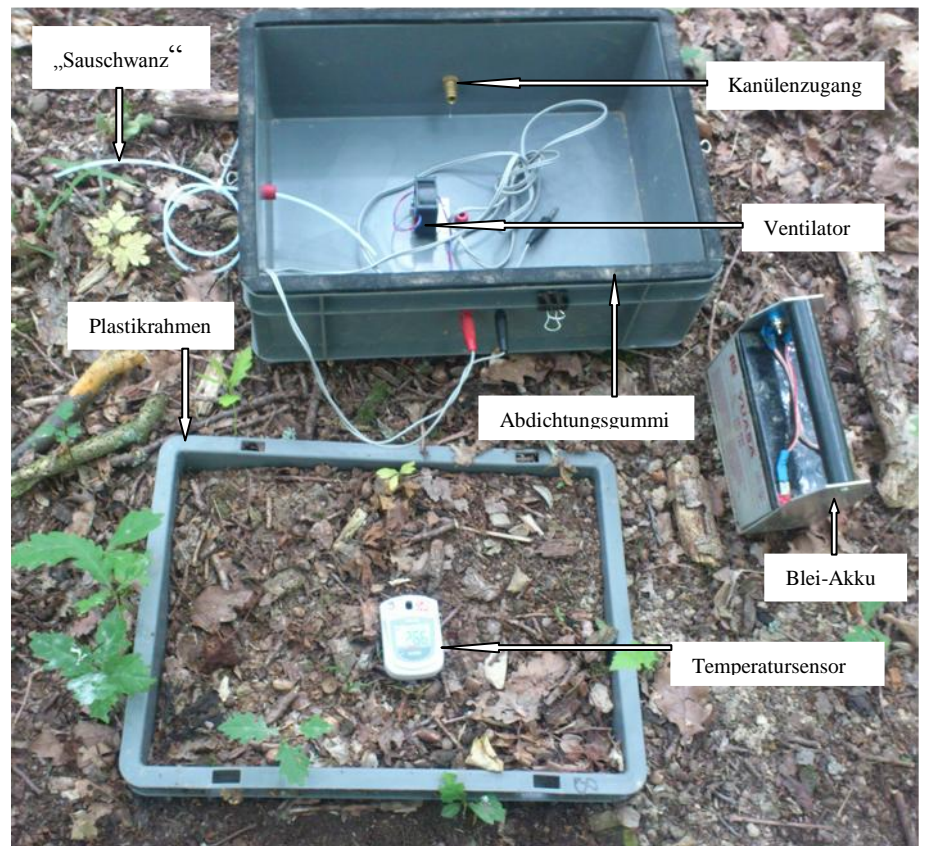


Abbildung 3: Kammerdesign und Versuchsaufbau

innerhalb der Kammer und führt zu einer besseren Güte der linearen Regression im Anschluss (Christiansen et al., 2011).

Des Weiteren ist die Kammer mit zwei Anschlüssen ausgestattet (siehe Abbildung 3). Der eine Anschluss besteht aus einem ca. 20 cm langen, 1/8 Zoll Teflon (PTFE) Schlauch, der zum Druckausgleich innerhalb der Kammer führt („Sauschwanz“). Dadurch werden die Druckfluktuationen, die außerhalb der Kammer durch Turbulenzen in der Luftbewegung verursacht werden, ins Kammerinnere weitergeleitet (Hutchinson und Mosier, 1981). Dabei sollte der Schlauchdurchmesser so gering wie möglich gewählt werden, um Verluste durch Diffusion zu minimieren (ebd.). Darüber hinaus verhindert der Ausgleichsschlauch die Entstehung von Unterdruck durch die Gasprobenentnahme (Livingston und Hutchinson, 1995), welcher die Flussraten zwischen Boden und Atmosphäre beeinflussen würde.

Der andere Ausgang wird zur Probenentnahme genutzt, der mit einem 10 mm HT Injection Port Septum von VWR abgedichtet wird. Vor der Messung wird hier eine Kanüle (Sterican 20G x 2^{4/5} 0,9 x 70 mm) eingeführt, die mit einem zwei-Wegeventil verbunden ist.

Um die Kontaktstelle zwischen Kammer und Rahmen bestmöglich abzudichten (Hutchinson und Livingston, 2001), wird selbstklebender Abdichtungsmoosgummi verwendet, der auf der Unterkante der Kammer befestigt wird (Arias-Navarro et al., 2013). Um die Kammern auf den Rahmen zu fixieren werden Foldback-Klammern verwendet.

Da auf den Probenflächen Vegetation wächst, müssen im Sommer Verbindungsstücke (=Intersections) verwendet werden (siehe Abbildung 1). Diese werden aus Stapeltransportkästen mit den Maßen 400 x 300 x 320 mm hergestellt. Dazu wird der Boden herausgeschnitten, die Grifflochung mit Teilen aus dem herausgeschnittenen Bodenmaterial und Silikon verschlossen und mit dem selbstklebenden Abdichtungsmoosgummi auf der Unterkante ausgestattet.

Für die Probenentnahme werden von B. Braun gasdichte und latexfreie 50 ml Omnifix Luer Lock-Spritzen verwendet, die mit einem zwei-Wegeventil verbunden sind.

Zur Probenaufbewahrung werden 10 ml Glas-Vials für Bördelverschlüsse eingesetzt. Diese Vials werden mit den passenden Kappen und Septen (neoLab Septen, nd20, Butyl, dunkelgrau, 50 shore a 3mm) verschlossen. Zur Gasinjektion in die Vials werden STERICAN E.-Kanülen Nr. 16 0,60 x 25 mm verwendet. Beide genannten Kanülen sind Dünnwand-Kanülen aus nicht rostendem Chrom-Nickel-Stahl mit transparentem Luer-Lock-Kunststoff-Ansatz aus Polypropylen (B.Braun, 2014).

2.4 Messprinzip und Durchführung der manuellen Kammermessung

Das Messprinzip beruht darauf, dass eine bekannte Fläche für einen bestimmten Zeitraum mit der Kammer abgedeckt und die Austauschrate der Spurengase (Emissionen oder Aufnahme) anhand der Konzentrationsänderung über die Zeit ermittelt wird (Livingston und Hutchinson, 1995, p. 20; Arias-Navarro et al., 2013; Pihlatie et al., 2013). Der Messzeitraum sollte so gewählt werden, dass angenommen werden kann, dass die Konzentrationsänderungsrate konstant ist und die Flussraten mittels der linearen Regression berechnet werden können (Livingston und Hutchinson, 1995, p. 25 & 34).

In diesem Fall wird ein Zeitraum von 40 Minuten gewählt und es werden insgesamt fünf Proben zu den Zeitpunkten 0, 10, 20, 30 und 40 Minuten gezogen (Arias-Navarro et al., 2013). Für die Probenentnahme werden zwei Methoden angewendet. An fünf Terminen (11/13.11.13; 20.11.13; 27/29.11.13; 29.01.14; 12.06.14) werden Einzelproben gezogen, d.h.

aus jeder der fünf Kammern eines Transektes werden 40 ml Luft gezogen und anschließend jeweils in ein Glas-Vial injiziert. An allen anderen Beprobungstagen werden Mischproben gezogen. Diese Methode wurde von Arias-Navarro et al. (2013) entwickelt. Dazu wird nicht aus jeder Kammer eine Einzelprobe gezogen, sondern mit der gleichen Spritze wird aus jeder der fünf Kammern 10 ml Probenluft entzogen, sodass ein Gesamtprobenvolumen von 50 ml erreicht wird. Dadurch reduziert sich die Probenanzahl in diesem Fall von 200 auf 40 Vials.

Die Vials sind nicht vakuumiert, d.h. sie werden zuerst mit Probenluft „gespült“, indem während des Injizierens eine zweite Kanüle im Vial steckt, durch die die Luft aus dem Vial entweichen kann. Wenn die Spritze bis auf 15 ml entleert wurde, wird die zweite Nadel herausgezogen, sodass mit den letzten 15 ml ein Überdruck in dem 10 ml Vial erzeugt werden kann.

Die Proben werden mit einem **Gaschromatographen** (GC) SRI 8610c der Firma SRI Instruments analysiert. Zur Analyse der **N₂O** Konzentration wird ein **⁶³Ni electron capture detector** (ECD) und für **CO₂ und CH₄** ein **flame ionization detector** (FID) mit angeschlossenem Methanizer eingesetzt.

2.5 Lufttemperatur und Luftdruck

Zur **Korrektur der Gasflüsse** werden die **Lufttemperatur sowie der Luftdruck benötigt** (Barton et al., 2008; Rowlings et al., 2012). Für den Zeitraum vom 06.11.13 bis 10.03.14 werden die Daten der Klimastation 71 bei der Mündung Schwingbach – Vollnkirchener Bach verwendet (<http://fb09-pasig.umwelt.uni-giessen.de:8081/>). Ab dem 19.03.14 werden die Daten der zehn Temperatursensoren EBI 20-T1 der Firma „ebro“ genutzt. Diese werden für den Messzeitraum in der Kammer auf der Bodenoberfläche positioniert (siehe Abbildung 3). Ihre Messgenauigkeit liegt bei $\pm 0,5$ °C. Sie werden eingesetzt, da sich im Frühjahr und Sommer die Kammerluft stärker erwärmen wird als die Außenluft aufgrund der intensiveren Sonneneinstrahlung. Die Luftdruckdaten werden weiterhin von der Online-Plattform bezogen. Die Daten werden für die Messdauer von 40 Minuten gemittelt.

2.6 Bodenparameter

Zur **Erhebung der Bodenfeuchte** (Volumetric Water Content (VWC)), -temperatur und elektrischen Leitfähigkeit (EC) wird der Sensor GS3 von Decagon Devices verwendet, der eine hohe Genauigkeit verspricht (Decagon Devices 2014). Gespeichert und ausgelesen werden die Daten mit dem ProCheck Auslesegerät und der Software ECH₂O Utility. Die

Werte werden jede Woche erhoben. Dazu wird der Sensor während der Messdauer neben jede Kammer in den Boden gesteckt, sodass der Sensorkopf flach auf dem Boden aufliegt.

Außerdem werden Ende Januar und Anfang Februar 2014 Bodenproben an allen 40 Beprobungspunkten aus 10 cm, 20 cm und 30 cm Tiefe gezogen. Die gestörten Bodenproben werden gemörsert, auf 2 mm gesiebt, gemahlen und eingewogen, um diese auf den Kohlenstoff (C)- und Stickstoff (N)-Gehalt zu analysieren.

2.7 Datenauswertung und Statistik

Im Folgenden werden die Vorgehensweise und das Verfahren der Datenauswertung erläutert.

2.7.1 Gasflüsse

Für die Berechnung der Gasflussraten wird folgende Formel des KIT/IMK-IFU verwendet (Barton et al., 2008):

$$F = \frac{b * Mw * V_K * 60 * 10^6}{A_K * V_m * 10^9} \quad [1]$$

F = Flussrate ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)

b = Steigung der Regression (ppb min^{-1})

Mw = Molekulargewicht der Komponente (g mol^{-1})

V_K = Volumen der Kammer (m^3)

A_K = Fläche der Kammer (m^2)

V_m = korrigiertes, molares Standardgasvolumen ($\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$)

$$V_m = 22,4 * 10^{-3} \text{ m}^3 \text{mol}^{-1} * \frac{273,15 + \text{Temperatur}}{273,15} * \frac{\text{Luftdruck}}{1013} \quad [2]$$

Zunächst werden die Konzentrationen der Gase ermittelt und danach die Parameter (b , und R^2) der linearen Regression für die fünf Messdaten jeden Gases für jeden Beprobungstag berechnet. Bei $R^2 < 0,7$ wird die Regression verworfen und es kann keine Austauschrate berechnet werden (Unteregelsbacher et al., 2013).

Um den Parameter V_m zu ermitteln, werden die Mittelwerte für die Temperatur und den Druck über den jeweiligen 40-minütigen Zeitraum gebildet.

Des Weiteren wird die tatsächliche Kammerhöhe berechnet, indem der Mittelwert aller Rahmenhöhen für das Transekt zu der Kammerhöhe von 0,12 m addiert wird. Wenn Zwischenstücke (0,35 m) eingesetzt wurden, werden diese ebenfalls mit einbezogen.

Die Gasflüsse berechnen sich somit aus verschiedenen Feldparametern die Fehler behaftet sind. Daher wird die Gaußsche Fehlerfortpflanzung berechnet, um die Messunsicherheit der Flussraten zu ermitteln (Papula, 2008).

Zur Berechnung der jährlichen Emissions- bzw. Aufnahmemenge wird zu Beginn die stündliche Austauschrate auf einen wöchentlichen Wert hochgerechnet. Dabei wird die Annahme getroffen, dass konstant die gleiche Menge emittiert/aufgenommen wird. Anschließend werden die Werte von jeder Woche aufsummiert, um die Menge für das ganze Jahr zu ermitteln. Fehlen Werte, werden die leeren Zellen mit dem Mittelwert der jeweiligen Jahreszeit besetzt.

Für die statistische Auswertung wird zum einen das gesamte Jahr betrachtet und zum anderen nach Jahreszeiten getrennte Zeiträume betrachtet. Zur Abgrenzung der Zeiträume werden die meteorologischen Jahreszeiten herangezogen, die sich nach dem DWD wie in Tabelle 1 aufteilen.

Tabelle 1: meteorologische Jahreszeiten. Quelle: DWD 2014c

Jahreszeit	Beginn	Ende
Winter	01.12.	28.(29.)02.
Frühling	01.03.	31.05.
Sommer	01.06.	31.08.
Herbst	01.09.	30.11.

Die statistische Auswertung erfolgt mit dem Programm R-Studio. Generell werden die Daten mittels des Shapiro-Wilk-Tests (Köhler et al., 2012, p. 137) auf Normalverteilung und mittels des Levene-Tests auf Homoskedastizität überprüft. Beides sind Voraussetzung für die Durchführung einer ANOVA. Es wird ein Signifikanzniveau von 10 % gewählt, weil es sich dabei um Voraussetzungstest handelt (Köhler et al., 2012, p. 137-138). Ist eine der Voraussetzung nicht erfüllt wird der Kruskal-Wallis-Test durchgeführt, welcher für nicht parametrische Verteilungen geeignet ist (Köhler et al., 2012, p. 181). Werden bei einem der genannten Verfahren Signifikanzen ermittelt, werden diese entweder mit dem Anschlussstest nach Bonferroni-Holm (Köhler et al., 2012, p. 155) für die ANOVA oder mit einem Anschlussstest, für den Kruskal-Wallis-Test (Siegel und Castellan, 1988) identifiziert. Für den Vergleich der Landnutzung werden Gruppenvergleiche mittels linearer Kontraste durchgeführt. Teilweise werden die CO₂-Werte log-transformiert, wenn dies zu einer besseren Verteilung führt.

2.7.2 Bodenparameter

Für die Auswertung der Bodenparameter (Temperatur, Feuchte und EC) wird zunächst getestet, ob sich die **Beprobungsflächen innerhalb eines Transektes signifikant unterscheiden**. Anschließend werden für jedes Transekt die **Mittelwerte und ihre Standardabweichungen berechnet**. Diese Mittelwerte werden unter anderem dazu verwendet, um Korrelationen zwischen dem Bodenparameter und den Gasflüssen zu ermitteln. Dazu werden zum einen der **Pearson-Korrelationskoeffizient ermittelt, um die Art des Zusammenhangs zu erkennen** und das **adjustierte Bestimmtheitsmaß** ($\text{adj. } R^2$) als Güte des linearen ($y = m \cdot x + b$), quadratischen ($y = m_1 x^2 + m_2 x + b$) und für die CO_2 -Emissionen exponentiellen ($y = b \cdot e^{mx}$) Zusammenhangs. Die Beziehung zwischen **CO_2 -Emissionen und Temperatur ist nachweislich exponentiell** (Smith et al., 2003; Xu und Qi, 2001). Zur Beurteilung der Regressionsanalyse wird das $\text{adj. } R^2$ gewählt, da dieses die Anzahl der Regressoren und den Stichprobenumfang berücksichtigt und beim Vergleich unterschiedlicher Modelle verwendet werden kann (Köhler et al., 2012, p. 224). Da **mehrere Bodenparameter vorliegen, wird im Anschluss mittels multipler linearer Regression überprüft**, in wie weit die Bodenparameter (Feuchte, Temperatur, EC, C- und N-Gehalt) im Zusammenspiel die Gasflüsse in jedem der Transekte erklären können. Da in einigen wissenschaftlichen Publikationen nachgewiesen wurde, dass **vorher stattgefundenen Niederschläge die Gasflüsse beeinflussen** (Barton et al., 2008; Rey et al., 2002), werden die Niederschläge jeder Woche mit in den Datensatz aufgenommen.

Um das am besten geeignete Modell zu finden, wird die **stepwise-Methode** gewählt, die in beide Richtungen mit dem AIC als Gütekriterium getestet (Ruser et al., 2001). Das Programm überprüft *forward* und *backward*, d.h. es wird getestet, ob das Hinzunehmen oder Eliminieren einer Variablen oder keine Aktion zu einem besseren AIC führt (Unterlagen MKU 55 2013 Universität Gießen). Dabei ist der AIC das **Akaike Information Criterion**, welches neben der Güte des Modells auch die Anzahl der Parameter berücksichtigt (Dormann und Kühn, 2009, p. 144). **Je kleiner der AIC, desto besser das Modell**. Das Programm schließt automatisch die Parameter aus, bei denen Multikollinearität vorliegt.

3. Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Gasflüsse (Kapitel 3.1) und Bodenparameter (Kapitel 3.2) dargestellt.

Die Fehlerfortpflanzung ergibt für die Berechnung der CO₂-Emissionen eine mittlere Messunsicherheit (ohne Ausreißer) von 11 %, für die CH₄-Flüsse von 13 % und für die N₂O-Austauschraten von 16 %. Dabei schwanken die Fehler während des Jahres sehr stark (**Variationskoeffizient** (CV) bis 85 %) zwischen 3 % und 66 %. Einige Ausreißer treten im Winter wegen der Temperaturschwankungen zwischen Minus- und Plusgraden während der Beprobung und den daraus resultierenden sehr hohen Standardabweichungen auf. Darüber hinaus gab es **hohe Temperaturamplituden bei direkter Sonneneinstrahlung**. Demnach ist die Temperatur die größte Unsicherheitsgröße bei der Berechnung der Flussraten.

3.1 Gasflüsse

Zunächst werden die Ergebnisse der Einzelproben erläutert und kurz interpretiert. Anschließend wird auf die Ergebnisse der Mischproben eingegangen.

3.1.1 Einzelprobenahme

Die Einzelproben wurden am 11./13.11.13, 20.11.13, 27./29.11.13, 29.01.14 und 12.06.14 genommen. In Abbildung 4 sind die CO₂-Austauschraten beispielhaft für die Transekte A1, G1, W1 und W2 dargestellt. Die einzelnen Diagramme in Abbildung 4 zeigen, dass die Austauschraten für CO₂ im Winter wesentlich niedriger sind als im Sommer. Außerdem ist zu erkennen, dass sich zu den einzelnen Zeitpunkten die Plots innerhalb der Transekte nicht sehr stark unterscheiden, außer für W2. Hier streuen die Gasflüsse auffälliger.

Der statistische Vergleich innerhalb der Transekte ergibt, dass sich lediglich in W2 jeweils für die CO₂- und CH₄-Flüsse mindestens zwei Plots signifikant unterscheiden. Die Signifikanzen für die CO₂-Austauschraten liegen zwischen W23 und W24 ($p = 0,036$) und für die CH₄-Flussraten zwischen W22 und W25 ($p = 0,019$).

Insgesamt lässt sich daraus schließen, dass sich die Austauschraten innerhalb eines Transektes ähnlich verhalten und die Mischprobenahme wohl zu repräsentativen Ergebnissen führen wird. Jedoch liegt kein direkter Vergleich zwischen den Ergebnissen der Einzelproben- und Mischprobenmethode für dieses Untersuchungsgebiet vor.

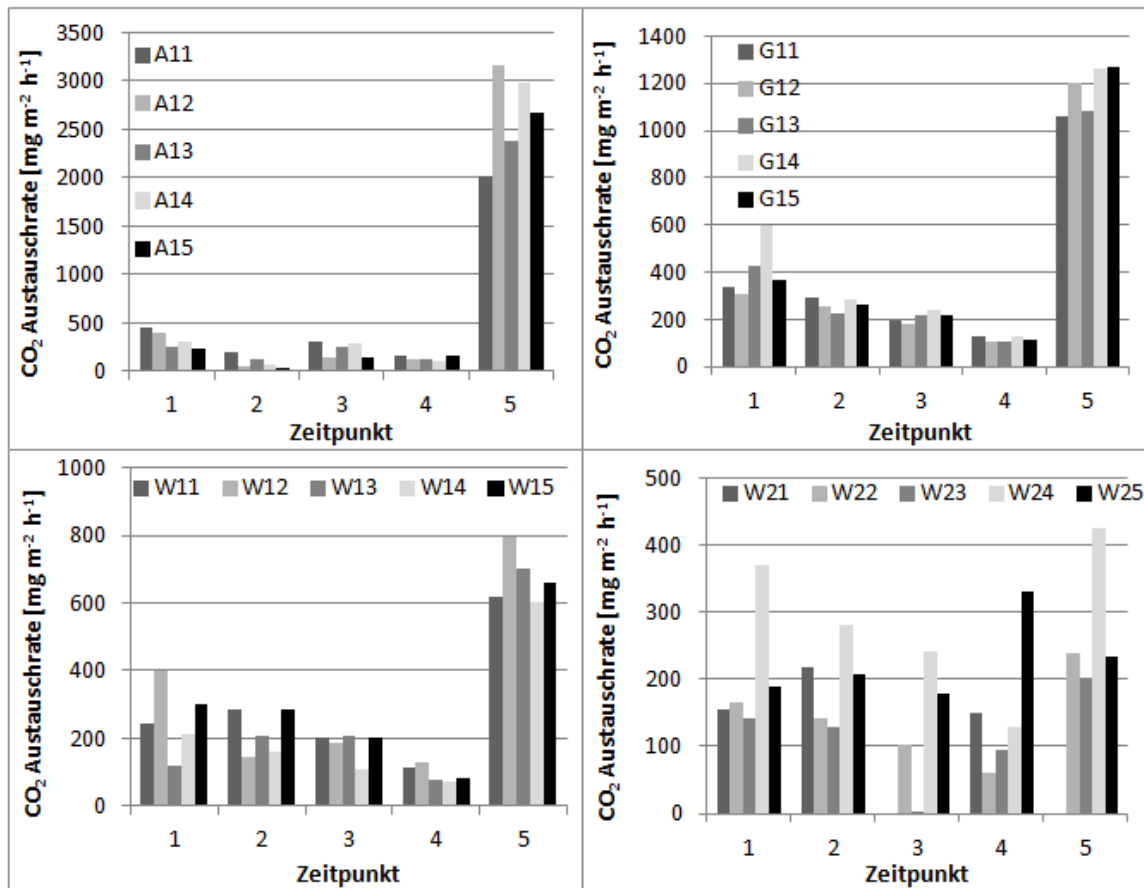


Abbildung 4: CO₂-Gasflüsse der einzelnen Plots für Transekt A1, G1, W1 und W2 zu den Zeitpunkten: 1 = 11./13.11.13, 2 = 20.11.13, 3 = 27./29.11.13, 4 = 29.01.14, 5 = 12.06.14

Da überwiegend keine signifikanten Unterschiede innerhalb der Transekte feststellbar sind, werden die Mittelwerte, trotz hoher Streuung (CV bis zu 70 %), aus den fünf Plots je Transekt für alle fünf Termine gebildet. Schließlich repräsentieren die Mischproben den Mittelwert für das jeweilige Transekt.

3.1.2 Analyse der Mischproben für das gesamte Jahr

In jeder der folgenden Abbildungen für den Acker sind die Zeitpunkte von Düngung, Ernte und Bodenbearbeitung mit Pfeilen dargestellt. Darüber hinaus ist in allen Diagrammen der Ackertransekte der Temperaturverlauf bestehende aus Tagesmittelwerten eingezeichnet und in den Diagrammen der anderen Landnutzungen sind die Niederschlagsintensitäten in Millimeter pro Tag zu finden. Es sollte bei der Darstellung der Niederschläge (in Abbildung 5, 6, 7) beachtet werden, dass das Niederschlagsmaximum am 24.07.14 nicht vollständig dargestellt wird, um die Schwankungen im Jahresgang besser nachvollziehen zu können. Das Niederschlagsmaximum liegt bei 86,7 mm*d⁻¹, das einem Starkregenereignis gleichkommt (Kriterium von Wussow = 84,9 mm*d⁻¹, Kriterium nach Schimpf = 35 mm*d⁻¹; Helmholtz-Zentrum Geesthacht, 2014).

Im Winter (88 mm) fallen öfters aber weniger starke Niederschläge als im Sommer (205 mm). Außerdem fällt im Winter kaum Schnee. An keinem der Beprobungstage lag Schnee, selten war der Boden leicht angefroren. Auffällig ist, dass es im Winter wenige Frosttage (13 Tage unter 0°C) gibt und die mittlere Tagestemperatur nur bis maximal -4°C (27.11.13) absinkt, d.h. ausgeprägte Frostperioden kommen nicht vor.

Die maximale mittlere Tagestemperatur beträgt 22,6°C und tritt am 10.06.14 und 19.07.14 auf. Am 19.07.14 endet die längste Trockenphase von 12 Tagen. Eine weitere Trockenphase von neun Tagen liegt Ende März/Anfang April vor. Im Juli/August treten einige Niederschläge über 10 mm*d⁻¹, wohingegen sie im restlichen Jahr meist unter 5 mm*d⁻¹ liegen.

Die Jahresverläufe der CO₂-Emissionen sind in Abbildungen 5 zu sehen. Die CO₂-Emissionsraten sind auf dem Ackerboden in den Wintermonaten geringer als 500 mg*m⁻²*h⁻¹ und steigen erst nach dem 10.03.14 erkennbar an (siehe Abbildung 5). Am 11.03.14 wird gedüngt. Der Verlauf der drei Ackertransekte ist bis etwa Ende Mai relativ ähnlich und danach weichen die Kurven stärker voneinander ab. Es fällt auf, dass die Emissionen von A3 im Sommer viel geringer sind als die von den beiden anderen Transekten. Ob diese Unterschiede signifikant sind, kann in den Kapiteln 5.1.3 nachvollzogen werden. Die maximale Rate wird am 16.07.14 in A2 mit 4061 mg*m⁻²*h⁻¹ erreicht. Nach diesem Tag sinken die Flussraten stark ab, bis sie Anfang September wieder etwa auf dem Niveau der Winterflussraten sind. Dabei nähern sich die Verläufe der drei Ackertransekte erneut an. Generell scheint es so, als ob die steigenden und fallenden Flussraten mit den Schwankungen der Temperatur zusammenhängen. Im Jahresmittel liegen die CO₂-Emissionen in A2 bei 990,41±1110 mg*m⁻²*h⁻¹ und in A3 bei 692,41±534 mg*m⁻²*h⁻¹.

Der Verlauf der CO₂-Emissionsraten im Wald verhalten sich ähnlich wie die der Ackertransekte, nur dass sie insgesamt geringer sind. W1 hebt sich ab Ende März deutlich von den beiden anderen Transekten ab und erreicht die maximale Emissionsrate am 29.07.14 mit 1006 mg*m⁻²*h⁻¹. An diesem Tag erreichen auch die beiden anderen Waldtransekte ihre maximale CO₂-Emissionsrate, die sich allerdings auf 495 mg*m⁻²*h⁻¹ (W3) und 288 mg*m⁻²*h⁻¹ (W2) belaufen. Danach fallen die Emissionsraten in allen drei Transekten ab, bis sich am 27.08.14 ein weiteres relatives Maximum ausbildet. Anschließend sinken die Flussraten erneut, bis sie Mitte September etwa auf dem Niveau der Wintermonate (zwischen 100 mg*m⁻²*h⁻¹ und 200 mg*m⁻²*h⁻¹) sind. Im Wald werden die Maximalraten (wie im Grünland) Ende Juli erreicht, wohingegen sie im Acker bereits im Juni auftreten. Gemein ist Acker und Wald, dass nach Erreichen des Maximums ein starker und schneller Abfall bis auf

das Niveau der Wintermonate stattfindet. Im Mittel werden maximal in W1 $337,74 \pm 191 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und minimal in W2 $174,67 \pm 75 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ emittiert.

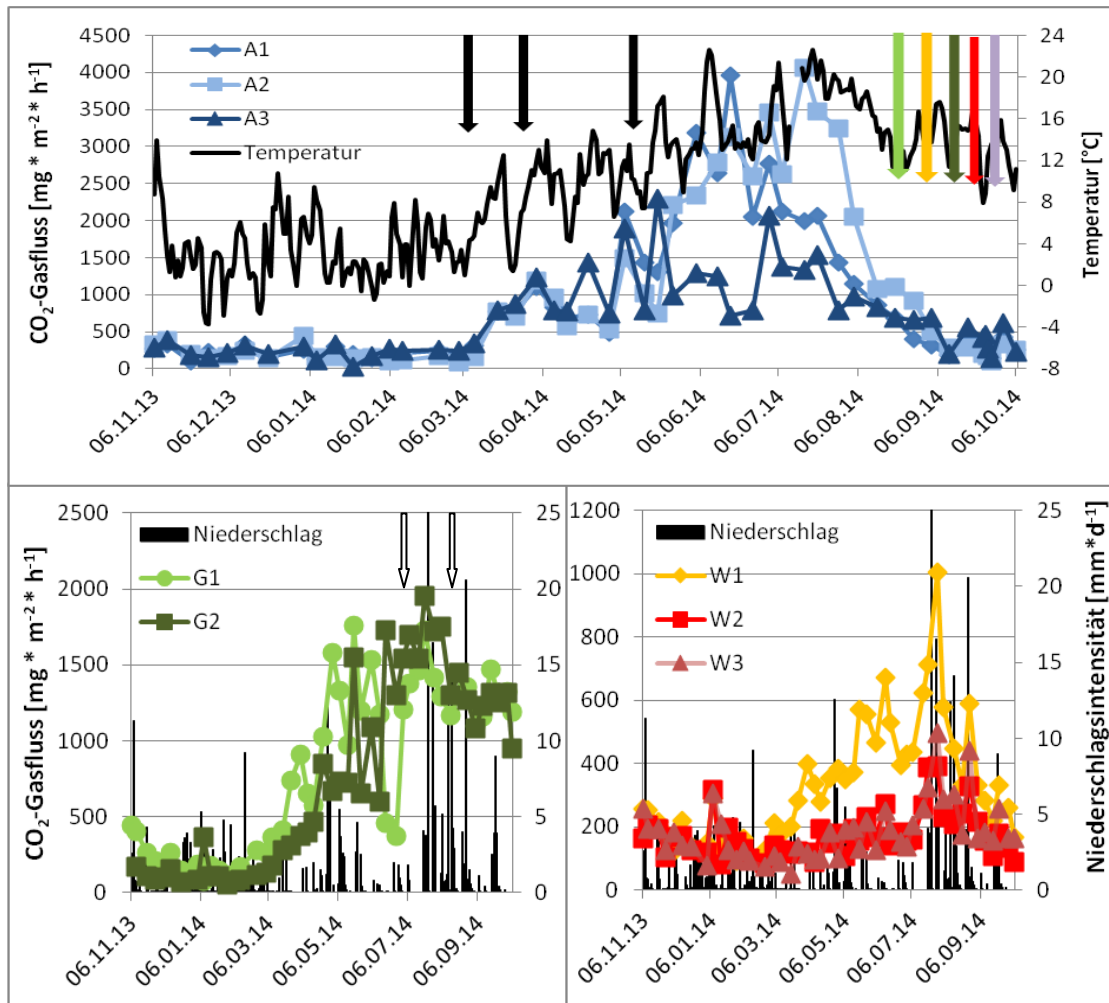


Abbildung 5: Jahresverlauf der CO₂-Flussraten in den drei Landnutzungen Acker (A1, A2, A3), Grünland (G1, G2) und Wald (W1, W2, W3) mit Temperaturverlauf und mittleren Niederschlagsintensitäten. Bedeutung der Pfeile: schwarz = Düngung, hellgrün = Ernte, orange = Kalkung, dunkelgrün = unbekannte Bodenbearbeitung, rot = Gärreste, lila = Grubbern, weiß = Mahd. Beachte Skalierungen

Prinzipiell ist die Ausbildung von Maxima und Minima in beiden vorher beschriebenen Landnutzungen zwischen den Transekten innerhalb der Landnutzung simultan.

Im Grünland sind die Maxima und Minima der beiden Transekte teilweise entgegengesetzt. Der Verlauf der beiden Transekte ist für das gesamte Jahr relativ ähnlich, abgesehen von dem vorher beschriebenen Phänomen. Auffällig sind die besonders niedrige Gasflussrate am 26.06.14 und der anschließend steile Anstieg in G1. Zwischen dem 26.06.14 und 02.07.14 liegt der Mahdtermin.

Die Maximale CO₂-Emissionsrate ist für G2 am 21.07.14 mit $1953 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und für G1 am 20.05.14 mit $1755 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ bzw. 21.07.14 mit $1726 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ erreicht. Der folgende Abfall in den Grünlandtransekten ist deutlich schwächer als in den beiden anderen

Landnutzungen. Anfang Oktober liegen die Flussraten noch um $1000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Im jährlichen Mittel werden in G1 $816,45 \pm 542 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und G2 $763,12 \pm 662 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ emittiert.

Die **CH₄-Flussraten** weisen nicht so starke Schwankungen auf wie die CO₂-Gasflüsse und sind generell negativ, d.h. CH₄ wird vom Boden aufgenommen (siehe Abbildung 6). Nur an sehr wenigen Tagen wird auf dem Acker und in G1 CH₄ in geringen Mengen emittiert. Im Wald findet stets eine CH₄-Aufnahme statt.

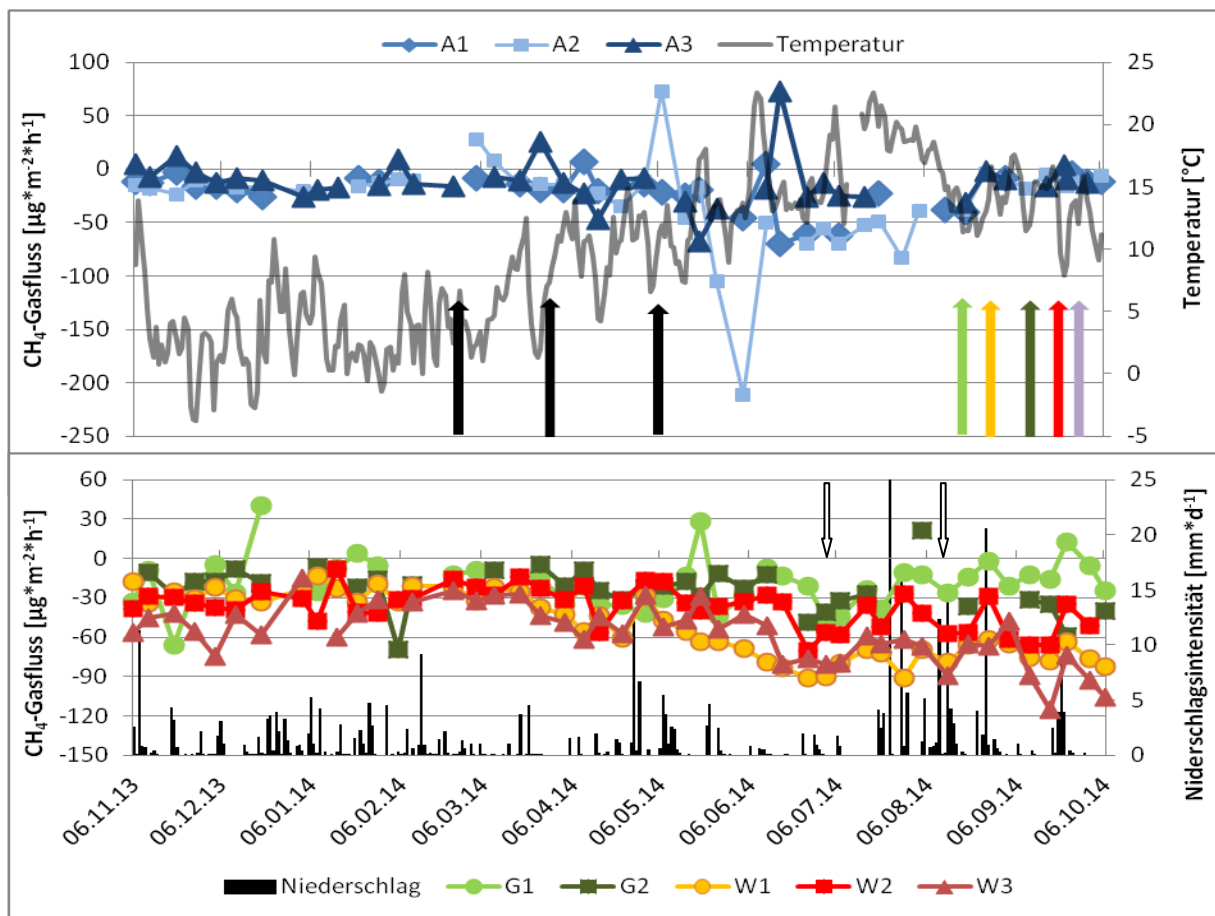


Abbildung 6: Jahresverlauf der CH₄-Flussraten in den drei Landnutzungen Acker (A1, A2, A3), Grünland (G1, G2) und Wald (W1, W2, W3) mit Temperaturverlauf und Niederschlagsintensitäten. Bedeutung der Pfeile: schwarz = Düngung, hellgrün = Ernte, orange = Kalkung, dunkelgrün = unbekannte Bodenbearbeitung, rot = Gärreste, lila = Grubbern, weiß = Mahd. Beachte Skalierungen

Der Verlauf der Ackertransekte ist sehr ähnlich und es kommt nur selten im Frühjahr/Sommer zu größeren Abweichungen. A2 weist ein positives Maximum am 07.05.14 mit $73 \text{ µg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und ein negatives am 04.06.14 mit $-212 \text{ µg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ auf. In A3 werden am 17.06.14 maximal $73 \text{ µg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ emittiert. Sonstige Schwankungen sind optisch nicht als auffällig einzustufen. Generell beläuft sich die Aufnahme überwiegend auf weniger als $50 \text{ µg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, mit Ausnahme von Transekt A2, wo die Aufnahmeraten zwischen Ende Mai und Ende Juli höher

ausfallen. Die mittlere Aufnahme­rate für den Beprobungszeitraum liegt maximal in A2 bei $-27,25 \pm 40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und minimal in A3 bei $-8,67 \pm 31 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

Die Aufnahme­raten der Grünlandtransekte schwanken generell zwischen 0 und $-30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ mit einigen wenigen Ausreißern. Die größte Aufnahme­rate von G1 ist am 20.11.13 mit $-66 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und von G2 am 05.02.14 mit $-70 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. In G1 kommt es dreimal zu CH_4 -Emissionen, die maximal $41 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (am 20.12.13) betragen. In G2 werden nur am 04.08.14 $21 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ emittiert. An den Beprobungstagen unmittelbar nach der Mahd ist die Aufnahme­rate leicht höher als zuvor und danach. Der Mittelwert für G1 beträgt $-18,67 \pm 20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und für G2 $-22,46 \pm 17 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

Im Wald schwanken bis April die Aufnahme­raten der Waldtransekte eng um $-30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Nur in W3 gibt es bis 22.01.14 etwas stärkere Schwankungen bzw. Abweichungen von den beiden anderen Verläufen. Ab April nimmt die Aufnahme von CH_4 zu, während die Gasflüsse zwischen $-30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und $-90 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ auf und ab schwanken. Dabei sind die Aufnahme­raten der Waldtransekte stets größer als die des Grünlands. W1 und W2 haben ihre maximalen Aufnahme­raten am 26.06.14 mit $-91 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und $-76 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. W3 erreicht seine höchste Aufnahme­rate am 17.09.14 mit $-115 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Die mittlere Aufnahme liegt maximal in W3 bei $-55,4 \pm 24 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und minimal in W2 bei $-36,89 \pm 15 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

Die N_2O -Gasflussverläufe sind in Abbildung 7 dargestellt, wobei die Daten der Ackertransekte log-transformiert sind, um die Schwankungen besser erkennbar zu machen.

Die drei Ackertransekten verhalten sich sehr ähnlich und nur beim Auftreten maximaler Flussraten liegen größerer Unterschiede zwischen den Transekten vor. Im Laufe des Jahres bilden sich in allen drei Transekten sechs deutliche Peaks aus. Das erste relative Maximum ist am 27.11.13 zu beobachten. A1 emittiert dabei mit $1089 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ am meisten. Danach fallen die Werte auf knapp über null ab, bis sie im März wieder steigen. Nach der Düngung am 11.03.14 treten die höchsten N_2O -Emissionen in allen drei Ackertransekten auf. Die höchste Emission erfolgt in A3 mit $5094 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Danach fallen die Austauschraten rapide ab und nach der dritten Düngung am 06.05.14 gibt es erneut ein relatives Maximum der Emissionen mit maximal $1191 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ in A1. Die Emissionen in A2 betragen etwa nur die Hälfte und in A3 tritt es erst zwei Wochen später mit $964 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ein. Danach fallen die Emissionsraten erneut stark ab und steigen am 29.07.14, 27.08.14 (erster Beprobungstermin nach der Ernte) und 23.09.14 (1. Tag nach Aufbringung der Gärreste) erneut zu relativen Maxima an, die allerdings deutlich geringer ausfallen als zuvor. Die größte mittlere

Emissionsrate im Acker ist in A3 mit $319,95 \pm 806 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und die geringsten in A2 mit $216,73 \pm 450 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ vorzufinden.

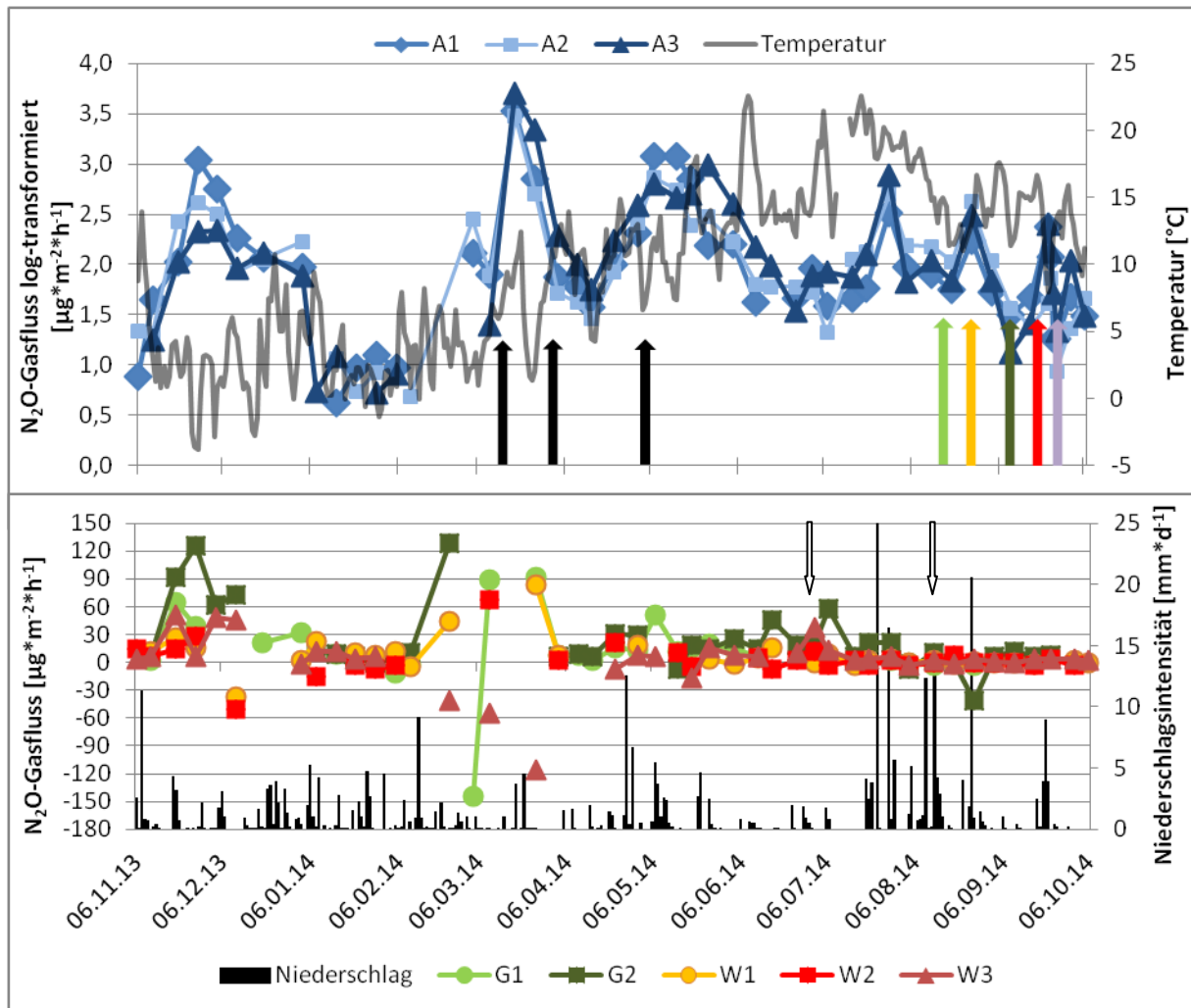


Abbildung 7: Jahresverlauf der N_2O -Flüsse in den drei Landnutzungen Acker (A1, A2, A3), Grünland (G1, G2) und Wald (W1, W2, W3) mit Temperaturverlauf und Niederschlagsintensitäten. Bedeutung der Pfeile: schwarz = Düngung, hellgrün = Ernte, orange = Kalkung, dunkelgrün = unbekannte Bodenbearbeitung, rot = Gärreste, lila = Grubbern, weiß = Mahd. N_2O -Werte für Acker log-transformiert. Beachte Skalierungen.

Von November bis April kommt es in beiden Grünlandtransekten zu mehreren stärkeren Schwankungen der N_2O -Flussraten, wonach sie bis Oktober zwischen 0 und $60 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ liegen und nur in sehr wenigen Fällen negativ sind. Dabei scheint die Mahd im Juli und August keinen Einfluss auf die N_2O -Flüsse zu haben. In G1 tritt die höchste Austauschrate am 26.03.14 mit $92 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und die niedrigste am 04.03.14 mit $-144 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ auf. Die höchste Flussrate von G2 ist am 24.02.14 mit $129 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und die niedrigste am 27.08.14 mit $-44 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ zu verzeichnen. Der Mittelwert für G1 beträgt $12,27 \pm 39 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und für G2 $23,49 \pm 34 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

Die N_2O -Austauschraten im Wald schwanken im Gegensatz zu den beiden anderen Landnutzungen öfters zwischen Emission und Aufnahme. Maximale Emissionen werden in

W1 ($83 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) und W2 ($67 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) im März und in W3 am 20.11.13 mit $51 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ erreicht. Dafür weist W3 die höchste Aufnahmerate ($-116 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) im März auf, während die anderen beiden Transekte ihre maximale Aufnahmerate mit $-37 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ (W1) bzw. $-51 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ (W2) am 11.12.13 erreichen. Im Mittel emittiert W1 am meisten mit $8,87\pm 21 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ und W3 am wenigsten mit $2,68\pm 28 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$.

Die statistische Auswertung ergibt, dass die Daten der meisten Transekte für alle drei Gasflussraten in der Regel nicht normalverteilt sind und keine homogene Varianzen aufweisen (vgl. Anhang Abbildung 16). Innerhalb der jeweiligen Landnutzungen Acker und Grünland liegen zwischen den Transekten für das gesamte Jahr keine signifikanten Unterschiede vor. Im Wald unterscheiden sich die CO_2 -Emissionsraten von W1 signifikant von W2 ($p = 6,3\cdot 10^{-6}$) und W3 ($p = 1,7\cdot 10^{-5}$). Des Weiteren sind die CH_4 -Aufnahmeraten in W2 signifikant verschieden von W1 ($p = 0,006$) und W3 ($p = 0,001$).

Der Vergleich aller Transekte deckt sich mit den Ergebnissen der Gruppenvergleiche zwischen den Landnutzungen (vgl. Anhang R-Output 1-3 und Tabelle 12). **Im Wald wird signifikant weniger CO_2 emittiert und signifikant mehr CH_4 aufgenommen als im Acker und Grünland.** Der Gruppenvergleich für die N_2O -Flussraten ergibt, dass der Acker signifikant mehr emittiert als die beiden anderen Landnutzungen.

Einen Überblick über die Mengen, die in den jeweiligen Transekten über das Jahr emittiert bzw. aufgenommen werden, ist in Tabelle 2 (und Anhang Tabelle 11) zu sehen.

Tabelle 2: Menge CO_2 , CH_4 und N_2O , die in einem Jahr von den jeweiligen Flächen emittiert bzw. aufgenommen wird

	A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
CO_2 -Emissionen [$\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$]	75,3	84,66	59,7	70,72	71,47	33,66	15,85	16,05
CH_4 -Aufnahme [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$]	1,84	2,43	0,85	1,53	2,09	4,67	3,61	5,13
N_2O -Emissionen [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$]	21,82	17,73	26,83	1,12	1,86	0,99	0,67	0,04

Tabelle 2 verdeutlicht, dass die Acker- und Grünlandböden eine deutlich stärkere CO_2 -Quelle darstellen, als die Waldböden. Darüber hinaus ist der Acker mit Abstand die stärkste N_2O -Quelle mit einem Mittelwert aus A1, A2, und A3 von $22,1\pm 4,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, wohingegen im Wald etwa nur ein halbes Kilogramm und im Grünland nur $1,5\pm 0,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ emittiert

werden. Tabelle 2 zeigt außerdem, dass der Wald die größte Methan-Senke ist. Acker und Grünland nehmen etwa die gleichen Mengen auf.

3.1.3 Analyse der Mischproben für die meteorologischen Jahreszeiten

Für die statistischen Analysen werden die CO₂-Flussraten teilweise log-transformiert. Es sollte auf die Abbildungsbeschriftungen und Skalierungen geachtet werden. Generell sind die Daten innerhalb der jeweiligen Jahreszeiten mehrheitlich normalverteilt und weisen homogene Varianzen auf.

Winter (01.12.13 – 28.02.14):

Die höchsten CO₂-Flussraten sind auf dem Acker zu verzeichnen (siehe Abbildung 8 und Anhang Tabelle 13). Sie liegen im Mittel zwischen $182,03 \pm 95 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und $224,66 \pm 91 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Die Unterschiede zwischen den Ackertransekten sind nicht signifikant. Die niedrigste CO₂-Flussrate ist in G2 mit einem Mittelwert von $119,58 \pm 87 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ festzustellen. Dabei unterscheiden sich G1 und G2 signifikant ($p = 0,033$). Die Waldtransekte unterscheiden sich untereinander nicht signifikant.

Werden alle Transekte miteinander verglichen, können Unterschiede der CO₂-Flüsse zwischen G2 und A1 ($p = 0,029$) sowie A3 ($p = 0,04$) als signifikant eingestuft werden. Der Gruppenvergleich der Landnutzungen ergibt, dass die Unterschiede zwischen Acker und Grünland, sowie Acker und Wald signifikant sind (vgl. Anhang Tabelle 14). D.h. im Acker wird im Winter wesentlich mehr CO₂ emittiert als im Grünland und Wald.

CH₄ wird prinzipiell vom Boden aufgenommen. Die mittleren Flussraten von den Ackertransekten liegen zwischen $-13,78 \pm 87 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und $-16,14 \pm 7 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Die geringste Aufnahme findet in G1 statt mit $-4,21 \pm 21 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und die höchste in W3 mit $-38,1 \pm 22 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Damit nimmt W3 signifikant mehr CH₄ als W1 ($p = 0,01$) auf. Außerdem ergibt der Vergleich aller Transekte, dass W3 auch signifikant mehr als A1 ($p = 0,023$), A2 ($p = 0,002$), A3 ($p = 0,001$) und G1 ($p = 6,5 \cdot 10^{-6}$) aufnimmt. Darüber hinaus nehmen W1 ($p = 0,035$) und W2 ($p = 0,002$) signifikant mehr CH₄ als G1 auf. Somit führt der Gruppenvergleich dazu, dass die CH₄-Aufnahmerate im Wald signifikant höher als im Acker und Grünland ist (vgl. Tabelle 14).

Das N₂O wird generell vom Boden emittiert außer in W2, wo im Durchschnitt $16,17 \pm 20 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ aufgenommen werden. Der Acker weist die höchsten N₂O-

Emissionsraten von $57,95 \pm 79 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ bis $123,89 \pm 189 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ auf. Die Flussraten der anderen Landnutzungen sind deutlich geringer. Der Variationskoeffizient liegt generell für die N_2O -Emissionen stets über 100 %, d.h. die Flussraten schwanken sehr stark und die Mediane sind besonders für die Ackertransekte deutlich geringer als die Mittelwerte (siehe Anhang Tabelle 13).

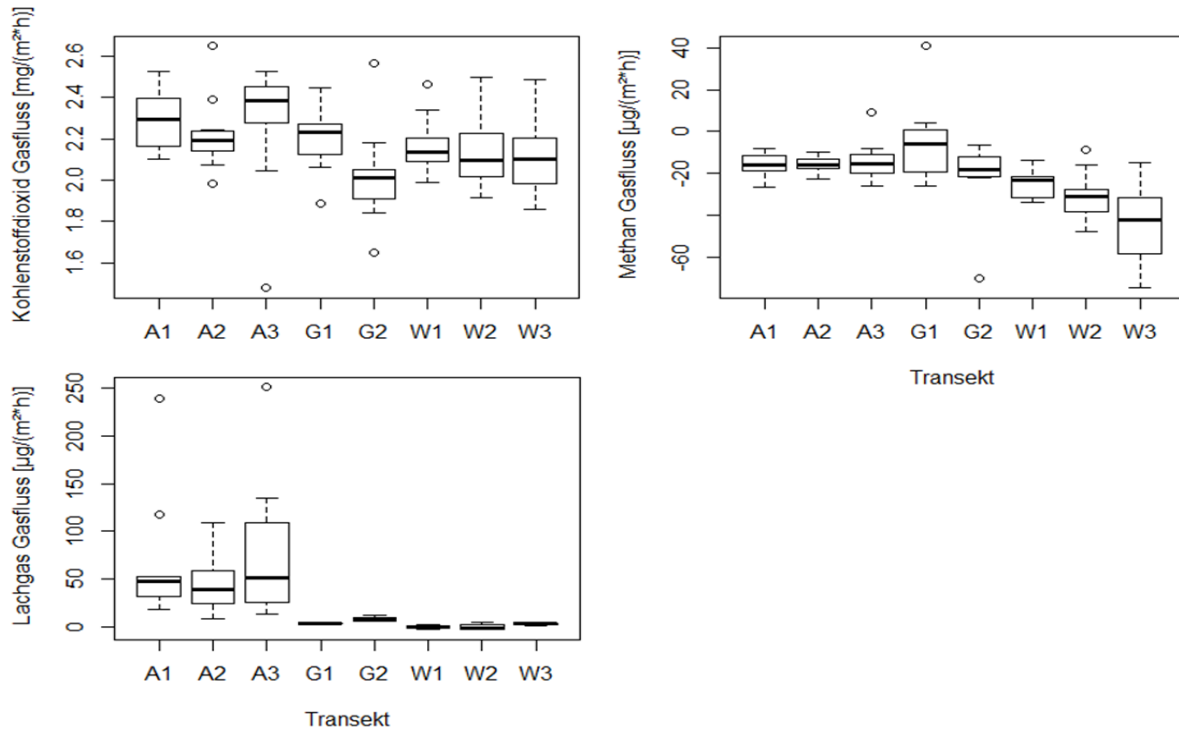


Abbildung 8: Boxplots für jedes Transekt und dessen Gasflüsse. Winter 2014. CO_2 -Daten sind log-transformiert.

Beim Vergleich aller Transekte sind die N_2O -Flussraten in A1 und A2 signifikant höher als in W2 (vgl. Anhang R-Output 4). Diese nachgewiesenen Signifikanzen ließen sich bereits anhand der Boxplots vermuten (siehe Abbildung 8). Der Gruppenvergleich deckt auf, dass der Acker insgesamt mehr N_2O emittiert als Wald und Grünland (vgl. Tabelle 14).

Frühling (01.03. – 31.05.14):

Im Frühling sind die CO_2 -Flussraten im Acker und Grünland um ein vielfaches (ca. vierfach) höher als im Winter (siehe Anhang Tabellen 13 und 15). A3 weist die höchste mittlere Flussrate von $1016,35 \pm 578 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ auf, dicht gefolgt von den beiden anderen Ackertransekten. Die Unterschiede zwischen den Ackertransekten sind nicht signifikant (vgl. Abbildung 9). Auch im Grünland ist die mittlere Flussrate um ca. das fünf-fache gestiegen und G2 ($562,76 \pm 374 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) emittiert wieder signifikant ($p = 0,016$) weniger als G1 ($907,31 \pm 467 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$).

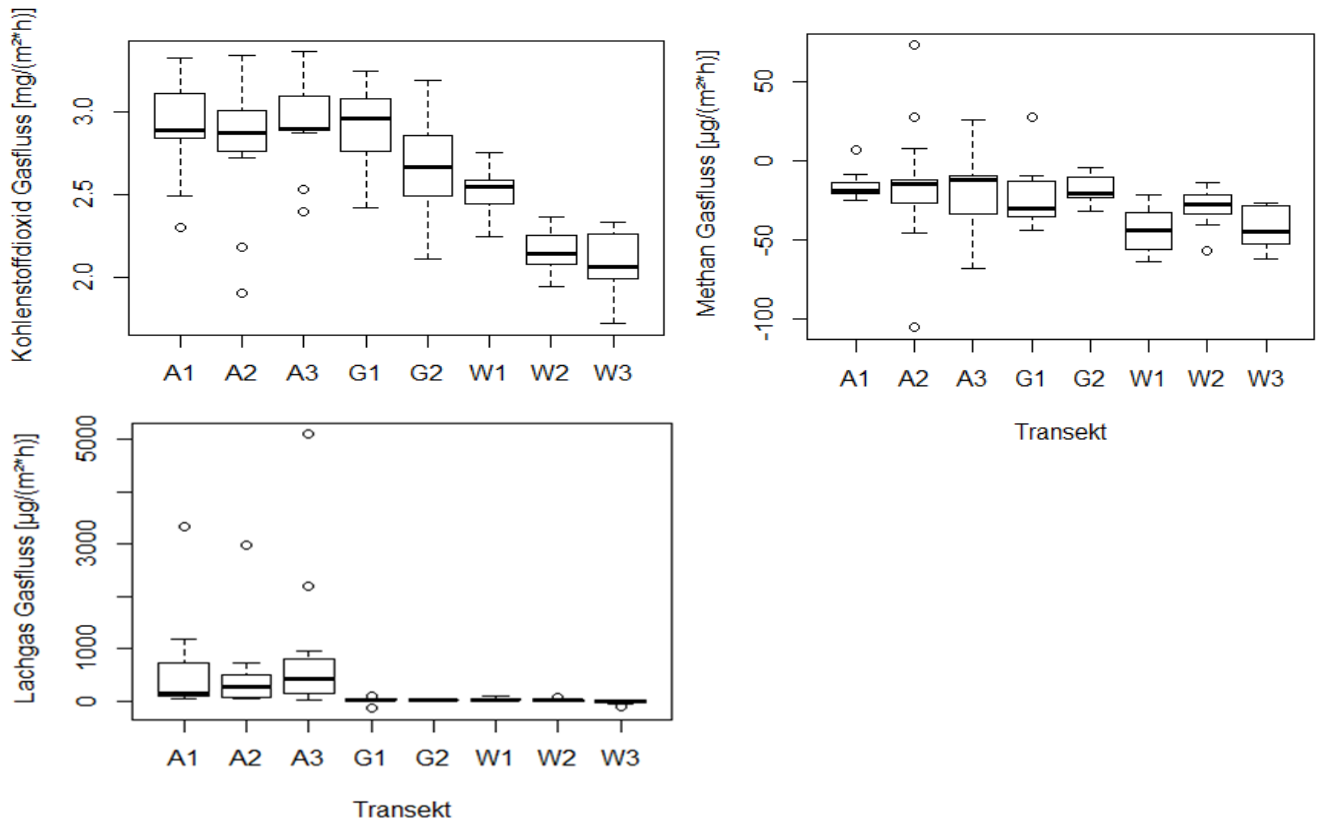


Abbildung 9: Boxplots für jedes Transekt und dessen Gasflüsse. Frühling 2014. CO₂-Daten sind log-transformiert.

In W1 ist die mittlere CO₂-Flussrate im Frühling doppelt so hoch als im Winter. In den beiden anderen Transekten sind sie etwa gleich hoch geblieben. Daher ist die Flussrate in W1 ($344,34 \pm 121 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) signifikant höher als in W2 ($p = 1,3 \cdot 10^{-6}$) und W3 ($p = 6,7 \cdot 10^{-8}$).

Beim Vergleich aller Transekte ergibt sich zusätzlich für die CO₂-Emissionen in W1, dass sie signifikant niedriger als in A1 ($p = 0,002$), A2 ($p = 0,039$), A3 ($p = 0,001$), G1 ($p = 0,004$) sind. Für W2 und W3 gilt, dass ihre CO₂-Emissionen signifikant niedriger sind als in allen anderen Transekten. Dies ließ sich bereits anhand der Boxplots vermuten (siehe Abbildung 9). Der Gruppenvergleich zeigt, dass die Unterschiede für CO₂-Emissionsraten im Frühling zwischen allen Landnutzungen signifikant sind (vgl. Anhang Tabelle 16). Auf dem Acker wird wesentlich mehr CO₂ emittiert als im Grünland und Wald. Die Emissionen im Wald sind außerdem deutlich niedriger als im Grünland (siehe Abbildung 9).

Die mittlere CH₄-Aufnahme auf dem Acker hat sich kaum verändert und es liegen hier keine signifikanten Unterschiede zwischen den Transekten vor. Gleiches gilt für das Grünland außer, dass sich die Aufnahme in G1 ($-22,68 \pm 21 \text{ µg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) vervierfacht hat. Im Wald haben die mittleren Aufnahmeraten leicht zugenommen und in W2 ($-28,72 \pm 12 \text{ µg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) sind sie signifikant niedriger als in W1 ($p = 0,011$) und W3 ($p = 0,02$).

Die Paarvergleiche aller Transekte zeigen, dass die CH₄-Aufnahmeraten in W1 sind signifikant höher als in allen Ackertransekten und G2 sind (vgl. Anhang R-Output 5). Für W3 gilt gleiches außer, dass A3 sich nicht signifikant von W3 unterscheidet.

Der Gruppenvergleich deckt für den Frühling die gleichen Signifikanzen auf wie im Winter, d.h. die Waldböden nehmen signifikant mehr CH₄ auf als die Grünland- und Ackerböden.

Wie im Winter weichen in den Ackertransekten auch im Frühling die Mediane der N₂O-Flussraten besonders stark vom Mittelwert ab. (vgl. Anhang Tabelle 15). Die mittleren N₂O-Flussraten sind im Frühling in den Ackertransekten um das fünf- (A1 und A2) bzw. 15-fache (A3) höher als im Winter. Die Medianen sind um das drei- (A1), fünf- (A2) und 35-fache (A3) gestiegen. Am höchsten sind die mittleren Emissionen in A3 mit $898,5 \pm 14449 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und am niedrigsten in G2 ($13,48 \pm 13 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), wo sie um ca. 1/3 gesunken sind. In W1 sind die mittleren Flussraten leicht gestiegen, in W2 hat sich im Mittel der Prozess der Aufnahme in Emissionen umgekehrt, wohingegen in W3 das Gegenteil stattgefunden hat. Die Unterschiede der N₂O-Flussraten innerhalb der Landnutzungen sind nicht als signifikant einzustufen. Dafür sind die N₂O-Flussraten für alle Ackertransekte signifikant höher als in G1, G2 und W3 (siehe Anhang R-Output 6).

Der Gruppenvergleich zeigt, dass die Flussraten des Ackers signifikant höher als im Grünland und Wald sind (Anhang Tabelle 16).

Sommer (01.06. – 31.08.14):

Im Sommer sind die CO₂-Emissionsraten erneut gestiegen (siehe Anhang Tabelle 15 und 17). Am stärksten sind sie in A2 angestiegen, denn dort hat sie sich im Vergleich zum Frühjahr verdreifacht und ist somit die höchste mittlere Emissionsrate im Sommer mit $2518,97 \pm 999 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Innerhalb der Ackertransekte unterscheiden sich somit A2 und A3 signifikant ($p = 0,002$). Ein weiterer, starker Anstieg ist in G2 zu verzeichnen, wo sich die mittlere Rate um das 2,5-fache auf $1459,87 \pm 347 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ gesteigert hat. Im Wald kommt es nur zu einer leichten Zunahme und hier sind sie erneut deutlich geringer als in den beiden anderen Landnutzungen mit maximal $556,07 \pm 177 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (siehe Abbildung 10). Hier unterscheiden sich die CO₂-Emissionsraten von W1 signifikant von W2 ($p = 1,5 \cdot 10^{-6}$) und W3 ($p = 2,6 \cdot 10^{-6}$).

Der Gruppenvergleich der Landnutzungen fasst das zusammen, was die Paarvergleiche im Einzelnen ergeben haben (vgl. Anhang R-Output 7, Tabelle 18). Im Sommer emittiert der

Acker wieder signifikant mehr CO₂ als das Grünland und der Wald. Außerdem emittiert das Grünland signifikant mehr als der Wald.

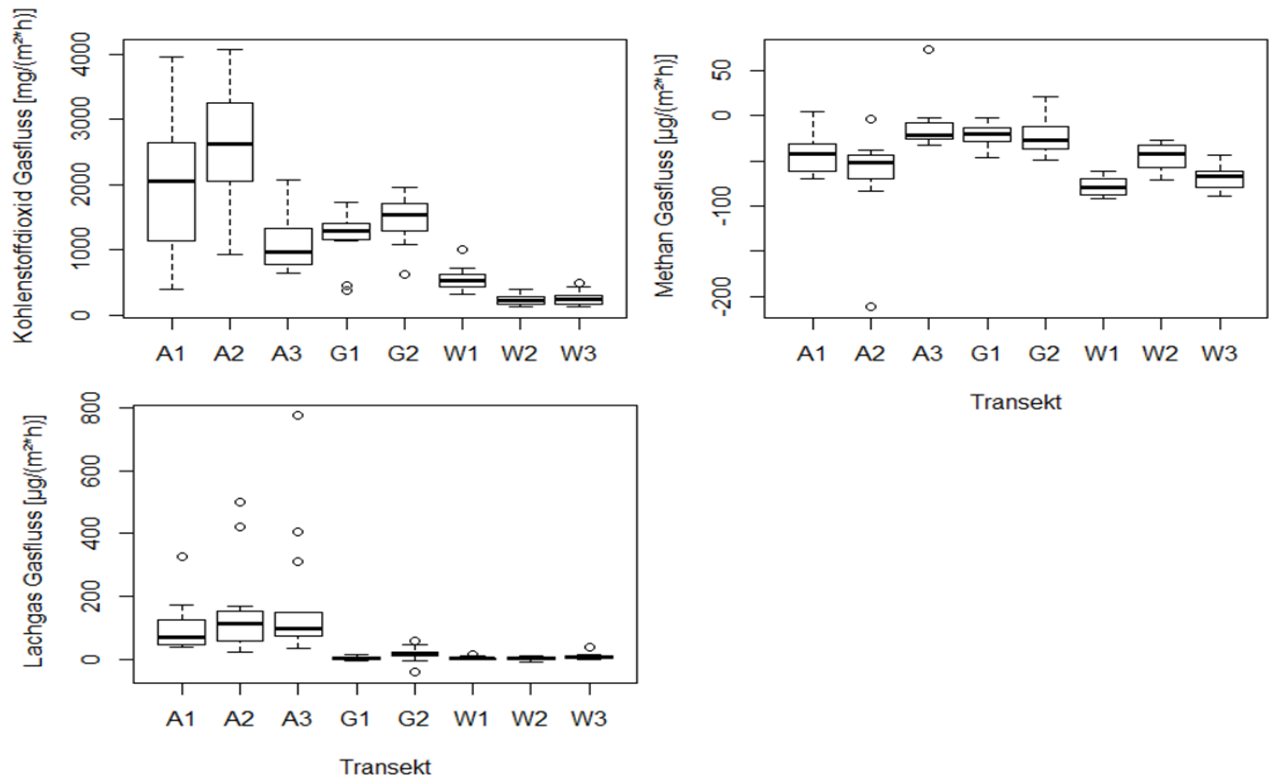


Abbildung 10: Boxplots für jedes Transekt und dessen Gasflüsse. Sommer 2014.

Die mittlere **CH₄**-Aufnahmerate ist im Sommer in A1 und A2 relativ stark angestiegen bis zu $-65,73 \pm 53 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und ist in A3 auf $-8,74 \pm 34 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ gesunken, was gleichzeitig die geringste Aufnahme für den Sommer darstellt. Dabei ist der Unterschied zwischen A2 und A3 signifikant ($p = 0,004$; siehe Abbildung 10). Im Grünland sind die Aufnahmeraten im Vergleich zum Frühjahr relativ gleich geblieben. In W3 ist die höchste mittlere Aufnahmerate für den Sommer mit $-77,62 \pm 10 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ vorzufinden. Im Wald sind diese in allen Transekten im Vergleich zum Frühjahr leicht angestiegen. Dabei ist in W2 die Aufnahme signifikant geringer als in W1 ($p = 3,9 \cdot 10^{-7}$) und W3 ($p = 9,9 \cdot 10^{-5}$).

Zusätzlich decken die Paarvergleiche folgende Signifikanzen wie in Tabelle 3 dargestellt auf.

Tabelle 3: Ergebnis Vergleich der CH₄-Aufnahmeraten aller Transekte nach Bonferroni-Holm

	A1	A2	A3	G1	G2
A2					
A3		0,0002			
G1		0,002			
G2		0,006			
W1	0,046		$1,6 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$9 \cdot 10^{-5}$
W2			0,046		
W3			$5,1 \cdot 10^{-5}$	0,0004	0,002

Alle Waldtransekte unterscheiden sich signifikant von A3. Beide Grünlandtransekte sind signifikant verschieden von A2, W1 und W3. Diese Ergebnisse werden durch die Interpretation der Boxplots in Abbildung 10 bestärkt. Der Gruppenvergleich zeigt, dass der Wald insgesamt signifikant mehr CH₄ aufnimmt, als die beiden anderen Landnutzungen (vgl. Anhang Tabelle 18).

Im Sommer weichen die Mediane der N₂O-Flussraten nicht mehr so stark von den Mittelwerten ab, wie im Winter und Frühling (vgl. Anhang Tabellen 13, 15, 17). Allerdings sind die Variationskoeffizienten noch immer überwiegend größer als 100 %, aufgrund der hohen Schwankungen bzw. Standardabweichungen. Die mittleren Flussraten haben sich in den Ackertransekten im Vergleich zum Frühling sehr stark (bis zu sechs-fach) verringert. Sie emittieren dennoch am meisten N₂O (A3 = 182,49±207 µg*m⁻²*h⁻¹). In G1 hat sich die Emissionsrate ebenfalls um ein vier-faches verringert auf 3,71±6 µg*m⁻²*h⁻¹. Damit unterscheidet sich G1 signifikant von G2 (p = 0,025). Die geringsten Emissionen sind im Wald vorzufinden mit 1,43±6 µg*m⁻²*h⁻¹ (W2). Die Unterschiede innerhalb der Landnutzungen Acker und Wald sind für die N₂O-Gasflüsse nicht signifikant (vgl. Abbildung 10).

Die Paarvergleiche der N₂O-Flussraten zeigen, dass sich alle Ackertransekte signifikant von G1 und allen drei Waldtransekten unterscheiden (vgl. Anhang R-Output 8). Wie in Abbildung 10 zu erkennen ist, emittieren die Ackerböden deutlich mehr N₂O als die Grünland- und Waldböden, wohingegen sich die Grünland- und Waldtransekte nicht unterscheiden. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der Gruppenvergleiche.

Herbst (01.09. – 06.10.14):

Im Herbst sinken die CO₂-Emissionsraten im Acker und Wald, wobei es besonders drastisch im Acker ist (vgl. Anhang Tabelle 17 und 19). Im Vergleich zum Sommer sinkt in A2 die mittlere Emission auf 1/9, in A1 auf 1/6 und in A3 auf etwa 1/3, wobei die Unterschiede zwischen den einzelnen Ackertransekten nicht signifikant sind. Im Wald sind die Unterschiede zwischen Sommer und Herbst nicht so groß. Maximal sinkt die mittlere CO₂-Emissionsrate in W1 um 50 %, wobei sie trotzdem die höchste Emissionsrate im Wald bleibt. Die Unterschiede zwischen W1 und W2 (p = 0,003), sowie W1 und W3 (p = 0,023) sind als signifikant einzustufen (siehe Abbildung 11). W2 weist allgemein mit 146,39±47 mg*m⁻²*h⁻¹ die geringste Emissionsrate im Herbst auf.

Auffällig ist, dass die Gasflussraten für beide Grünlandtransekte etwa auf dem gleichen Niveau bleiben wie im Sommer und somit im Herbst am meisten CO_2 in G1 mit $1256 \pm 137 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ emittiert wird. Dabei unterscheiden sich G1 und G2 nicht signifikant (siehe Abbildung 11).

Werden alle Transekte miteinander verglichen, werden die Signifikanzen, wie bereits anhand der Boxplots (Abbildung 11) zu vermuten war, ermittelt. Dabei unterscheiden sich die CO_2 -Gasflussraten der beiden Grünlandtransekte signifikant von allen Ackertransekten und Waldtransekten (alle $p < 2 \cdot 10^{-16}$). Außerdem sind die CO_2 -Emissionen von A3 signifikant verschieden von W2 ($p = 0,006$) und W3 ($p = 0,028$). Die Gruppenvergleiche ergeben gleiches, denn alle drei Landnutzungen unterscheiden sich signifikant (siehe Tabelle 4).

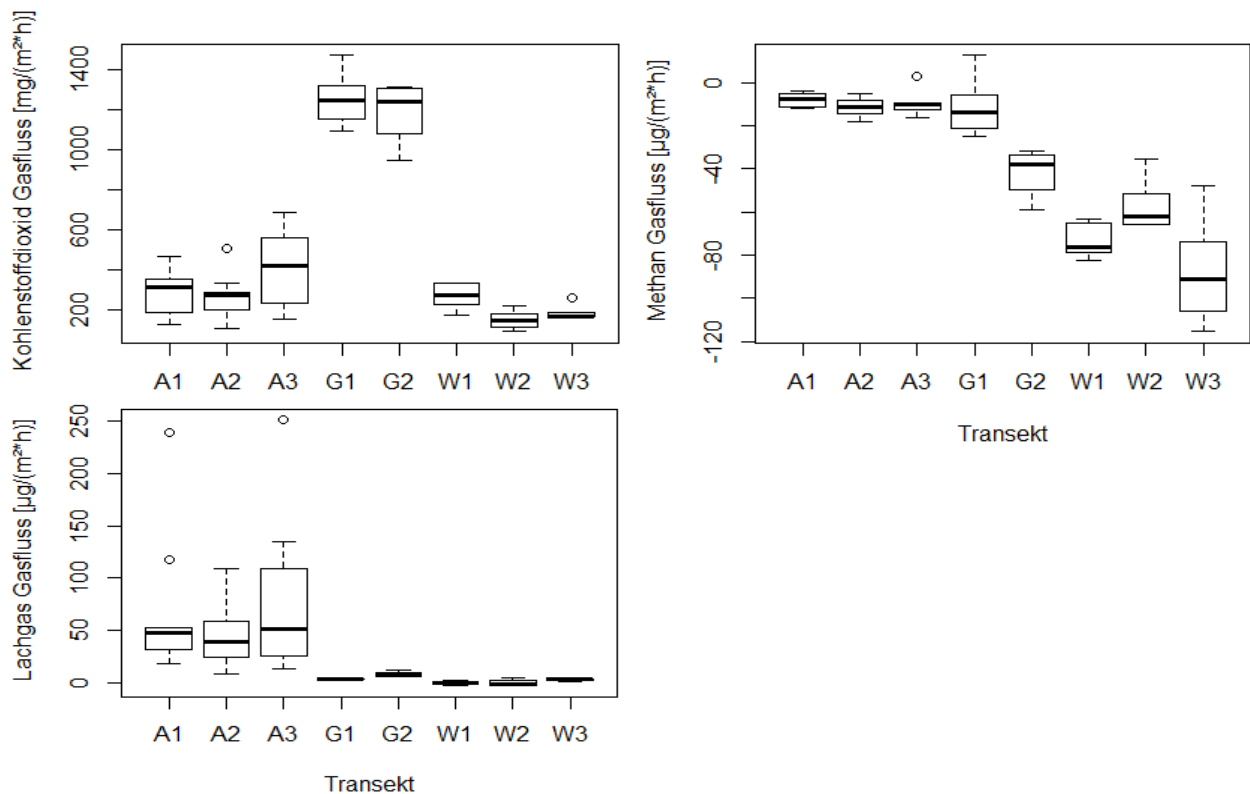


Abbildung 11: Boxplots für jedes Transekt und dessen Gasflüsse. Herbst 2014. CO_2 -Daten sind log-transformiert.

Die mittleren CH_4 -Aufnahmeraten sinken im Herbst besonders stark (auf 1/5) in A1 und A2, während sie in A3 gleich bleiben. Die geringste Aufnahme findet im Herbst in A1 mit $-7,94 \pm 3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ statt. Die Unterschiede zwischen den drei Transekten sind nicht signifikant. In G1 bleibt die mittlere CH_4 -Aufnahme etwa gleich, während sie sich in G2 fast verdoppelt auf $-41,51 \pm 12 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Statistisch ist der Unterschied zwischen G1 und G2 signifikant ($p = 0,007$; siehe Abbildung 11).

In W2 und W3 ist die mittlere Aufnahme leicht gestiegen und in W1 etwa gleich geblieben. Die größte Aufnahme findet in W3 mit $-87,54 \pm 24 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ statt. W3 unterscheidet sich signifikant zu W2 ($p = 0,022$).

Die Ergebnisse der Paarvergleiche decken sich etwa mit denen der Gruppenvergleiche. D.h. die Aufnahmeraten der drei Landnutzungen unterscheiden sich signifikant (siehe Tabellen 4, vgl. Anhang R-Output 9). Der Wald nimmt signifikant mehr CH_4 auf als Grünland und Acker. Außerdem ist die CH_4 -Aufnahme im Grünland signifikant höher als im Acker.

Tabelle 4: Ergebnis des Gruppenvergleichs der Landnutzungen für den gesamten Herbst

Gruppen	CO_2	CH_4	N_2O
Acker – Wald	Signifikant ($p = 0,001$)	Signifikant ($p = 2 \cdot 10^{-16}$)	Signifikant ($p = 0,001$)
Acker – Grünland	Signifikant ($p = 4,88 \cdot 10^{-15}$)	Signifikant ($p = 0,001$)	Signifikant ($p = 0,010$)
Grünland – Wald	Signifikant ($p = 2 \cdot 10^{-16}$)	Signifikant ($p = 2 \cdot 10^{-11}$)	Nicht signifikant ($p = 0,836$)

Die N_2O -Austauschraten schwanken im Herbst nicht mehr so drastisch wie in den anderen Jahreszeiten, außer für W1 und W2. Hier liegt der Variationskoeffizient bei 327,33 % und 479,77 %. Aber die Mediane weichen nicht wie im Winter um ein vielfaches von den Mittelwerten ab. Im Acker sinken die mittleren N_2O -Emissionsraten besonders stark in A2 (auf 1/3) und A3 (auf 1/2). Am meisten wird wie im Sommer in A3 mit $78,43 \pm 77 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ emittiert. Dabei sind die Unterschiede zwischen den Ackertransekten nicht signifikant. In G1 bleiben die Emissionen im Mittel gleich, während sie sich in G2 halbieren und trotzdem noch $7,51 \pm 3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ signifikant höher sind als in G1 ($p = 0,048$).

Im Wald sinken die mittleren N_2O -Emissionen bzw. in W1 und W2 sind die Emissionen in eine geringe Aufnahme umgekehrt worden. Die mittlere Aufnahme ist geringer als $1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. W3 weist mit $2,67 \pm 1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ für den Herbst die geringste mittlere Emissionsrate auf. Die Unterschiede zwischen den Waldtransekten sind nicht als signifikant zu bezeichnen.

Die Paarvergleiche der N_2O -Flussraten ergeben, dass sich die Waldtransekte von den Ackertransekten signifikant unterscheiden (vgl. Anhang R-Output 10). Der Gruppenvergleich deckt darüber hinaus auf, dass die N_2O -Emissionen zwischen Acker und Grünland signifikant verschieden sind (siehe Tabelle 4). Lediglich die Unterschiede zwischen Wald und Grünland sind für die N_2O -Austauschraten statistisch nicht signifikant.

3.2 Bodenparameter

Die Ergebnisse der statistischen Analyse der Bodenparameter innerhalb der Transekte ergeben, dass sich die Bodentemperaturen in keinem der Transekte signifikant unterscheiden. Für die Bodenfeuchte liegen nur in G2 signifikante Unterschiede zwischen G21 und G24 ($p = 0,047$) vor. Die EC verhält sich etwas heterogener innerhalb der Transekte, denn hier werden signifikante Unterschiede innerhalb von G1, G2, W1 und W2 angezeigt.

In Abbildung 12 ist der Jahresverlauf der Bodentemperatur im Acker der Lufttemperatur gegenüber gestellt. Dabei ist allerdings zu beachten, dass es sich bei der Lufttemperatur um Tagesmittelwerte und bei der Bodentemperatur (sowie Bodenfeuchte und EC) um Mittelwerte aus den fünf Beprobungsflächen innerhalb eines Transektes zum jeweiligen Messzeitpunkt handelt. Die Standardabweichungen der Bodentemperatur, -feuchte und EC sind wegen der Übersichtlichkeit in keinem der Diagramme als Fehlerbalken dargestellt. Der Variationskoeffizient (CV) der Bodentemperatur liegt in der Regel nicht über 10 %. Nur in einigen wenigen Fällen, während des Winters, kann der CV bis 97 % (G1) betragen, wenn die Temperatur während des Messzeitraums von Minus- in Plusgrade steigt.

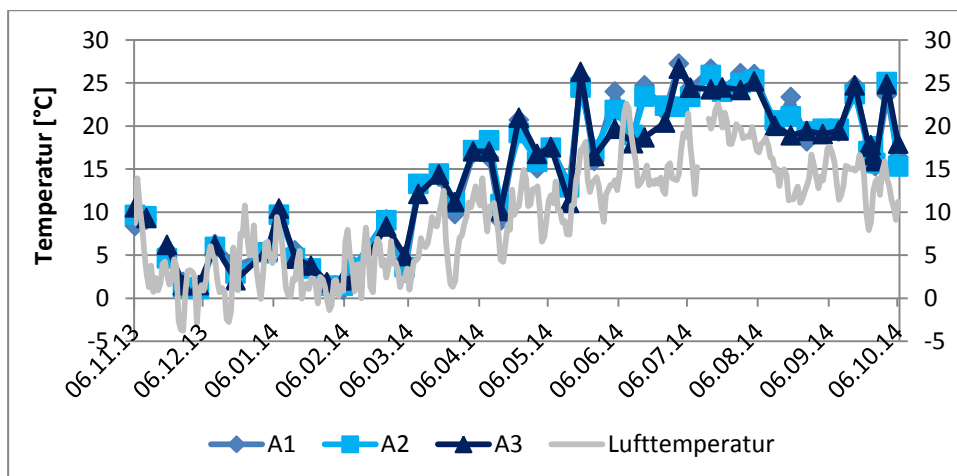


Abbildung 12: Jahresverlauf der Luft- und Bodentemperatur auf dem Acker.

Es ist in Abbildung 12 zu sehen, dass sich die Bodentemperatur identisch wie die Lufttemperatur verhält mit dem Unterschied, dass die Bodentemperatur einige Grad höher ist, als die Lufttemperatur. Die Ausbildung von Maxima und Minima läuft simultan ab. Gleiches gilt für die Bodentemperaturen im Grünland und Wald (siehe Anhang Abbildung 17). Die geringsten Bodentemperaturen sind Ende November/Anfang Dezember zu verzeichnen und liegen um 1°C bis 2°C. Die höchste Bodentemperatur wird in A1 am 02.07.14 mit 27,2°C aufgezeichnet. Die anderen Ackertransekte sowie die Grünlandtransekte haben ihr Maximum

um 26°C im selben Zeitraum. Der Waldboden weist höhere Minimaltemperaturen auf (1,8°C bis 3,2°C) und niedrigere Maximaltemperaturen (22,9°C bis 24°C).

Die Jahresdurchschnittsbodentemperaturen liegen für die Landnutzung Acker bei $14,69 \pm 8^\circ\text{C}$, Grünland bei $14,36 \pm 8^\circ\text{C}$ und Wald bei $13,81 \pm 6^\circ\text{C}$.

Abbildung 13 stellt die Bodenfeuchte aller Transekte im Laufe des Jahres dar. Zusätzlich sind im linken Diagramm die Lufttemperatur und im rechten der Niederschlag eingetragen. Der CV der Bodenfeuchte schwankt stärker als bei der Bodentemperatur und liegt überwiegend zwischen 10 % und 20 %. Maximal liegt der CV in A1 bei 71 Vol.-%.

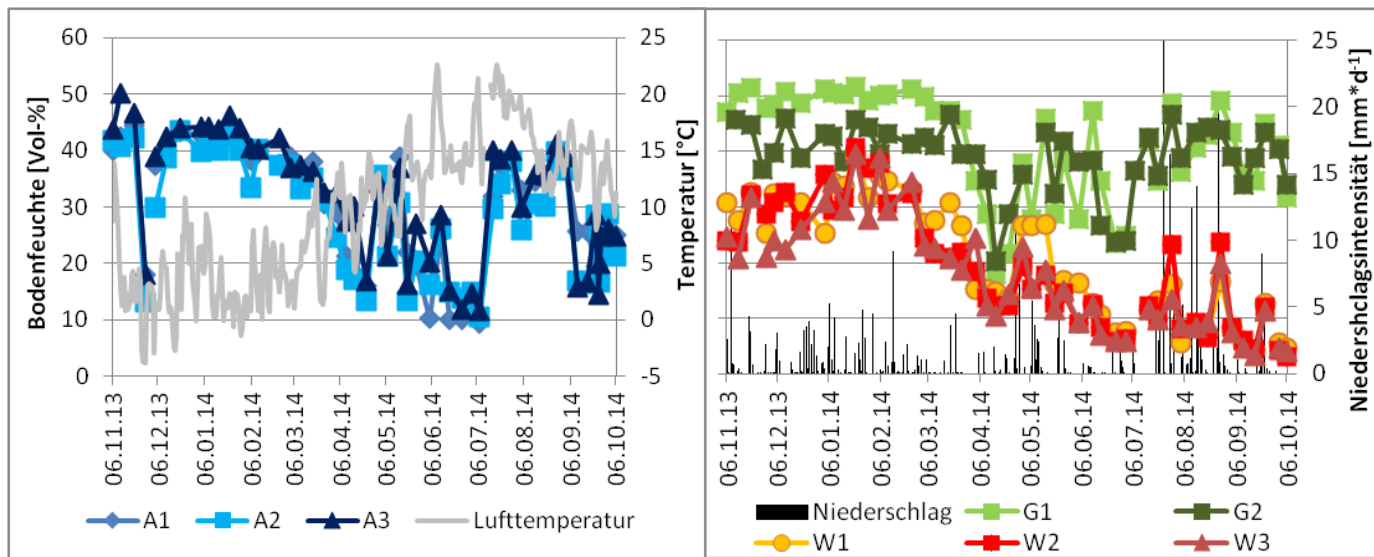


Abbildung 13: Jahresverlauf der Bodenfeuchte aller Transekte Lufttemperatur und Niederschlag auf der vertikalen Sekundärachse. Beachte Achsenbeschriftungen. Beide Diagramme haben die gleiche vertikale Primärachse mit gleicher Skalierung.

Im Winter ist die Bodenfeuchte in allen Transekten am höchsten und beginnt zu fallen, sobald die Temperatur stärker ansteigt. Die maximale Bodenfeuchte wird in G1 mit 51,7 Vol.-% am 22.01.14 ermittelt. Die Grünlandböden sind generell feuchter als die Acker- und Waldböden. Die Ackerböden starten im Winter mit Bodenfeuchtwerten um die 45 Vol.-% (mit Ausnahme am 27.11.14), wohingegen sie im Wald nur zwischen 20 Vol.-% und 40 Vol.-% liegen. Die Feuchte der Waldböden liegt stets deutlich unterhalb der Werte im Acker und Grünland.

Am trockensten sind die Böden im Acker Ende Juni/Anfang Juli, wo sie bis auf 9,5 Vol.-% sinken. Im Grünland wird das Minimum am 15.04.14 mit 17,9 Vol.-% bzw. 20,2 Vol.-% erreicht. Die Waldböden sind im September/Anfang Oktober am trockensten mit 3 Vol.-% bis 4,2 Vol.-%, trotz einiger Niederschläge im Spätsommer/Herbst (vgl. Abbildung 13 rechtes Diagramm). Insgesamt sind alle Jahresverläufe ähnlich in ihren Schwankungen, außer dass sie sich in der Größenordnung etwas unterscheiden.

Der Jahresmittelwert der Bodenfeuchte beträgt für die Landnutzung Acker $30,33 \pm 10$ Vol.-%, Grünland $40,16 \pm 8$ Vol.-% und Wald $19,04 \pm 10$ Vol.-%.

Der dritte Bodenparameter, der stets parallel zur Gasflussmessung erhoben wird, ist die elektrische Leitfähigkeit (EC) des Bodens. Der Jahresverlauf für jedes Transekt und die Niederschläge sind in Abbildung 14 dargestellt. Der CV der EC-Mittelwerte schwankt auch hier stärker als bei der Bodentemperatur. Besonders starke Schwankungen treten im Acker nach der Bodenbearbeitung auf und können bei 217 % liegen. Ansonsten variiert der CV zwischen 4 % und 88 %.

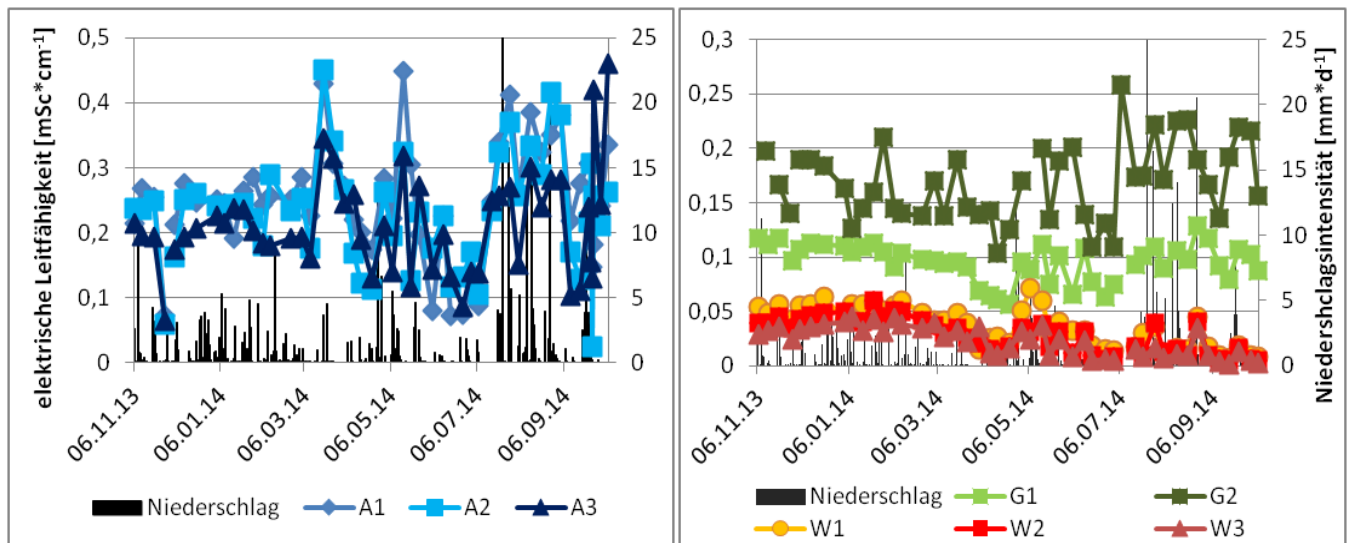


Abbildung 14: Jahresverlauf der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens aller Transekte inklusive Niederschlag. Beachte Achsenbeschriftungen. Beachte die verschiedenen Skalierungen der Primärachse.

Unter Beachtung der unterschiedlichen Skalierung der Primärachse ist festzustellen, dass die EC der Ackertransekte stets deutlich größer ist und zusätzliche stärkere Schwankungen aufweist, als die der Grünland- und Waldtransekte. Die drei Ackertransekte verhalten sich ähnlich und weisen eine EC im gleichen Wertebereich auf. Es bilden sich am 19.03.14 und 15.05.14 zwei markante Maxima aus, die höchstens bei $0,45 \text{ mSc} \cdot \text{cm}^{-1}$ liegen. Dabei handelt es sich jeweils um Beprobungstage relativ nah bei den Düngungen (11.03.14, 06.05.14). Ab dem 29.07.14 steigt die EC nach einem Tief wieder relativ hoch ($A1 = 0,41 \text{ mSc} \cdot \text{cm}^{-1}$), was mit einigen höheren Niederschlägen bis zum 03.09.14 einhergeht. Ab dem 10.09.14 bzw. nach der Bodenbearbeitung verhält sich die EC etwas untypisch, da die Werte für A3 höher sind als die der anderen Transekte, was vorher nie der Fall war. Die geringste EC im Acker ist am 27.11.13 und im Sommer Ende Juni/Anfang Juli vorzufinden mit Werten um die $0,07 \text{ mSc} \cdot \text{cm}^{-1}$. Dabei sind diese Minimalwerte für die EC des Ackers noch höher als die der Waldtransekte. Über das gesamte Jahr ist die EC (sowie die Bodenfeuchte) in den

Waldtransekten, stets am geringsten (vgl. Abbildung 13 und 14). In den Wintermonaten liegt die EC des Waldbodens um die $0,05 \text{ mSc} \cdot \text{cm}^{-1}$. Die geringste EC von $0,002 \text{ mSc} \cdot \text{cm}^{-1}$ in W3 wird am 19.09.14 erreicht. Insgesamt schwankt die EC im Wald kaum und die drei Transekte verhalten sich fast identisch, wobei W1 ein wenig höhere Werte aufweist.

Die beiden Grünlandtransekte unterscheiden sich deutlich, indem G2 grundsätzlich eine höhere EC mit stärkeren Schwankungen aufweist als G1. In G2 schwankt die EC zwischen $0,1 \text{ mSc} \cdot \text{cm}^{-1}$ und $0,26 \text{ mSc} \cdot \text{cm}^{-1}$ wohingegen sie sich in G1 zwischen $0,06 \text{ mSc} \cdot \text{cm}^{-1}$ und $0,13 \text{ mSc} \cdot \text{cm}^{-1}$ bewegt.

Abbildung 15 stellt dar, wie sich die C- und N-Gehalte zwischen den Transekten unterscheiden. Die ersten 10 cm eines jeden Bodens weisen die höchsten C- und N-Gehalte auf und in 30 cm Bodentiefe sind die Gehalte am geringsten. Dabei ist der Unterschied der Gehalte zwischen 10 cm und den beiden anderen Tiefen am stärksten ausgeprägt. Darüber hinaus unterscheiden sich die Landnutzungen in ihren C- und N-Gehalten in 20 cm und 30 cm Tiefe nicht so markant wie in den ersten 10 cm. Daher werden im Folgenden nur die Unterschiede der ersten 10 cm beschrieben.

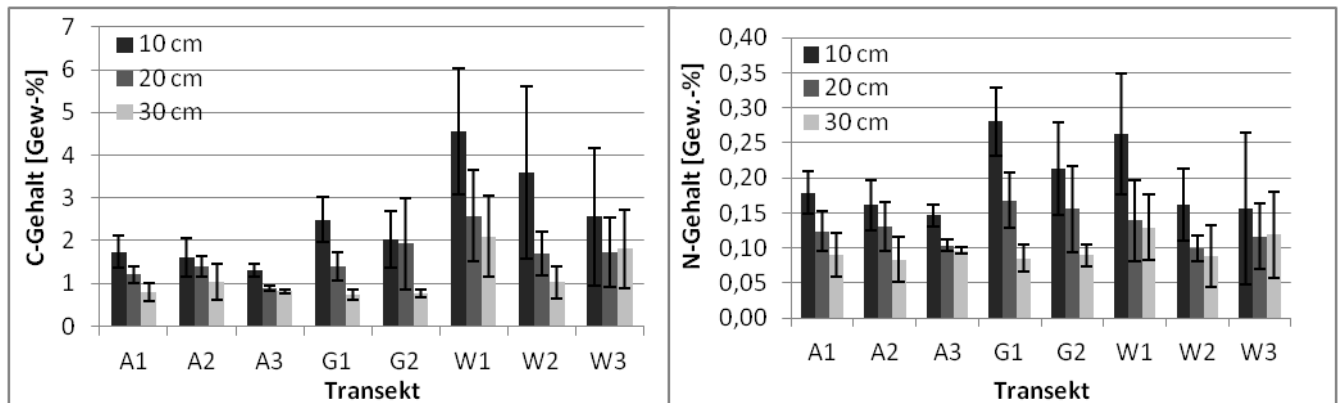


Abbildung 15: C- und N-Gehalte aller Transekte in 10 cm, 20 cm und 30 cm Bodentiefe.

Im Wald sind die C-Gehalte deutlich höher als im Acker und Grünland. Den höchsten C-Gehalt weist W1 mit $4,57 \pm 1 \text{ Gew.-%}$. Am geringsten ist er in A3 mit $1,3 \pm 0,15 \text{ Gew.-%}$. Im Grünland liegt er bei $2,03 \pm 0,67 \text{ Gew.-%}$ bis $2,5 \pm 0,5 \text{ Gew.-%}$.

Der höchste N-Gehalt ist in G1 mit $0,28 \pm 0,01 \text{ Gew.-%}$ und der geringste in A3 mit $0,15 \pm 0,02 \text{ Gew.-%}$ vorzufinden. Dabei weist der Acker generell die geringsten N- und C-Gehalte auf. Der Unterschied zwischen Wald und Acker sowie Grünland ist für den N-Gehalt nicht so stark ausgeprägt wie beim C-Gehalt. Daraus resultieren die weiten C/N-Verhältnisse für die Waldböden. Das mittlere C/N-Verhältnis liegt im Wald bei $17,6 \pm 1,9$, im Grünland bei $9,2 \pm 0,5$ und im Acker bei $9,5 \pm 1,9$.

3.3 Korrelationen und einfache Regressionen

Die Ergebnisse der Korrelationen zwischen den CO₂-Emissionen und den einzelnen Parametern Bodenfeuchte, -temperatur und EC sind in Tabelle 5 (und Anhang Tabelle 20) dargestellt. Der Pearson-Korrelationskoeffizient zeigt für die CO₂-Emissionen in allen drei Landnutzungen einen schwachen (A1, A3, G1, W1) bis sehr schwachen (W1, W2, G2, A2) negativen Zusammenhang mit der Bodenfeuchte an. D.h. mit steigender Bodenfeuchte wird tendenziell weniger CO₂ emittiert. Das adj. R² ist bei jeder der durchgeführten Regressionen für keines der Transekte größer als 0,6. Mit der exponentiellen Regression kann überwiegend ein größerer Teil der Emissionsschwankungen erklärt werden als mit den anderen Regressionsansätzen (vgl. Anhang Tabelle 20). Am meisten erklärt die Bodenfeuchte in W1 mit 36,5 % von der Variation der CO₂-Emission (vgl. Tabelle 5). In allen Transekten außer in W2 und W3 ist die ermittelte Steigung signifikant verschieden von Null, d.h. die Bodenfeuchte beeinflusst die CO₂-Emissionen signifikant, jedoch nur zu einem geringen Anteil. Denn prinzipiell besteht zwischen Bodentemperatur und CO₂-Emissionen der stärkste Zusammenhang im Vergleich zu den anderen beiden Bodenparametern (Tabelle 5).

Tabelle 5: Pearson-Korrelationskoeffizient (R) und adj. R² der einfachen exponentiellen Regression: Zusammenhang zwischen den CO₂-Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz (p<0,05).

		A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
R	Feuchte	-0,61	-0,342	-0,453	-0,511	-0,303	-0,525	-0,155	-0,217
R	Temperatur	0,624	0,654	0,681	0,897	0,903	0,754	0,42	0,375
R	EC	-0,346	0,004	-0,164	-0,193	0,233	-0,355	-0,098	-0,095
Adj. R ²	Feuchte	0,312*	0,144*	0,164*	0,303*	0,093*	0,365*	0,016	0,063
Adj. R ²	Temperatur	0,501*	0,541*	0,501*	0,817*	0,909*	0,672*	0,157*	0,127*
Adj. R ²	EC	-0,001	-0,014	-0,012	0,045	0,007	0,182*	-0,007	0,008

Der Zusammenhang ist stark positiv für alle, außer für W2 und W3 ist er eher schwach. D.h. in allen Transekten wird mit steigender Temperatur mehr CO₂ emittiert. Am besten werden die Emissionen mit der exponentiellen Regression erklärt. In G1 und G2 werden 81,7 % bzw. 90,9 % der CO₂-Schwankungen mittels der Bodentemperatur erklärt. Im Acker kann die Bodentemperatur 50,1 % bis 54,1 % der Emissionen beschreiben und ist somit bis zu 13 % besser als der lineare Ansatz. 67,2 % der CO₂-Emissionen können in W1 auf der Kuppe mit der Bodentemperatur erklärt werden. In W2 und W3 hat die Bodentemperatur deutlich weniger, aber dennoch einen signifikanten Einfluss (15,7 % bzw. 12,7%, Tabelle 5).

Der Zusammenhang zwischen der EC und der CO₂-Emissionsraten ist sehr schwach negativ (außer in A2 und G2 positiv) bis gar nicht vorhanden, was durch die teilweise negativen R²

verdeutlicht wird. Dabei führt die exponentielle Regression zu den überwiegend schlechtesten adj. R^2 . Die quadratische Regression ergibt für A1 (30,0 %), G2 (14,8 %) und W1 (15,5 %) die besten Ergebnisse (vgl. Tabelle 20).

Die CH_4 -Aufnahmeraten weisen einen positiven Zusammenhang mit der Bodenfeuchte auf, was in diesem Fall (wegen dem negativen Vorzeichen der CH_4 -Flussraten) bedeutet, dass mit zunehmender Bodenfeuchte weniger CH_4 vom Boden aufgenommen wird (siehe Tabelle 6). Dieser Zusammenhang führt lediglich im Wald zu nennenswerten signifikanten Ergebnissen. Die lineare Regression kann in allen drei Waldtransekten mit der Bodenfeuchte 28,6 % (W2) bis 78,7 % (W1) der CH_4 -Schwankungen erklären. Der quadratische Ansatz führt nur in A1, W2 und W3 zu einer bis zu 27 % besseren Modellgüte.

Tabelle 6: Pearson-Korrelationskoeffizient und adj. R^2 der einfachen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den CH_4 -Flussraten und Bodenparameter Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz ($p < 0,05$).

		A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
R	Feuchte	0,476	0,261	0,163	0,308	0,314	0,89	0,55	0,681
R	Temperatur	-0,448	-0,372	-0,259	-0,202	-0,11	-0,819	-0,366	-0,428
R	EC	0,438	0,06	0,046	0,203	-0,025	0,759	0,598	0,658
Adj. R^2	Feuchte	0,202*	0,046	0	0,071	0,07	0,787*	0,286*	0,451*
Adj. R^2	Temperatur	0,175*	0,119*	0,042	0,016	-0,019	0,664*	0,114*	0,163*
Adj. R^2	EC	0,166*	-0,02	-0,025	0,017	-0,031	0,567*	0,343*	0,420*

Zwischen der Bodentemperatur und der CH_4 -Flussraten besteht ein schwach negativer Zusammenhang (außer W1 $R = -0,82$), wobei dies bedeutet, dass der Boden mit steigender Temperatur mehr CH_4 aufnimmt (je negativer die Flussrate, desto mehr nimmt der Boden auf). Der schwache Zusammenhang wird auch durch die adj. R^2 der linearen Regression verdeutlicht, denn der erklärende Anteil an der Varianz der Flussraten durch die Bodentemperatur ist lediglich in W1 (66,4 %), W2 (11,4 %), W3 (16,3 %), A1 (17,5%), A2 (11,9 %) signifikant, aber überwiegend relativ gering. Die quadratische Regression führt nicht zu besseren Ergebnissen (vgl. Tabelle 21).

Der Zusammenhang zwischen EC und CH_4 -Flussraten ist überwiegend schwach positiv. D.h. mit zunehmender EC wird weniger CH_4 vom Boden aufgenommen. Lediglich in A1 und im Wald besteht ein signifikanter Zusammenhang der maximal in W1 56,7 % der CH_4 -Schwankungen mittels der linearen Regression beschreiben kann. Der quadratische Ansatz führt lediglich in A1 und W2 zu einer Verbesserung der Modellgüte (vgl. Tabelle 21).

Für die N_2O -Emissionen der Landnutzungen lässt sich kein einheitlicher Zusammenhang zu den einzelnen Bodenparametern nachweisen (siehe Anhang Tabellen 22 und 23). Der Pearson-Korrelationskoeffizient deutet an, dass in A2, W1 und W2 mit steigender Bodenfeuchte die Emissionen ansteigen. Der Zusammenhang zur Bodentemperatur scheint tendenziell negativ zu sein, d.h. mit zunehmender Temperatur nehmen die Emissionen ab. Für die EC gibt es einen schwachen positiven Zusammenhang im Acker, der nur mit der quadratischen Regression für A1, A2 als signifikant nachgewiesen werden kann und eine Modellgüte von 28,2 % (A1) bzw. 49,7 % (A2) aufweist (Anhang Tabelle 23). Die lineare Regression führt zu keinen nennenswerten Ergebnissen (Anhang Tabelle 22).

3.4 Multiple lineare Regression

Die Ergebnisse der multiplen linearen Regression für die CO_2 -Emissionen sind in Tabelle 7 zusammengefasst. Für alle Transekte gilt, dass die Bodentemperatur signifikant zur Beschreibung der Varianz der CO_2 -Emissionen beiträgt und sich die Güte des Modells im Vergleich zu den einfach besetzten Regressionen verbessert hat (außer: A2 und G2 mit der exponentiellen Regression und Temperatur besser).

Tabelle 7: Ergebnisse der multiplen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den CO_2 -Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur, EC, C- und N-Gehalte in den Tiefen 10 cm, 20 cm, 30 cm und der wöchentliche Niederschlagsmenge (NS). * zeigt Signifikanz ($p < 0,05$).

	A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
Feuchte				X	x*	x	x*	
Temp.	x*	x*	x*	x*	x*	x*	x*	x*
EC	x*			x*	x*	x*	x*	X
C_10						x*		
C_20	x*							
C_30		x						
N_20	X		x*					
N_30		x*						
NS			X		X	x*		x*
adj. R^2	0,568	0,488	0,559	0,82	0,841	0,779	0,338	0,377

Die Verbesserung der Modellgüte ist in den Waldtransekten besonders stark ausgeprägt, da sie im Vergleich zur exponentiellen Regression mit der Bodentemperatur etwa um 20 % durch die Einbeziehung von Bodenfeuchte/Niederschlag und EC steigt. Jedoch sind die Modellverbesserung für die anderen Transekte (A1, A3) nur einige wenige Prozent, obwohl zwei bis drei Parametern hinzugefügt wurden.

Die multiple lineare Regression der **CH₄**-Flussraten führt für A1, G2, W1 und W3 zu einer Verbesserung der Modellgüte (siehe Tabelle 8). Dabei spielt im Acker anscheinend die Temperatur die größte Rolle, im Grünland und Wald eher die Bodenfeuchte und /oder EC. Die stepwise-Methode findet für A2, A3, G1 und W2 kein besseres Modell als mit einfacher Besetzung. In den anderen Transekten führen ein bis zwei Parameter mehr zu einer Verbesserung, wobei diese nicht in allen Transekten einheitlich sind. Somit zeigt Tabelle 8, dass es für die CH₄-Flussraten keine einheitlichen Prädiktoren zu identifizieren gibt.

Tabelle 8: Ergebnisse der multiplen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den CH₄-Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur, EC, C- und N-Gehalte in den Tiefen 10 cm, 20 cm, 30 cm und der wöchentliche Niederschlagsmenge (NS). * zeigt Signifikanz (p<0,05).

	A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
Feuchte				x	x*	x*		x*
Temp.	x*	x*	X			x		
EC	x*				X	x*	x*	
C_10								x*
C_20	x*							
adj. R ²	0,397	0,119	0,042	0,071	0,109	0,823	0,343	0,497

Die multiple lineare Regression konnte für die **N₂O**-Flussraten in G1, W2 und W3 kein Modell ermitteln (siehe Tabelle 9). Die Modellgüte der anderen Transekte erreicht nicht mehr als 30,7 % (A2, vier Parameter). Nur in A2 und A3 geht der N-Gehalt des Bodens ins Modell ein (allerdings ohne signifikant zu sein). In den Transekten, wo die Güte größer als 10 % ist, sind die Bodenfeuchte, -temperatur und EC die beschreibenden Parameter (A3 ohne Bodentemperatur). Jedoch trägt nicht jeder Parameter einen signifikanten Erklärungsanteil zum Modell bei.

Tabelle 9: Ergebnisse der multiplen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den N₂O-Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur, EC, C- und N-Gehalte in den Tiefen 10 cm, 20 cm, 30 cm und der wöchentliche Niederschlagsmenge (NS). * zeigt Signifikanz (p<0,05).

	A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
Feuchte	x*	x*	X		X	x*		
Temp.	X	x*				X		
EC	x*	x*	x*			X		
N_20			X					
N_30		x						
adj. R ²	0,124	0,307	0,12	NA	0,067	0,147	NA	NA

4. Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammenfassend diskutiert. Dabei wird zunächst jede der drei Landnutzungen mit ihren Ergebnissen einzeln betrachtet, um eventuelle Zusammenhänge besser zu verdeutlichen. Anschließend werden die Landnutzungen vergleichend diskutiert. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei den CO₂-Emissionen nicht um die Bodenatmungsraten handelt, sondern eher um die Ökosystem-Respiration, da die Vegetation in die lichtundurchlässigen Kammern mit eingeschlossen wird und ebenfalls CO₂, aufgrund der Zellatmung (Schopfer und Brennicke, 2010, p. 260), abgibt (Chatskikh und Olesen, 2007; Gauder et al., 2012; Regina und Alakukku, 2010; Yao et al., 2009). Also beinhalten die CO₂-Flussraten die Bodenatmung (heterotrophe und autotrophe Respiration) und die oberirdischen Pflanzenatmung, aber nicht die CO₂-Fixierung durch die Photosyntheseaktivität der Pflanzen aufgrund der lichtundurchlässigen Kammern.

4.1 Acker

Die CO₂-Emissionsraten zeigen typische saisonale Eigenschaften auf, indem im Winter die geringsten und im Sommer die höchsten Flussraten auftreten (Gauder et al., 2012; Kessavalou et al., 1998). Dieser Verlauf steht im direkten Zusammenhang mit der Temperatur (z.B. Gauder et al., 2012; Rey et al., 2002; Smith et al., 2003), wie schon visuell (für alle Landnutzungen) zu erkennen ist (Abbildung 5). Mit steigender Temperatur geht eine höhere biologische Aktivität einher, die zu einer erhöhten Bodenatmung führt (Scheffer et al., 2010, p. 96). Die CO₂- sowie N₂O-Emissionen beginnen Anfang/Mitte März 2014 zu steigen, was bei den CO₂-Flussraten wohl hauptsächlich auf die steigenden Temperaturen zurückzuführen sein wird, aber auch in Zusammenhang mit der Düngung am 11.03.14 stehen kann (Chatskikh und Olesen, 2007; Shao et al., 2014). Unmittelbar nach jeder der drei Düngungen bilden die CO₂-Flussraten Peaks aus, wobei nicht ersichtlich ist, ob dies lediglich auf die Düngung zurückgeführt werden kann, da an diesen Tagen jeweils relative Temperaturmaxima auftreten.

Die absoluten CO₂-Emissionsmaxima der drei Ackertransekte treten nicht so synchron auf, wie für die N₂O-Emissionen (im Frühjahr) und liegen im Sommer. A3 erreicht seine maximale Emissionsrate am 20.05.14, was noch in Zusammenhang mit der Düngung stehen könnte, denn die Flussraten in den beiden anderen Transekten steigen weiter mit der Temperatur an. A1 erreicht sein Maximum am 17.06.14 und A2 am 16.07.14. Das Auftreten maximaler CO₂-Emissionen im Mai und Juli deckt sich mit den Ergebnissen von Kessavalou

et al. (1998). Die Unterschiede zwischen den CO₂-Emissionsraten im Sommer sind als signifikant nachgewiesen worden im Gegensatz zu den anderen Jahreszeiten. Dabei emittiert A3 signifikant weniger als A2. Wohingegen der Unterschied zwischen A3 und A1 nicht als signifikant zu bewerten ist, obwohl es optisch angenommen hätte werden können. Hauptursache dafür wird sein, dass die Beprobungspunkte in A1 und A2 am 26.05.14 (A2 nochmal am 16.07.14) umgesetzt werden mussten. Am 07.05.14 wurde festgestellt, dass der Landwirt (wegen der Düngung am 06.05.14) alle Plots in A1 und einige in A2 überfahren hat. Es wurde trotzdem bis zum 26.05.14 in den überfahrenen Plots gemessen. Bei Betrachtung von Abbildung 5 lässt sich kein auffälliges Verhalten für keine der Flussraten identifizieren, obwohl dies durch z.B. eventuelle Verdichtungen und damit Änderung des Lufthaushaltes, zu erwarten gewesen wäre.

Am 26.05.14 wurden alle Plots in A1 und A2 um weniger als 50 cm, um kleinräumige Variabilität der Bodeneigenschaften zu umgehen, in einen gesunden Pflanzenbestand verlegt. Dadurch unterscheidet sich der Vitalitätszustand des Getreides in A3 deutlich von dem in A2 und A1, da das Getreide in A3 durch das wöchentliche Einschlagen der Metallrahmen beschädigt wurde. D.h. das Getreide in den Plots von A3 war weniger dicht und weniger hoch, hat aber auch Ähren ausgebildet. Prinzipiell wäre es sinnvoller gewesen, auch die Plots in A3 umzusetzen. In A2 mussten diese am 16.07.14 nochmals versetzt werden, aufgrund von sehr starker Wühlmaustätigkeit innerhalb der Plots. Dies könnte unter anderem auch der Grund sein, warum sich nur A2 und nicht auch A1 signifikant von A3 unterscheidet. In A3 wurde die Wühlmausaktivität gar nicht beobachtet und in A1 nur vereinzelt bzw. weiter entfernt von den Plots. Somit könnte es sein, dass durch die Wühlmäuse und deren gegrabenen Gänge der Lufthaushalt verbessert wurde bzw., da für die beiden anderen Bodengase keine unmittelbaren Auswirkungen ersichtlich sind, könnten die Wühlmäuse für eine erhöhte CO₂-Produktion durch ihre Lebenstätigkeit verantwortlich sein. Die CH₄- und N₂O-Flussraten ergeben keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Ackertranksekten in keiner Jahreszeit. Außerdem unterscheiden sich die drei kontinuierlich erhobenen Bodenparameter zwischen den drei Ackertransekten nicht deutlich, sodass der signifikante Unterschied der CO₂-Emissionsraten eine andere Ursache haben muss.

Ein Grund, warum die maximale CO₂-Emissionsrate in A3 bereits so früh auftritt, könnte auf das Wachstum der Pflanzen zurückgeführt werden. Das Getreide in A3 ist nicht so hoch gewachsen und weniger dicht als in den beiden anderen, d.h. hier liegt eine geringere Masse des atmenden Pflanzen- und Wurzelmaterials vor. Ein weiteres relatives Maximum tritt am

02.07.14 in A3, was zwischen den beiden Maxima der anderen Ackertransekte liegt. Anfang Juli ist auch eine Änderung der Phänologie der Triticale von grün zu goldgelb zu beobachten, was ein Anzeichen der Reifung ist. Dass Mitte Juni bis Mitte Juli hohe Emissionsraten vorliegen und danach kontinuierlich abfallen, könnte daher am Reifestadium der Triticale liegen. Kessavalou et al. (1998) führt die maximalen CO₂-Emissionen auf die erhöhte Trieb- und Wurzelatmung in der aktiven Wachstumsphase zurück. Die Untersuchung von Shao et al. (2014) zeigt detaillierter, dass die höchsten CO₂-Emissionsraten um die Blütezeit des Weizens vorkommen. Shao et al. (2014) weisen nach, dass nach der Blütezeit die Wurzelbiomasse stark reduziert wird, da das Getreide nun die Energie in die Kornreife leitet. Nach Angaben von Land24 GmbH (2014) tritt das Ende der Blütezeit der Triticale etwa 238 Tage nach der Aussaat ein. Demnach liegt der vorher genannte Zeitraum bereits in der Phase der Kornreife, in der nach Shao et al. (2014) die Wurzelbiomasse abnimmt. Dies könnte der Grund sein, warum die Emissionen in allen Ackertransekten nach den sommerlichen Maxima stetig abfallen, obwohl der Temperaturabfall nicht so stark und die Bodenfeuchte kein limitierender Faktor ist.

Die Gärreste-Aufbringung am 22.09.14 scheint keinen Einfluss auf die CO₂-Emissionen zu haben.

Die CO₂-Flussraten werden am stärksten durch die Temperatur beeinflusst und es lassen sich bis zu 54 % im Acker mithilfe einer exponentiellen Regression erklären (siehe Tabelle 5). Wie bei Regina und Alakukku, (2010), sowie Shao et al. (2014) hat die Temperatur den größten und die Bodenfeuchte nur einen geringen Einfluss. Dabei ist die Bodenfeuchte negativ mit den CO₂-Emissionen korreliert. Die Bodenfeuchte hat darüber hinaus in den Extrembereichen entscheidenden Einfluss, denn bei Trockenheit wird die biologische Aktivität gehemmt und bei sehr hohen Wassergehalten sind luftführende Poren wassergefüllt (Smith et al., 2003).

Die multiple lineare Regression führt für die CO₂-Emissionen im Acker zu einer leichten Verbesserung des Modells (maximal $R^2 = 0,568$) durch Hinzunahmen von zwei bis drei Parametern. Aber insgesamt muss gesagt werden, dass durch das Hinzunehmen von so vielen Parametern im Vergleich zum exponentiellen Ansatz mit lediglich der Bodentemperatur keine starke Verbesserung erzielt wurde und das multiple lineare Modell die Bodenfeuchte nicht als erklärende Variable identifizieren konnte. Demnach sind wohl neben der Bodentemperatur andere Faktoren im Acker, wie z.B. Pflanzenwachstum oder Bodenart, ausschlaggebender für die CO₂-Emissionen als die untersuchten Parameter.

Die **CH₄**-Flussraten schwanken im Laufe des Jahres nicht sehr stark; jedoch wird im Acker nicht nur CH₄ aufgenommen wie bei Kessavalou et al. (1998), sondern an einigen wenigen Tagen emittiert. Dies tritt teilweise im Zeitraum der Düngungen auf, aber nicht in allen drei Ackertransekten gleichzeitig. Dennoch könnten diese CH₄-Emissionen in Zusammenhang mit den Düngungen stehen, da diese nachweislich zur Hemmung der CH₄-Oxidation bzw. -Aufnahme führen können (Gauder et al., 2012; Hütsch, 1996). Die Aufbringung der Gärreste führt jedoch zu keinen (kurzfristigen) Besonderheiten für die CH₄-Flussraten, sodass nicht klar ist, ob eine Düngung in diesem Acker die CH₄-Oxidation beeinflusst. Prinzipiell bewegen sich die CH₄-Flussraten im ähnlichen Wertebereich wie bei Gauder et al. (2012), doch insgesamt fungieren alle drei Ackertransekte als stärkere Senke.

Eine inverse Beziehung zwischen N₂O- und CH₄-Flussraten (Kessavalou et al., 1998; Mosier et al., 1991) konnte nicht nachgewiesen werden (Korrelation nicht im Ergebnisteil dargestellt). Die Korrelationen zwischen CH₄-Aufnahmeraten und der Bodenfeuchte zeigen einen sehr schwachen, positiven Zusammenhang (mit zunehmender Bodenfeuchte weniger CH₄-Aufnahme; nur in A1 signifikant) und mit der Bodentemperatur eine sehr schwache, negative Beziehung (je wärmer, desto mehr wird aufgenommen), wobei diese nur in A1 und A2 signifikant ist. In A3 hat keiner der untersuchten Bodenparameter einen signifikanten Einfluss. Es konnten keine einheitlichen Prädiktoren für die Ackertransekte bestimmt werden. Demnach werden auch hier andere Faktoren ausschlaggebender sein.

Zu den **N₂O**-Flussraten im Winter sollte erwähnt werden, dass sie Ende November/Anfang Dezember ungewöhnlich hoch sind, insbesondere in A1. Nachweislich treten höhere N₂O-Emissionen bei Frost- bzw. Tauperioden auf (Burton und Beauchamp, 1994; Christensen und Christensen, 1991; Jungkunst et al., 2006; Ruser et al., 2001). Christensen und Christensen (1991) zeigen, dass durch den Frost- und Tauwechsel die Nitrifikation durch Freisetzung organischer Substanz, aufgrund zerfallender Bodenaggregate und abgetöteter Bodenorganismen, angeregt wird. Prinzipiell kann der genannte Zeitraum nicht als Frostperiode bezeichnet werden, da nicht kontinuierlich Minusgrade auftreten, jedoch ist dies der Zeitraum, in dem die geringsten Tagesmitteltemperaturen für den Winter 2013/14 vorliegen. Am 27.11.13 liegt die niedrigste Lufttemperatur von -3,7°C vor. Die ermittelten Bodentemperaturen für die Zeitpunkte der Probenahme liegen in den drei Ackertransekten im Mittel zwischen 1-2°C. D.h. es könnte sein, dass der Boden kurzzeitig gefroren war und bei den Messungen aufgetaut ist und deshalb die hohen N₂O-Emissionen an diesen Tagen

vorliegen. Ein weiterer Grund für die hohen Emissionen im November könnte die Anwendung der Pflanzenschutzmittel (PSM) zur Unkrautbekämpfung am 13.11.13 sein aufgrund der Nachlieferung toter organischer Substanz, sofern die denitrifizierenden Bakterien nicht von den PSM betroffen waren.

Der steile Anstieg der N_2O -Emissionen im März kann direkt auf die Düngung zurückgeführt werden, wie auch Gauder et al. (2012), Jambert et al. (1997) und Zebarth et al. (2008) nachweisen konnten. Außerdem ist in mehreren Studien bewiesen worden, dass höhere Düngegaben zu höheren N_2O -Emissionen führen (Ruser et al., 2001; Zebarth et al., 2008). Unmittelbar nach der ersten Düngung (11.03.14) werden in allen drei Ackertransekten die höchsten N_2O -Emissionsraten nachgewiesen (19.03.14). Dabei emittiert A3 deutlich mehr als A1 und A2. Dies ist eventuell darauf zurückzuführen, dass A3 am Hangfuß liegt und bei Niederschlägen der applizierte Dünger teilweise hangabwärts transportiert wurde. Das anschließende Abfallen der Emissionen innerhalb der nächsten drei Wochen verhält sich ähnlich wie bei Chatskikh und Olesen (2007). Der nächste Peak Anfang Mai ist auf die beiden Düngungen am 01.04.14 und 06.05.14 zurückzuführen und wurde womöglich durch höhere Niederschläge am 29.04.14 gefördert (Chatskikh und Olesen, 2007; Regina und Alakukku, 2010).

Nach dem vorerst letzten Peak im Mai fallen die N_2O -Emissionen ab, bis am 29.07.14 wieder ein relatives Maximum auftritt, das in Zusammenhang mit dem am 24.07.14 stattgefundenen Starkniederschlagsereignis stehen könnte. Mehrfach wurde unabhängig von der Landnutzung nachgewiesen, dass ausgelöst durch Niederschlagsereignisse pulsartig verstärkte N_2O -Emissionen stattfinden aufgrund begünstigter Bedingungen für die Denitrifikation (Chatskikh und Olesen, 2007; Liu et al., 2014; Werner et al., 2007; Zebarth et al., 2008). Am 27.08.14, unmittelbar nach der Ernte (20.08.14), tritt erneut ein Peak auf, was auch von Zebarth et al. (2008), Ruser et al. (2001), Gauder et al. 2012 beobachtet wurde. Zusätzlich ist tags zuvor $20,6 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ Niederschlag gefallen, was höhere N_2O -Emissionen fördert. Ein Tag nach der Gärreste-Aufbringung am 22.09.14 sind die N_2O -Emissionen in allen Ackertransekten erneut erhöht und sinken in den drei folgenden Tagen wieder ab.

Insgesamt sind die N_2O -Emissionen wegen der sehr hohen Emissionen im Frühjahr deutlich höher als in anderen Studien (Chatskikh and Olesen, 2007; Gauder et al., 2012; Regina and Alakukku, 2010). Die wöchentliche Emission direkt nach der ersten Düngung hat einen Anteil von 26 % (A1) bis 32 % (A3) an der Jahresemission der Transekte.

Der Verlauf der EC-Werte und der N₂O-Emissionen ist sehr ähnlich und die EC scheint auf die Düngung zu reagieren (vgl. Abbildung 7 & 14), da sie schließlich den Anteil der Ionen in der Bodenlösung repräsentiert. Die Korrelationen zeigen lediglich einen schwachen positiven Zusammenhang und führen nur in A1 und A2 mittels der quadratischen Regression zu relativ guten signifikanten Ergebnissen ($aj.R^2 = 0,28$ bzw. $0,50$).

In anderen Studien treten die höchsten N₂O-Emissionen stets bei einer Bodenfeuchte bzw. Water Filled Pore Space (WFPS) > 50 Vol.% auf (Kessavalou et al., 1998; Regina und Alakukku, 2010). Dies konnte bei diesen Untersuchungen nicht beobachtet werden. Chatskikh und Olesen (2007) wiesen eine positive Korrelation zwischen den N₂O-Emissionen und der Bodentemperatur vor der Bodenbearbeitung nach. Da weder mit der Bodenfeuchte noch mit der Bodentemperatur eine gute Regression erzielt wurde, wäre es wohl sinnvoller gewesen die Daten nach bestimmten Bereichen der Bodentemperatur oder –feuchte oder nach Zeitpunkten der Bodenbearbeitungen zu differenzieren.

Bei der Erstellung eines multiplen linearen Modells für die N₂O-Emissionen ist zumindest der Erklärungsanteil der Bodenfeuchte und EC als signifikant nachgewiesen worden. Jedoch liegt insgesamt der Erklärungsanteil lediglich bei 12% (A1, A3) bzw. maximal 30 % (A2). D.h. andere Faktoren beeinflussen maßgeblich die N₂O-Flussraten wie z.B. Düngung oder Porengrößenverteilung (Gauder et al., 2012; Smith et al., 2003).

4.2 Grünland

Die CO₂-Emissionen im Grünland haben einen ähnlichen saisonalen Verlauf wie der Ackerboden, außer dass sie etwas geringer sind und im Spätsommer/Herbst nicht so stark sinken. Dabei verhalten sich G1 und G2 sehr ähnlich. Lediglich im Winter und Frühling ist der Unterschied als signifikant zu bezeichnen, indem G2 weniger emittiert als G1. Dies könnte daran liegen, dass die komplette Vegetation des Uferstreifens niedergedrückt auf dem Boden liegt und abgestorben ist. D.h. es ist keine vitale bzw. Photosynthese betreibende Biomasse vorhanden. Wohingegen in G1 das Gras vital ist und somit die Wurzel- und oberflächliche Pflanzenatmung stärker ausgeprägt sein wird.

Wie bei Frank et al. (2002) sind die Flussraten im Winter am geringsten und beginnen ab März mit der Temperatur zu steigen. Im Vergleich zu Frank et al. (2002) fallen die Flussraten von G1 und G2 etwas höher aus, was insbesondere im Winter 2013/14 an den ungewöhnlich milden Bedingungen und ansonsten an dem geringeren Jahresniederschlag und den niedrigeren Temperaturen bei Frank et al. (2002) liegen könnte. Die CO₂-Emissionen steigen auf ein Maximum bis Ende Juli an und beginnen dann mit sinkender Temperatur leicht

abzufallen. Es ist bereits visuell in Abbildung 5 erkennbar, dass die CO₂-Emissionen des Grünlands stärker mit der Temperatur zusammenhängen als im Acker, da die Emissionen im Spätsommer erst mit Abfall der Lufttemperatur sinken. Dies wird durch die Regressionsanalyse mit der Bodentemperatur bestätigt. Entgegen der Beobachtungen von Craine und Wedin (2002) können 82 % (G1) bzw. 91 % (G2) der CO₂-Schwankungen mittels der exponentiellen Regression mit der Bodentemperatur erklärt werden (vgl. Chen et al., 2014). Das sind 30 % bis 40 % mehr als im Acker. Im Acker kommt es zu einem früheren Abfall der Emissionen aufgrund der Wachstumsphase des Getreides, in der sich die Wurzelbiomasse verringert. Dies ist im Grünland nicht der Fall. Im Grünland liegt generell oberflächennah ein dichteres Wurzelsystem vor als im Acker (Chen et al., 2014). Diverse Studien zeigen, dass der Beitrag der Wurzelatmung zur Bodenatmung im Bereich von 30 % bis 45 % liegen kann (Rochette et al., 1999; Zhou et al., 2007). Nakano und Shinoda (2014), sowie Craine und Wedin (2002) zeigen auf, dass die Wurzelatmung im starken Zusammenhang mit der Photosyntheseleistung und oberflächlichen Biomasse steht. Somit ändert sich anscheinend der Anteil der Wurzelatmung nicht maßgeblich im Spätsommer/Herbst, insbesondere da G1 im Juli und August gemäht wird und die Biomasseproduktion bzw. Photosynthese anhält. Ähnliches gilt für G2. Dort ist die Vegetation bis in den Herbst hinein voll ausgeprägt und aktiv, sodass Wurzel- und Pflanzenatmung unverändert weiterlaufen, bis sich die Temperaturverhältnisse ändern.

Auffällig sind die besonders niedrigen CO₂-Flussraten in G2 am 12.06.14 und in G1 vom 17.06.14 bis 26.06.14. In G2 könnte dies auf den zuvor stattgefundenen starken Temperaturabfall zurückgeführt werden. Die Bodenfeuchte in G1 steigt vom 04.06.14 bis zum 12.06.14 relativ stark an, was an den zuvor gefallen Niederschlägen liegen wird. Anschließend sinkt die Bodenfeuchte von 47 % auf 23 % am 17.06.14 und 26.06.14. Für dieses starke Absinken der Bodenfeuchte ist keine Erklärung auffindbar, da zumindest vor dem 26.06.14 wieder Niederschläge gefallen sind. Wenn die Bodenfeuchte tatsächlich so stark gesunken ist, könnte es sein, dass es dadurch zu einer Hemmung der biologischen Aktivität gekommen ist und deshalb so wenig CO₂ emittiert wird. Oder die Vegetation ist am Ende ihrer Wachstumsphase angelangt, sodass die Wurzelatmung reduziert wurde, ähnlich wie im Acker bereits beschrieben. Am 02.07.14 kommt es in G1 zu einem rapiden Anstieg, der eventuell mit dem Mähen zusammenhängen könnte. Zum einen wurde das Mahdgut liegen gelassen. D.h. eventuell war bereits am 02.07.14 die Mineralisation bzw. Zersetzung der organischen Auflage in Gang und führte deshalb zu erhöhten Emissionen, obwohl das

Heu vor der Messung entfernt wurde. Zusätzlich könnten Niederschläge dies begünstigt haben, denn prinzipiell führen Niederschläge zu einem pulsartigen Anstieg der CO₂-Emissionen (Chou et al., 2008; Wu et al., 2010). Eigentlich wäre ein Anstieg bei den vorliegenden Messungen nicht zu erwarten, da in den CO₂-Flussraten die Atmung der oberflächlichen Biomasse enthalten ist und diese ist nach der Mahd deutlich geringer als zuvor. Außerdem führt das Abtragen von Biomasse prinzipiell zu einem Abfall der Emissionen trotz erhöhter Bodentemperaturen (Bremer et al., 1998; Craine and Wedin, 2002), wegen der in den Wurzeln gespeicherten Kohlenhydrate, die den Wurzelmetabolismus erhalten (Bahn et al., 2006). Andererseits könnte der Anstieg am 02.07.14 doch auf die Wurzelatmung zurückgeführt werden, denn Zhou et al. (2007) beobachteten einen Anstieg der autotrophen Respiration nach der Beschneidung der Vegetation, hervorgerufen durch eine eventuell erhöhte Wurzelbiomasse. Daher lässt sich für diesen unerwarteten Anstieg in G1 zunächst keine zufriedenstellende Erklärung finden. Das zuvor beschriebene Phänomen ist bei dem zweiten Mahdtermin (vor dem 13.08.14) nicht zu beobachten. Diesbezüglich ist kein Einfluss der Mahd zu erkennen.

Am 05.02.14 wurde Schafskot auf G1 vorgefunden, d.h. zuvor haben dort Schafe gegragt. Jedoch ist kein Effekt zu beobachten. Ob anderweitig gedüngt wurde ist unbekannt, sowie die genauen Mahdtermine und deren Häufigkeit.

Bei der Regressionsanalyse wurde festgestellt, dass die Bodentemperatur, ähnlich wie bei Frank et al. (2002) und Zhou et al. (2007), der stärkste Prädiktor ist, mit 80 % bis 90 % Vorhersagekraft. Es besteht kein Zusammenhang zwischen den CO₂-Emissionen und der EC des Bodens. Für die Bodenfeuchte zeigt der Pearson-Korrelationskoeffizient einen schwach negativen Zusammenhang an, der aber nur in G1 signifikant ist. Das multiple lineare Modell führt zu keinem höheren Erklärungsanteil durch Hinzunehmen mehrerer Parameter im Vergleich zum einfachen exponentiellen Modell mit der Bodentemperatur.

Die CH₄-Flussraten weisen keinen saisonalen Verlauf wie die CO₂-Emissionen auf (Glatzel und Stahr, 2001). Dabei fungiert der Boden hauptsächlich als Senke wie bei Costa und Groffman (2013), Kammann et al. (2001) und Wu et al. (2010). Die Untersuchungen von Kammann et al. (2001) wurden ebenfalls in der Nähe von Gießen durchgeführt und liegen somit im gleichen klimatischen Bereich. Deren ermittelten CH₄-Austauschraten liegen im gleichen Wertebereich, wie die der vorliegenden Untersuchung.

Lediglich an einigen wenigen Tagen wird CH_4 emittiert. Die Emission in G1 am 20.12.13 könnte mit Frostereignissen in Verbindung stehen (Wu et al., 2010). Für die anderen Tage mit Emissionen lässt sich zunächst keine Erklärung finden. Es wäre zu vermuten gewesen, dass der Boden an diesen Tagen besonders feucht ist und somit anaerobe Bedingungen vorherrschen, die die Methanoxidation hemmen, aber dem ist nicht so. Umgekehrt liegen auch keine sehr trockenen Verhältnisse, die auch die Methanoxidation hemmen können, vor (Kammann et al., 2001; Wu et al., 2010).

Einige Studien haben nachgewiesen, dass eine N-Düngung die CH_4 -Aufnahmerate des Bodens hemmen kann (Gauder et al., 2012; Hütsch, 1996; Mosier et al., 1991). Dieser Effekt kann bei diesen Untersuchungen nicht beobachtet oder nachgewiesen werden. Denn unmittelbar nach der Beweidung mit Schafen im Februar auf G1, konnten keine Flussraten ermittelt werden. Das könnte bedeuten, dass kein CH_4 -Austausch stattgefunden hat, was zu der Konsequenz führt, dass die Methanoxidation eventuell doch gehemmt wurde. Es könnte aber auch sein, dass wie bei Kammann et al. (2001) und Glatzl und Stahr (2001) keine Hemmung durch die Düngung stattfindet und lediglich aus methodischen Gründen kein Wert ermittelt werden konnte.

Prinzipiell unterscheiden sich trotz sehr verschiedener Vegetation die CH_4 -Flussraten nicht signifikant, außer im Herbst, wo G2 mehr CH_4 aufnimmt als G1. Dies könnte mit den Entwicklungsstadien der Vegetation zusammenhängen, die den Methanverbrauch und die Methanproduktion eventuell beeinflussen.

Das Mähen von G1 scheint keinen Einfluss auf die CH_4 -Aufnahmerate zu haben, da sie sich zu den Zeitpunkten nicht von G2 unterscheidet.

Die untersuchten Bodenparameter unterscheiden sich zwischen G1 und G2 nicht stark, außer bei der EC. Die EC hebt sich in G2 deutlich von der in G1 ab, mit höheren Werten und stärkeren Schwankungen. Dies könnte eventuell durch den Grundwassereinfluss in G2 zu erklären sein, da G2 näher am Bachlauf liegt als G1. Eine andere Ursache könnte die unterschiedliche Vegetation sein, bei deren Zersetzung unterschiedlich stark Ionen freigesetzt werden.

Die Regressionsanalyse führt weder beim einfachen noch beim multiplen Modell zu einer guten Vorhersagekraft. Ähnlich wie bei Kammann et al. (2001) zeigt der Pearson-Korrelationskoeffizient, dass mit zunehmender Temperatur und abnehmender Bodenfeuchte der Boden tendenziell mehr CH_4 aufnimmt. Jedoch ist dieser Zusammenhang nicht signifikant entgegen der Beobachtungen von Wu et al. (2010), wo mittels der beiden Parameter 68 % der CH_4 -Flussraten erklärt werden können.

Da keine signifikanten Prädiktoren identifiziert werden konnten, ist naheliegend, dass andere Faktoren, wie z.B. Textur, stärker über die CH_4 -Austauschraten bestimmen als Bodenfeuchte, -temperatur, EC, C- und N-Gehalt.

Beide Grünlandtransekte emittieren überwiegend N_2O , nur an wenigen Tagen findet eine Aufnahme statt. Generell emittiert G2 mehr als G1 und diese Unterschiede sind im Sommer sowie Herbst signifikant. Ein saisonaler Verlauf ist nicht zu erkennen. Dabei liegen die Flussraten in etwa dem gleichen Wertebereich wie bei Glatzl und Stahl (2001).

Die N_2O -Emissionen sind im Winter in G2 besonders auffällig hoch, was in Zusammenhang mit Frost und Tauereignissen zu tun haben könnte, wie bereits bei den Ackerböden beschrieben wurde. Die höchsten Emissionen treten im Winter und Frühling auf, wo die Bodenfeuchte in beiden Grünlandtransekten am höchsten ist (Glatzel und Stahr, 2001; Mosier et al., 1993; Smith et al., 2003).

Der Einfluss durch die Beweidung der Schafe ist nicht erkennbar. Nach Mosier et al. (1991) und Liu et al. (2014) erhöht eine Düngung die N_2O -Emissionen, wohingegen Glatzl und Stahl (2001) keinen Effekt beobachten. Auffällig ist, dass in G1 nach der Beweidung eine N_2O -Aufnahme in den folgenden Wochen (letzte und höchste am 04.03.14) auftritt. Dies könnte Zufall sein oder hängt doch mit der Beweidung zusammen. Eventuell wird für die Abbauprozesse von Harnstoff und Kot das N_2O aus der Atmosphäre als Sauerstofflieferant aufgenommen, da außerdem zu diesem Zeitpunkt der Bodenwassergehalt bei 50 Vol.-% liegt und somit möglicherweise nicht genügend Sauerstoff vorhanden ist (Ryden, 1981). Eine N_2O -Aufnahme könnte in Zusammenhang mit geringen Konzentrationen von Nitrat (NO_3^-) und anorganischem N (Glatzel und Stahr, 2001; Ryden, 1981) stehen.

Ob die Mahdtermine einen Einfluss auf die N_2O -Flussraten haben ist aufgrund von Datenlücken schwer zu sagen. Dies sollte im kommenden Jahr genauer untersucht werden.

Wie bei Glatzl und Stahl (2001) sind die Bodenparameter sehr schwach bzw. nicht mit den N_2O -Flussraten korreliert. Keiner der ermittelten Parameter steuert einen signifikanten Erklärungsanteil bei. In anderen Studien korrelieren die N_2O -Austauschraten mit der Temperatur (Liu et al., 2014; Smith et al., 2003) oder Bodenfeuchte (Mosier et al., 1993) oder $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration (Liu et al., 2014). Eventuell wäre es sinnvoll bestimmte Bereiche der Bodenparameter separat zu betrachten sowie weitere Bodenparameter wie z.B. gelöste Stickstoffverbindungen im Bodenwasser zu analysieren.

4.3 Wald

Der Verlauf der CO_2 -Emissionsraten ist denen des Ackers sehr ähnlich, besonders von W1. Es ist ein typischer saisonaler Verlauf zu erkennen mit geringen Emissionen im Winter, steigenden Emissionen mit steigender Lufttemperatur im Frühling, bis hin zu einem absoluten Maximum Ende Juli und danach rasch abfallenden Emissionsraten im Herbst (ähnlich wie bei Borken et al., 1999; Davidson et al., 1998).

Während des Winters unterscheiden sich die CO_2 -Emissionen der drei Waldtransekte noch nicht, aber ab Frühling sind sie in W1 signifikant höher als in den beiden anderen. Dies könnte mit der Hangposition und unterschiedlichen Krautschicht zusammenhängen. W1 liegt auf der Kuppe und die Krautschicht besteht aus Gräsern, während W2 und W3 keine Krautschicht aufweisen, außer im Frühling einige Maiglöckchen. Demnach wird wohl in W1 ein dichteres Wurzelsystem vorhanden sein, bestehend aus den feinen Graswurzeln im Oberboden. Epron et al. (1999) wies in einem Buchenwald nach, dass generell die Wurzelatmung 60 % zur CO_2 -Emissionen beitragen kann. Darüber hinaus kommt die Zellatmung der Gräser zu den gemessenen Emissionen hinzu, wohingegen in W2 und W1 aufgrund überwiegend fehlender Krautschicht der direkte Gasaustausch zwischen nackter Bodenoberfläche und Atmosphäre ermittelt wird.

Die Grasschicht ist wohl in W1 vorhanden aufgrund der besseren Lichtverhältnisse, da das Baumkronendach weniger dicht erscheint als in W2 und W3. Daher ist der (positive) Einfluss der Temperatur in W1 sehr deutlich zu erkennen. Sie kann in W1 mittels der exponentiellen Regression 67 % der CO_2 -Schwankungen erklären (ähnlich wie bei Davidson et al., 1998). In W2 und W3 hat die Temperatur auch einen signifikanten aber schwächeren Einfluss, da sie nur 12 % bis 15 % beschreiben kann. Somit spielen in W2 und W3 andere Faktoren eine wichtigere Rolle als die Bodentemperatur.

Ein weiterer entscheidender Einflussfaktor im Wald ist die Bodenfeuchte, denn sie wird zum limitierenden Faktor. Der Wald weist die trockensten Böden im Untersuchungsgebiet vor. Die Korrelationsprüfung zeigt einen negativen Zusammenhang an, d.h. mit abnehmender Feuchte nehmen die Emissionen zu. Dieser Zusammenhang ist jedoch sehr schwach und hat lediglich in W1 einen signifikanten Einfluss bei der einfachen Regression. Dies wird wohl daran liegen, dass die Daten differenziert in bestimmten Bereichen der Bodenfeuchte hätten analysiert werden müssen. Z. B. zeigen Rey et al. (2002), dass die Bodenatmung bei einem Wassergehalt von $> 20 \text{ Vol.-%}$ sehr gut mit der Temperatur korreliert und bei einem Wassergehalt $< 20 \text{ Vol.-%}$ korrelieren sie gut mit dem Wassergehalt (ähnliches zeigen auch

Xu und Qi, 2001). Daher empfehlen Xu und Qi (2001) die Daten anhand der Bodenfeuchte neu zu gruppieren, um Vorhersagemodelle zu erstellen. Dass die Bodenfeuchte zum bestimmenden Faktor wird, ist im Spätsommer und Herbst in Abbildung 5 und 13 zu erkennen. Die geringen CO₂-Emissionen am 26.06.14 trotz hoher Temperaturen werden mit der sehr geringen Bodenfeuchte von ca. 6 % zusammenhängen und der damit gehemmten mikrobiellen Aktivität und heterotrophen Respiration (Borken et al., 1999; Rey et al., 2002; Smith et al., 2003; Xu und Qi, 2001). Denn anschließend beginnen die Emissionen mit steigender Bodenfeuchte, ausgelöst durch Niederschläge, wieder zu steigen. Mehrere Studien von Waldstandorten in unterschiedlichen Klimazonen haben nachgewiesen, dass nach einer Trockenperiode die Bodenatmung bzw. CO₂-Emissionen pulsartig reagieren (Borken et al., 1999; Rey et al., 2002; Werner et al., 2007). Dies ist nach den starken Niederschlagsereignissen am 24.07.14 und 28.07.14 zu beobachten, wo alle drei Waldtransekte ihre maximalen Emissionsraten am 29.07.14 erreichen. Danach fallen die Emissionsraten sowie Bodenfeuchte stark ab, bis sich am 27.08.14 wieder aufgrund der vorherigen, stärkeren Niederschläge ein relatives Maximum für Bodenfeuchte und CO₂-Emission gleichzeitig ausbildet. Gleiches gilt für das relative Maximum am 23.09.14.

Die stepwise-Methode für die multiple lineare Regression identifiziert nicht für alle drei Waldtransekte die gleichen Prädiktoren. Allen gemein ist der signifikante Beitrag der Bodentemperatur. Daneben haben Niederschlagsmenge/Bodenfeuchte und EC einen signifikanten Anteil, jedoch führen diese Parameter in W2 und W3 nicht zu einer Modellgüte über 50 %. Dies könnte daran liegen, dass der Einfluss der Hangposition durch schnelleres Abführen von Wasser und Austrag von Nährstoffen die Effekte von Temperatur überlagert. Nach Smith et al. 2003 weisen außerdem besonnte Standorte (W1, lichter Baumkronendach) höhere CO₂-Emissionen auf als beschattete (W2, W3), obwohl sie die gleiche mittlere Temperatur aufweisen wegen unterschiedlichen täglichen Temperaturamplituden.

Neben hohen Bodentemperaturen und geringer Bodenfeuchte identifizieren Xu und Qi (2001) den Gehalt an organischer Substanz als Haupteinflussfaktoren. Außerdem korrelieren bei Xu und Qi (2001) die mikrobielle Biomasse, Wurzelbiomasse, Magnesium-Gehalt und N-Gehalt positiv mit den CO₂-Emissionen, wohingegen Bodendichte und pH negativ mit den Flussraten korreliert sind.

Die jährlich emittierten CO₂-Mengen (W1 = 9 tC*ha⁻¹*yr⁻¹; W2 und W3 = 4 tC*ha⁻¹*yr⁻¹) sind geringer als die im australischen, subtropischen Regenwald mit 11 tC*ha⁻¹*yr⁻¹ (Rowlings et al., 2012), aber im Rahmen von gemäßigten Laubwäldern wie z. B. bei Epron et al. (1999) mit 6,6 tC*ha⁻¹*yr⁻¹, Davidson et al. (1998) mit 7,2 tC*ha⁻¹*yr⁻¹ und Goulden et al. (1996) mit 9,6 tC*ha⁻¹*yr⁻¹.

Alle drei Waldtransekte fungieren über den gesamten Untersuchungszeitraum als CH₄-Senke wie es bei einem Waldstandort zu erwarten war (Brumme und Borken, 1999; Castro et al., 1995; Rosenkranz et al., 2006; Steinkamp et al., 2001). Dabei unterscheiden sich die Aufnahmeraten zwischen den Waldtransekten je nach Jahreszeit signifikant. Dabei nimmt W2 prinzipiell weniger CH₄ auf als die beiden anderen Transekte, außer im Winter.

Einen klaren saisonalen Verlauf wie bei den CO₂-Emissionen zeigen die CH₄-Aufnahmeraten nicht, obwohl diese ebenfalls von der mikrobiellen Aktivität abhängig sind (schwache Korrelation mit CO₂-Emissionen: W1 R = -0,68; W2 R = -0,27). Lediglich ist zu vermerken, dass im Winter weniger CH₄ aufgenommen wird als im Sommer, wie z. B. bei Steinkamp et al. (2001) oder Dörr et al. (1993). Wie bei Castro et al. (1995) sind die geringsten Aufnahmeraten im Winter/Frühling zu verzeichnen und beginnen im April (spätes Frühjahr) zu steigen, bis sie im Sommer/frühen Herbst ihre Maximalraten erreichen. Dabei sind die Aufnahmeraten von Castro et al. (1995) und Steinkamp et al. (2001) etwas höher als von dieser Untersuchung (z. B. mittlere jährliche Aufnahmerate für Steinkamp et al. (2001) = 76,5 µg*m⁻²*h⁻¹; W1-W3 = 36,9 µg*m⁻²*h⁻¹ bis 55,4 µg*m⁻²*h⁻¹). Da der Wald auch im Winter bei niedrigen Temperaturen um die 0°C und gleichzeitig bei den höchsten Wassergehalten als Senke fungiert, bedeutet dies, dass zumindest ein Teil von den dafür verantwortlichen Mikroorganismen an diese Temperatur- und Feuchtebereiche angepasst zu sein scheinen (Steinkamp et al., 2001).

Ursache für die höheren Aufnahmeraten sind die im Sommer höheren Temperaturen und niedrigeren Bodenfeuchten. Die Korrelation ergibt, dass mit steigender Temperatur und sinkender Bodenfeuchte die Aufnahme zunimmt, wobei die Bodenfeuchte einen größeren Einfluss zu haben scheint aufgrund des größeren Korrelationskoeffizienten und adj. R² der linearen Regression (ähnliche Ergebnisse bei Castro et al., 1995; Steinkamp et al., 2001). Weitere Einflussfaktoren können sein, die N-Mineralisationsrate (siehe auch Sitaula et al., 1995), NO₃⁻ sowie Wassergehalte der organischen Auflage (Rosenkranz et al., 2006), die Bodengasdurchlässigkeit bedingt durch Textur und Wassergehalt (Dörr et al., 1993), die Basensättigung, pH, totaler N-Gehalt, Menge an organischer Auflage, Bodendichte (Brumme

und Borken, 1999) und die Hangposition (Gulledge und Schimel, 2000). Der Aspekt der Hangposition könnte bei diesen Untersuchungen auch Einfluss haben, wie schon bei den CO₂-Emissionen erwähnt, der sich aber nicht konkret nachweisen lässt. In W2, der am steilen Mittelhang liegt, ist die EC deutlich geringer als in W1, welches zugleich für W2 der einzige signifikante Prädiktor (adj. R² = 0,34) für die CH₄-Flussraten ist. Da die EC indirekt mit der Bodenfeuchte zusammenhängt, könnte es sein, dass die EC in W2 niedriger ist, da ein schnellerer Wasserabfluss aufgrund der steilen Neigung stattfindet und somit wichtige Ionen (NO₃⁻, NH₄⁺) ausgewaschen werden. Deshalb führt wohl in W2 und W3 die EC zu einer besseren Modellgüte der einfachen linearen Regression als die Bodentemperatur.

Bei der Durchführung der multiplen linearen Regression lassen sich für alle drei Waldtransekte nicht die gleichen Prädiktoren identifizieren. Jedoch können in W1 mittels Bodenfeuchte, EC und Temperatur 82 % der Variabilität der CH₄-Gasflüsse erklärt werden. Dagegen liegt die Modellgüte für W3 lediglich bei 50 % und für W2 bei 34 %. Eventuell unterscheidet sich neben Hangposition die Bodengasleitfähigkeit oder die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft aufgrund der unterschiedlichen Krautschicht.

Die ermittelte Menge an CH₄, die über das gesamte Jahr aufgenommen wird, liegt mit 4,47±0,8 kgCH₄*ha⁻¹*yr⁻¹ etwa im Wertebereich anderer Studien, wie Dörr et al. (1993) mit 5,2 kgCH₄*ha⁻¹*yr⁻¹, Rosenkranz et al. (2006) mit 7,79 kgCH₄*ha⁻¹*yr⁻¹, Brumme und Borken (1999) mit 1,34 kgCH₄*ha⁻¹*yr⁻¹ im Buchen-Eichenmischwald oder 2,48 kgCH₄*ha⁻¹*yr⁻¹ im Buchenwald. Steinkamp et al. (2001) konnte mittels eines automatisierten Messsystems keinen signifikanten Tagesgang der CH₄-Flussraten identifizieren. Daraus lässt sich schließen, dass die ermittelte Jahresmenge an CH₄ wahrscheinlich realistischer ist, als die des CO₂, da dieses eine starke Tagesamplitude aufweist, wie Xu und Qi (2001) und Chatskikh und Olesen (2007) belegen.

Die Waldböden stellen entgegen anderer Untersuchungen in gemäßigten und tropischen Waldökosystemen (Breuer et al., 2000; Butterbach-Bahl et al., 1997; Kesik et al., 2005; Papen und Butterbach-Bahl, 1999) keine reine Quelle für N₂O dar. Im Laufe des Untersuchungszeitraums schwanken die Flussraten zwischen Aufnahme und Emission. Dabei zeigen sie keinen klaren saisonalen Verlauf wie es z.B. bei Papen und Butterbach-Bahl (1999) der Fall war. Insgesamt liegen für die N₂O-Flussraten die wenigsten Werte vor, da an vielen Tagen aus methodischen Gründen keine Flussraten bestimmt werden konnten. So liegen von 47 Beprobungstagen in W1 30, in W2 28 und in W3 36 Werte vor. Davon sind in W2 etwa

die Hälfte (13), in W1 und W3 etwa 1/3 der Werte Aufnahmeraten. Das führt dazu, dass die Standorte je nach Jahreszeit im Mittel unterschiedlich als Netto-Senke oder -Quelle fungieren. Alle drei Waldstandorte sind im Sommer schwache Quellen mit einer maximalen mittleren Flussrate von $7,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ (W3). Als stärkste Senke fungiert W3 im Frühling mit $-23,53 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$.

Relativ hohe Emissionen sind Ende November zu verzeichnen, was mit den Frost- und Tauereignissen in diesem Zeitraum zusammenhängen könnte (Papen und Butterbach-Bahl, 1999), wie schon in den anderen Landnutzungen thematisiert wurde. Weitere hohe N_2O -Emissionen treten in W1 und W2 Ende Februar und März auf, bei gleichzeitig sehr großen Aufnahmeraten in W3. Die Unterschiede könnten durch unterschiedliche mikrobielle Aktivität hervorgerufen worden sein. N_2O -Flussraten setzen sich aus dem Verhältnis des N_2O -Konsums und der -Produktion zusammen. D.h. in W1 und W2 überwiegt im Februar/März der N_2O -Produktion und in W3 der Verbrauch. Bei Butterbach-Bahl et al. (1998) wird die N_2O -Aufnahme auf die geringen NO_3^- -Konzentration im Boden zurückgeführt, weil dann NO_3^- als Elektronenakzeptor für die Denitrifikation fehlt, sodass atmosphärisches N_2O als Elektronenakzeptor benötigt wird. Dies könnte in den Waldtransekten ebenfalls der Fall sein, da diese Standorte trockene, nährstoffarme Braunerde-Ranker mit den weitesten C/N-Verhältnissen und der geringsten EC im Vergleich zu den anderen Landnutzungen sind. Darüber hinaus weist W3 die stärkste Hangneigung auf, was einen raschen (oberirdischen und unterirdischen) Wasserabfluss zur Folge haben könnte und somit N-Verbindungen schneller ausgewaschen werden könnten.

Die Untersuchungen von Rosenkranz et al. (2006) zeigen einen mediterranen Pinienwald der insgesamt als leichte Netto-Senke für N_2O fungiert mit der gleichen Begründung wie Butterbach-Bahl et al. (1998) gibt. Eine weitere ihrer Hypothesen zur N_2O -Aufnahme ist, dass in gut belüfteten, N-limitierten Böden aufgrund der aeroben Nitrifikation durch heterotrophen Nitrifizierer eine Aufnahme stattfindet. Nach Wrage et al. (2001) findet die aerobe Denitrifikation im Boden bei hoher Sauerstoffkonzentration, geringem N- aber hohen C-Gehalten statt. Diese Bedingungen liegen in den drei Waldtransekten vor und können daher potentiell zur N_2O -Senke werden.

Nach den hohen Emissionen und gleichzeitig hohen Aufnahmeraten im Februar/März treten keine weiteren größeren Schwankungen auf. Auch wenn sich die N_2O -Flussraten der drei Waldtransekte unterschiedlich verhalten, sind diese Unterschiede nicht als signifikant einzustufen.

Es konnte für keinen der Waldtransekte eine signifikante Korrelation ermittelt werden. Der Pearson-Korrelationskoeffizient zeigt lediglich einen sehr schwachen negativen Zusammenhang mit der Bodentemperatur und einen sehr schwachen positiven mit der EC. Mittels der multiplen linearen Regression konnte lediglich für W1 ein Modell mit schlechter Modellgüte (adj. $R^2 = 0,14$) errechnet werden. Wahrscheinlich wäre es sinnvoll gewesen, Emission und Aufnahme getrennt zu betrachten, um für diese Prozesse einzeln die Einflussfaktoren aufzudecken.

Papen und Butterbach-Bahl (1999) haben nachgewiesen, dass die N_2O -Flussraten saisonal stark schwanken, aber nicht im Tagesgang mit Ausnahme leichter Tagesschwankungen im Sommer. Daher ist anzunehmen, dass das Hochrechnen auf die Jahresmenge prinzipiell zu repräsentativen Werten führen wird. Bei Breuer et al. (2000) werden im Jahr 3,75 bis 5,36 $kgN*ha^{-1}*yr^{-1}$ und bei Papen und Butterbach-Bahl (1999) 5,1 $kgN*ha^{-1}*yr^{-1}$ emittiert. Dahingegen werden in W3 lediglich 0,02 $kgN*ha^{-1}*yr^{-1}$ und in W1 0,63 $kgN*ha^{-1}*yr^{-1}$ abgegeben. Da die Flussraten so stark schwanken, werden die Emissionen während des Untersuchungszeitraums durch die Aufnahmen stark ausgeglichen.

4.4 Vergleich der Landnutzungen

Die Untersuchung hat gezeigt, dass sich die Landnutzungen bezüglich ihrer Bodengasemissionen stark unterscheiden können. Die größten Unterschiede werden zwischen dem Acker und Wald aufgedeckt. Der Acker emittiert alle drei Bodengase über das gesamte Jahr zu jeder Jahreszeit signifikant mehr als der Wald und ist definitiv die stärkste N_2O -Quelle auch in Bezug auf das Grünland. Zeitlich variieren die CO_2 - und CH_4 -Flussraten stärker im Acker als im Wald, was mit den Variationskoeffizienten (siehe Anhang Tabellen 13, 15, 17, 19) belegt werden kann (Papen und Butterbach-Bahl, 1999; Rowlings et al., 2012). Diese sind für die genannten Gase im Acker stets höher als im Wald. Dass sie im Acker zeitlich stärker variieren, ist auf die Bearbeitungsmaßnahmen und damit sich verändernden Bodenbedingungen zurückzuführen. Die Auswirkungen der Düngung sind deutlich in den N_2O - und CO_2 -Emissionen zu sehen. Außerdem sind die Bodenbedingungen im Wald trockener und leicht kühler mit weniger starken Temperaturschwankungen. Die N_2O -Austauschraten sind im Acker zwar deutlich höher, aber variieren zeitlich im Wald stärker aufgrund des Wechsels zwischen Emission und Aufnahme.

Die CO_2 -Emissionen zwischen Acker und Grünland unterscheiden sich in jeder Jahreszeit signifikant, wobei der Acker mehr emittiert als das Grünland. Nur im Herbst ist es umgekehrt.

Die zeitliche Variabilität verhält sich ähnlich bis zum Sommer. Ab dann variieren die CO_2 -Emissionen im Grünland weniger stark als im Acker, was im Acker durch die Ernte und Bodenbearbeitung bedingt ist.

Die CH_4 -Aufnahmeraten verhalten sich im Winter und Frühling auf dem Acker ähnlich wie im Grünland. Im Sommer nimmt das Grünland signifikant weniger auf als der Acker. Im Herbst kehrt sich dieses Verhältnis um. Dies kann durch die fehlende Pflanzenbiomasse und das gestörte Bodenleben aufgrund der Bearbeitung im Acker bedingt sein. Jedoch unterscheiden sich die jährlich aufgenommenen CH_4 -Mengen nicht.

Der Wald ist insgesamt die stärkste Methansenke und ist stets signifikant verschieden von den beiden anderen Landnutzungen. Zeitlich variieren die CH_4 -Aufnahmeraten am wenigsten im Wald zu jeder Jahreszeit.

Obwohl im Wald ein steter Wechsel zwischen N_2O -Emission und -Aufnahme stattfindet, unterscheidet sich der Wald zu keinem Zeitpunkt signifikant vom Grünland. Demnach sind die N_2O -Emissionen im Grünland nicht sehr groß, was darauf hinweist, dass prinzipiell die N_2O -Produktion nur leicht den Verbrauch überwiegt.

Die kleinräumigen, als signifikant identifizierten, Unterschiede der CO_2 - und CH_4 -Flussraten innerhalb der Landnutzungen hängen im Grünland wohl mit der ungleichen Vegetation, im Acker mit den verschiedenen Vitalitätszuständen des Getreides und eventuell der Hangposition und im Wald mit der Krautschicht und Hangposition zusammen. Daher können überwiegend für die Transekte innerhalb einer Landnutzung keine einheitlichen Prädiktoren für die einzelnen Gasflüsse bestimmt werden.

Abgesehen von der unterschiedlichen Vegetation (und daraus resultierenden unterschiedlich starken Eingriffe des Menschen) werden die ungleichen Bodentypen (siehe Kapitel 2.1.1) und damit verbundenen Bodeneigenschaften für die Unterschiede zwischen den Landnutzungen verantwortlich sein. Für die Regressionsanalysen fehlten diverse Bodenparameter (z.B. Bodenart, Porengrößenverteilung usw.), die nachträglich noch bestimmt werden sollten, um einen besseren Vergleich zwischen den Transekten und mit anderer Literatur zu ermöglichen. Eine differenziertere Betrachtung der Bodeneigenschaften erscheint sinnvoll, da die Regressionsanalysen teilweise, insbesondere für N_2O -Flussraten, keine zufriedenstellenden Ergebnisse ergeben haben.

5. Fazit

Für den Untersuchungszeitraum lässt sich zusammenfassend sagen, dass der Acker am Vollnkirchener Bach die **stärkste N₂O-Quelle wegen seiner Düngungen** ist, wobei die Emissionen nach der ersten Düngung die größten Anteile an der jährlich emittierten Menge haben.

Das **Grünland emittiert CO₂ in der gleichen Größenordnung wie der Acker, aber fungiert lediglich als sehr schwache N₂O-Quelle**. Acker und Grünland stellen gleichermaßen eine eher schwache CH₄-Senke dar. Der **Einfluss der Managementmaßnahmen, wie Beweidung und Mahd lassen sich nicht konkret nachweisen**, was entweder bedeutet, dass diese keine kurzfristigen, signifikanten Auswirkungen auf den Bodengashaushalt haben oder aus methodischen Gründen nicht nachgewiesen werden konnten, da genaue Bearbeitungstermine nicht bekannt waren.

Der **Laubwald ist die schwächste N₂O-Quelle** aufgrund der unerwarteten Aufnahmeraten. Bisher wurden Wälder nur als N₂O-Quellen eingestuft, doch diese Untersuchung zeigt, dass sie zumindest **kurzzeitig als Senke fungieren können** und dadurch ihr **Quellenpotential eventuell bisher überschätzt wurde**. Der **Wald repräsentiert außerdem die größte CH₄-Senke** und lässt wegen seiner **geringen CO₂-Emissionen** vermuten, dass er unter **Miteinbeziehung der Photosyntheseleistung zusätzlich eine CO₂-Senke darstellt**. Somit bergen Wälder und ihre Böden ein großes Potential als Speicher für die betrachteten Treibhausgase zu agieren.

Für die Zukunft wäre es von Interesse einen direkten Vergleich der zwei Beprobungsmethoden durchzuführen, um die Genauigkeit der Mischprobenahme für dieses Untersuchungsgebiet zu überprüfen und zu quantifizieren. Darüber hinaus könnten kontinuierlich erhobene Bodenparameter, wie Stickstoffverfügbarkeit oder Anteil organischer Substanz, mehr Aufschluss über die Ursachen der Flussraten geben.

Literaturverzeichnis

- Arias-Navarro, C., Díaz-Pinés, E., Kiese, R., Rosenstock, T.S., Rufino, M.C., Stern, D., Neufeldt, H., Verchot, L.V., Butterbach-Bahl, K., 2013. Gas pooling: A sampling technique to overcome spatial heterogeneity of soil carbon dioxide and nitrous oxide fluxes. *Soil Biol. Biochem.* 67, 20–23. doi:10.1016/j.soilbio.2013.08.011
- Bahn, M., Knapp, M., Garajova, Z., Pfahringer, N., Cernusca, A., 2006. Root respiration in temperate mountain grasslands differing in land use. *Glob. Change Biol.* 12, 995–1006. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01144.x
- Barton, L., Kiese, R., Gatter, D., Butterbach-Bahl, K., Buck, R., Hinz, C., Murphy, D.V., 2008. Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. *Glob. Change Biol.* 14, 177–192. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01474.x
- Borken, W., Xu, Y.-J., Brumme, R., Lamersdorf, N., 1999. A Climate Change Scenario for Carbon Dioxide and Dissolved Organic Carbon Fluxes from a Temperate Forest Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1848. doi:10.2136/sssaj1999.6361848x
- Bremer, D.J., Ham, J.M., Owensby, C.E., Knapp, A.K., 1998. Responses of Soil Respiration to Clipping and Grazing in a Tallgrass Prairie. *J. Environ. Qual.* 27, 1539. doi:10.2134/jeq1998.00472425002700060034x
- Bremner, J.M., 1997. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 49, 7–16. doi:10.1023/A:1009798022569
- Breuer, L., Papen, H., Butterbach-Bahl, K., 2000. N₂O emission from tropical forest soils of Australia. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 105, 26353–26367. doi:10.1029/2000JD900424
- Brumme, R., Borken, W., 1999. Site variation in methane oxidation as affected by atmospheric deposition and type of temperate forest ecosystem. *Glob. Biogeochem. Cycles* 13, 493–501. doi:10.1029/1998GB900017
- Burton, D.L., Beauchamp, E.G., 1994. Profile Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Concentrations in a Soil Subject to Freezing. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 115. doi:10.2136/sssaj1994.03615995005800010016x
- Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Breuer, L., Papen, H., 1997. Fluxes of NO and N₂O from temperate forest soils: impact of forest type, N deposition and of liming on the NO and N₂O emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 48, 79–90. doi:10.1023/A:1009785521107
- Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Huber, C., Kreutzer, K., Papen, H., 1998. Impact of N-input by wet deposition on N-trace gas fluxes and CH₄-oxidation in spruce forest ecosystems of the temperate zone in Europe. *Atmos. Environ.* 32, 559–564. doi:10.1016/S1352-2310(97)00234-3
- Castro, M.S., Steudler, P.A., Melillo, J.M., Aber, J.D., Bowden, R.D., 1995. Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate forest soils. *Glob. Biogeochem. Cycles* 9, 1–10. doi:10.1029/94GB02651
- Chapuis-Lardy, L., Wrage, N., Metay, A., Chotte, J.-L., Bernoux, M., 2007. Soils, a sink for N₂O? A review. *Glob. Change Biol.* 13, 1–17. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01280.x
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., 2007. Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. *Soil Tillage Res.* 97, 5–18. doi:10.1016/j.still.2007.08.004
- Chen, H., Fan, M., Kuzyakov, Y., Billen, N., Stahr, K., 2014. Comparison of net ecosystem CO₂ exchange in cropland and grassland with an automated closed chamber system. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 98, 113–124. doi:10.1007/s10705-014-9600-6
- Chou, W.W., Silver, W.L., Jackson, R.D., Thompson, A.W., Allen-Diaz, B., 2008. The sensitivity of annual grassland carbon cycling to the quantity and timing of rainfall. *Glob. Change Biol.* 14, 1382–1394. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01572.x
- Christensen, S., Christensen, B.T., 1991. Organic matter available for denitrification in different soil fractions: effect of freeze/thaw cycles and straw disposal. *J. Soil Sci.* 42, 637–647. doi:10.1111/j.1365-2389.1991.tb00110.x
- Christiansen, J.R., Korhonen, J.F.J., Juszczak, R., Giebels, M., Pihlatie, M., 2011. Assessing the effects of chamber placement, manual sampling and headspace mixing on CH₄ fluxes in a laboratory experiment. *Plant Soil* 343, 171–185. doi:10.1007/s11104-010-0701-y

- Ciais, P., C. Sabine, G. Bala, L. Bopp, V. Brovkin, J. Canadell, A. Chhabra, R. DeFries, J. Galloway, M. Heimann, C. Jones, C. Le Quéré, R.B. Myneni, S. Piao and P. Thornton, 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles., in: *Climate Change 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 and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 465–570. doi:10.1017/CBO9781107415324.015.
- Costa, K.H., Groffman, P.M., 2013. Factors Regulating Net Methane Flux by Soils in Urban Forests And Grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77, 850. doi:10.2136/sssaj2012.0268n
- Craine, J.M., Wedin, D.A., 2002. Determinants of growing season soil CO₂ flux in a Minnesota grassland. *Biogeochemistry* 59, 303–313. doi:10.1023/A:1016019728665
- Crutzen, P.J., 1979. The Role of NO and NO₂ in the Chemistry of the Troposphere and Stratosphere. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 7, 443–472. doi:10.1146/annurev.ea.07.050179.002303
- Davidson, E.A., Belk, E., Boone, R.D., 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Glob. Change Biol.* 4, 217–227. doi:10.1046/j.1365-2486.1998.00128.x
- Dormann, Kühn, 2009. *Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften*, 2. Auflage. ed. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung-UFZ.
- Dörr, H., Katruff, L., Levin, I., 1993. Soil texture parameterization of the methane uptake in aerated soils. *Chemosphere, Proceedings of the NATO advanced research workshop* 26, 697–713. doi:10.1016/0045-6535(93)90454-D
- Epron, D., Farque, L., Lucot, E., Badot, P.-M., 1999. Soil CO₂ efflux in a beech forest: the contribution of root respiration. *Ann. For. Sci.* 56, 289–295. doi:10.1051/forest:19990403
- Frank, A.B., Liebig, M.A., Hanson, J.D., 2002. Soil carbon dioxide fluxes in northern semiarid grasslands. *Soil Biol. Biochem.* 34, 1235–1241. doi:10.1016/S0038-0717(02)00062-7
- Gauder, M., Butterbach-Bahl, K., Graeff-Hönninger, S., Claupein, W., Wiegel, R., 2012. Soil-derived trace gas fluxes from different energy crops – results from a field experiment in Southwest Germany. *GCB Bioenergy* 4, 289–301. doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01135.x
- Glatzel, S., Stahr, K., 2001. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilised grassland in southern Germany. *Plant Soil* 231, 21–35. doi:10.1023/A:1010315416866
- Goulden, M.L., Munger, J.W., Fan, S.-M., Daube, B.C., Wofsy, S.C., 1996. Exchange of Carbon Dioxide by a Deciduous Forest: Response to Interannual Climate Variability. *Science* 271, 1576–1578. doi:10.1126/science.271.5255.1576
- Gulledge, J., Schimel, J.P., 2000. Controls on Soil Carbon Dioxide and Methane Fluxes in a Variety of Taiga Forest Stands in Interior Alaska. *Ecosystems* 3, 269–282. doi:10.1007/s100210000025
- Haas, E., Klatt, S., Fröhlich, A., Kraft, P., Werner, C., Kiese, R., Grote, R., Breuer, L., Butterbach-Bahl, K., 2013. LandscapeDNDC: a process model for simulation of biosphere–atmosphere–hydrosphere exchange processes at site and regional scale. *Landsc. Ecol.* 28, 615–636. doi:10.1007/s10980-012-9772-x
- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., 2001. Vents and seals in non-steady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 675–682. doi:10.1046/j.1365-2389.2001.00415.x
- Hutchinson, G., Mosier, A., 1981. Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous-Oxide Fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 311–316.
- Hütsch, B.W., 1996. Methane oxidation in soils of two long-term fertilization experiments in Germany. *Soil Biol. Biochem.* 28, 773–782. doi:10.1016/0038-0717(96)88925-5
- Jambert, C., Delmas, R., Serça, D., Thouron, L., Labroue, L., Delprat, L., 1997. N₂O and CH₄ emissions from fertilized agricultural soils in southwest France. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 48, 105–114. doi:10.1023/A:1009791727513
- Jungkunst, H.F., Freibauer, A., Neufeldt, H., Bareth, G., 2006. Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany— a synthesis of available annual field data. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 341–351. doi:10.1002/jpln.200521954
- Kammann, C., Grünhage, L., Jäger, H.-J., Wachinger, G., 2001. Methane fluxes from differentially managed grassland study plots: the important role of CH₄ oxidation in grassland with a high

- potential for CH₄ production. *Environ. Pollut.* 115, 261–273. doi:10.1016/S0269-7491(01)00103-8
- Kesik, M., Ambus, P., Baritz, R., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Damm, M., Duyzer, J., Horváth, L., Kiese, R., Kitzler, B., Leip, A., Li, C., Pihlatie, M., Pilegaard, K., Seufert, S., Simpson, D., Skiba, U., Smiatek, G., Vesala, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2005. Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils. *Biogeosciences* 2, 353–375. doi:10.5194/bg-2-353-2005
- Kessavalou, A., Mosier, A.R., Doran, J.W., Drijber, R.A., Lyon, D.J., Heinemeyer, O., 1998. Fluxes of Carbon Dioxide, Nitrous Oxide, and Methane in Grass Sod and Winter Wheat-Fallow Tillage Management. *J. Environ. Qual.* 27, 1094. doi:10.2134/jeq1998.00472425002700050015x
- Köhler, W., Schachtel, G., Voleske, P., 2012. Biostatistik: Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler, Auflage: 5. Aufl. 2012. ed. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg.
- Kraft, P., Vaché, K.B., Frede, H.-G., Breuer, L., 2011. CMF: A Hydrological Programming Language Extension For Integrated Catchment Models. *Environ. Model. Softw.* 26, 828–830. doi:10.1016/j.envsoft.2010.12.009
- Liu, X., Qi, Y., Dong, Y., Peng, Q., He, Y., Sun, L., Jia, J., Cao, C., 2014. Response of soil N₂O emissions to precipitation pulses under different nitrogen availabilities in a semiarid temperate steppe of Inner Mongolia, China. *J. Arid Land* 6, 410–422. doi:10.1007/s40333-013-0211-x
- Livingston, G.P., Hutchinson, G.L., 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error, in: Matson & Harriss, 2009: Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water. pp. 14–51.
- Lotz, K., 1995. Einführung in die Geologie des Landes Hessen. Hitzeroth, Marburg.
- Mosier, A.R., Klemmedtsson, L.K., Sommerfeld, R.A., Musselman, R.C., 1993. Methane and nitrous oxide flux in a Wyoming subalpine meadow. *Glob. Biogeochem. Cycles* 7, 771–784. doi:10.1029/93GB02561
- Mosier, A., Schimel, D., Valentine, D., Bronson, K., Parton, W., 1991. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature* 350, 330–332. doi:10.1038/350330a0
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestad, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang, 2013. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, in: Climate Change 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 and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 659–740, doi:10.1017/CBO9781107415324.018.
- Nakano, T., Shinoda, M., 2014. Spatial variability of photosynthetic production and ecosystem respiration on a hundred-kilometer scale within a Mongolian semiarid grassland. *J. Agric. Meteorol.* 70, 105–116. doi:10.2480/agrmet.D-13-00026
- Papen, H., Butterbach-Bahl, K., 1999. A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany: 1. N₂O emissions. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 104, 18487–18503. doi:10.1029/1999JD900293
- Papula, L., 2008. Fehler- und Ausgleichsrechnung, in: Mathematik für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Vieweg+Teubner, pp. 645–733.
- Regina, K., Alakukku, L., 2010. Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil Tillage Res.* 109, 144–152. doi:10.1016/j.still.2010.05.009
- Rey, A., Pegoraro, E., Tedeschi, V., De Parri, I., Jarvis, P.G., Valentini, R., 2002. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Glob. Change Biol.* 8, 851–866. doi:10.1046/j.1365-2486.2002.00521.x
- Rochette, P., 2011. Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N₂O emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 141–146. doi:10.1016/j.anifeedsci.2011.04.063

- Rochette, P., Flanagan, L.B., Gregorich, E.G., 1999. Separating Soil Respiration into Plant and Soil Components Using Analyses of the Natural Abundance of Carbon-13. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1207. doi:10.2136/sssaj1999.6351207x
- Rosenkranz, P., Brüggemann, N., Papen, H., Xu, Z., Seufert, G., Butterbach-Bahl, K., 2006. N₂O, NO and CH₄ exchange, and microbial N turnover over a Mediterranean pine forest soil. *Biogeosciences* 3, 121–133. doi:10.5194/bg-3-121-2006
- Rowlings, D.W., Grace, P.R., Kiese, R., Weier, K.L., 2012. Environmental factors controlling temporal and spatial variability in the soil-atmosphere exchange of CO₂, CH₄ and N₂O from an Australian subtropical rainforest. *Glob. Change Biol.* 18, 726–738. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02563.x
- Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Beese, F., Munch, J.C., 2001. Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 59, 177–191. doi:10.1023/A:1017512205888
- Ryden, J.C., 1981. N₂O exchange between a grassland soil and the atmosphere. *Nature* 292, 235–237. doi:10.1038/292235a0
- Scheffer, F., Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Schachtschabel, P., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M., Welp, G., Thiele-Bruhn, S., 2010. Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde, Auflage: 16. Aufl. 2010. ed. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg; Berlin.
- Schopfer, P., Brennicke, A., 2010. Pflanzenphysiologie. Springer-Verlag.
- Shao, R., Deng, L., Yang, Q., Shanguan, Z., 2014. Nitrogen fertilization increase soil carbon dioxide efflux of winter wheat field: A case study in Northwest China. *Soil Tillage Res.* 143, 164–171. doi:10.1016/j.still.2014.07.003
- Siegel, S., Castellan, N.J., 1988. Nonparametric Statistics for The Behavioral Sciences. McGraw-Hill Humanities/Social Sciences/Languages, New York.
- Sitaula, B.K., Bakken, L.R., Abrahamsen, G., 1995. CH₄ uptake by temperate forest soil: Effect of N input and soil acidification. *Soil Biol. Biochem.* 27, 871–880. doi:10.1016/0038-0717(95)00017-9
- Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J., Rey, A., 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 779–791. doi:10.1046/j.1351-0754.2003.0567.x
- Smith, K.A., Conen, F., 2004. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use Manag.* 20, 255–263. doi:10.1111/j.1475-2743.2004.tb00366.x
- Steinkamp, R., Butterbach-Bahl, K., Papen, H., 2001. Methane oxidation by soils of an N limited and N fertilized spruce forest in the Black Forest, Germany. *Soil Biol. Biochem.* 33, 145–153. doi:10.1016/S0038-0717(00)00124-3
- Unteregelsbacher, S., Gasche, R., Lipp, L., Sun, W., Kreyling, O., Geitlinger, H., Kögel-Knabner, I., Papen, H., Kiese, R., Schmid, H.-P., Dannenmann, M., 2013. Increased methane uptake but unchanged nitrous oxide flux in montane grasslands under simulated climate change conditions. *Eur. J. Soil Sci.* 64, 586–596. doi:10.1111/ejss.12092
- Werner, C., Kiese, R., Butterbach-Bahl, K., 2007. Soil-atmosphere exchange of N₂O, CH₄, and CO₂ and controlling environmental factors for tropical rain forest sites in western Kenya. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 112, D03308. doi:10.1029/2006JD007388
- Wrage, N., Velthof, G.L., van Beusichem, M.L., Oenema, O., 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1723–1732. doi:10.1016/S0038-0717(01)00096-7
- Wu, X., Yao, Z., Brüggemann, N., Shen, Z.Y., Wolf, B., Dannenmann, M., Zheng, X., Butterbach-Bahl, K., 2010. Effects of soil moisture and temperature on CO₂ and CH₄ soil-atmosphere exchange of various land use/cover types in a semi-arid grassland in Inner Mongolia, China. *Soil Biol. Biochem.* 42, 773–787. doi:10.1016/j.soilbio.2010.01.013
- Xu, M., Qi, Y., 2001. Soil-surface CO₂ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California. *Glob. Change Biol.* 7, 667–677. doi:10.1046/j.1354-1013.2001.00435.x
- Yao, Z., Zheng, X., Xie, B., Liu, C., Mei, B., Dong, H., Butterbach-Bahl, K., Zhu, J., 2009. Comparison of manual and automated chambers for field measurements of N₂O, CH₄, CO₂

- fluxes from cultivated land. Atmos. Environ. 43, 1888–1896. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.12.031
- Zebbarth, B.J., Rochette, P., Burton, D.L., 2008. N₂O emissions from spring barley production as influenced by fertilizer nitrogen rate. Can. J. Soil Sci. 88, 197–205. doi:10.4141/CJSS06006
- Zhou, X., Wan, S., Luo, Y., 2007. Source components and interannual variability of soil CO₂ efflux under experimental warming and clipping in a grassland ecosystem. Glob. Change Biol. 13, 761–775. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01333.x

Internetquellen

- B. Braun Melsungen AG : <http://www.bbraun.de/cps/rde/xchg/bbraun-de/hs.xsl/products.html?id=00020741570002086053&prid=PRID00000511> Stand: 16.10.2014
- Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW): <http://bfw.ac.at/rz/wlv.lexikon?keywin=4428> Stand: 06.09.2014
- Decagon Devices 2014: <http://www.decagon.com/products/soils/volumetric-water-content-sensors/g3-vwc-ec-temp/> Stand: 16.10.2014
- Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. DLR (Hrsg.): <http://www.de-ipcc.de/de/169.php> Stand: 14.11.2014
- Deutscher Wetterdienst (DWD) 2014a: http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU2/KU21/klimadaten/german/temp_8110_fest_html,templateId=raw,property=publicationFile.html/template_8110_fest_html.html Stand: 09.09.2014
- Deutscher Wetterdienst (DWD) 2014b: http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU2/KU21/klimadaten/german/nieder_8110_fest_html,templateId=raw,property=publicationFile.html/nieder_8110_fest_html.html Stand: 09.09.2014
- Deutscher Wetterdienst (DWD) 2014c: <http://www.deutscher-wetterdienst.de/lexikon/index.htm?ID=J&DAT=Jahreszeiten> Stand: 23.10.2014
- Helmholtz-Zentrum Geesthacht(Hrsg.) 2014: http://www.climate-service-center.de/033610/index_0033610.html.de Stand: 09.11.2014
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) 2014a: http://atlas.umwelt.hessen.de/servlet/Frame/atlas/naturschutz/naturraum/karten/m_3_2_1.htm Stand: 07.09.2014
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) 2014b: <http://bodenviewer.hessen.de/viewer.htm> Stand: 09.09.2014
- Gemeinde Hüttenberg 2014: <http://huettenberg.de/rathaus-und-buergerservice/zahlen-daten-fakten/> Stand: 02.12.2014
- Land24 GmbH 2014: http://www.raiffeisen.com/pflanzen/ackermanager/ec_html Stand: 02.10.14

Anhang

Tabelle 10: Ackerbewirtschaftung. Quelle: Schlagdokumentation und eigene Beobachtung

Datum	Maßnahme	Mittel	Bemerkung
01.10.13	Aussaat /Mulchsaat		Triticale 175 kg*ha ⁻¹
13.11.13	PSM	Atlantis, Bacara FORTE	
11.03.14	Dünger	Kalkammonsalpet	54 kgN*ha ⁻¹
01.04.14	Dünger PSM	AHL CCC 720, PRIMUS	53,8 kgN*ha ⁻¹
06.05.14	Dünger PSM	Kalkammonsalpeter 27 Fandango, Cerone 660, Aviator Xpro	40,5 kgN*ha ⁻¹
20.08.14	Ernte		Ertrag 78,4 dt* ha ⁻¹
27.08.14	Kalkung		Eigene Beobachtung
10.09.14	Bodenbearbeitung	Sieht frisch bearbeitet/gegrubbert aus	Eigene Beobachtung
22.09.14	Gärreste		Eigene Beobachtung
25.09.14	Bodenbearbeitung	Sieht frisch bearbeitet/gegrubbert aus	Eigene Beobachtung

Tabelle 11: Menge C und N, die in einem Jahr von den jeweiligen Flächen emittiert bzw. aufgenommen wird

	CO ₂ -Emission [tC*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]	CH ₄ -Aufnahme [kgC*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]	N ₂ O-Emission [kgN*ha ⁻¹ *yr ⁻¹]
A1	20,53	-1,37	13,88
A2	23,08	-1,82	11,28
A3	16,28	-0,63	17,07
G1	19,28	-1,14	0,71
G2	19,49	-1,56	1,18
W1	9,18	-3,50	0,63
W2	4,32	-2,70	0,43
W3	4,38	-3,84	0,02

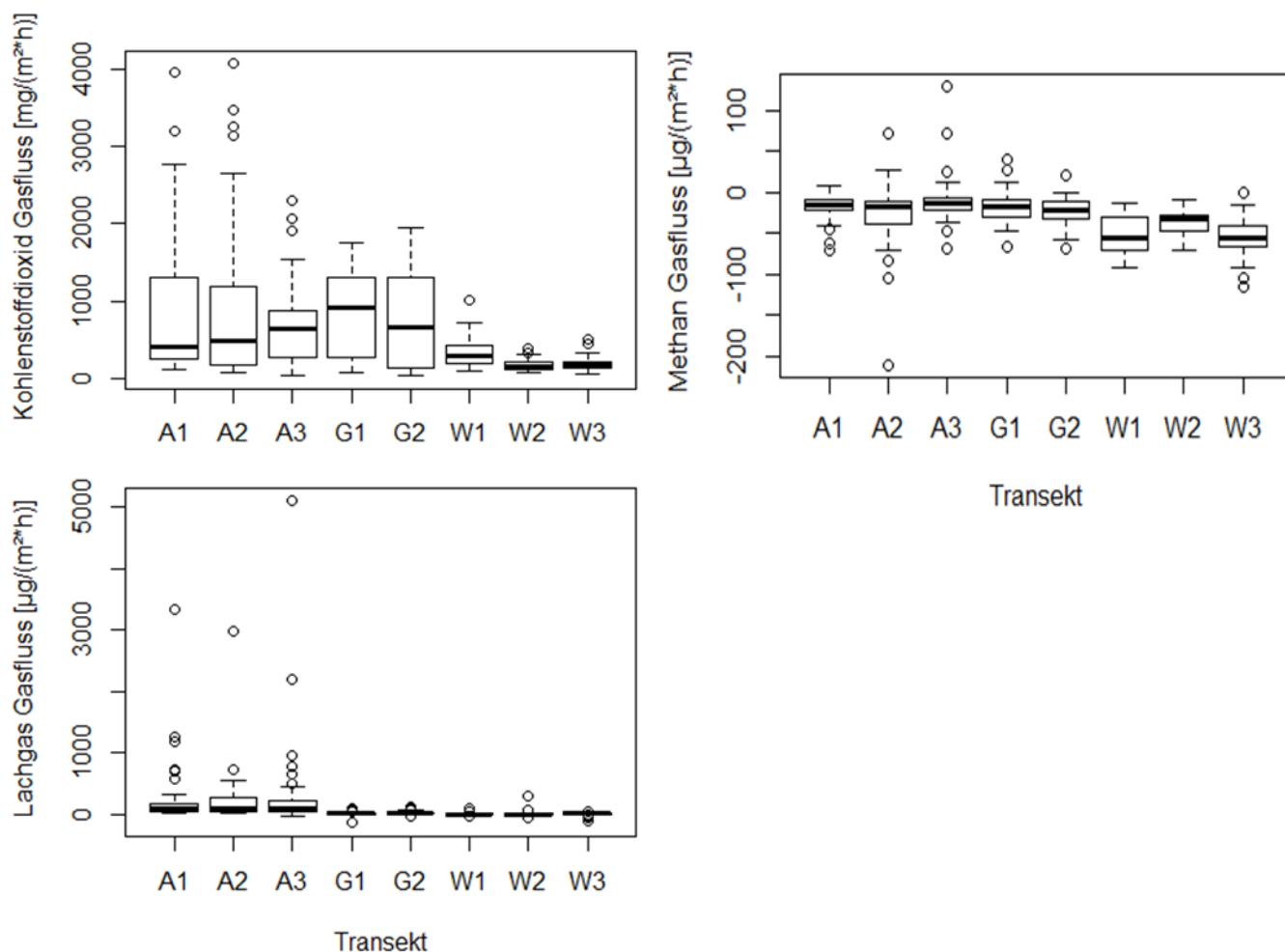


Abbildung 16: Boxplots der Gasflüsse CO₂, CH₄ und N₂O für jedes Transekt. Daten des gesamten Beprobungszeitraumes

R-Output 1: Paarvergleiche der CO₂-Gasflüsse für das gesamte Jahr.

```
> kruskalmc(all$Gasflux_CO2 ~ all$Identifizier, p=0.05)
Multiple comparison test after kruskal-wallis
p.value: 0.05
Comparisons
      obs.dif critical.dif difference
A1-W2 135.273191      70.44196      TRUE
A1-W3 131.613617      70.44196      TRUE
A2-W2 127.953191      70.44196      TRUE
A2-W3 124.293617      70.44196      TRUE
A3-W2 138.993191      70.44196      TRUE
A3-W3 135.333617      70.44196      TRUE
G1-W2 150.063830      71.52297      TRUE
G1-W3 146.404255      71.52297      TRUE
G2-W2 117.379278      71.91063      TRUE
G2-W3 113.719704      71.91063      TRUE
W1-W2  80.106383      71.52297      TRUE
W1-W3  76.446809      71.52297      TRUE
```

R-Output 2: Paarvergleiche der CH₄-Gasflüsse für das gesamte Jahr.

```
> kruskalmc(all$Gasflux_CH4 ~ all$Identifizier, p=0.05)
Multiple comparison test after kruskal-wallis
p.value: 0.05
Comparisons
      obs.dif critical.dif difference
A1-W1 127.271438      68.29957      TRUE
```


A1-W2	89.088274	68.60512	TRUE
A1-W3	140.229578	68.60512	TRUE
A2-W1	104.085579	62.72167	TRUE
A2-W2	65.902415	63.05425	TRUE
A2-W3	117.043720	63.05425	TRUE
A3-W1	150.484724	65.13986	TRUE
A3-W2	112.301561	65.46017	TRUE
A3-W3	163.442865	65.46017	TRUE
G1-W1	122.264944	63.85579	TRUE
G1-W2	84.081781	64.18250	TRUE
G1-W3	135.223085	64.18250	TRUE
G2-W1	108.145897	67.14332	TRUE
G2-W2	69.962733	67.45411	TRUE
G2-W3	121.104037	67.45411	TRUE

R-Output 3: Paarvergleiche der N₂O-Gasflüsse für das gesamte Jahr.

```
> kruskalmc(all$Gasflux_N2O ~ all$Identifizier, p=0.05)
Multiple comparison test after kruskal-wallis
p.value: 0.05
Comparisons
```

	obs.dif	critical.dif	difference
A1-G1	110.2251052	62.54791	TRUE
A1-G2	86.3236715	59.89685	TRUE
A1-W1	129.3830585	63.82340	TRUE
A1-W2	143.4883540	64.51863	TRUE
A1-W3	132.2820048	59.89685	TRUE
A2-G1	111.1816269	62.54791	TRUE
A2-G2	87.2801932	59.89685	TRUE
A2-W1	130.3395802	63.82340	TRUE
A2-W2	144.4448758	64.51863	TRUE
A2-W3	133.2385266	59.89685	TRUE
A3-G1	112.5946704	62.54791	TRUE
A3-G2	88.6932367	59.89685	TRUE
A3-W1	131.7526237	63.82340	TRUE
A3-W2	145.8579193	64.51863	TRUE
A3-W3	134.6515700	59.89685	TRUE

Tabelle 12: Ergebnis des Gruppenvergleichs der Landnutzungen für den gesamten Untersuchungszeitraum

Gruppen	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Acker - Wald	Signifikant (p = 6,66 * 10 ⁻¹⁶)	Signifikant (p < 2 * 10 ⁻¹⁶)	Signifikant (p = 9,29 * 10 ⁻⁶)
Acker - Grünland	Nicht signifikant (p = 0,443)	Nicht signifikant (p = 0,656)	Signifikant (p = 0,0001)
Grünland - Wald	Signifikant (p = 1,10 * 10 ⁻¹⁰)	Signifikant (p = 1,3 * 10 ⁻¹³)	Nicht signifikant (p = 0,888)

Tabelle 13: statistische Parameter der Gasflüsse für den Zeitraum Winter 2013/14. Mw = Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient in %, N = Stichprobenumfang

	CO ₂ [mg * m ⁻² * h ⁻¹]				CH ₄ [µg * m ⁻² * h ⁻¹]				N ₂ O [µg * m ⁻² * h ⁻¹]				
	MW	Stabw	CV	N	MW	Stabw	CV	N	MW	Stabw	CV	Median	N
A1	207,82	69,68	35	11	-16,14	7,09	44	5	123,89	189,24	153	52,83	8
A2	182,03	95,22	52	11	-15,74	4,23	27	9	89,33	109,62	123	48,3	8
A3	223,66	91,36	41	11	-13,78	9,64	70	10	57,95	79,01	136	12,2	9

G1	170,43	60,94	36	11	-4,21	21,01	500	8	8,09	16,55	205	3,86	6
G2	119,58	87,07	73	11	-22,41	19,91	89	8	33,51	44,57	133	10,53	9
W1	153,96	55,88	36	11	-25,06	6,414	26	11	6,77	25,17	372	10,43	7
W2	145,4	67,4	46	11	-30,79	11,15	36	11	-16,17	19,93	123	-7,67	5
W3	142,67	68,6	48	11	-38,1	22,22	58	9	10,84	28,22	260	9,12	8

R-Output 4: Winter: Vergleich N₂O-Flussraten aller Transekte

```
kruskalmc(all$Gasflux_N2O ~ all$Identifizier)
Multiple comparison test after Kruskal-Wallis
p.value: 0.05
Comparisons
      obs.dif critical.dif difference
A1-W2 34.5750000      31.10038      TRUE
A2-W2 33.5750000      31.10038      TRUE
```

Tabelle 14: Ergebnis des Vergleichs der Landnutzungen mittels linearer Kontraste für die Jahreszeit Winter 2013/14

Gruppen	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Acker – Wald	Signifikant (p = 0,008)	Signifikant (p = 0,001)	Signifikant (p = 0,002)
Acker - Grünland	Signifikant (p = 0,004)	Nicht signifikant (p = 0,731)	Signifikant (p = 0,022)
Grünland - Wald	Nicht signifikant (p = 0,605)	Signifikant (p = 0,005)	Nicht signifikant (p = 0,516)

Tabelle 15: Parameter der Gasflüsse für den Zeitraum Frühling 2014. Mw = Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient in %, N = Stichprobenumfang

	CO ₂ [mg * m ⁻² * h ⁻¹]				CH ₄ [µg * m ⁻² * h ⁻¹]				N ₂ O [µg * m ⁻² * h ⁻¹]				
	MW	Stabw	CV	N	MW	Stabw	CV	N	MW	Stabw	CV	Median	N
A1	980,06	588,05	60	13	-15,42	9,17	59	10	614,17	922,41	150	154,82	13
A2	859,53	556,36	65	12	-15,33	40,61	265	12	470,37	783,54	167	256,44	12
A3	1016,35	577,65	57	13	-20,55	24,53	119	12	898,5	1448,87	161	423,88	13
G1	907,31	466,68	51	13	-22,68	20,65	91	11	15,3	59,08	386	14,56	12
G2	562,76	373,83	66	13	-18,38	8,76	48	11	13,48	12,57	93	11,36	8
W1	344,34	121,04	35	13	-44,51	14,63	33	13	28,03	37,19	133	13,11	4
W2	148,09	40,89	28	13	-28,72	11,61	40	13	19,51	28,19	144	10,87	5
W3	131,97	49,76	38	13	-42,56	12,38	29	13	-23,53	46,95	200	-7,36	7

R-Output 5: Frühling: Vergleich CH₄-Flussraten aller Transekte

```
> kruskalmc(all$Gasflux_CH4 ~ all$Identifizier, p=0.05)
Multiple comparison test after Kruskal-Wallis
p.value: 0.05
Comparisons
      obs.dif critical.dif difference
```

A1-W1	45.992308	36.22206	TRUE
A1-W3	44.453846	36.22206	TRUE
A2-W1	38.230769	33.77725	TRUE
A2-W3	36.692308	33.77725	TRUE
A3-W1	36.283217	35.27918	TRUE
G2-W1	41.646853	35.27918	TRUE
G2-W3	40.108392	35.27918	TRUE

R-Output 6: Frühling: Vergleich N₂O-Flussraten aller Transekte

```
> kruskalmc(all$Gasflux_N2O ~ all$Identifizier, p=0.05)
Multiple comparison test after kruskal-wallis
p.value: 0.05
Comparisons
      obs.dif critical.dif difference
A1-G1 30.3205128      26.89290      TRUE
A1-G2 33.7788462      30.18721      TRUE
A1-W3 45.1538462      31.49374      TRUE
A2-G1 28.4743590      26.89290      TRUE
A2-G2 31.9326923      30.18721      TRUE
A2-W3 43.3076923      31.49374      TRUE
A3-G1 32.6666667      27.42549      TRUE
A3-G2 36.1250000      30.66263      TRUE
A3-W3 47.5000000      31.94973      TRUE
```

Tabelle 16: Ergebnis des Vergleichs der Landnutzungen mittels linearer Kontraste für die Jahreszeit Frühling 2014

Gruppen	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Acker – Wald	Signifikant (p = 3,61 * 10 ⁻¹²)	Signifikant (p = 3,15 * 10 ⁻⁵)	Signifikant (p = 0,008)
Acker - Grünland	Signifikant (p = 0,04)	Nicht signifikant (p = 0,549)	Signifikant (p = 0,005)
Grünland - Wald	Signifikant (p = 2,21 * 10 ⁻⁶)	Signifikant (p = 0,002)	Nicht signifikant (p = 0,981)

Tabelle 17: Parameter der Gasflüsse für den Zeitraum Sommer 2014. Mw = Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient in %, N = Stichprobenumfang

	CO ₂ [mg * m ⁻² * h ⁻¹]				CH ₄ [µg * m ⁻² * h ⁻¹]				N ₂ O [µg * m ⁻² * h ⁻¹]				
	MW	Stabw	CV	N	MW	Stabw	CV	N	MW	Stabw	CV	Median	N
A1	1946,78	1034,48	53	13	-41,92	24,23	58	8	100,36	83,31	83	67,86	12
A2	2518,97	998,76	40	13	-65,73	52,76	80	11	153,03	145,27	95	111,5	13
A3	1099,65	419,59	38	13	-8,74	34,3	392	8	182,49	206,78	113	98,03	13
G1	1216,63	388,97	32	13	-21,96	14,31	65	13	3,71	6,13	165	2,69	8
G2	1459,87	346,46	24	13	-22,32	22,09	99	9	16,07	24,71	154	18,91	12
W1	556,07	176,93	32	13	-77,62	10,29	13	13	3,03	5,34	176	2,12	11
W2	242,87	85,57	35	13	-44,59	14,6	33	13	1,43	5,76	404	2,03	10
W3	258,17	113,13	44	13	-67,85	13,34	20	13	7,5	10,53	140	5,36	12

R-Output 7: Sommer: Vergleich CO₂-Flussraten aller Transekte:

```
> kruskalmc(all$Gasflux_CO2 ~ all$Identifizier, p=0.05)
Multiple comparison test after kruskal-wallis
```

p.value: 0.05

Comparisons

	obs.dif	critical.dif	difference
A1-W1	41.076923	36.96053	TRUE
A1-W2	63.307692	36.96053	TRUE
A1-W3	62.076923	36.96053	TRUE
A2-W1	50.923077	36.96053	TRUE
A2-W2	73.153846	36.96053	TRUE
A2-W3	71.923077	36.96053	TRUE
A3-W2	44.384615	36.96053	TRUE
A3-W3	43.153846	36.96053	TRUE
G1-W2	48.615385	36.96053	TRUE
G1-W3	47.384615	36.96053	TRUE
G2-W2	58.153846	36.96053	TRUE
G2-W3	56.923077	36.96053	TRUE

R-Output 8: Sommer: Vergleich N₂O-Flussraten aller Transekte

> kruskalmc(all\$Gasflux_N2O ~ all\$Identifizier, p=0.05)

Multiple comparison test after kruskal-wallis

p.value: 0.05

Comparisons

	obs.dif	critical.dif	difference
A1-G1	44.708333	37.65976	TRUE
A1-W1	46.174242	34.44095	TRUE
A1-W2	49.383333	35.32798	TRUE
A1-W3	38.833333	33.68391	TRUE
A2-G1	49.932692	37.07585	TRUE
A2-W1	51.398601	33.80148	TRUE
A2-W2	54.607692	34.70487	TRUE
A2-W3	44.057692	33.02979	TRUE
A3-G1	50.932692	37.07585	TRUE
A3-G2	33.974359	33.02979	TRUE
A3-W1	52.398601	33.80148	TRUE
A3-W2	55.607692	34.70487	TRUE
A3-W3	45.057692	33.02979	TRUE

Tabelle 18: Ergebnis des Vergleichs der Landnutzungen mittels linearer Kontraste für die Jahreszeit Sommer 2014

Gruppen	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Acker - Wald	Signifikant (p = 2 * 10 ⁻¹⁶)	Signifikant (p = 0,0003)	Signifikant (p = 9,33 * 10 ⁻⁸)
Acker - Grünland	Signifikant (p = 0,0005)	Signifikant (p = 0,049)	Signifikant (p = 7,69 * 10 ⁻⁶)
Grünland - Wald	Signifikant (p = 6,26*10 ⁻¹⁰)	Signifikant (p = 2,67*10 ⁻⁷)	Nicht signifikant (p = 0,84)

Tabelle 19: Parameter der Gasflüsse für den Zeitraum Herbst 2014. Mw = Mittelwert, Stabw = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient in %, N = Stichprobenumfang

	CO ₂ [mg * m ⁻² * h ⁻¹]				CH ₄ [µg * m ⁻² * h ⁻¹]				N ₂ O [µg * m ⁻² * h ⁻¹]				
	MW	Stabw	CV	N	MW	Stabw	CV	N	MW	Stabw	CV	Median	N
A1	287,85	121,13	42	9	-7,94	3,35	42	6	67,19	71,05	106	47,72	9
A2	267,94	113,81	42	9	-11,43	4,41	39	8	44,97	31,93	71	38,59	8
A3	398,3	195,25	49	9	-8,98	7,34	82	5	78,43	76,94	98	51,56	9
G1	1259,08	137,45	11	6	-11,12	13,45	121	6	3,23	1,14	35	3,6	3

G2	1190,85	146,01	12	6	-41,51	11,98	29	4	7,51	2,62	35	6,58	4
W1	266,73	64,46	24	6	-73,63	7,67	10	6	-0,57	1,86	327	-0,95	4
W2	146,39	46,56	32	6	-55,97	13,01	23	5	-0,72	3,47	480	-1,87	4
W3	181,64	38,55	21	6	-87,54	24,09	28	6	2,67	1,34	50	3,23	5

R-Output 9: Herbst: Vergleich CH₄-Flussraten aller Transekte

```
> pairwise.t.test(all$Gasflux_CH4, all$Identifizier, p.adj = "holm")
```

Pairwise comparisons using t tests with pooled SD

data: all\$Gasflux_CH4 and all\$Identifizier

	A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2
A2	1.0000	-	-	-	-	-	-
A3	1.0000	1.0000	-	-	-	-	-
G1	1.0000	1.0000	1.0000	-	-	-	-
G2	0.0018	0.0030	0.0032	0.0041	-	-	-
W1	4.8e-10	3.6e-10	2.3e-09	1.7e-09	0.0028	-	-
W2	2.2e-06	2.8e-06	7.2e-06	7.2e-06	0.5902	0.1925	-
W3	2.5e-12	1.3e-12	1.4e-11	7.9e-12	1.4e-05	0.4377	0.0018

R-Output 10: Herbst: Vergleich der N₂O-Flussraten aller Transekte

```
> kruskalmc(all$Gasflux_N2O ~ all$Identifizier, p=0.05)
```

Multiple comparison test after Kruskal-Wallis

p.value: 0.05

Comparisons

	obs.dif	critical.dif	difference
A1-W1	28.3888889	25.19601	TRUE
A1-W2	28.1388889	25.19601	TRUE
A2-W1	26.1250000	25.67598	TRUE
A2-W2	25.8750000	25.67598	TRUE
A3-W1	29.1666667	25.19601	TRUE
A3-W2	28.9166667	25.19601	TRUE
A3-W3	23.8666667	23.38671	TRUE

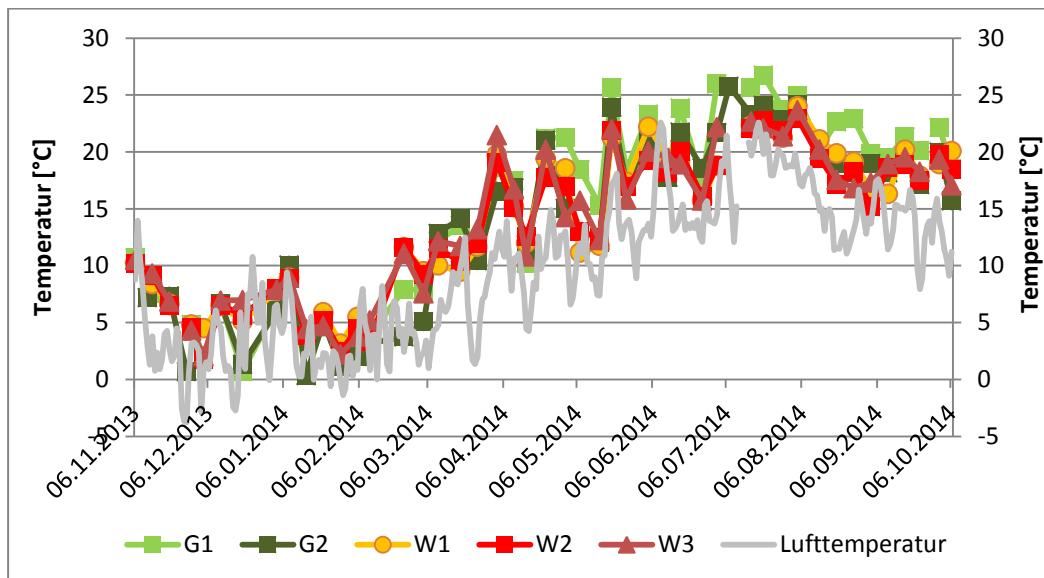


Abbildung 17: Jahresverlauf der Luft- und Bodentemperatur im Grünland und Wald.

Tabelle 20: Adj. R² der linearen und quadratischen Regression: Zusammenhang zwischen den CO₂-Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz (p<0,05).

			A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
Adj. R ²	linear	Feuchte	0,359*	0,099*	0,189*	0,244*	0,071*	0,259*	0,002	0,026
Adj. R ²	linear	Temp.	0,377*	0,416*	0,453*	0,801*	0,811*	0,559*	0,158*	0,121
Adj. R ²	linear	EC	0,102*	-0,021	0,007	0,016	0,033	0,106*	-0,013	-0,014
Adj. R ²	Quadr.	Feuchte	0,403*	0,086	0,182	0,548*	0,054	0,416*	0,014	0,011
Adj. R ²	Quadr.	Temp.	0,399	0,487*	0,473	0,806	0,873*	0,562	0,176	0,124
Adj. R ²	Quadr.	EC	0,300*	-0,042	-0,014	-0,001	0,148*	0,155	-0,034	-0,036

Tabelle 21: Adj. R² der quadratischen Regression: Zusammenhang zwischen den CH₄-Flussraten und Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz (p<0,05).

		A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
Adj. R ²	Feuchte	0,462*	0,032	0,022	0,048	0,04	0,782*	0,555*	0,542*
Adj. R ²	Temp.	0,321*	0,136	0,019	0,106*	-0,045	0,657	0,096	0,164
Adj. R ²	EC	0,460*	-0,042	-0,052	0,008	0,022	0,570*	0,547*	0,478*

Tabelle 22: Pearson-Korrelationskoeffizient (R) und adj. R² der einfachen linearen Regression: Zusammenhang zwischen den N₂O-Flussraten und jeweiligen Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz (p<0,05).

		A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
R	Feuchte	0,057	0,102	0,041	-0,039	-0,021	0,33	0,137	-0,005
R	Temp.	-0,086	-0,034	0,007	-0,016	-0,309	-0,198	-0,265	-0,152
R	EC	0,29	0,436	0,307	-0,034	-0,082	0,22	0,105	0,109
Adj. R ²	Feuchte	-0,019	-0,012	-0,021	-0,033	-0,029	0,075	-0,02	-0,03
Adj. R ²	Temp.	-0,015	-0,022	-0,023	-0,034	0,069	0,002	0,033	-0,007
Adj. R ²	EC	0,063	0,172*	0,074*	-0,033	-0,023	0,012	-0,029	-0,018

Tabelle 23: Adj. R² der quadratischen Regression: Zusammenhang zwischen den N₂O-Flussraten und jeweiligen Bodenparametern Feuchte, Temperatur und EC. * zeigt Signifikanz (p<0,05).

		A1	A2	A3	G1	G2	W1	W2	W3
Adj. R ²	Feuchte	-0,035	-0,017	0,017	-0,065	-0,047	0,054	-0,01	-0,05
Adj. R ²	Temperatur	-0,02	-0,014	0,007	-0,043	0,092	0,182*	0	0,087*
Adj. R ²	EC	0,282*	0,497*	0,052	-0,069	-0,044	0,016	0,008	-0,024