Hochschule Geisenheim University

UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN

Masterthesis

Der Vergleich von Bodengasemissionen im Unterstockbereich anhand der Bewirtschaftungsform im Weinberg

verfasst von

Dennis Rauhöft

im Rahmen des internationalen Masterstudiums

Weinbau, Önologie und Weinwirtschaft

zur Erlangung des akademischen Grades

Master of Science

Wien, September 2022

Betreut von:

Prof. Dr. Claudia Kammann
Inst. für angewandte Ökologie
Hochschule Geisenheim University

Univ.Prof.in DIin Dr.in Astrid Forneck
Inst. für Wein- und Obstbau
Dept. für Nutzpflanzenwissenschaften
Universität für Bodenkultur Wien

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, Dennis Rauhöft, an Eid statt, dass ich die vorliegende Masterthesis

Der Vergleich von Bodengasemissionen im Unterstockbereich anhand der Bewirtschaftungsform im Weinberg

selbstständig, ohne erlaubte Hilfe angefertigt und mich dabei keiner anderen als der von mir ausdrücklich bezeichneten Quellen und Hilfsmittel bedient habe.

Wien, 01.09.2022

Wien , 01.09.2022

Dennis Rauhöft

Abstract

The comparison of soil gas emissions in the under-vine area of vineyards was compared between integrated, organic, and biodynamic management in a field trial at Geisenheim University in the period 07/2020-01/2021. For this study, emissions of CO_2, CH_4, and N_2O were measured using the closed chamber method and were subsequently evaluated by gas chromatography. Positive emissions were observed for CO_2 and N_2O, whereas negative emissions were characteristic for CH_4. The results showed no significant differences in terms of management or greenhouse gases. The comparison in terms of CO_2 and N_2O emissions could not generate further significances. High emission rates were shown after heavy precipitation for all gases. The experiment indicates a large interaction of different influencing factors, which establishes the urgency for further long-term research in the exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere.

Zusammenfassung

Der Vergleich von Bodengasemissionen im Unterstockbereich von Weinreben wurde zwischen integrierter, organischer und biodynamischer Bewirtschaftung in einem Freilandversuch an der Hochschule Geisenheim im Zeitraum 07/2020-01/2021 verglichen. Hierzu wurden Emissionen von CO_2, CH_4 und N_2O mittels geschlossenen Kammerhauben gemessen und anschließend gaschromatographisch ausgewertet. Für CO_2 und N_2O wurden positive Emissionen beobachtet, wohingegen für CH_4 Negativemissionen charakterlich waren. Die Ergebnisse zeigen keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Bewirtschaftung oder die Treibhausgase. Hohe Emissionsraten zeigten sich nach Starkniederschlägen bei allen Gasen. Der Versuch deutet auf ein großes Zusammenspiel verschiedener, einflussnehmender Faktoren hin, die die Dringlichkeit für die weitere, langjährige Forschung im Austausch von Treibhausgasen zwischen Boden und Atmosphäre herstellt.

INHALTSVERZEICHNIS

Abstract .....
Zusammenfassung .....
INHALTSVERZEICHNIS I
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS III
ABBILDUNGSVERZEICHNIS IV
1 Einleitung 1
2 Literaturübersicht 3
2.1 Klimawandel und der Treibhausgaseffekt 3
2.2 Weinbau im Klimawandel 4
2.3 Auswirkungen der Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft 5
2.4 Terrestrische Hauptfaktoren für Treibhausgasemissionen 6
2.5 Kohlendioxid 8
2.5.1 Kohlenstoffsequestrierung 10
2.6 Methan 11
2.7 Distickstoffoxid (N_2O) 13
2.8 THG-Flussbewertung und Closed-Chamber Methode 16
3 Material und Methoden 19
3.1 Beschreibung der Versuchsfläche 19
3.2 Versuchsdurchführung 21
3.2.1 Kammerbau 21
3.2.2 Probennahme 24
3.2.3 Analyse 25
3.3 Wetterdaten 26
3.4 Statistik 26
4 Ergebnisse 28
4.1 Interpolation und kumulieren der Datenreihen 28
4.1.1 Kohlendioxid 28
4.1.2 Methan 29
4.1.3 Distickstoffoxid 31
4.2 Dynamisches Verhalten der Bodengase 32
4.2.1 Kohlendioxid 32
4.2.2 Methan 33
4.2.3 Distickstoffoxid 34
4.3 Global Warming Potential 36
4.4 Temperatur und Niederschlag 36

5 Diskussion 37
5.1 Unterschiede der terrestrischen Faktoren in den Bewirtschaftungsweisen 37
5.1.1 Kohlendioxid 37
5.1.2 Methan 38
5.1.3 Distickstoffoxid 41
6 Zusammenfassung 44
LITERATURVERZEICHNIS 2
7 ANHANG 12

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ADVICLIM	Adaption of Viticulture to Climate Change
ANOVA	Varianzanalyse
AUC	Area under the curve
C	Kohlenstoff
$CaCO_3$	Calciumcarbonat, Kalk
CH_4	Methan
CO_2	Kohlendioxid
CO2eq	CO_2-Equivalente
C_{org}	organischer Kohlenstoff
DYN	biologisch-dynamische Bewirtschaftung
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
GC	Gaschromatographie
GWP	Global warming potential
H_2	Wasserstoff
HMR	hierarchical multiple regression
INT	integrierte Bewirtschaftung
IPCC	Intergovernmental Panel of Climate Change
MDF	minimal detection flux
N	Stickstoff
N_2	elementarer Stickstoff
N_2O	Distickstoffoxid
NH_3	Ammoniak
NO	Stickstoffmonoxid
NO_3^-	Nitrat
O_2	Sauerstoff
O_3	Ozon
OIV	Organisation of Vine and Wine
ORG	organische Bewirtschaftung
P_2O_5	Phosphat (Phosphorpentoxid)
PIWI	Pilzwiderstandsfähig
SO_4^{2-}	Sulfat
THG	Treibhausgase
WFPS	water filled pore space

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Einflussnehmende Faktoren auf die Entstehung von Treibhausgasen 7
Abbildung 2: Schematische Darstellung des Kohlenstoffkreislaufs in einem Weinberg 10
Abbildung 3: Reaktionswege der Nitrifikation, dem Abzweig der Denitrifikation durch nitrifizierende Mikroorganismen und der Denitrifikation 13
Abbildung 4: Lageplan der Versuchsfläche 20
Abbildung 5: Materialabbildung zum Bau der Kammern 21
Abbildung 6: aufgesetzte Haube nach Zusammenbau 21
Abbildung 7: Haube mit installiertem Klickverbinder und angebrachter Dichtung 22
Abbildung 8: Profil der verwendeten Dichtung 22
Abbildung 9: installierte Kammer im Weinberg, Haube ist weiß lackiert und nummeriert 23
Abbildung 10: installierte Kammer im Weinberg mit aufgesetzter Styroporhaube 23
Abbildung 11: Basis im Unterstockbereich nach der ersten Installation am 22.06.2020 23
Abbildung 12: Basis im Unterstockbereich am 29.01.2021 23
Abbildung 15: Flusskurve der interpolierten und kumulierten Tagesmittelwerte von CO_2 28
Abbildung 16: Über den Versuchszeitraum kumulierte Tagesmittelwerte von CO_2 29
Abbildung 17: Flusskurve der interpolierten und kumulierten Tagesmittelwerte von CH_4 30
Abbildung 18: Über den Versuchszeitraum kumulierte Tagesmittelwerte von CH_4 30
Abbildung 19: Flusskurve der interpolierten und kumulierten Tagesmittelwerte von N_2O 31
Abbildung 20: Über den Versuchszeitraum kumulierte Tagesmittelwerte von N_2O 31
Abbildung 21: Darstellung des zeitlichen Verlaufs und der Konzentration der Bodengase in den verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten 35
Abbildung 22: Wetterdatendiagramm des Versuchszeitraumes 36

1 Einleitung

Klimaschwankungen sind seit der Beobachtung in der Geschichte bekannt und mit der stofflichen Zusammensetzung der Atmosphäre und der Konzentration von Treibhausgasen verbunden (Hauck et al., 2019). Dem Thema des stark fortschreitenden Klimawandels wird in der heutigen Zeit immer mehr Bedeutung beigemessen. Die wachsende Weltbevölkerung und die daraus resultierende Steigerung der Produktion von Nahrungsmitteln und Textilfasern tragen wesentlich zum Hervorbringen von Treibhausgasen bei (Reddy & Hodges, 2000). Die Entstehung von Treibhausgasen ist abhängig von der Beeinflussung der Stoffkreisläufe durch natürliche und anthropogene Ursachen. Jedes chemische Element bewegt sich in einem biologischen Kreislauf, den es immer wieder durchwandert. Übergänge können zwischen terrestrischen bzw. ozeanischen Kompartimenten in die Atmosphäre und umgekehrt passieren. Dafür fungieren verschiedene Bereiche als *Quellen* oder *Senken*, die Stoffe in die Umwelt freisetzen oder aus ihr binden (Watson et al., 1992). Der Boden und die Ozeane sind die wichtigsten Umweltbereiche, die einen Speicher für Stoffkreisläufe bilden (Bliefert, 1997). Nach der Bindung in einer Senke sind die Gase dem Kreislauf entzogen, bis sie wieder freigesetzt werden (Burdick, 1994), was je nach Senke und Umsatzzeit variieren kann (Reineke & Schlömann, 2015). Durch steigende Bodentemperaturen (Böhme & Böttcher, 2011) kann sich die Zusammensetzung der mikrobiellen Bodengemeinschaften verändern, was sich auf Nährstoffkreisläufe, die biologische Vielfalt (Corneo et al., 2014; Wagg et al., 2014) und infolgedessen auf Bodengasemissionen auswirken kann. Durch die globale Abholzung der Wälder im Sinne der landwirtschaftlichen Nutzung, der Ausbringung von mineralischen Düngemitteln und durch die stetig wachsende Nutztierhaltung trägt die Landwirtschaft einen großen Beitrag zur Treibhausgasentwicklung bei (Burdick, 1994). Doch welche Rolle spielt der Weinbau?

Ziel dieser Arbeit ist es, Unterschiede in den Konzentrationen der Treibhausgase CO_2, N_2O und CH_4 im Unterstockbereich zu analysieren, wenn die Anbaupraktiken des integrierten, ökologischen und biodynamischen Weinbaus verglichen werden.

Dabei werden folgende Thesen verfolgt:

1. Gilt der Boden eines Weinbergs als Quelle oder Senke für Treibhausgase?
2. Welchen Einfluss hat die Anwendung von Herbiziden im Vergleich zu mechanischer Bearbeitung?
3. Welches sind treibende Faktoren, die Treibhausgase fördern?

Die Prioritäten der folgenden THG-Forschung von Weinbergsflächen sollten sich vor allem mit der Beeinflussung der Stoffkreisläufe von C und N und dem Einfluss des mikrobiellen Bodenlebens beschäftigen.

2 Literaturübersicht

2.1 Klimawandel und der Treibhausgaseffekt

Der Treibhauseffekt in der Erdatmosphäre wird als Ursache des Klimawandels angesehen (Burdick, 1994). Das Prinzip basiert auf der Absorption der Sonnenstrahlung, die hauptsächlich im Infrarotbereich liegt. Die kurzwellige Sonnenstrahlung durchdringt die Erdatmosphäre fast ungehindert und etwa 30 Prozent werden von Wolken, Boden und Pflanzen reflektiert. Die von der Erde emittierte Strahlung wird in langwelliger Form zurück in die Atmosphäre gestrahlt, wo sie von den atmosphärischen Gasen absorbiert wird und unverändert als Wärme in alle Richtungen abgestrahlt wird. Ein Teil davon wird zur Erdoberfläche zurück reflektiert (Wild, 1995). Diesen Effekt nennt man atmosphärische Gegenstrahlung (Hauck et al., 2019). Die reflektierte Strahlung lässt die Temperatur auf der Erde ansteigen (Wild, 1995). Ohne den Treibhauseffekt läge die durchschnittliche Temperatur der Erdoberfläche bei etwa - 19°C (Zaman et al., 2021). Die wichtigsten Treibhausgase, die für die atmosphärische Gegenstrahlung verantwortlich sind, sind Wasserdampf, Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), Distickstoffoxid (N_2O), Ozon (O_3) und Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) (Reddy & Hodges, 2000). Die Verweildauer und die jeweilige Absorptionswirkung eines Gases werden durch das Treibhauspotential (engl. global warming potential) beschrieben (Bliefert, 1997). Es ist eine Maßeinheit, welche die Vergleichbarkeit von Treibhausgasen ermöglicht, indem sie die Summe des Strahlungsantriebs (engl. Radiative Forcing) auf einen gewählten Zeithorizont (meist 100 Jahre) gegenstellt (Reineke & Schlömann, 2015). Das GWP von CO_2 ist mit dem Wert 1 definiert und wird als Referenz verwendet (Bliefert, 1997). Das GWP von CH_4 und N_2O kann aus Tabelle 1 entnommen werden. Ein Molekül N_2O hat gegenüber einem Molekül CO_2 einen 265-298 größeren Strahlungsantrieb auf 100 Jahre. Das bedeutet, dass es einen um den Faktor 265-298 größeren Einfluss auf die Strahlungsbilanz und somit auf die Temperaturerhöhung hat (Zaman et al., 2021). Erhöht sich der Anteil der Treibhausgase in der Atmosphäre, wird der Treibhauseffekt verstärkt und die Oberflächentemperatur der Erde steigt weiter an (Reddy & Hodges, 2000). Positive Rückkopplungseffekte können die Wechselwirkungen im Klimasystem verstärken und die globalen Stoffkreisläufe nachteilig verändern. Anthropogene Einflüsse werden durch diesen natürlichen Effekt meist noch verstärkt (Burdick, 1994).

Tabelle 1: Global warming potential und atmosphärische Verweildauer von verschiedenen Treibhausgasen; Quelle: (Zaman et al., 2021)

Greenhouse gas	Chemical formula	Global warming potential (GWP) for a 100-year time horizon	Lifespan (years)
Nitrous oxide	N_2O	265–310	114
Methane	CH_4	21–28	12
Carbon dioxide	CO_2	1	Variable
Water vapour	H_2O	n/a	Variable
Ozone	O_3	n/a	Hours to days

2.2 Weinbau im Klimawandel

Durch die kommenden Veränderungen des Klimawandels wird in der Weinbranche vermehrt nach Maßnahmen zur Adaption und Mitigation vor allem im Anbau von Reben geforscht. Klimaprognosen für Mitteleuropa weisen auf häufigere Starkregenereignisse im Winter, höhere Extremtemperaturen und weniger Niederschläge im Sommer hin (Schultz, 2000). Vor allem in Südeuropa werden die Bedingungen trockener werden und lassen heterogene Effekte in Europa entstehen (Fraga et al., 2016). Die Entwicklung der Rebe im vegetativen sowie im reproduktiven Zyklus ist stark von atmosphärischen Bedingungen abhängig, die sich auf Trauben- und Weinqualität auswirken (Fraga et al., 2012; Santos et al., 2020). Physiologische Stadien werden durch höhere Temperaturen verfrüht und Traubeninhaltsstoffe wie beispielsweise Säuren und Zucker verändert (Santos et al., 2020; Schultz, 2016). Dies wirkt sich folglich auf die Stilistik und die Weinqualität aus. Eine Verlängerung der Vegetationsperiode führt zu einer längeren Wachstumsphase, die an Lufttemperatur, Bodenfeuchtigkeit und Anbaupraktiken gekoppelt ist (Fraga et al., 2012). Eine Erhöhung des CO_2-Gehaltes in der Atmosphäre wird im Weinbau als positiver Effekt in Bezug auf Wachstum und Ertrag angesehen (Santos et al., 2020; Schultz, 2016). Wohlfahrt et al. (2018) zeigen eine höhere Primärproduktivität rückführend von der Einzelblatt-Photosynthese und führen diesen gewinnenden Effekt auf eine erhöhte Kohlenstoffassimilation zurück. Als größten Negativeffekt der klimatischen Veränderungen wird Wasserstress und Trockenheit angesehen. Wasserstress wird hauptsächlich durch eine erhöhte Evapotranspiration hergeleitet und zu geringe Wasserverfügbarkeit beeinträchtigt den Stickstoffbedarf der Rebe negativ. Der Traubenertrag kann je nach zutreffender Effektstärke variieren (Fraga et al., 2016). Schultz (2000) weist der Rebe ein großes Anpassungspotential an Veränderungen der Umwelt zu, welches vor allem in Bezug auf Temperatur und womöglich auch auf CO_2 zutrifft.

Verschiedene Organisationen und Projekte weltweit beschäftigen sich mit der Anpassung des Weinbaus unter sich verändernden klimatischen Bedingungen. Mit dem “Climate Change

Leadership" wurde 2019 ein weltweites Podium eröffnet, um Möglichkeiten zur Abschwächung des Klimawandels vorzustellen und zu diskutieren. Die Ergebnisse werden im „Porto Protocol" festgehalten und dienen Mitgliedern als Prinzipien zur Umsetzung (Porto Protocol Foundation, 2021). Auch die International Organisation of Vine and Wine (OIV) hält in ihrem „Strategieplan 2020-2024" Ziele zum Klimaschutz in mehreren Sektoren der Weinbranche fest (OIV, 2020). Das europäische Projekt „ADVICLIM" beschäftigt sich mit der Einsparung von Treibhausgasen im Weinberg und simuliert dazu verschiedene Szenarien an fünf unterschiedlichen Standorten in Europa. Winzer sollen anhand einer Webplattform Bearbeitungsmaßnahmen auf eigenen Parzellen klimatologisch bewerten können und THG-Emissionen berechnen lassen (LIFE ADVICLIM, 2021). Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) fördert seit 2019, innerhalb des „KlimAgrar" Föderprogrammmes, das Projekt „VitiSoil", das sich mit der Bewertung der Kohlenstoffseqestrierung in Weinbergsböden und der Minderung von THG-Emissionen im Anbau von PIWI-Sorten beschäftigt (KlimAgar, 2019). Die Bewertung von Produktionsabläufen und deren Emissionsausstoß wird in mehreren Studien untersucht (Aguilera et al., 2015; Chiriacò et al., 2019; Kavargiris et al., 2009; Marras et al., 2015; Villanueva-Rey et al., 2014). Die Notwendigkeit neue wissenschaftlichen Daten hervorzubringen ist deutlich zu erkennen. Diese Daten werden in Zukunft zu mehr Aufklärung im Bereich klimarelevanter Potentiale im Weinsektor beitragen und können helfen Anbaumethoden zu optimieren sowie politische Entscheidungen fundiert zu begründen.

2.3 Auswirkungen der Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Landwirtschaft sind aufgrund ihrer Abhängigkeit von Wetter und Klima sehr sensibel (Lesk et al., 2016). Einerseits ist die Landwirtschaft ein Verursacher von klimarelevanten Treibhausgasen, andererseits hat sie das Potenzial die Produktion dieser Gase zu vermindern (Heissenhuber & Zehetmeier, 2008). In einem Sonderbericht des IPCC werden Möglichkeiten dargestellt Landflächen effektiver zu nutzen, um THG-Einsparpotenziale zu realisieren. Aufforstung in Kombination mit reduzierter Abholzung und die Umstellung der Welternährung auf vermehrt pflanzliche Kost in Kombination mit der Reduzierung von Agrar- und Lebensmittelabfällen sind nur einige Möglichkeiten, CO_2 einzusparen und zu verlagern (IPCC, 2019a). Die Hälfte der anthropogenen Emissionen von land- und forstwirtschaftlich geprägten Flächen wird durch CH_4 und N_2O aus der Landwirtschaft verursacht (IPCC, 2019a). Für CH_4 sind der Reisanbau,

wiederkäuende Nutztiere und die Produktion und Nutzung fossiler Brennstoffe die wichtigsten anthropogenen Quellen. Die Hauptquellen für N_2O in der Landwirtschaft sind die intensive Bodenbewirtschaftung und landwirtschaftliche Praktiken, die die organische N-Mineralisierung und den Kohlenstoffabbau fördern. Auch der übermäßige Einsatz von synthetischen Düngemitteln und die ineffiziente Ausbringung bzw. Nutzung von tierischem Dung und Bewässerungssystemen fördern die Bildung von N_2O (Zaman et al., 2021).
Herausforderungen für die Landwirtschaft ergeben sich aus verändernden Umweltbedingungen und deren Auswirkung auf bestehende Nutzpflanzen. Klimafaktoren wirken sich auf die Physiologie der Pflanzen aus und führen unmittelbar zu Anpassungen im Pflanzenbau. Speziell für Treibhausgase sind Änderungen der Bewirtschaftungspraktiken durch Kohlenstofffixierung, konservierende Bodenbearbeitung, effizientem Einsatz von Stickstoffdünger, Kraftstoffreduktion und einem effizienten Verhältnis von Treibhausgasen pro Produkteinheit mögliche Minderungspotenziale (Reddy & Hodges, 2000). Der Einfluss des Bodenmanagements beeinflusst eher die chemischen und physikalischen Bodenparameter (Priori, 2018; Vignozzi, 2018), sowie den Wasserhaushalt (Steenwerth et al., 2016) und gibt den Rahmen für die Entstehung von THG vor.

2.4 Terrestrische Hauptfaktoren für Treibhausgasemissionen

Produktion und Verbrauch von THG-Emissionen werden direkt durch die Aktivität des Bodenlebens beeinflusst. Physikalische Bodenparameter schaffen den Lebensraum des Bodenlebens und sind somit indirekt mit den Emissionen verbunden. Zu den direkten Faktoren zählen beispielsweise Temperatur, Wassergehalt, mineralischer Stickstoffgehalt, chemische Verrottungsprozesse und organische Bodensubstanz (Ball, 2013; Oertel et al., 2016; K. A. Smith et al., 2003). In Abbildung 1 sind einflussnehmende Faktoren dargestellt.
Aufgrund des unterschiedlichen Partialdruck- und Konzentrationsgradienten zwischen Boden und Atmosphäre werden Gase hauptsächlich durch Diffusion transportiert. Konvektiver Gastransport kann als Folge barometrischer und temperaturbedingter Volumenänderung auftreten (Scheffer et al., 2010). Die Bodenbelüftung steuert den Austausch der Gase zwischen Boden und Atmosphäre und bestimmt indirekt die Produktion oder den Verbrauch (K. A. Smith et al., 2003). Die Gasdiffusionsfähigkeit hängt stark von der Bodenstruktur ab, die sich auf die Porenkontinuität, den Verdichtungszustand und die Verteilung organischer Rückstände auswirkt (Ball, 2013). Zur Berechnung wird das erste Ficksche Gesetz herangezogen (Blagodatsky & Smith, 2012).

Die Aktivität von heterotropher Respiration und autotropher Respiration von Wurzeln ist temperaturabhängig und erhöht die Produktion von Gasen. Sie kann auch durch Landnutzungsänderungen variieren (Carlisle et al., 2006). In trockenen Böden wird sie durch einen geringen Wassergehalt deutlich gehemmt (Oertel et al., 2016; K. A. Smith et al., 2003). Durch Verändern der organischen Bodensubstanz und Bodenbearbeitungspraktiken kann die Respirationsrate signifikant verändert werden. Aus ihren Beobachtungen konnten Smith et al. (2003) folgende These herleiten:

Je größer die täglichen Temperaturschwankungen sind, desto größer ist die gemittelte Atmungsrate, auch wenn die durchschnittliche Tagestemperatur gleich ist. Dies gilt sowohl für Unterschiede in der Lage der Landschaft als auch für Unterschiede in der Tiefe an der gleichen Stelle.

Der pH-Wert des Bodens kann einen zusätzlichen Effekt auf die Produktion von THG haben, indem er sich auf das Bodenleben auswirkt oder sich durch Bewirtschaftungspraktiken wie beispielsweise dem Kalken ändert. Generell sind in sauren Böden geringere Emissionen zu erwarten (Oertel et al., 2016). Kalk ($CaCO_3$) reagiert nach der Applikation im Laufe der Zeit vollständig zu CO_2, das in die Atmosphäre entweicht (Döhler & Dämmgen, 2008).

Der Einfluss von Vegetation auf Treibhausgasflüsse kann zum einen durch Beschattung die Bodentemperatur vermindern, zum anderen wirkt sich ein höherer Feinwurzelanteil fördernd auf die Respiration aus und der Wasserhaushalt wird beeinflusst (Oertel et al., 2016).

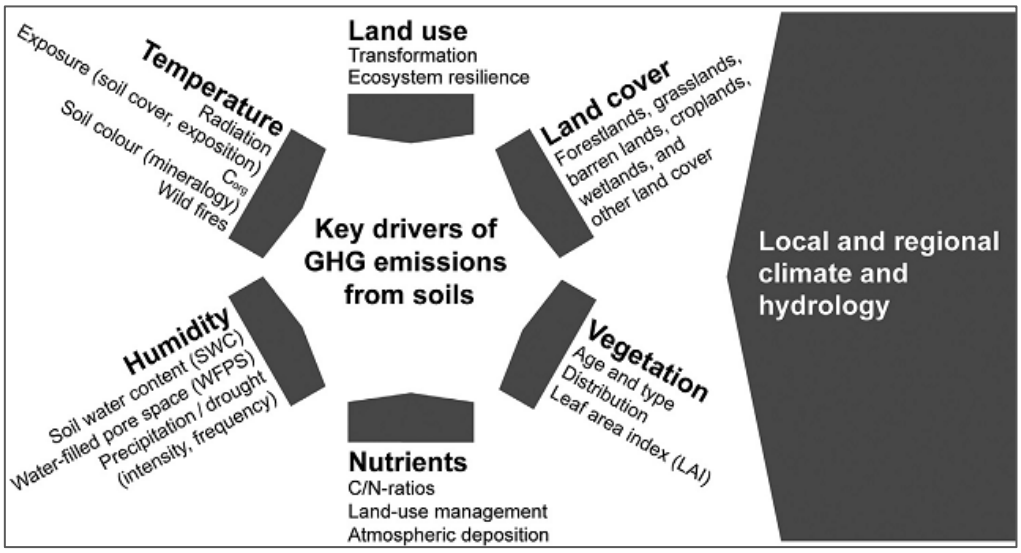

Abbildung 1: Einflussnehmende Faktoren auf die Entstehung von Treibhausgasen. Quelle: (Oertel et al., 2016)

2.5 Kohlendioxid

Die Menge an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in den ersten 30 cm des Bodens, ist doppelt so hoch wie die Menge an C des in der Atmosphäre befindlichen CO_2 und dreimal so hoch im Vergleich zur Kohlenstoffmenge in der globalen Vegetation (Powlson et al., 2011). Die Übertragung von CO_2 zwischen der Atmosphäre und terrestrischen Systemen findet hauptsächlich durch Photosynthese und Atmung von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen statt (IPCC, 2019b; Reineke & Schlömann, 2015)

Die Bildung von pflanzlicher Biomasse ist der zentrale Pfad um der Atmosphäre CO_2 zu entziehen (IPCC, 2019b). Die Änderungen des CO_2-Gehaltes in der Atmosphäre korrelieren mit der Photosytheserate im Tages- und Jahresverlauf und sind geographisch unterschiedlich (Bliefert, 1997). Die Kohlenstoffbestandsänderung in landwirtschaftlich genutzten Flächen wird für Treibhausgasbilanzen als Nettobioproduktion angegeben (*s. Formel 2.1 und 2.2*). Die gesamte durch Photosynthese umgesetzte Menge an CO_2 wird als Bruttoprimärproduktion bezeichnet. Etwa die Hälfte der Menge an CO_2 wird wieder durch Atmung freigesetzt. Daraus ergibt sich die Nettoprimärproduktion, die die jährliche Gesamtproduktion von Biomasse und abgestorbener, organischer Substanz beschreibt und eng mit dem organischen Bodenkohlenstoff korreliert (IPCC, 2019b; Lal, 2010) Davon wird der Verlust durch heterotrophe Atmung, d.h. die Zersetzung organischer Masse abgezogen und ergibt die Netto-Ökosystemproduktion (*s. Formel 2.1*) (IPCC, 2019b).

$$\text{Netto-Ökosystemproduktion} = \text{Nettoprimärproduktion} - \text{heterotrophe Atmung} \qquad (2.1)$$

C-Verluste durch Ernte oder Landrodung bilden abzüglich zur Netto-Ökosystemproduktion die Nettobioproduktion (*s. Formel 2.2*).

$$\text{Nettobioproduktion} = \text{Netto-Ökosystemproduktion} - \text{Kohlenstoffverluste durch Störungen/Landrodung/Ertrag} \qquad (2.2)$$

CO_2-Gasflüsse können durch drei Formen beschrieben werden (Oertel et al., 2016):

- Bodenatmung (Wurzelatmung und aerobe sowie anaerobe mikrobielle Atmung)
- Ökosystematmung (Bruttoprimärproduktion); umfasst zusätzlich die oberirdische Pflanzenatmung

- Netto-Ökosystem-Austausch (positiver Wert symbolisiert eine CO_2-Quelle, negativer Wert zeigt eine CO_2-Senke an)

Der Austrag von C aus dem Boden wird hauptsächlich durch die Veränderung mikrobieller und physikalischer Bodenparameter verursacht (IPCC, 2019b) .

Die Metabolisierung zu CO_2 wird im Wesentlichen von chemoorganotrophen Mikroorganismen durch aerobe und anaerobe Atmung oder Gärung durchgeführt (Reineke & Schlömann, 2015). Diese Stoffwechselprozesse schaffen im Vergleich zur Atmosphäre einen geringeren O_2-Partialdruck und einen höheren CO_2-Partialdruck im Boden. Der Gradient ist umso größer, je höher die Aktivität des Bodenlebens und je schlechter die Durchlüftung eines Bodens ist (Scheffer et al., 2010). Der Diffusionskoeffizient des Transportstroms von Gasen im Boden nimmt mit zunehmendem Wassergehalt ab, was sich durch eine höhere Akkumulation von CO_2 in feuchten Böden zeigt (Flechard et al., 2007). Grund hierfür ist die Wasserlöslichkeit von CO_2, die 25mal größer ist als die von O_2. Zudem läuft die Diffusion durch Wasser deutlich langsamer ab als durch Luft, was die Wegstrecke diffundierender Gase in Bodenporen und Röhren durch wassergefüllte Poren verlängert (Flechard et al., 2007; Wild, 1995).

CO_2-Emissionen korrelieren exponentiell mit steigender Temperatur (Flechard et al., 2007; Schaufler et al., 2010). Optimale Feuchtigkeitsgehalte befinden sich zwischen 20 % und 60 % des wassergefüllten Porenraums (WFPS), wobei bei 40 % WFPS ein Optimum für Wald-, Grün-, und Ackerland besteht. Ein Zusammenhang mit Boden und standortbedingten Klimaparametern scheint nicht zu bestehen (Schaufler et al., 2010). Erhöhte Temperaturen führen zu vermehrter Ausgasung von CO_2 aus dem Bodenwasser. Tagesbedingte Veränderungen der Bodentemperatur spiegeln sich auch in der CO_2-Konzentration oberer Bodenschichten wider. So konnten Flechard et al. (2007) minimale Konzentrationen am frühen Morgen und maximale Konzentrationen am späten Nachmittag in feuchten bis nassen Böden nachweisen. Darüber hinaus erhöhen windinduziertes Druckpumpen und vertikale Advektion die Raten des CO_2-Austauschs zwischen Boden und Atmosphäre (Flechard et al., 2007).

Die Einträge von C in den Boden werden meist durch die Beeinflussung der Mineralisationsrate und den Eintrag von totem, organischem Material sowie der Zersetzung zu organischer Bodensubstanz beeinflusst. Die Umwandlung von organischer Bodensubstanz wird durch mikrobiologische Aktivität gesteuert (IPCC, 2019b). Den Eintrag an aus der Photosynthese gebundenem C in Biomasse und die teilweise Rückhaltung der Nettoprimärproduktion im terrestrischen System bezeichnet man als Kohlenstoffsequestrierung (Lal, 2010; Powlson et al., 2011).

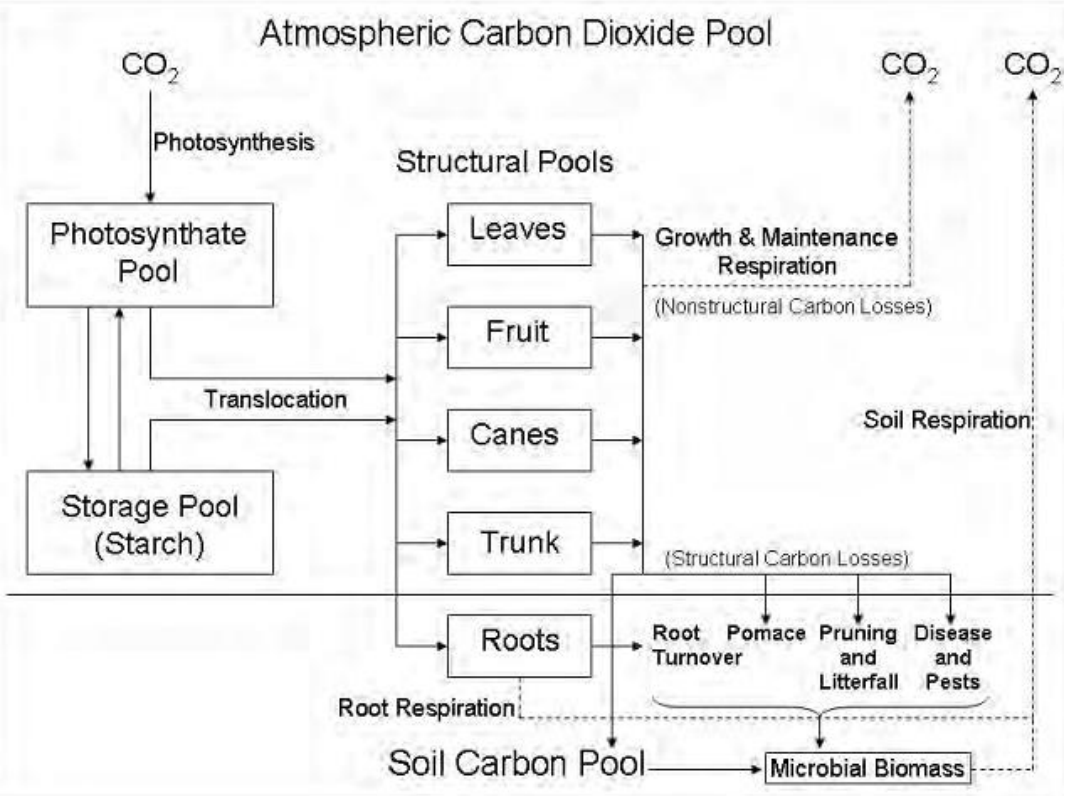

Abbildung 2: Schematische Darstellung des Kohlenstoffkreislaufs in einem Weinberg; Quelle (Carlisle, Smart, Williams, & Summers, 2010)

2.5.1 Kohlenstoffsequestrierung

Als Kohlenstoffsequestrierung wird die Erhöhung des Gehaltes an C_{org} im Boden, durch Änderungen in der Landbewirtschaftung beschrieben. In Bezug auf den Klimawandel soll eine Anreicherung des C im Boden als Mitigation fungieren. Dies ist allerdings nur dann gegeben, wenn ein Nettotransfer des C aus der Atmosphäre in den Boden stattfindet (Powlson et al., 2011). Umschichtungen des bereits gebundenen C aus organischen Düngemitteln können nicht dazu gewertet werden (Nistor et al., 2018). Zudem besteht die Annahme, dass sich der Temperaturanstieg auf die Kohlenstoffbindung durch eine möglicherweise beschleunigte heterotrophe mikrobielle Aktivität auswirkt (Singh et al., 2010). Böden gelten als CO_2-Senken, wenn sie C anreichern, oder als CO_2-Quellen, wenn die Mineralisationsrate des im Boden gebundenen C höher als seine Stabilisierung ist (Novara et al., 2020). Mögliche Maßnahmen, die als Mitigation gelten, könnten zum einen die Erhöhung der Netto-Photosynthese durch z.B. Neubepflanzungen von Flächen mit mehrjährigen Kulturen sein. Zum anderen lässt sich durch eine reduzierte Bodenbearbeitung oder ein verändertes Wassermanagement die Zersetzungsrate von C_{org} verlangsamen (Powlson et al., 2011). Die Anreicherung von C_{org} im Boden führt

unweigerlich zu einer Steigerung der biologischen Aktivität und damit zu einer höheren Mineralisationsrate. Eine nachhaltige Sequestrierung ist nur dann gegeben, wenn die durchschnittliche Zersetzungsrate des C im Boden fast gleich der Zugabe von C zum Boden ist, da sich somit auch der Gehalt an gespeichertem C erhöhen lässt (Janzen, 2006). Die Akkumulation von C in den Unterboden stellt ebenfalls eine mögliche Mitigationsstrategie dar. Durch verminderte mikrobielle Aktivität bleibt gebundenes C länger vor einer Mineralisierung geschützt. Das Einbringen von C in den Unterboden kann durch folgende Maßnahmen erreicht werden (Powlson et al., 2011):

- Abwärtstransport von gelöstem/partikulärem organischem C
- Ablagerung von organischem C durch Wurzeln in tiefere Bodenschichten
- Bioturbation durch Bodenfauna
- physikalische Durchmischung (z.B. tiefes Pflügen in kultivierten Böden)
- Verschüttung des bestehenden Oberbodenhorizonts

Mit der Einsaat von Deckfrüchten/Begrünungen kann C im Boden signifikant erhöht werden (Gattullo et al., 2020; Steenwerth & Belina, 2008b). Es gilt somit Kohlenstoffverluste durch physikalische Entfernung der Biomasse zu verhindern, Erosion und Auswaschung zu vermeiden und Mineralisierungsraten anzupassen (Lal, 2010).
Weinberge haben großes Potential C zu sequestrieren und könnten einen bemerkenswerten Beitrag auf globaler Ebene leisten (Payen et al., 2021).

2.6 Methan

Der bedeutsamste Weg der Methanbildung ist die Methanogenese, welche von Methanogenen unter der Verwendung von CO_2 als terminalen Elektronenakzeptor zusammen mit H_2 zu CH_4 reduziert wird (Reineke & Schlömann, 2015).
Das natürliche Vorkommen von methanogenen Organismen findet überall statt, wo organisches Material unter anaeroben Bedingungen abgebaut werden kann. Voraussetzungen für die Methanogenese sind (Heyer, 1990):

- Fehlen von O_2, SO_4^{2-} und NO_3^- (unter Verwendung als Elektronenakzeptor)
- Redoxpotential unter -300 mV
- Vorhandensein der Precursersubstrate

Diese Voraussetzungen finden sich in allen Böden in unmittelbarer Nähe der Grundwasseroberfläche (Scheffer et al., 2010) . Aufgrund der hohen Heterogenität, die sich

durch verschieden große Bodenkrümel zeigt, können unterschiedliche Redoxgradienten auftreten (Conrad, 1996). Die Freisetzung von Methan kann durch folgende drei Arten stattfinden (K. A. Smith et al., 2003):

- Diffusion
- Aufsteigen von Gasblasen in Gewässern (bspw. in Reisfeldern)
- Transport durch das Aerenchym (Durchlüftungskanäle) von Sumpf- und Wasserpflanzen

Der atmosphärische CH_4-Verbrauch in typisch landwirtschaftlichen Böden scheint meist im Unterboden zwischen dem A und B Horizont zu liegen (Conrad, 1996).

Der Typ des Ökosystems scheint laut Dutaur & Verchot (2007) der wichtigste globale Treiber für die Aufnahme von CH_4 in Böden zu sein. Durch die Landnutzungsänderung und die damit verbundenen Aufnahmeraten von CH_4 wird sogar die atmosphärische Akkumulationsrate beeinflusst. Methanothrophe Bakterien sind spezialisiert CH_4 als einzige Kohlenstoff- und Energiequelle zu nutzen. Sie oxidieren CH_4 zu CO_2 und assimilieren den an CH_4 gebundenen Kohlenstoff in organische Substanz. Sie kommen überall dort vor, wo Methan in aeroben Bereichen der Biosphäre vorhanden ist und können eine Barriere für Emissionen von aufsteigendem Methan in die Atmosphäre sein (Heyer, 1990). Die Bodentextur nimmt Einfluss auf die Quellen- und Senkenfunktion von CH_4 und ist in Waldböden höher als in Ackerflächen, in Grünflächen jedoch am geringsten (Dutaur & Verchot, 2007).

Die Lagerungsdichte des Bodens korreliert negativ mit dem Methanfluss (Schaufler et al., 2010). Das bedeutet, dass mit steigender Porosität die Methanogenese-Aktivität gemindert wird (Boeckx et al., 1997; Dutaur & Verchot, 2007; Schaufler et al., 2010). Die Aufnahme von CH_4 nimmt mit steigendem Niederschlag ab (Oertel et al., 2016), da der Wassergehalt im Boden steigt und anaerobe Bedingungen zur Methanogenese führen. Bei 40% WFPS konnten Schaufler et al. (2010) hohe Aufnahmeraten im Grünland feststellen. Weitere Faktoren, die negativ mit Methanflüssen korrelieren, sind der pH-Wert, die Jahresmitteltemperatur und der Gehalt an C_{org} (Schaufler et al., 2010).

Positive Korrelationen konnten bei Flussraten zum C/N-Verhältnis (Schaufler et al., 2010) und bei Oxidationsraten zum Phosphatgehalt (Veraart et al., 2015) festgestellt werden. Mit zunehmender N-Deposition nimmt die Aufnahmerate von CH_4 ab (Schaufler et al., 2010). Durch Stickstoffdüngung erhöht sich die Aufnahmerate von Methan (Oertel et al., 2016). Ein verändertes N:CH_4 Verhältnis kann durch Änderungen des enzymatischen Zyklus die Auswirkung der N-Düngung beeinflussen (Skinner et al., 2014; Veraart et al., 2015).

Obwohl es anzunehmen scheint, dass ein wärmeres Klima die Aktivitäten sowohl von

Methanogenen als auch von Methanotrophen erhöht, wenn andere Faktoren nicht limitierend sind, ist es nicht eindeutig, ob die Reaktion ausgeglichen wäre und wie sie die Netto-CH_4-Emissionen weltweit beeinflussen könnte (Singh et al., 2010).

2.7 Distickstoffoxid (N_2O)

Distickstoffoxid oder auch Lachgas ist ein Zwischenprodukt, das sowohl bei der mikrobiellen Nitrifikation als auch bei der mikrobiellen Denitrifikation gebildet wird (Reineke & Schlömann, 2015; Scheffer et al., 2010; Singh et al., 2010). Nitrifikation bezeichnet den aeroben Prozess, bei dem Ammonium zu Nitrit und weiter zu Nitrat oxidiert wird. Denitrifikation ist der anaerobe Prozess, bei dem Nitrat zu N_2O und weiter zu N_2 reduziert wird (Longbottom & Petrie, 2015) (*siehe Abb. 3*). Die direkten Auswirkungen durch Klimaänderungen auf mikrobiell verursachte N_2O-Flüsse sind möglicherweise geringer ausgeprägt, als die Auswirkungen auf CO_2- und CH_4 -Flüsse, da globale N_2O Emissionen durch die Zufuhr von reaktivem Stickstoff (z.B. NH_3 oder NO_x) abhängig sind (Singh et al., 2010).

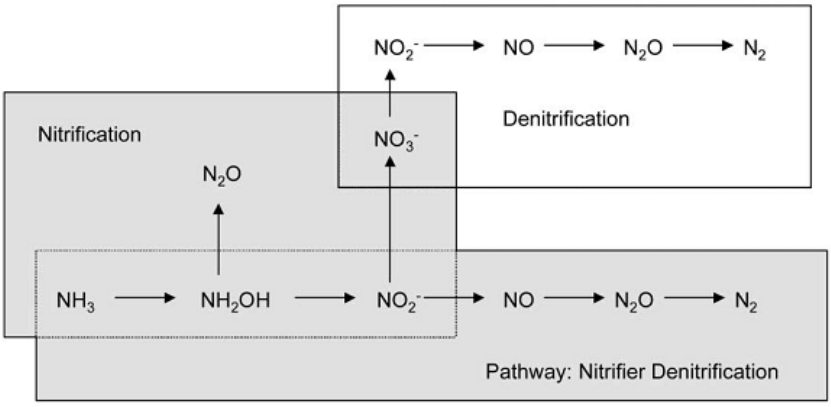

Abbildung 3: Reaktionswege der Nitrifikation, dem Abzweig der Denitrifikation durch nitrifizierende Mikroorganismen und der Denitrifikation; Quelle (Wrage et al., 2001)

Nitrifikation ist eine exergonische Reaktion, die von aerob lebenden, chemoautotrophen Bakterien zur Energiegewinnung ausgeführt wird (Scheffer et al., 2010). Sie findet vor allem in gut durchlüfteten Böden bei neutralem pH-Wert statt (Reineke & Schlömann, 2015). N_2O und NO werden hauptsächlich durch Bakterien der Gattung *Nitrosomonas* bei der Oxidation von Ammonium gebildet (Conrad, 1996; Reineke & Schlömann, 2015; Scheffer et al., 2010). Optimale Bedingungen finden Mikroorganismen bei C/N-Verhältnissen im Oberboden von < 25, Temperaturen zwischen 25-35°C und einem pH-Wert im Bereich von 5,5 bis 8 (Scheffer et al., 2010). Die Nitrifikation liefert das Substrat für die Denitrifikation (*siehe Abb. 3*).

Zusätzlich zur Nitrifikation gibt es einen Abzweig, der die Denitrifikation durch Nitrifikanten beschreibt. Beteiligt sind ausschließlich autotrophe NH_3-oxidierende Mikroorganismen (van Groenigen et al., 2015; Wrage et al., 2001), die Nitrit als Elektronenakzeptor verwenden und es zu NO und N_2O reduzieren (K. A. Smith et al., 2003). Begünstigt wird diese Reaktion durch einen hohen N-Gehalt, einen niedrigen C_{org}-Gehalt, einem niedrigen O_2-Druck und möglicherweise durch niedrige pH-Werte (Wrage et al., 2001). Diese Reaktion lässt die Nitrifikationsrate steigen und kann die N_2O Emissionen in Böden zusätzlich stark erhöhen (K. A. Smith et al., 2003).

Die Denitrifikation ist ein mehrstufiger Prozess, der schrittweise durch bestimmte Gruppen von Mikroorganismen abgehalten wird, die über die notwendigen katalytischen Enzyme verfügen. Das tatsächliche Endprodukt der Denitrifikation ist molekularer Stickstoff (N_2). N_2O entsteht als Produkt einer nicht vollständig abgelaufenen Reaktion (Singh et al., 2010). Die Produktion von N_2O erfolgt meist an „Hot Spots“ mikrobieller Aktivität, die nur kurzzeitig größere Mengen an N_2O produzieren (Ball, 2013; van Groenigen et al., 2015). Diese kann durch Bodenbearbeitung, Verdichtung, und Einarbeitung von organischem Material beeinflusst werden (Ball, 2013; Petersen et al., 2011). Die Menge an N_2O, die tatsächlich an die Atmosphäre abgegeben wird, hängt stark von der Struktur und der Feuchtigkeit des Bodens ab (Ball, 2013; Schaufler et al., 2010). Kann ein N_2O-Molekül leicht diffundieren (Chaouis-Lardy et al., 2007), wird es möglicherweise nicht weiter zu N_2 reduziert. Bleibt es jedoch unter anaeroben Bedingungen im Bodenprofil vorhanden, wird es mit großer Wahrscheinlichkeit zu N_2 reduziert werden (K. A. Smith et al., 2003). Optimale Bedingungen herrschen im anaeroben Milieu. Denitrifikanten sind fakultativ anaerob und gehören u. a. zu den Gattungen *Pseudomonas* und *Alcaligenes* (Reineke & Schlömann, 2015; Scheffer et al., 2010). Durch steigende Temperaturen und der damit verbundenen erhöhten Atmungsrate von O_2 können anaerobe Mikrostandorte gefördert werden (Longbottom & Petrie, 2015; K. A. Smith et al., 2003). Derselbe Effekt kann durch eine erhöhte respiratorische Atmung von O_2 durch Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen erzielt werden, wenn diese die Diffusionsrate von O_2 aus der Atmosphäre in den Boden überschreitet (Scheffer et al., 2010; K. A. Smith et al., 2003). Ein hoher Gehalt des WFPS von > 50%, optimal 60-80%, führt ebenfalls zu einer Erhöhung des anaeroben Volumens und zum Anstieg von N_2O-Emissionen (Oertel et al., 2016; Schaufler et al., 2010; Scheffer et al., 2010; K. A. Smith et al., 2003).

Die Reduktion von N_2O kann durch Erhöhung des pH-Wertes, durch beispielsweise Kalken erfolgen (Bakken et al., 2012; Wang et al., 2018). Allerdings sollte die Pufferwirkung der Kationenaustauschkapazität berücksichtigt werden (Hénault et al., 2019). N_2O-Emissionen in

sauren Böden reagieren deutlich empfindsamer auf N-Düngerzugaben, als in alkalischen Böden (Wang et al., 2018). Cuhel et al. (2010) konnten zeigen, dass mit abnehmendem pH-Wert das $N_2O/(N_2O\ N_2)$-Verhältnis aufgrund der Veränderungen der gesamten Denitrifikationsaktivität anstieg, sich jedoch nicht durch eine gesteigerte N_2O-Produktion zeigte. Bakken et al. (2012) geben die Assemblierung des N_2O-Reduktase-Enzyms in Abhängigkeit des pH-Wertes als Grund dieses Ereignisses an. Hénault et al. (2019) fassen zusammen, dass sich eine Reduktion der Emissionen im pH-Bereich von 6,8-7,0 als effizient gestaltet, wogegen bei einem pH-Wert > 6,4 nur schlechte Reduktionsergebnisse erzielt werden können.

2.8 THG-Flussbewertung und Closed-Chamber Methode

Eine qualitativ hochwertige und aussagekräftige Bewertung von THG ist trotz ausgereifter instrumenteller Werkzeuge bis heute noch sehr schwierig (Neftel et al., 2006). Meist bestimmt die Ausgangslage der Fragestellung die Messmethodik und die Flussberechnungsmethode (Hüppi et al., 2018; Venterea et al., 2020). Das Ziel ist es eine Probennahmeeinheit zu entwickeln, die sich nicht auf die Bedingungen des betrachteten Ökosystems auswirkt und nicht die Gaszusammensetzung während des Transports verändert (Neftel et al., 2006). Die Interpretation von Messergebnissen kann durch den Einsatz von Modellen oder durch verschiedene Regressionsmodelle einheitlich und unter Einbezug wichtiger Störeinflüsse erfolgen (Giltrap et al., 2010; Hüppi et al., 2018; Levy et al., 2011; Livingston et al., 2005). Die flächige Ungleichheit physikalischer und biologischer Bodenparameter im Bodenprofil stellt hier die größte Herausforderung dar, eine einheitliche Bewertung zu erzielen, da sich Gastransport und Gaskonzentration davon abhängig ändern (Blagodatsky & Smith, 2012; Venterea & Baker, 2008). Eine lineare Betrachtung der Gasflüsse geht von einem konstanten Gasaustausch der Boden-Atmosphäre-Grenzfläche aus. Nichtlineare Modelle leiten sich von der Diffusionstheorie ab, die einen nicht kontinuierlichen Gasaustritt durch Konzentrationsunterschiede beschreibt (Livingston et al., 2005).

Durch statistische Tests der Kammerdaten kann eine aussagekräftige Datenanalyse erfolgen, die ggf. an biophysikalische Modelle gekoppelt wird, um Prozesse der Methodik zu optimieren und Unsicherheiten der Bewertung zu mindern (Kutzbach et al., 2007). Durch einfachere, robustere statistische Methoden können nicht-lineare Modelle eine bessere und realistischere Anpassung an tatsächliche Gasflüsse ergeben (Levy et al., 2011). Zudem können fehlende Daten in Datensätzen durch Lückenfüll-Methoden ergänzt werden, die Emissionsschätzungen verbessern und fehlende Potenziale in der Quantität ausgleichen (Dorich et al., 2020). Die Detektion der Gasprobe kann durch zu groß gewählte Standards in der GC-Messung zu einer Unsicherheit in der Kalibrierungsregression führen (Levy et al., 2011). Um größere Unsicherheiten durch die Flussberechnungsmethode zu mindern, sollte jedes spezifische Messsystem analysiert werden, um die beste Kombination aus linearer Regression (Erhöhung des Bias/Reduzierung der Unsicherheit) und nicht-linearer Regression (HMR; Erhöhung der Unsicherheit/Reduzierung des Bias) auszuwählen (Hüppi et al., 2018).

Die Closed-Chamber Methode ist eine kostengünstige und praktikable Technik THG-Flüsse zwischen Boden und Atmosphäre zu messen (Zaman et al., 2021). Für eine optimale Darstellung der THG-Entwicklung auf Agrarflächen, wie z.B. bei Systemvergleichen und Düngerversuchen, ist es bedeutender die Fläche durch ausreichend Kammern abzudecken, als

die Dauer der Probennahme zu erhöhen, um die Variabilität besser einzudämmen (Chadwick et al., 2014). Die Einsatzzeit der Kammern sollte idealerweise so kurz sein, dass kammerinduzierte Fehler gering gehalten werden und mindestens drei Probennahmen durchgeführt werden können. Jedoch sollte sie so lange andauern, dass die Empfindlichkeit nicht beeinträchtigt wird (Parkin & Venterea, 2010). Die Zeitintervalle hängen von den spezifischen Bedingungen, dem Ziel der Untersuchung und dem zu bestimmenden Gas ab (Zaman et al., 2021).

Bei linearen Modellen sorgen kurze Einschlusszeiten von wenigen Minuten für stabilere Ergebnisse, wohingegen für nicht-lineare Modelle längere Einschlusszeiten zielführender zu sein scheinen (Kandel et al., 2016). Störungseinflüsse entstehen hauptsächlich durch die Kammerinstallation und/oder das Kammerdesign bzw. -material, wobei der diffusive Fluss und der Konzentrationsgradient des Gases gestört und verändert wird, was zu einer Unter- oder Überschätzung des Gasflusses führt (Parkin & Venterea, 2010; Pihlatie et al., 2013; Zaman et al., 2021). Dies ist auf Änderungen von Temperatur, Druck, Luftfeuchtigkeit, Verdunstungsrate und dem Einschluss von Pflanzen innerhalb der Kammer zurückzuführen, die die Bodenemissionswerte verzerren (Levy et al., 2011; Oertel et al., 2016; Parkin & Venterea, 2010; Zaman et al., 2021). Es sollte daher darauf geachtet werden, den bestimmenden Gradienten so wenig wie möglich zu beeinflussen und ggf. eine Durchmischung des Kopfraumes zu erzeugen, die den zuvor herrschenden bodennahen Bedingungen entspricht (Christiansen et al., 2011; Hutchinson et al., 2000).

Geschlossene Kammersysteme sind eher anfälliger für Druckänderungen durch die Probenentnahme und eventuellen Lecks in den Durchflusssystemen, können aber windinduzierte Druckänderungen besser ausgleichen. Für eine optimale Bestimmung der Bodenatmungsflüsse kann ein Hinzufügen einer Entlüftung in die Kammerkonstruktion Abhilfe schaffen, um die Induktion von Druckgradienten und den Venturi-Effekt weitestgehend zu eliminieren (Bain et al., 2005; Suleau et al., 2009). Allerdings sind auch hiermit Nachteile verbunden (Conen & Smith, 1998). Durch unbekannte Dimensionen von Störgrößen ist es schwer zu beurteilen, ob eine Reaktion wirklich linear, nicht-linear mit einer bestimmten Tendenz zur Krümmung oder verrauscht ist (Levy et al., 2011).

Für die Minimierung von messinduzierten Fehlern sollte die Messung zu einer Tageszeit erfolgen, an der man annimmt, dass der Gasfluss seinen Tagesmittelwert erreicht. Sofern keine transienten Flüsse durch Bewirtschaftungsmaßnahmen oder Niederschlagereignisse erzeugt werden (Lai et al., 2012), wird die Gasdynamik meist durch die Bodentemperatur bestimmt (Zaman et al., 2021). Hier bietet es sich an die Messung im Tagesverlauf durchzuführen, an

dem die vorhersehbare Tagesmitteltemperatur vorherrscht, um tageszeitliche Schwankungen auszugleichen (Parkin & Venterea, 2010).

3 Material und Methoden

In dieser Arbeit wurden die Gasflüsse von CO_2, N_2O und CH_4 mittels geschlossener Kammermessung im Unterstockbereich von Weinreben untersucht. Dabei wurden die Bewirtschaftungssysteme des integrierten, ökologischen und biodynamischen Weinbaus miteinander verglichen. Die Messungen wurden wöchentlich im Zeitraum vom 07.07.2020 bis 31.02.2021 durchgeführt. Die Gasproben wurden mittels Gaschromatographie analysiert.

3.1 Beschreibung der Versuchsfläche

Der Versuchsweinberg befindet sich in Geisenheim, Deutschland (49°59'22.0 "N 7°57'00.6 "E; 132 m) in der Weinbergslage "Geisenheimer Mäuerchen". Die Fläche ist 7948 m^2 groß, mit einer maximalen Steigung von 6 %. Die Sorte ist Riesling 198-30 und in geraden Reihenzahlen auf Börner und in ungeraden Reihenzahlen auf SO4-60 veredelt. Die Reben wurden 1991 gepflanzt und werden im Spalier kultiviert. Der Stockabstand ist 1,20 m und die Zeilenbreite beträgt 2 m. Die Zeilen sind nach Süden exponiert. Die klimatischen Bedingungen sind maritim mit einem Jahresniederschlag von 418,5 mm und einer mittleren Temperatur von 12,2 °C im Jahr 2020 [1]. Die Bodentextur reicht von sandigem Lehm bis zu kiesig-lehmigen Sanden. Am 28.07.2020 wurde in der integrierten Bewirtschaftung eine Roggen-Wicke-Mischung als Winterbegrünung eingesät. In der organischen sowie in der biologisch-dynamischen Bewirtschaftung wurde am 29.07.2020 die Wolff-Mischung ohne Luzernenanteil als Dauerbegrünung eingesät. Der Unterstockbereich wird in der integrierten Bewirtschaftung mit Herbiziden gegen Beikrautaufkommen behandelt, wogegen bei organischer und biodynamischer Bewirtschaftung eine maschinelle Beikrautentfernung durchgeführt wird. Die Fläche gehört zu einem Langzeitversuch, der Unterschiede in der Physiologie, dem Ertrag, der Biodiversität und den Bodenparametern im Vergleich von integrierten, organischen und biodynamischen Anbaumethoden untersucht (Di Giacinto et al., 2020; Döring et al., 2019; Döring et al., 2015; Hendgen et al., 2018; Hendgen et al., 2020).

Die folgende Abbildung zeigt den Lageplan des Versuchs. Die Farben symbolisieren die verschiedenen Behandlungen und können in der oben angrenzenden Legende abgelesen werden. Der Weinberg wird durch einen Weg in der Mitte geteilt. Die Zeilennummerierung laufen in der oberen Hälfte von 1-40 und in der unteren Hälfte von 41-80.

[1] Rebschutzdienst (2021)

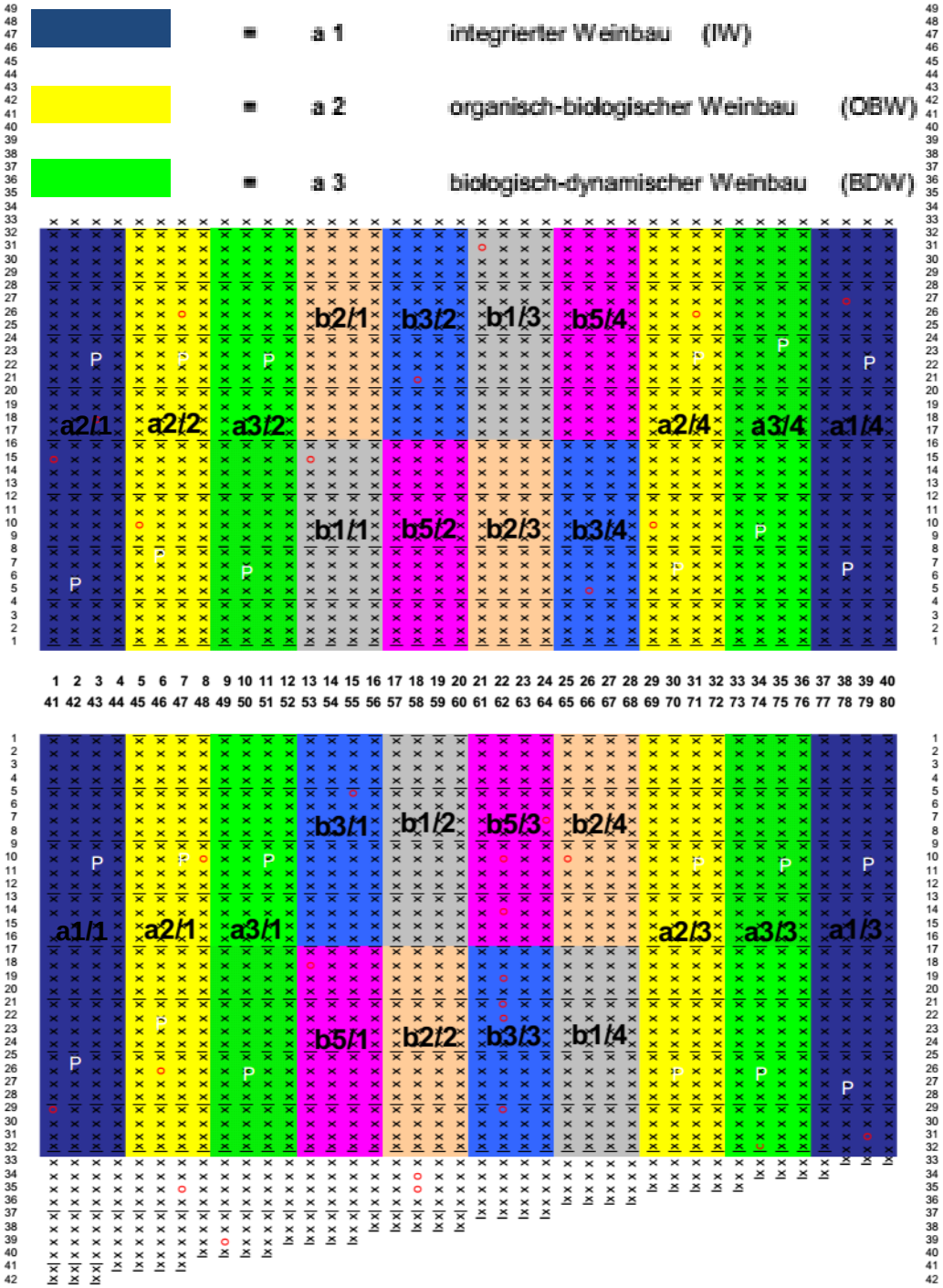

Abbildung 4: Lageplan der Versuchsfläche; mit a gekennzeichnete Flächen bilden die Versuchsparzellen, die Zahlenkombination beschreibt die Bewirtschaftung und die Blockwiederholung, die Messpunkte sind mit einem weißen „P“ markiert; jede Rebe ist mit einem schwarzen Kreuz gekennzeichnet, rote Kreisen symbolisieren Fehlstöcke, schwarze Querstriche zeigen die Stickel; mit b gekennzeichnete Flächen gehören nicht zur Versuchsfläche dazu und müssen nicht berücksichtigt werden; Quelle: (J. Döring)

Jede Versuchsparzelle besteht aus vier Zeilen, von denen die äußeren als Pufferreihen fungieren. Die Datenerfassung findet in den beiden mittleren Zeilen statt. Es gibt vier Wiederholungsparzellen pro Bewirtschaftungsvariante, in der jeweils zwei Kammern pro Reihe platziert wurden. Eine Reihe besteht aus vier Stickellängen. Die Kammern wurden in der dritten Stickellänge zwischen zwei gesund aussehenden Reben platziert. Insgesamt wurden 24 Kammern installiert. Die Lage der einzelnen Kammern ist in Abbildung 4 mit dem weißen Buchstaben *P* gekennzeichnet.

3.2 Versuchsdurchführung

3.2.1 Kammerbau

Die in diesem Versuch verwendeten Kammern wurden in Eigenleistung gebaut. Zur besseren Veranschaulichung sind der Beschreibung Bilder beigefügt.

Der Aufbau der Kammern besteht jeweils aus zwei Teilen. Die untere Basis besteht aus einem Muffenstopfen (KG 2000, DN 200), der auf der geschlossenen Seite ausgedreht wurde. Die Kammerhaube besteht aus einer dazu passenden Schüssel, mit möglichst breitem Außenrand (*s. Abb. 5 und 6*).

Abbildung 5:Materialabbildung zum Bau der Kammern; Quelle (eigene Aufnahme)

Abbildung 6: aufgesetzte Haube nach Zusammenbau: Quelle (eigene Aufnahme)

Die Vorbereitung der Haube erfolgte in folgenden Schritten:

Für eine gute Handhabung bei der Probenahme wurde ein Klickventil im Boden der Schale eingebaut. Das Ventil wurde durch ein Loch (Ø 7 mm) im Boden der Schüssel gesteckt und ober- sowie unterhalb mit Ringdichtungen (7,8 x 2,5 mm) abgedichtet.

Abbildung 7: Haube mit installiertem Klickverbinder und angebrachter Dichtung;
Quelle (eigene Aufnahme)

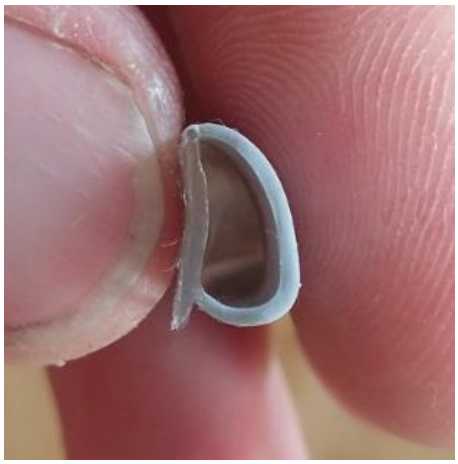

Abbildung 8: Profil der verwendeten Dichtung;
Quelle (eigene Aufnahme)

Auf den Rand der Schüssel wurde eine selbstklebende Dichtung, beispielsweise Tür- oder Fensterdichtung geklebt, um das System abzudichten (*s. Abb. 7 und 8*). Die Schüssel (Innendurchmesser: 220 mm) wird umgekehrt auf dem 20 mm breiten Rand des Muffenstopfens mit Hilfe von Wäscheklammern befestigt. Da die Klebeleistung der Dichtungen nicht optimal war, musste diese in regelmäßigen Abständen kontrolliert und ggf. neu befestigt werden.

Die Außenseite der Haube wurde weiß lackiert, um die Reflexion des Sonnenlichts und damit die Erhöhung der Temperatur im Inneren der Kammer zu minimieren. Jede Haube wurde zudem nummeriert (*s. Abb. 9*). Es ist wichtig die Außenseite der Haube zu lackieren, da verschiedene Lacke nach dem Auftragen Gase entwickeln können und somit das Messergebnis verfälschen (persönliche Mitteilung, Fr. Dr. M. C. Görres,10.10.2020). Aus dem gleichen Grund der Temperaturreduzierung wird die Kammer mit einer halbkugelförmigen Styroporhaube abgedeckt. Ein Loch in der Styroporabdeckung erleichtert die Handhabung der Probenahme, ohne dass die gesamte Abdeckung entfernt werden muss (*s. Abb. 10*).

Abbildung 9: installierte Kammer im Weinberg, Haube ist weiß lackiert und nummeriert; Quelle (eigene Aufnahme)

Abbildung 10: installierte Kammer im Weinberg mit aufgesetzter Styroporhaube; Quelle (eigene Aufnahme)

Die Basis wurde am 22. Juni im Unterstockbereich platziert (*s. Abb. 11*). Es ist wichtig, dass diese einige Tage vor der ersten Messung installiert wird, damit sich der Gasfluss durch die eingegrabene Kammer an die ändernden Bodenverhältnisse anpassen kann (Oertel et al., 2016; Zaman et al., 2021). Zudem ist es wichtig aufkommende Unkräuter in der Kammerfläche zu entfernen, um Störeinflüsse durch Respiration gering zu halten (Collier et al., 2014). In diesem Projekt wurde erst ab der zweiten Versuchshälfte explizit auf die Entfernung solcher Beikräuter geachtet.

Abbildung 11: Basis im Unterstockbereich nach der ersten Installation am 22.06.2020, Variante organisch-biologisch, es herrschen trockene Bedingungen, Jede Rebe ist mit einem Code markiert; Quelle (J. Döhring)

Abbildung 12: Basis im Unterstockbereich am 29.01.2021, biologisch-dynamische Variante, der Boden ist feucht und nass, gegen Ende des Versuchszeitraums; Quelle (eigene Aufnahme)

Für die spätere Berechnung der Gaskonzentrationen ist es notwendig die Fläche und das Volumen der Kammern zu definieren. Um das Volumen der Kammer zu bestimmen, wurde

zunächst die Höhe des im Boden befindlichen Muffenstopfens von vier Seiten gemessen und ein Mittelwert gebildet. Die unterschiedliche Höhe der Kammern wird vor allem durch die wechselnden Bodenverhältnisse zwischen den Bewirtschaftungsmethoden, den Härtegrad und die damit verbundene Eintauchtiefe verursacht. Dies ist auch jahreszeiten- und witterungsabhängig (*s. Abb. 11 und 12*). Mit der Formel $V= \pi r2h$ wurde das individuelle Volumen der Basis berechnet. Das Volumen der Schüssel wurde durch Auslitern ermittelt. Die Gesamtvolumina wurden für jede Kammer durch Addieren der beiden Volumina berechnet. Durch die Nummerierung der Hauben können immer gleiche Basis/Hauben Paare gebildet werden, um die Verfälschung durch minimale Unterschiede im Volumen zu verhindern. Die Fläche der Kammer wurde mit der Formel $V= \pi r2$ berechnet und für alle Kammern gleichgesetzt. Die Berechnungen mussten nach jedem erneuten Einsetzen der Kammern wiederholt und in den Auswertungstabellen angepasst werden.

3.2.2 Probennahme

Vor jeder Probennahme wurden alle Materialien in einem ersten Durchlauf an den Messpunkten verteilt. Im ersten Messdurchgang wurden die Hauben auf der Basis befestigt und unmittelbar nach dem Aufsetzten die erste Probe entnommen (Messprobe t0).

Für die Gasentnahme wurde eine 60ml-Spritze (BD Plastipak, Luer-Lok) mit einem Dreiwegeventil (Discofix C) verwendet (*s. Abb. 13*). Ein Volumen von 25 ml wurde über eine Kanüle (BD Microlance 3, 25G 1"- Nr. 18) in ein vorevakuiertes 12 ml Glasfläschchen mit Septumdeckel injiziert (Labco Exetainers 839W, Labco Limited, Lampeter, Vereinigtes Königreich). Die Evakuierung erfolgte durch ein Vakuum-System der Firma Swagelok (Frankfurt, Deutschland) und mit Hilfe einer Vakuumpumpe (*s. Abb. 14*).

Abbildung 13: Probennahme im Weinberg; Quelle (J. Döring)

Abbildung 14: Evakuierungsanlage mit angehängten Probengefäßen, Evakuierung der Probengefäße; Quelle (eigene Aufnahme)

Vor und nach jedem Durchlauf wurde eine Probe der Atmosphäre entnommen. An jedem Messtag wurden vier Wiederholungsproben pro Kammer (t0-t3) genommen. An drei Tagen wurden zudem fünf Wiederholungsproben genommen (t0-t4). Die Intervalle zwischen den regelmäßigen Wiederholungsproben waren 40´- 30'- 30'- 30' Minuten. Die Gesamtdauer betrug 130 Minuten. Bei fünf Probennahmen wurde eine Wiederholung von 30 Minuten zusätzlich benötigt. Die längere Dauer der ersten Runde resultierte aus dem Aufsetzen der Kammern und fixieren der Klammern. Die lange Gesamtdauer resultiert aus den weiten Zwischenwegen der Messpunkte.

3.2.3 Analyse

Die Gasproben wurden mit dem Gaschromatographen SRI 8610C (SRI Instruments Europe GmbH, Bad Honnef, Deutschland) in Verbindung mit einem Autosampler im Fachbereich Bodenkunde und Pflanzenernährung der Hochschule Geisenheim University analysiert. Das Prinzip der Gaschromatographie beruht auf einer multiplikativen Trennung von Komponenten zwischen einer gasförmigen mobilen Phase und einer stationären Phase. Dabei bewegt sich die gasförmige mobile Phase an der stationären Phase vorbei. Bei der Gaschromatographie kann die stationäre Phase flüssig (GLC) oder fest (GSC) sein. Die mobile Phase ist ein Trägergas, das durch eine Trennsäule strömt und die zu analysierende Probe transportiert. Die einzelnen Komponenten einer Probe werden in einem Detektor bestimmt. Durch die Erstellung eines Chromatogramms kann die Zusammensetzung und Konzentration der einzelnen Komponenten in der Probe bestimmt werden (Schomburg, 1987). Für die Analyse von CO_2 und CH_4 wurde ein an einen Methanizer gekoppelter Flammenionisationsdetektor verwendet. N_2O wurde mit einem Elektroneneinfangdetektor nachgewiesen. Für beide Detektoren wurden eine Porapak Q Vorsäule (Edelstahlrohr, Länge 1 m, 1/8 Zoll OD, 2 mm ID) und eine Hayesep D Säule (Edelstahlrohr, Länge 3 m, 1/8 Zoll OD, 2 mm ID) verwendet. Die Temperatur der Detektoren betrug 330 °C und die des Säulenofens 65 °C. Als Trägergas wurde Stickstoff (N_2 6.0, Nippon Gases) mit einem Druck von 20 psi und ein Make-up-Gas (5 % CO_2 in N_2 5.0, AirLiquide) mit einem Druck von 3 psi verwendet. Integration und Chromatogramme wurden mit PeakSimple Version 4.51 (64bitWin8, SRI Instruments) bearbeitet. Die GC-Messungen wurden durch geschultes Laborpersonal durchgeführt.

Mit der Bestimmung des minimal detection flux (MDF) wurde die untere Detektionsgrenze der einzelnen Gase bestimmt. Der Wert für CO_2 entspricht 87.56 µmol m^{-2} h^{-1}. Der Wert von 0.133 µmol m^{-2} h^{-1} ist für CH_4 und N_2O gültig. Die vollständige Berechnung ist in Anhang III angegeben.

3.3 Wetterdaten

Die Wetterdaten wurden zum einen von der Station *Mäuerchen* (49.989 N/7.9476 E; 134 m) der Hochschule Geisenheim University und zum anderen von der Station *01580* (49.9859 N 7.9549 E; 110 m) des Deutschen Wetterdienstes bezogen.
Zusätzlich wurden Logger im Weinberg am unteren Biegedraht aufgehängt, um die tatsächliche lokale Temperatur über dem Boden besser erfassen zu können. Die Intervalle der Aufzeichnung betrugen fünf Minuten. Die Auswertung der Daten erfolgte über die Software *EasyLog USB*. Die Aufzeichnung der Parameter wurde z.T. durch Störungen der Logger unterbrochen, weswegen nicht von jeder Position durchgängig Daten vorhanden sind. In Anhang I sind Daten zweier repräsentative Logger als Boxplot dargestellt. Die Temperaturdaten der Logger wurden als Vergleichs- und Orientierungswerte zu den Daten aus den Wetterstationen herangezogen.

3.4 Statistik

Die Gasflussschätzung erfolgte mit dem R-Skript von Dr. Carolyn-Monica Görres, Hochschule Geisenheim University. In diesem Skript werden die Flüsse aller drei Gase in linearer Regression, robust-linearer Regression und in HMR berechnet. Aufgrund der hohen nicht-Linearität der Flüsse, wurde eine Berechnung nach HMR angestrebt. Die Auswahl der Regression wurde durch folgende Filterkriterien in absteigender Reihenfolge entschieden (Leiber-Sauheitl et al., 2014):

1. HMR konnte angewendet werden.
2. Das AIC (Akaike information criterion) ist für die HMR-Methode kleiner als für die lineare Anpassung.
3. Der mit HMR berechnete Fluss ist nicht höher als das Vierfache des Flusses aus der robust-linearen Regression.

Da in den meisten Fällen schon das erste Kriterium nicht erfüllt werden konnte, wurden alle Gasflussschätzungen nach der robust-linearen Regression ausgewertet.
Die Interpolation erfolgte mit *Libre Office Calc* (Version 7.0.1.2 (x64)). Die errechneten Stundenwerte wurden zu Tageswerten umgerechnet und für den gesamten Versuchszeitraum linear interpoliert. Dies wurde mit einem template durchgeführt, das mit der Funktion *MEHRFACH.OPERATIONEN* und festen Bezügen arbeitet. Als Formel dient folgende lineare Funktionsgleichung $f(x)=m*(x-x1) +y1$.

Mit der Berechnung der Area under the Curve (AUC) konnten die kumulierten Emissionen jedes Gases bestimmt werden. Dazu wurden die Tageswerte nacheinander aufsummiert und graphisch dargestellt. Die statistische Auswertung erfolgte über die Software *R* (Version 4.0.3) und *RStudio* (Version 1.3.1093). Die Signifikanz wurde mittels one-way ANOVA with random blocks und anschließendem Post-hoc-Test analysiert. Dazu wurden die *R*-Pakete *lmer* und *lmne* für die mixed-effects models verwendet. Die Diagramme wurde in *Libre Office Calc* (Version 7.0.1.2 (x64)) und *Sigma Plot 13* erstellt.

Da erst in der zweiten Versuchshälfte auf die explizite Beseitigung von Unkräutern in den Kammerbasen geachtet worden ist, wurden die Daten der stark bewachsenen Kammern nicht zu den Rohdaten dazu genommen. Von Versuchsbeginn bis Anfang Oktober beinhaltet der Versuch somit pro Bewirtschaftingsmethode je zwei Kammern weniger, deren Daten eingesetzt wurden. Der volle Datenumfang wurde ab Oktober verwendet, als das aufgekommende Unkraut wöchentlich entfernt wurde.

4 Ergebnisse

In diesem Kapitel sollen die Unterschiede und Gemeinsamkeiten der Gasflüsse anhand der aufgezeigten Grafiken erklärt werden. Die Daten der Grafiken werden nach statistischer Auswertung präsentiert.

4.1 Interpolation und kumulieren der Datenreihen

Die interpolierten Datenreihen werden in den folgenden Diagrammen als Flusskurve dargestellt und zeigen die kumulierten Tagesmittelwerte im Zeitverlauf der Messperiode. Mit der Berechnung der AUC können die kumulierten Tagesmittelwerte in einem Säulendiagramm dargestellt werden und zeigen die Masse jeden Gases an.

4.1.1 Kohlendioxid

In Abbildung 13 sind die kumulierten und interpolierten Tagesmittelwerte von CO_2 im Verlauf der Messperiode zu sehen. Es ist zu erkennen das die integrierte Bewirtschaftung über einen größeren Zeitraum eine höhere Konzentration aufweist, im Vergleich zur organischen und biodynamischen Bewirtschaftung, die nur leicht voneinander abweichen. Tendenziell zeigt die biodynamische Bewirtschaftung eine geringfügig höhere Flussrate als die organische Bewirtschaftung.

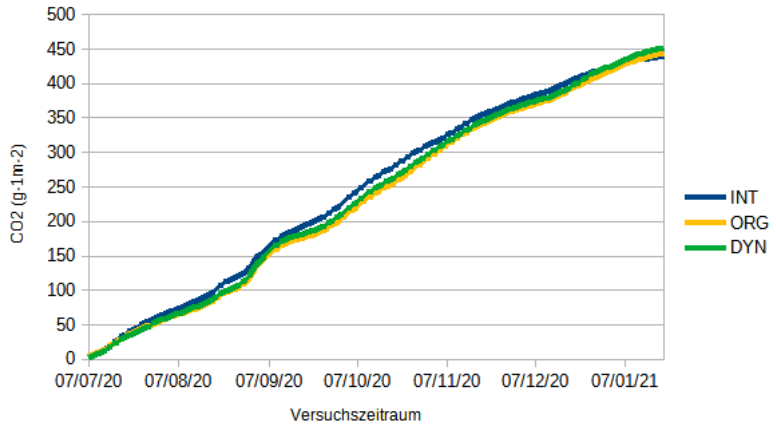

Abbildung 13: Flusskurve der interpolierten und kumulierten Tagesmittelwerte von CO_2

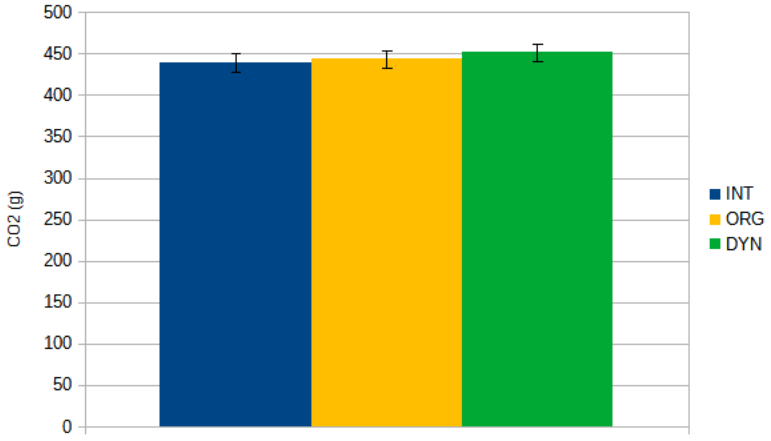

Abbildung 14: Über den Versuchszeitraum kumulierte Tagesmittelwerte von CO_2; Die Fehlerbalken geben den Standardfehler an

In Abbildung 14 sind die kumulierten Tagesmittelwerte von CO_2 als Säulen aufgetragen. Sie veranschaulichen die Unterschiede der Emissionen deutlicher.

Die biodynamische Bewirtschaftung zeigt mit 451,62 g den höchsten Wert. Die organische und die integrierte Bewirtschaftung liegen mit 443,42 g (ORG) und 439,77 g (INT) nicht weit darunter. Obwohl in Abbildung 13 zu erkennen ist, dass die integrierte Bewirtschaftung eine höhere Flussrate im Verlauf aufweist, kann hier festgestellt werden, dass sie doch die niedrigste Gesamtemissionsrate aufweist. Dies lässt sich auch in Abbildung 19 erkennen. Die prozentuale Abweichung vom Höchstwert (DYN; 451,62 g) beträgt 1,82 % bei der organischen und 2,63 % bei der integrierten Bewirtschaftung. Die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler. Es ist keine signifikante Unterscheidung der Varianten zueinander festgestellt worden.

4.1.2 Methan

Abbildung 15 zeigt die interpolierten und kumulierten Tagesmittelwerte als Flusskurve über den Versuchszeitraum. Der Bereich der y-Achse liegt im negativen Bereich. Die Datenreihen unterscheiden sich in den Wintermonaten deutlicher voneinander als zu Beginn der Messperiode im Sommer. Die biodynamische Bewirtschaftung zeigt bereits ab August eine niedrigere Konzentration als die Beiden anderen Bewirtschaftungsweisen. Eine deutliche Trennung zwischen der integrierten und der organischen Bewirtschaftung ist gegen Ende Oktober zu erkennen.

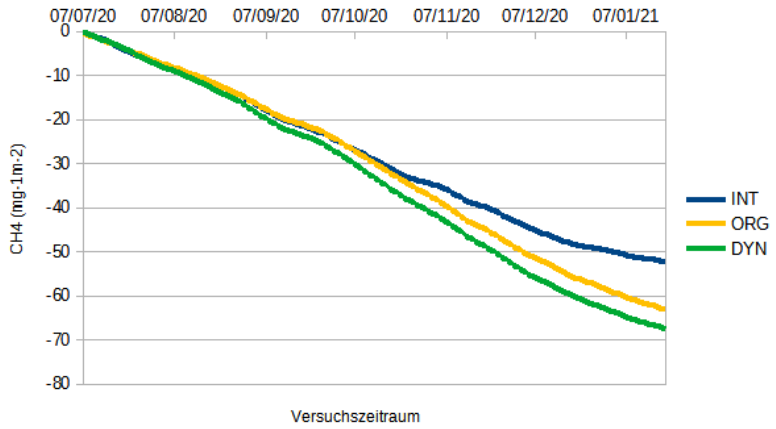

Abbildung 15: Flusskurve der interpolierten und kumulierten Tagesmittelwerte von CH_4

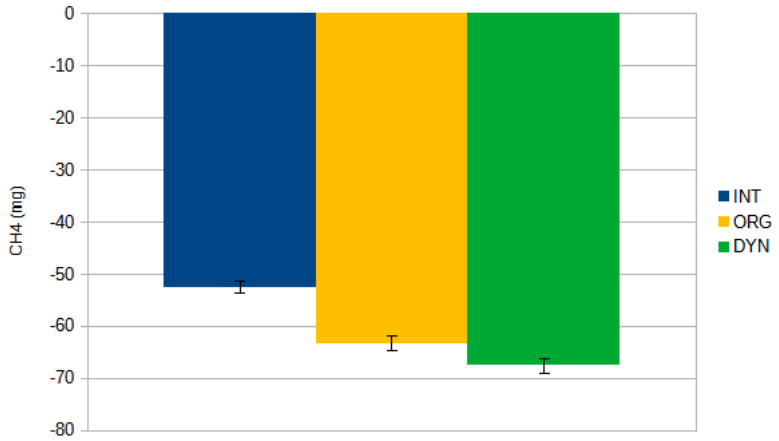

Abbildung 16: Über den Versuchszeitraum kumulierte Tagesmittelwerte von CH_4; Die Fehlerbalken geben den Standardfehler an

In Abbildung 16 sind die kumulierten Tagesmittelwerte von CH_4 dargestellt. Mit -67,57 mg liegt der Höchstwert an aufgenommenem Methan bei der biodynamischen Bewirtschaftung vor. Die organische Bewirtschaftung erreicht einen Endwert von -63,24 mg und liegt somit 6,41 % unterhalb des Höchstwertes. Der Endwert der integrierten Bewirtschaftung liegt bei -52,50 mg und ist somit der niedrigste Wert im Vergleich aller Bewirtschaftungen. Der Unterschied zum Höchstwert beträgt 22,31 %. Es konnte keine signifikante Unterscheidung zwischen den Bewirtschaftungen festgestellt werden. Die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler.

4.1.3 Distickstoffoxid

In der folgenden Abbildung sind die interpolierten und kumulierten Tagesmittelwerte von N_2O als Flusskurve auf den Versuchszeitraum angezeigt. Nach Beginn der Messungen im Juli liegen die Konzentrationen aller drei Bewirtschaftungen bis Ende August nah beieinander. Ab Anfang September steigen alle drei Bewirtschaftungen in ihrer Konzentration unterschiedlich stark an. Dabei liegt die integrierte Bewirtschaftung unterhalb der beiden anderen Bewirtschaftungen. Ab Anfang Dezember übersteigt die anfänglich niedrigere organische Bewirtschaftung das Niveau der biodynamischen Bewirtschaftung.

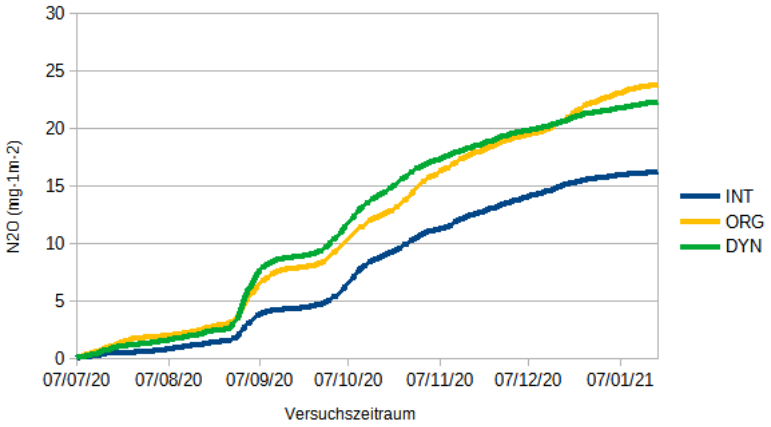

Abbildung 17:Flusskurve der interpolierten und kumulierten Tagesmittelwerte von N_2O

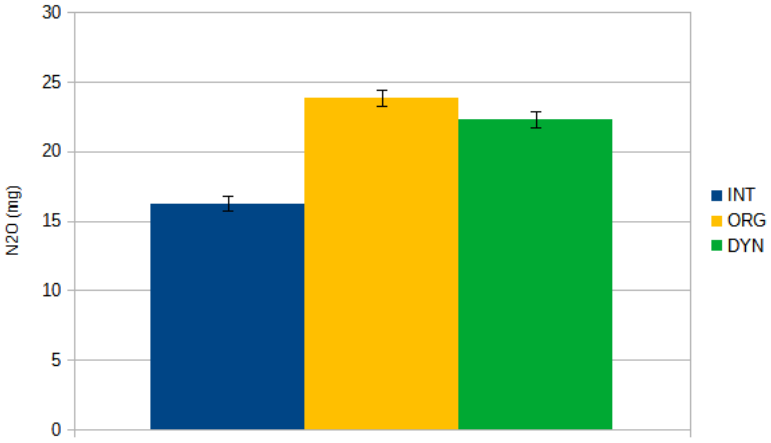

Abbildung 18: Über den Versuchszeitraum kumulierte Tagesmittelwerte von N_2O; Die Fehlerbalken geben den Standardfehler an

Abbildung 18 zeigt die kumulierten Tagesmittelwerte von N_2O. Den Höchstwert erreicht die organische Bewirtschaftung mit 23,82 mg. Die biodynamische Bewirtschaftung erreicht einen Endwert von 22,30 mg und liegt somit 6,38 % unterhalb des Höchstwertes. Die integrierte

Bewirtschaftung erlangt einen Endwert von 16,26 mg, bildet den niedrigsten Wert und liegt 31,74 % unterhalb des Höchstwertes. Die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler. Es wurde keine signifikante Unterscheidung zwischen den Bewirtschaftungen festgestellt.

4.2 Dynamisches Verhalten der Bodengase

Die Ergebnisdarstellung in diesem Kapitel soll das Verhalten der gemessen Gaskonzentrationen im zeitlichen Verlauf wiedergeben. In der folgenden Abbildung sind die Gasflüsse als gemittelte Blockdaten dargestellt. Sie zeigen die gemessenen Konzentrationen der Gase in der Bewirtschaftungsvariante im Versuchszeitraum.
Die Fehlerbalken an den Messpunkten zeigen die Streuung der gemittelten Daten. Die gasspezifischen Peaks lassen keine auffällig gegenläufige Dynamik einer Bewirtschaftungsform zur anderen erkennen. Die eingefügten Pfeile kennzeichnen die Bodenbearbeitungen zu den jeweiligen Terminen und die senkrecht verlaufenden Linien zeigen Starkregenereignisse auf.

4.2.1 Kohlendioxid

In der Grafik werden die gemittelten Blockwerte von CO_2 in $g\ m^{-2}\ h^{-1}$ angezeigt. Der Bereich, in dem sich die Daten befinden liegt zwischen 0.01445 g (INT; 15.01.2021) und 0.26423 g (DYN; 01.09.2020). Es ist deutlich zu sehen, dass sich die integrierte Bewirtschaftung in den Sommermonaten bis Oktober von der organischen als auch von der biodynamischen Bewirtschaftung abhebt. Die organische und die biodynamische Bewirtschaftung weisen im Vergleich keine großen Unterschiede auf. Es besteht keine signifikante Unterscheidung zwischen den drei Bewirtschaftungen.
Das Maximum der gemessenen Flussraten wurde nach dem ersten Niederschlagsereignis erreicht. Die Steigung der drei Varianten scheint sich nicht voneinander zu unterschieden. Nach der Gassenbearbeitung erreichen die Varianten einen Höhepunkt, fallen danach wieder ab und halten nach der Unterstockbearbeitung bis zum nächsten Messtermin das Konzentrationsniveau fast gleich. Ausnahme ist hier die integrierte Bewirtschaftung, die einen größeren Anstieg aufweist und zwischen dem 23.07.2020 und dem 30.07.2020 einen deutlichen Abfall der Flussrate zeigt. Ein weiterer Peak-Höhepunkt ist am 20.08.2020 zu erkennen. Die integrierte Bewirtschaftung weist zu diesem Termin eine um 1,17-fach höhere Flussrate zur biodynamischen Bewirtschaftung und eine um 1,23-fach höhere Flussrate im Vergleich zur

organischen Bewirtschaftung auf.

Nach dem zweiten Niederschlagereignis steigt die Flussrate an. Zwischen dem 01.10.2020 und dem 08.10.2020 steigen lediglich die organische und die biodynamische Bewirtschaftung leicht an. Die Emissionen der integrierten Bewirtschaftung gehen von einem höheren Ausgangsniveau in diesem Zeitraum kaum merklich zurück. Zwischen dem 22.10.2020 und dem 12.11.2020 sowie zwischen dem 17.12.2020 und dem 20.01.2021 liegt die integrierte Bewirtschaftung auffällig unter den Flussraten der anderen beiden Bewirtschaftungen.

4.2.2 Methan

In dieser Grafik sind die gemittelten Blockwerte von CH_4 aufgezeigt. Die Flussrate ist in $mg\ m^{-2}\ h^{-1}$ angegeben. Die Daten liegen im Negativbereich von -0,00206 mg (INT; 15.01.2021) und -0,02091 mg (DYN; 12.11.2020). Die y-Achse beginnt nicht mit dem Nullwert und wird von oben nach unten gelesen. Dies sollte in der Interpretation beachtet werden. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Bewirtschaftungen konnte nicht festgestellt werden.

Es lässt sich sehr schnell erkennen, dass sich die integrierte Bewirtschaftung ab Oktober in der Zeit der Wintermonate sehr deutlich von den anderen unterschiedet. Der Unterschied am 30.10.2020 beträgt zwischen INT zu ORG 256 % und zwischen INT zu DYN 251 %.

Nach dem ersten Niederschlagsereignis erreicht die Flussrate von allen Bewirtschaftungen, in unterschiedlichem Ausmaß, einen Tiefpunkt und steigt kurz danach wieder an. Zwischen dem 17.09.2020 und dem 25.09.2020 fällt die Flussrate wieder ab und sinkt mit dem zweiten Niederschlagereignis weiter ab. Einen darauffolgenden deutlichen Anstieg zeigt die integrierte Bewirtschaftung, die aber im Anschluss wieder stark abfällt. Die beiden anderen Bewirtschaftungen zeigen einen gemilderten Anstieg der Flussrate und stagnieren zwischen dem 08.10.2020 und dem 18.10.2020 auf Ihrem Niveau.

Nach der Gassenbearbeitung fallen alle drei Bewirtshaftungen in ihrem Gasfluss ab. Zuvor stiegen die Flussraten der organischen und der biodynamischen Bewirtschaftung an, wohingegen die integrierte Bewirtschaftung bereits abfallend war. Kurz nach der Unterstockbearbeitung steigen die Flüsse in abwechselnder Reihenfolge wieder an. Die biodynamische Bewirtschaftung liegt hier auf dem niedrigsten Niveau im Vergleich zur organischen Bewirtschaftung, die auf dem höchsten Niveau liegt.

4.2.3 Distickstoffoxid

Die Grafik zeigt den Verlauf der gemittelten Blockwerte von N_2O in $mg\ m^{-2}\ h^{-1}$. Die Darstellung ist für den gesamten Versuchszeitraum ausgelegt. Der Bereich der gemessenen Werte liegt zwischen dem Maximum mit 0,02953 mg (DYN; 01.09.2020) und dem Minimum mit -0,00021 mg (INT; 23.07.2020). Es besteht kein signifikanter Unterschied zwischen den Datenreihen. Die Dynamik der Emissionen zeigt am 01.09.2020, einen Tag nach dem ersten Niederschlagereignis, die höchsten gemessenen Flussraten. Der Anstieg der Kurven lässt eine gleiche Steigung vermuten. Am 08.10.2020, zwölf Tage nach dem zweiten Niederschlagereignis, zeigt sich der zweite große Peak. Hier ist zu erkennen, dass sich der Anstieg der Kurve in den Bewirtschaftungsvarianten unterscheidet. Der Unterschied ist vor allem bei der integrierten Bewirtschaftung zu erkennen, die im Vergleich zu den anderen beiden Bewirtschaftungen vor und nach dem Niederschlagereignis eine größere Steigung aufweist als währenddessen.

Auffällig ist auch, dass sich die Peakhöhe der integrierten Bewirtschaftung im Vergleich zwischen den beiden Niederschlagsereignissen um nur 2,17 % unterscheidet. Die Peakhöhen der organischen (73 %) und der biodynamischen (112 %) Bewirtschaftung unterschieden sich dagegen um fast bzw. über das Doppelte.

Nach der Gassenbearbeitung am 14.07.2020 erreichen alle Bewirtschaftungen einen Höhepunkt und fallen danach wieder ab. Die abfallende Steigung wird nicht durch die Unterstockbearbeitung am 20.07.2020 beeinflusst, mit Ausnahme zur organischen Bewirtschaftung, die einen Abfall erst nach der Unterstockbearbeitung aufweist. Auffällig sind zudem die ausgeprägten Peaks der organischen Bewirtschaftungsform am 30.10.2020 und am 22.12.2020.

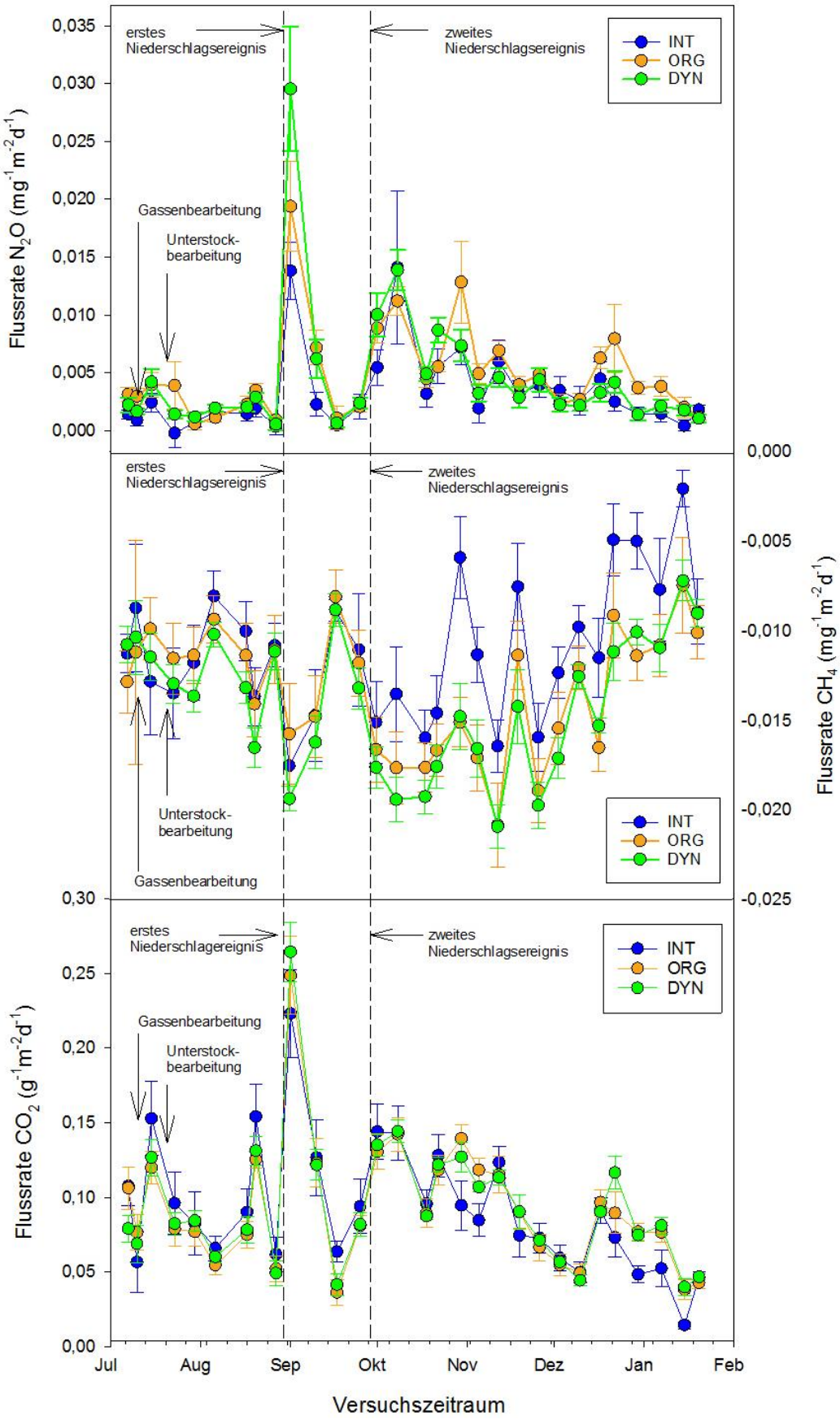

Abbildung 19: Darstellung des zeitlichen Verlaufs und der Konzentration der Bodengase in den verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten; Die Werte entsprechen den gemittelten Blockdaten; mit Pfeilen gekennzeichnete Punkte stellen den Zeitpunkt einer Bodenbearbeitung dar; gestrichelte Linien kennzeichnen Starkregenereignisse; Oben: N_2O in mg; Mitte: CH_4 in mg; Unten CO_2 in g; Die Datenreihen wurden mittels ANOVA with random blocks und Post-hoc Test analysiert.

4.3 Global Warming Potential

In diesem Abschnitt sind in Tabelle 2 die CO_2-Equivalente (CO_2eq) für den Zeitraum von 20 und 100 Jahren dargestellt. Die Referenzdaten stammen aus dem IPCC Fifth Assessment Report (IPCC, AR5). In der oberen Spalte wurden die CO_2eq für das GWP 20 und in der unteren Spalte die CO_2eq für das GWP 100 berechnet. Die Zahlen sollen die Vergleichbarkeit der verschiedenen THG vereinfachen und die Größenordnung verdeutlichen.

Tabelle 2: Berechnung des GWP für 20 Jahre (obere Zeile) und 100 Jahre (untere Zeile), Referenzdaten stammen aus IPCC (2014).

Treibhausgas	GWP 20	g CO_2eq (INT)	g CO_2eq (ORG)	g CO_2eq (DYN)
CO_2	1	439,78	443.42	451.62
CH_4	84	-4.41	-5.31	-5.68
N_2O	264	4.29	6.29	5.89
Treibhausgas	GWP 100	g CO_2eq (INT)	g CO_2eq (ORG)	g CO_2eq (DYN)
CO_2	1	439,78	443.42	451.62
CH_4	28	-1.47	-1.77	-1.89
N_2O	265	4.31	6.31	5.91

4.4 Temperatur und Niederschlag

In Abbildung 20 ist die Tagesmitteltemperatur und die tägliche Niederschlagsmenge für den Versuchszeitraum dargestellt.

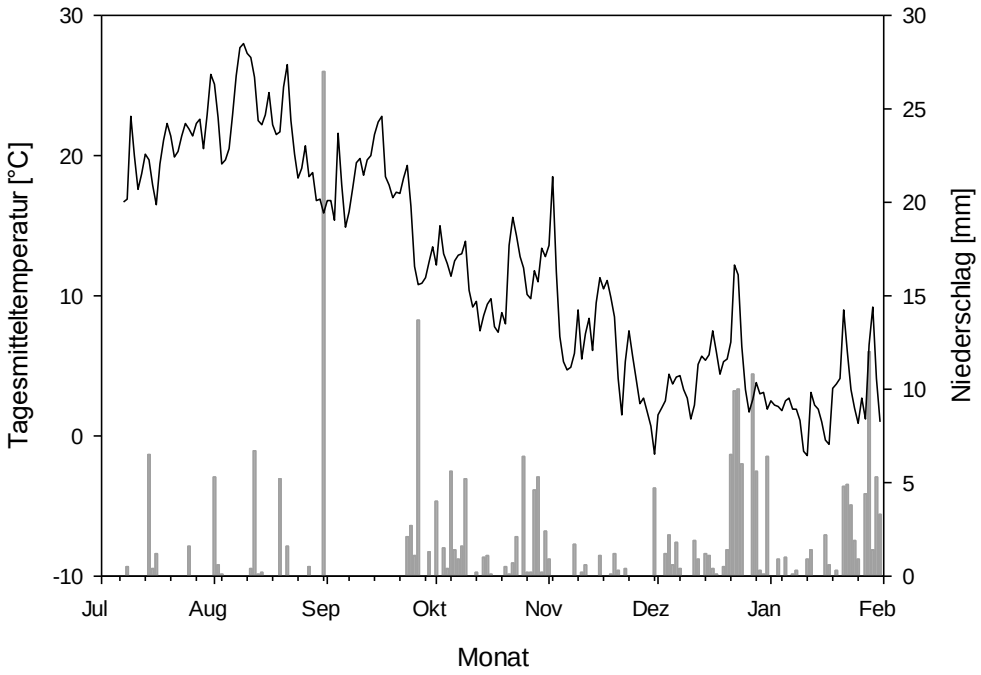

Abbildung 20: Wetterdatendiagramm des Versuchszeitraumes; die Kurve zeigt die Tagesmitteltemperatur [°C], die Balken stellen die täglichen Niederschlagsmengen [mm] dar;
Quelle der Daten: Deutscher Wetterdienst

5 Diskussion

5.1 Unterschiede der terrestrischen Faktoren in den Bewirtschaftungsweisen

5.1.1 Kohlendioxid

Aus der Recherche lässt sich ableiten, dass die größten einflussnehmenden Faktoren der CO_2-Emissionen die Respirationsrate des Bodenlebens und der Pflanzendiversität sowie physikalische und chemische Bodenparameter sind. Die Respiration steht in Zusammenhang mit der Bodentemperatur und der Bodenfeuchtigkeit und kann durch sie gefördert sowie gehemmt werden (Fang & Moncrieff, 2001; Flechard et al., 2007; Schaufler et al., 2010; Singh et al., 2010; Sirca et al., 2004; Steenwerth et al., 2010; Tezza et al., 2019). Aus Abbildung 19 lässt sich ableiten, dass die Emissionen im Sommer größer waren als im Winter und könnten somit positiv mit der Temperatur korrelieren.

Gegenteilig zeigt sich dieser Zusammenhang wenn man die Niederschlagsmenge betrachtet, die die Bodenfeuchtigkeit darstellt. In Trockenperioden sind die Emissionen höher als in regenreichen Monaten, was zu einer negativen Korrelation hindeutet. Als Beispiel lassen sich der 15.07 2020 und der 20.08.2020 aus Abbildung 19 aufzeigen. Die Ursache für die beiden Ausschläge in der Grafik, sind die einen Tag zuvor gefallenen Niederschläge mit 6,5 mm (14.07.2020) und 5,2 mm (19.08.2020). Auffällig ist, dass die integrierte Bewirtschaftung an beiden Ereignissen jeweils den höchsten Ausschlag zeigt.

Die Bodenfeuchte wirkt sich stärker auf die heterotrophe Atmung aus als die Temperatur (Singh et al., 2010). Durch eindringendes Wasser wird das in den Poren befindliche CO_2 verdrängt und es kommt zu einem kurzzeitigen Anstieg der Flussraten (Steenwerth et al., 2010; Tezza et al., 2019). Die Verstopfung luftgefüllter Poren durch Wasser nahe der Oberfläche verdichteter Böden kann die CO_2-Emission verringern (Ball, 2013).

Die durch die Anwendung von Herbiziden hervorgebrachte, dichtere Bodenstruktur der integrierten Bewirtschaftung im Unterstockbereich, kann zu Bodenverdichtungen führen (Guerra & Steenwerth, 2012), denen bei maschineller Unkrautbekämpfung entgegen gewirkt wird. Warum die integrierte Bewirtschaftung trotzdem die höchsten Flussraten zu diesen Zeitpunkten aufweist, kann nur durch die mikrobielle Vielfalt erklärt werden.

In Hendgen et al. (2018) wird eine Korrelation zu C_{org} und der mikrobiellen Gemeinschaft hergestellt. Zugeführter Kohlenstoff wird durch die Umwandlung in Huminstoffe und durch Bildung struktureller Bodenaggregate vor der Mineralisierung geschützt und im Boden angereichert. Durch Bodenbearbeitung, Erosion oder der Entfernung physikalischer Biomasse

(z.B. Ernte) wird der Gehalt an Kohlenstoff im Boden verringert (Lal, 2010). Der immense Anstieg der integrierten Bewirtschaftung nach der Gassenbearbeitung könnte sich somit durch die Freisetzung von C_{org} zur Oxidation durch ablösen von Bodenaggregaten (Auflockern der Verdichtung), dem Umsatz von mikrobieller Biomasse im Boden und/oder durch autotrophe Atmung erklären lassen (Novara et al., 2020; Steenwerth et al., 2010).

Bei Untersuchungen von Probst et al. (2008) konnte eine negative Korrelation zwischen CO_2-Emissionen und C_{org} festgestellt werden. Sie beobachteten die höchsten Emissionswerte in Parzellen mit den niedrigsten C_{org}-Gehalten und umgekehrt. Als Ursache hierfür führen sie einen größeren Anteil jüngerer Mikroorganismen mit geringerer Substratnutzungseffizienz und eine schlechte Versorgung von organischem Material an. Diese Beobachtung kann durch die Daten bekräftigt werden, auch wenn Untersuchungen zu C_{org}-Gehalten nicht durchgeführt wurden. Zudem lässt sich die Aussage treffen, dass Bearbeitungsgänge des Gassenbodens zu höheren Emissionen im Unterstockbereich führen. Die Flussdynamik nach der Unterstockbearbeitung könnte durch veränderte Mineralisationsraten durch abgetrennte Wurzeln, dem Einbringen von organischem Material oder einem höheren Feinwurzelanteil entstanden sein (Calleja-Cervantes et al., 2015; Gattullo et al., 2020). Diese These wird durch das C/N-Verhältnis der Begrünungen unterstützt. Gräser, wie sie in der integrierten Bewirtschaftung eingesetzt werden, verdichten den Boden mit ihren Wurzeln und haben ein höheres C/N-Verhältnis gegenüber Leguminosen (Guerra & Steenwerth, 2012). Rückstände mit höherem C/N-Verhältnis lassen sich schlechter mineralisieren und senken die CO_2-Emissionen (Muhammad et al., 2019).

Die grundlegend positiven Emissionen lassen den Weinberg als CO_2-Quelle darstellen. Allerdings bilden diese Daten nur die Respiration aus dem Boden und nicht die gemeinsame Darstellung mit der Photosynthese aus Sicht des Ökosystems, wie es in Valenti et al. (2019) untersucht wurde. Daraus lässt sich der Schluss ziehen, dass CO_2-Emissionen aus dem Unterstockbereich in Weinbergsböden positiv sind. Weitere Studien bewerten Flussraten aus dem Unterstockbereich als geringsten Erzeuger von CO_2-Emissionen im Vergleich zur Fahrgasse (Sirca et al., 2004; Tezza et al., 2019).

5.1.2 Methan

Nach meiner Recherche gibt es keine Studie zu Methanflüssen im Unterstockbereich von Weinreben, was es sehr schwierig gestaltet Vergleichsdaten ausfindig zu machen. Die Ergebnisse in diesem Versuch können in dieser Hinsicht erste Erkenntnisse liefern.

Aus Abbildung 19 kann abgeleitet werden, dass die Oxidation und die Genese von CH_4 mit der Niederschlagsmenge und somit mit dem WFPS korreliert. Der Unterschied von aerobem und anaerobem Milieu zwischen Oxidation und Genese bestärken diese Aussage.

Die Summe der Sommerniederschläge (07.07.2020-30.09.2020) beträgt 78.8 mm und entspricht dem Gesamtniederschlag in der ersten Versuchshälfte. Hier ist eine höhere Aktivität der Methanoxidation zu erkennen. Ab dem 23.09.2020 regnet es 5,9 mm, bis am 26.09.2020 das zweite Niederschlagereignis passiert. Die vorausgegangene Steigung ab dem 17.09.2020 ist durch die lineare Darstellung zu erklären. Mit großer Annahme wäre ein Anstieg erst ab dem 23.09.2020 zu erwarten gewesen.

In der zweiten Versuchshälfte, den Wintermonaten (01.10.2020-31.01.2021), beträgt die Niederschlagsmenge 176,6 mm. In diesem Zeitraum sind die Flussraten größer. Somit liegt eine gesteigerte Aktivität der Methanogenese vor. Die stagnierende Phase der organischen und biodynamischen Bewirtschaftung zwischen dem 08.10.2020 und dem 18.10.2020 könnte durch einen auf diesen Zeitraum verteilten Gesamtniederschlag von 21,9 mm erklärt werden. Die Flussrate von CH_4 steigt vor allem gegen Ende Dezember und Ende Januar an, genauso wie die Niederschläge. Daraus lässt sich eine positive Korrelation ableiten, wie sie auch in anderen Studien bestätigt wird (Livesley et al., 2013; Oertel et al., 2016; Schaufler et al., 2010; Singh et al., 2010; K. A. Smith et al., 2003).

Die höhere CH_4-Flussrate der integrierten Bewirtschaftung in den Wintermonaten könnte durch die Annahme einer hohen Lagerungsdichte des Bodens bestehen, die durch Verdichtungen durch Bodenüberfahrten (Scheffer et al., 2010) und der Applikation von Herbiziden (Guerra & Steenwerth, 2012) entstanden ist.

Die Negativemissionen am 30.10.2020 zeigen, dass die organische Bewirtschaftung und die biodynamische Bewirtschaftung 2,5-mal mehr CH_4 oxidiert haben als die integrierte Bewirtschaftung. Zwar gibt es keinen signifikanten Unterschied zwischen der Lagerungsdichte der drei Bewirtschaftungen im Unterstockbereich, doch weist die biodynamische Bewirtschaftung eine tendenziell geringe Lagerungsdichte auf. Dies könnte ein Indiz zum höheren Methanverbrauch der biodynamischen Bewirtschaftung sein. Vorübergehend überschwemmte Böden produzieren offenbar bei anhaltender Überschwemmung mehr CH_4 (Conrad, 1996). Auch wenn sich der Unterstockbereich im Vergleich der integrierten und der biodynamischen Bewirtschaftung nicht signifikant unterscheidet, besteht diese Signifikanz, wenn die gesamte Fläche (Unterstock, Fahrspur, Gasse) betrachtet wird (*s. Anhang II*). Gasflüsse können sich durch konvektiven Gastransport im Boden verteilen.

Die Annahme, ein erhöhter CO_2-Gehalt im Boden würde eine negative Rückkopplung zur Methanoxidation und zur Aufnahme von CH_4 herstellen, kann in diesem Versuch nicht bestätigt werden (Ineson et al., 1998). Die AUC von CO_2 sind für alle Bewirtschaftungen nicht signifikant unterschiedlich und liegen sehr nahe beieinander.

Der Einfluss der Gassenbearbeitung sowie der Unterstockbearbeitung scheint einen positiven Einfluss auf die Oxidation von CH_4 zu haben. Hütsch (2001) berichtet über grundlegend negative Auswirkungen von Bearbeitungsgängen auf die Aktivität CH_4-oxidierender Bakterien. Die Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft zeigt die Gattung CH_4-oxidierender Alphaproteobakteria, die mit einem Anteil von 5,5 % zu der Familie der Proteobacteria gehören, die einen Gesamtanteil von 23,8 % aufweisen (Hendgen et al., 2018).

Ein weiteres Indiz könnte durch das nicht signifikant, aber dennoch höhere C/N-Verhältnis der integrierten Bewirtschaftung im Vergleich aller Varianten herausgehen. Schaufler et al. (2010) stellten in ihrem Versuch eine positive Korrelation zwischen dem C/N-Verhältnis und der Methanogenese fest. Zudem sind die Precursersubstrate der methanothrophen Bakterien wie bioverfügbares Eisen oder Mangan im Boden der integrierten Bewirtschaftung tendenziell, aber nicht signifikant höher als in den anderen beiden Varianten. Dies kann die Genese von CH_4 durch anaerobe Atmung in wassergesättigten Böden mit niedrigem O_2-Gehalt fördern. Auch da sich das Redoxpotential abhängig des Elektronenakzeptors ändert (Madigan & Martinko, 2009).

Ein hoher Gehalt an C_{org} fördert die Methanoxidation (Schaufler et al., 2010). Der höhere Gehalt an C_{org} der biologisch-dynamischen Bewirtschaftung kann durch eine positive Korrelation mit der Pflanzenvielfalt einer Begrünung begründet werden (Hendgen et al., 2020). Dies wird durch andere Studien bezeugt (Longbottom & Petrie, 2015; R. Smith et al., 2008; Steenwerth & Belina, 2008b). Im Unterstockbereich geht dieser Effekt eher durch eine größere Vielfalt der Pflanzenwurzeln in der organischen sowie in der biodynamischen Bewirtschaftung aus. Die Anwendung von Herbiziden unterdrückt das Aufkommen von Beikräutern (Guerra & Steenwerth, 2012) und kann des Weiteren zu Veränderungen der mikrobiellen Artengemeinschaft und des mikrobiellen Artenreichtums führen (Chou et al., 2018; Hendgen et al., 2018; Mandl et al., 2018; R. Smith et al., 2008). Die Effektstärke in der integrierten Bewirtschaftung sollte deshalb geringer sein.

Für den Unterschied zwischen organischer und biodynamischer Bewirtschaftung könnte ein signifikant unterschiedlicher Phosphatgehalt erläuternd sein. Der Gehalt der organischen Bewirtschaftung im Unterstockbereich (0-30 cm Tiefe) beträgt 71 mg P_2O_5 100g Boden^{-1}. Der Gehalt der biodynamischen Variante liegt bei 86,5 mg P_2O_5 100 g Boden^{-1}. Phosphat korreliert

positiv mit der Methanoxidation in landwirtschaftlich genutzten Böden und kann sich als Spurenelement auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Artengemeinschaft auswirken (Veraart et al., 2015). In Coll et al. (2011) wird beschrieben wie Mikroorganismen die organische Säuren freisetzten, die Verfügbarkeit von Phosphat erhöhen können und das besonders Pilze Phosphatasen produzieren, die helfen organisches Phosphat zu mineralisieren. Ob dieser Effekt allerdings allein für einen Unterschied von 6,4 % verantwortlich sein kann, ist als eher skeptisch anzusehen. Auch da es keinen signifikanten Unterschied in der Pilzgemeinschaft zwischen organischer und biodynamischer Bewirtschaftung gibt.
Schlussendlich sollten die Wechselwirkungen der einflussnehmenden Parameter und der edaphischen Faktoren als Zusammenspiel für die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungen in der Methankonzentration angesehen werden. Um genauere Ergebnisse erzielen zu können, sollte das Verhalten über mehrere Jahre und in Abhängigkeit mehrerer bestimmender Einflussfaktoren betrachtet werden.

5.1.3 Distickstoffoxid

Die Entstehung von N_2O-Emissionen in Böden ist abhängig von der Bodenstruktur, der Temperatur und dem Wassergehalt des Bodens, die sich auf das Bodenleben und seine metabolischen Reaktionen auswirkt. Betrachtet man die Flussdynamik in Abbildung 19 lässt sich nur schwer eine Korrelation zwischen N_2O-Emissionen und der Temperatur herleiten, was auch in anderen Studien beobachtet wurde (Schaufler et al., 2010; Steenwerth & Belina, 2008a; Yu et al., 2017). Dagegen lassen sich in der regenreicheren Winterzeit ab Oktober deutlich höhere N_2O-Emissionsraten erkennen als in der trockenen Sommerzeit bis Ende September. Wertet man die vermehrten Niederschläge als eine höhere Bodenfeuchtigkeit, passt diese Beobachtung zu Erkenntnissen aus anderen Studien, die eine positive Korrelation zur Bodenfeuchtigkeit festgestellt haben (Garland et al., 2011; Longbottom & Petrie, 2015; Oertel et al., 2016; Skinner et al., 2019; Steenwerth et al., 2005; Yu et al., 2017). Diese Erkenntnis lässt sich durch die unterscheidbaren Ausschläge der Bewirtschaftungsvarianten zum Zeitpunkt der beiden Niederschlagereignisse verstärken. Der Unterschied in der Niederschlagsmenge des ersten Ereignisses (27 mm) und des zweiten Ereignisses (13,7 mm) beträgt 97 %. Die Emissionen der organischen (74 %) und der biodynamischen (112 %) Bewirtschaftung zeigen durch den Vergleich der maximalen Peakhöhe eine ähnliche prozentuale Änderung wie die Niederschlagsmenge. Diese Beobachtung wurde auch von Steenwerth & Belina (2008a) gemacht. Das fördert die Annahme, dass Emissionen von N_2O weniger durch Niederschläge

und Bodenfeuchte als auch durch andere Faktoren beeinflusst werden. Der Unterschied der integrierten Bewirtschaftung im selben Vergleich zeigt allerdings eine Steigerung um 2,12 % für das zweite Niederschlagsereignis.

Der Einfluss zum Zeitpunkt der Bodenbearbeitung zeigt eine Steigerung der Emissionen, die wahrscheinlich durch das Aufbrechen der Bodenstruktur und der damit erhöhten Verfügbarkeit von N und C einhergeht (Guerra & Steenwerth, 2012; Petersen et al., 2011). Dem deutlich stärkeren Effekt der biodynamischen Bewirtschaftung könnte eine höhere Ausgasung von N_2O zu Grunde liegen (Soja, 2010). Der Einfluss der Unterstockbearbeitung scheint sich nur verzögernd in der organischen Bewirtschaftung zu zeigen. Van Kessel et al. (2013) berichten über signifikant reduzierte N_2O Emissionen, die nach zehn Jahren mit reduzierter Bodenbearbeitung entstehen. Allerdings zeigte sich keine Signifikanz im Hinblick der Bodenbeschaffenheit auf geminderte N_2O Emissionen.

In der Literatur werden oft Bodentextur und verfügbarer N als emissionsfördernde Faktoren aufgezählt. Aus den Bodenanalysedaten von Hendgen et al. (2020) kann entnommen werden, dass es keinen signifikanten Unterschied im N-Gehalt zwischen den Bewirtschaftungen gibt. Der Einfluss von N im Boden kann daher für alle Bewirtschaftungen gleichgesetzt werden. Die Lagerungsdichte der biodynamischen Bewirtschaftung ist wie im vorherigen Abschnitt 5.1.2 Methan beschrieben tendenziell geringer. Dies könnte die hohen Emissionswerte nach den Niederschlagsereignissen erklären, da hier N_2O-Gas einfacher aus dem Boden verdrängt wird. Grundlegend ist zu überlegen, aus welchem Syntheseweg das gemessene N_2O entstanden ist. Dafür ist es notwendig den Gehalt der Ausgangssubstrate zu bestimmen (Garland et al., 2011; Steenwerth & Belina, 2008a). Da in diesem Versuch keiner dieser dafür notwendigen Parameter untersucht wurde, kann nur weiter anhand von edaphischen Parametern spekuliert werden. Nitrifikation ist ein aerober Prozess, wohingegen Denitrifikation nur unter anaeroben Bedingungen stattfindet (Longbottom & Petrie, 2015). Betrachtet man die Niederschläge über den Versuchszeitraum, sollte in trockenen Perioden, in denen der Porenraum des Bodens gut durchlüftet und der O_2-Gehalt hoch ist, Nitrifikation der überwiegende Pfad der N_2O-Emissionen sein. Im Umkehrschluss sollte in nassen Perioden, in dem der Gasfluss durch sich im Porenraum befindliches Wasser gehemmt wird und dadurch auch ein anaerobes Milieu zustande kommt, Denitrifikation der dominierende Pfad der N_2O-Emissionen sein. Die Untersuchung der bakteriellen Zusammensetzung aus Hendgen et al. (2018) zeigt, dass der Anteil der nitrifizierenden Gattung Nitrospirae mit 0,3% größer ist, als der Anteil der denitrifizierenden Bakteriengattung Nitriliruptoria, der mit 0,1% angegeben ist. Der O_2-Gehalt des Bodens bestimmt allerdings über die Expression verschiedener enzymatischer Reduktasen,

die entscheidend für die Bildung von NO oder N_2O sein können und die Produktion von N_2O somit nicht auf bestimmte Bakterienstämme zurückzuführen ist (Conrad, 1996).
Der pH-Wert aller Bewirtschaftungsformen liegt mit 7,3 bis 7,4 im neutralen Bereich und unterstützt eher die Reduktion von N_2O (Hénault et al., 2019) sowie die Nitrifikation (Scheffer et al., 2010). Der Einfluss des C/N Verhältnisses scheint nicht in Zusammenhang mit den Emissionen zu stehen (Oertel et al., 2016). Auch die Signifikanz von C_{org} zwischen der biodynamischen Bewirtschaftung und den beiden anderen, spiegelt sich nicht in der Flussdynamik wider. C_{org} kann unter einem Gehalt von 1,8% als begrenzender Faktor für die Denitrifikation gelten (Menéndez et al., 2008). Da sich alle Bewirtschaftungsvarianten unter dieser Grenze befinden, könnte man lediglich von einer Tendenz der biodynamischen Bewirtschaftung zu etwas höheren N_2O Emissionen ausgehen. Dieses Bild bestätigt sich allerdings nicht in Betracht der Emissionswerte. Steenwerth & Belina (2010) interpretieren einen höheren C_{org} mit einer höheren Präsenz von Unkräutern und einer eventuell höheren Umsetzungsrate von N_2O zu N_2. Diese Aussage könnte die höheren Emissionswerte der organischen Bewirtschaftung vom 30.10.2020 und 22.12.2020 erklären. Zudem entstehen N_2O-Emissionen gerne in sogenannten “Hot Spots“, die ebenso verantwortlich für tagesformbedingte Emissionsmessungen sein können (Ball, 2013; van Groenigen et al., 2015). Auch können andere physikalische Eigenschaften wie z.B. die Aggregatgröße solche Abweichungen erklären (Ball, 2013; Skinner et al., 2014; Steenwerth & Belina, 2010). Auch der Einfluss mechanischer Unkrautbekämpfung kann sich steigernd auf den Nitrat- und den Nitrit-Gehalt des Bodens auswirken (Göblyös et al., 2011). Der Einfluss von Begrünungen im Unterstockbereich kann als eher vernachlässigbar gelten. Generell fördern Begrünungen die N-Dynamik im Boden, sowie mikrobielle Funktionen, die sich auf die THG-Bildung auswirken (Steenwerth & Belina, 2008a). Im Allgemeinen sind die Konzentrationen der N_2O-Emissionen in Weinbergen als gering einzustufen, was einer guten N-Nutzungseffizienz der Rebe gutgeschrieben werden kann (Longbottom & Petrie, 2015).

Der Vergleich der Ergebnisse mit den terrestrischen Ausgangsfaktoren erfolgt für alle Gase unter der Annahme, dass sich die ausgewählten Bodenparameter über einige Jahre nicht signifikant verändern. Im Umfang dieser Arbeit war es deswegen nicht vorgesehen aktuelle Messungen durchzuführen. Aus diesem Grund werden die vorliegenden edaphischen Parameter aus Hendgen et al. (2018) und Hendgen et al. (2020) verwendet.

6 Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Masterthesis wurde die Abhängigkeit von Treibhausgasen im Unterstockbereich von Weinreben im Vergleich der Bewirtschaftungsform in einer Langzeitversuchsfläche untersucht. Dabei wurden mittels geschlossener Kammerhauben und anschließender Gaschromatographie Emissionswerte von CO_2, CH_4 und N_2O bei integrierter, organischer und biodynamischer Bewirtschaftung analysiert. Der Versuch soll in Abhängigkeit der Bewirtschaftung die Auswirkungen von Bearbeitungsgängen, edaphischen Parametern und jahreszeitlichen Schwankungen auf die Gasaustauschraten zwischen Boden und Atmosphäre der drei wichtigsten Treibhausgase erklären.

Vor Versuchsbeginn wurden die Kammerhauben selbst gebaut und während des Versuches in Stand gehalten. Durch die Nummerierung konnten immer gleiche Hauben-Basis-Paare gebildet werden, was die Änderung im Kammervolumen mindert. Die zeitliche Aufzeichnung der Gasentnahme erfolgte schriftlich und ist wichtig für die spätere Zuteilung.

Für den Vergleich mit physikalischen und chemischen Faktoren im Boden wurden Daten aus ausführlichen Bodenuntersuchungen aus vorhergegangenen Versuchen dieser Fläche herangezogen.

Die Ergebnisse zeigen geringe Emissionsraten von CO_2 und N_2O sowie geringe Negativemissionen von CH_4. Die Interpretation der Gasemissionen ergab eine deutliche Einflussnahme der Flussraten aller THG zu Starkniederschlägen. Der Einfluss von Temperatur wirkt sich weniger stark auf die Emissionsraten aus. Eine signifikante Unterscheidung zwischen den Bewirtschaftungen konnte für die einzelnen Gase nicht festgestellt werden. Für die Dynamik der CO_2-Emissionen sind vor allem die heterotrophe sowie die autotrophe Respiration von großer Bedeutung. Die Emissionen von N_2O und CH_4 folgen überwiegend der Aktivität von mikrobiellem Zusammenwirken und physikalischen Bodenparametern. Die Gesamtheit des Zusammenspiels zwischen dem Boden und der Atmosphäre lässt den Großteil der räumlichen und zeitlichen Variabilität von Treibhausgasflüssen nur schwer an einzelnen Faktoren erklären. Die zeitgleiche Untersuchung einflussnehmender Faktoren über einen mehrjährigen Zeitraum könnte Zusammenhänge des Austausches zwischen Boden und Atmosphäre, sowie der Bildung und Reduktion von THG stärken und zu eindeutigeren Erkenntnissen führen.

LITERATURVERZEICHNIS

Aguilera, E., Guzmán, G., & Alonso, A. (2015). Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. Ii. Fruit tree orchards. *Agronomy for Sustainable Development*, *35*(2), 725–737. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0265-y

Bain, W. G., Hutyra, L., Patterson, D. C., Bright, A. V., Daube, B. C., Munger, J. W., & Wofsy, S. C. (2005). Wind-induced error in the measurement of soil respiration using closed dynamic chambers. *Agricultural and Forest Meteorology*, *131*(3-4), 225–232. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.06.004

Bakken, L. R., Bergaust, L., Liu, B., & Frostegård, A. (2012). Regulation of denitrification at the cellular level: A clue to the understanding of N2O emissions from soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, *367*(1593), 1226–1234. https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0321

Ball, B. C. (2013). Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. *European Journal of Soil Science*, *64*(3), 357–373. https://doi.org/10.1111/ejss.12013

Blagodatsky, S., & Smith, P. (2012). Soil physics meets soil biology: Towards better mechanistic prediction of greenhouse gas emissions from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *47*, 78–92. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.12.015

Bliefert, C. (1997). *Umweltchemie* (2., erw. Aufl.). Weinheim: Wiley-VCH. Retrieved from http://www.bsz-bw.de/cgi-bin/ekz.cgi?SWB06031849

Boeckx, P., van Cleemput, O., & Villaralvo, I. (1997). Methane oxidation in soils with different textures and land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *49*(1/3), 91–95. https://doi.org/10.1023/A:1009706324386

Böhme, M., & Böttcher, F. (2011). *Bodentemperaturen im Klimawandel Auswertungen der Messreihe der Säkularstation Potsdam*. Klimastatusbericht des Deutschen Wetterdienstes.

Burdick, B. (1994). *Klimaänderung und Landbau: Die Agarwirtschaft als Täter und Opfer*. *Alternative Konzepte: Vol. 85*. Heidelberg: Müller.

Calleja-Cervantes, M. E., Fernández-González, A. J., Irigoyen, I., Fernández-López, M., Aparicio-Tejo, P. M., & Menéndez, S. [Sergio] (2015). Thirteen years of continued application of composted organic wastes in a vineyard modify soil quality characteristics. *Soil Biology and Biochemistry*, *90*, 241–254. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.07.002

Carlisle, E. A., Smart, D., Williams, L. E., & Summers, M. (2010). *California Vineyard Greenhouse Gas Emissions: Assessment of the Available Literature and Determination of Research Needs*. Retrieved from California Sustainable Winegrowing Alliance website: http://www.sustainablewinegrowing.org/docs/ghgreport.pdf

Carlisle, E. A., Steenwerth, K. L. [Kerri L.], & Smart, D. R. (2006). Effects of land use on soil respiration: Conversion of oak woodlands to vineyards. *Journal of Environmental Quality*, *35*(4), 1396–1404. https://doi.org/10.2134/jeq2005.0155

Chadwick, D. R., Cardenas, L., Misselbrook, T. H., Smith, K. A., Rees, R. M. [R. M.], Watson, C. J. [C. J.], . . . Dhanoa, M. S. (2014). Optimizing chamber methods for measuring nitrous oxide emissions from plot-based agricultural experiments.

European Journal of Soil Science, *65*(2), 295–307. https://doi.org/10.1111/ejss.12117

Chaouis-Lardy, L., Wrage, N., METAY, A., CHOTTE, J.-L., & BERNOUX, M. (2007). Soils, a sink for N 2 O? A review. *Global Change Biology*, *13*(1), 1–17. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01280.x

Chiriacò, M. V., Belli, C., Chiti, T., Trotta, C., & Sabbatini, S. (2019). The potential carbon neutrality of sustainable viticulture showed through a comprehensive assessment of the greenhouse gas (GHG) budget of wine production. *Journal of Cleaner Production*, *225*, 435–450. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.192

Chou, M.-Y., Vanden Heuvel, J., Bell, T. H., Panke-Buisse, K., & Kao-Kniffin, J. (2018). Vineyard under-vine floor management alters soil microbial composition, while the fruit microbiome shows no corresponding shifts. *Scientific Reports*, *8*(1), 11039. https://doi.org/10.1038/s41598-018-29346-1

Christiansen, J. R., Korhonen, J. F. J., Juszczak, R., Giebels, M. [Michael], & Pihlatie, M. (2011). Assessing the effects of chamber placement, manual sampling and headspace mixing on CH4 fluxes in a laboratory experiment. *Plant and Soil*, *343*(1-2), 171–185. https://doi.org/10.1007/s11104-010-0701-y

Coll, P., Le Cadre, E., Blanchart, E., Hinsinger, P., & Villenave, C. (2011). Organic viticulture and soil quality: A long-term study in Southern France. *Applied Soil Ecology.* Advance online publication. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.07.013

Collier, S. M., Ruark, M. D., Oates, L. G., Jokela, W. E., & Dell, C. J. (2014). Measurement of greenhouse gas flux from agricultural soils using static chambers. *Journal of Visualized Experiments : JoVE*. (90), e52110. https://doi.org/10.3791/52110

Conen, F., & Smith, K. A. (1998). A re-examination of closed flux chamber methods for the measurement of trace gas emissions from soils to the atmosphere. *European Journal of Soil Science*, *49*(4), 701–707. https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1998.4940701.x

Conrad, R. (1996). Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H2, CO, CH4, OCS, N2O, and NO). *Microbiological Reviews*, *60*(4), 609–640. Retrieved from https://mmbr.asm.org/content/60/4/609.short

Corneo, P. E., Pellegrini, A., Cappellin, L., Gessler, C., & Pertot, I. (2014). Moderate warming in microcosm experiment does not affect microbial communities in temperate vineyard soils. *Microbial Ecology*, *67*(3), 659–670. https://doi.org/10.1007/s00248-013-0357-2

Cuhel, J., Simek, M., Laughlin, R. J., Bru, D., Chèneby, D., Watson, C. J. [Catherine J.], & Philippot, L. (2010). Insights into the effect of soil pH on N(2)O and N(2) emissions and denitrifier community size and activity. *Applied and Environmental Microbiology*, *76*(6), 1870–1878. https://doi.org/10.1128/AEM.02484-09

Di Giacinto, S., Friedel, M., Poll, C., Döring, J., Kunz, R., & Kauer, R. (2020). Vineyard management system affects soil microbiological properties. *OENO One*, *54*(1). https://doi.org/10.20870/oeno-one.2020.54.1.2578

Döhler, H., & Dämmgen, U. (2008). Forschungsbedarf zur Emissionsminderung klimarelevanter Gase im Ökolandbau. In *KTBL-Schrift: Vol. 472. Klimawandel und Ökolandbau: Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf* (pp. 198–207). Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft.

Dorich, C. D., Rosa, D. de, Barton, L., Grace, P., Rowlings, D., Migliorati, M. D. A., . . . Conant, R. T. (2020). Global Research Alliance N2 O

chamber methodology guidelines: Guidelines for gap-filling missing measurements. *Journal of Environmental Quality*, *49*(5), 1186–1202. https://doi.org/10.1002/jeq2.20138

Döring, J., Collins, C., Frisch, M., & Kauer, R. (2019). Organic and Biodynamic Viticulture Affect Biodiversity and Properties of Vine and Wine: A Systematic Quantitative Review. *American Journal of Enology and Viticulture*, *70*(3), 221–242. https://doi.org/10.5344/ajev.2019.18047

Döring, J., Frisch, M., Tittmann, S. [Susanne], Stoll, M. [Manfred], & Kauer, R. (2015). Growth, Yield and Fruit Quality of Grapevines under Organic and Biodynamic Management. *PloS One*, *10*(10), e0138445. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138445

Dutaur, L., & Verchot, L. V. (2007). A global inventory of the soil CH 4 sink. *Global Biogeochemical Cycles*, *21*(4), n/a-n/a. https://doi.org/10.1029/2006GB002734

Fang, C., & Moncrieff, J. (2001). The dependence of soil CO2 efflux on temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, *33*(2), 155–165. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00125-5

Flechard, C. R., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Leifeld, J. [J.], & Fuhrer, J. (2007). Temporal changes in soil pore space CO2 concentration and storage under permanent grassland. *Agricultural and Forest Meteorology*, *142*(1), 66–84. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.11.006

Fraga, H., García de Cortázar Atauri, I., Malheiro, A. C., & Santos, J. A. (2016). Modelling climate change impacts on viticultural yield, phenology and stress conditions in Europe. *Global Change Biology*, *22*(11), 3774–3788. https://doi.org/10.1111/gcb.13382

Fraga, H., Malheiro, A. C., Moutinho-Pereira, J., & Santos, J. A. (2012). An overview of climate change impacts on European viticulture. *Food and Energy Security*, *1*(2), 94–110. https://doi.org/10.1002/fes3.14

Garland, G. M., Suddick, E., Burger, M., Horwath, W. R. [W. R.], & Six, J. (2011). Direct N2O emissions following transition from conventional till to no-till in a cover cropped Mediterranean vineyard (Vitis vinifera). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *144*(1), 423–428. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.001

Gattullo, C. E., Mezzapesa, G. N., Stellacci, A. M., Ferrara, G., Occhiogrosso, G., Petrelli, G., . . . Spagnuolo, M. (2020). Cover Crop for a Sustainable Viticulture: Effects on Soil Properties and Table Grape Production. *Agronomy*, *10*(9), 1334. https://doi.org/10.3390/agronomy10091334

Giltrap, D. L., Li, C., & Saggar, S. (2010). DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *136*(3-4), 292–300. https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.06.014

Göblyös, J., Zanathy, G., Donkó, Á., Varga, T., & Bisztray, G. (2011). Comparison of three soil management methods in the Tokaj wine region. *Mitteilungen Klosterneuburg*. (61), 187–195. Retrieved from https://www.weinobst.at/dam/jcr:20e3f853-e5b1-43ce-84c0-731e0b5a795b/187_2011.pdf

Guerra, B., & Steenwerth, K. (2012). Influence of Floor Management Technique on Grapevine Growth, Disease Pressure, and Juice and Wine Composition: A Review. *American Journal of Enology and Viticulture*, *63*(2), 149–164. https://doi.org/10.5344/ajev.2011.10001

Hauck, M., Leuschner, C., & Homeier, J. (2019). Globaler Klimawandel: die Grundlagen. In M. Hauck, C. Leuschner, & J. Homeier (Eds.), *Klimawandel und Vegetation - Eine globale Übersicht* (pp. 1–36). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-59791-0_1

Heissenhuber, A., & Zehetmeier, M. (2008). Klima, Landwirtschaft und Ernährungssicherung. In *KTBL-Schrift: Vol. 472. Klimawandel und Ökolandbau: Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf* (pp. 7–22). Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft.

Hénault, C., Bourennane, H., Ayzac, A., Ratié, C., Saby, N. P. A., Cohan, J.-P., . . . Le Gall, C. (2019). Management of soil pH promotes nitrous oxide reduction and thus mitigates soil emissions of this greenhouse gas. *Scientific Reports*, *9*(1), 20182. https://doi.org/10.1038/s41598-019-56694-3

Hendgen, M., Döring, J., Stöhrer, V., Schulze, F., Lehnart, R., & Kauer, R. (2020). Spatial Differentiation of Physical and Chemical Soil Parameters under Integrated, Organic, and Biodynamic Viticulture. *Plants (Basel, Switzerland)*, *9*(10). https://doi.org/10.3390/plants9101361

Hendgen, M., Hoppe, B., Döring, J., Friedel, M., Kauer, R., Frisch, M., . . . Kellner, H. (2018). Effects of different management regimes on microbial biodiversity in vineyard soils. *Scientific Reports*, *8*(1), 9393. https://doi.org/10.1038/s41598-018-27743-0

Heyer, J. (1990). *Der Kreislauf des Methans: Mikrobiologie, Ökologie, Nutzung ; 34 Tabellen*. Berlin: Akad.-Verl. Retrieved from http://www.bsz-bw.de/cgi-bin/ekz.cgi?SWB02073899

Hüppi, R., Felber, R., Krauss, M., Six, J., Leifeld, J. [Jens], & Fuß, R. [Roland] (2018). Restricting the nonlinearity parameter in soil greenhouse gas flux calculation for more reliable flux estimates. *PloS One*, *13*(7), e0200876. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200876

Hutchinson, G. L. [G. L.], Livingston, G. P. [G. P.], Healy, R. W., & Striegl, R. G. (2000). Chamber measurement of surface-atmosphere trace gas exchange: Numerical evaluation of dependence on soil, interfacial layer, and source/sink properties. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *105*(D7), 8865–8875. https://doi.org/10.1029/1999JD901204

Hütsch, B. W. (2001). Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production. *European Journal of Agronomy*. (14), 237–260. Retrieved from https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/s1161030101001101?casa_token=weg8f2a8v5waaaaa:7omy7z3jpkqdzkef-rwhebn8nl6o-hmtorof9bsbnsysl-rxumi0e0tm-odis5dn8x5cev2o_w4

Ineson, P., Coward, P. A., & Hartwig, U. A. (1998). Soil gas fluxes of N2O, CH4 and CO2 beneath Lolium perenne under elevated CO2: The Swiss free air carbon dioxide enrichment experiment. *Plant and Soil*, *198*(1), 89–95. https://doi.org/10.1023/A:1004298309606

IPCC (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*

IPCC (2019a). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertifiation, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Chapter 2: Land-climate interactions.

IPCC (2019b). *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Chapter 1: Introduction.

Janzen, H. H. (2006). The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology and Biochemistry*, *38*(3), 419–424. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008

Kandel, T. P., Lærke, P. E., & Elsgaard, L. (2016). Effect of chamber enclosure time on soil respiration flux: A comparison of linear and non-linear flux calculation methods. *Atmospheric Environment*, *141*, 245–254. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.062

Kavargiris, S. E., Mamolos, A. P., Tsatsarelis, C. A., Nikolaidou, A. E., & Kalburtji, K. L. (2009). Energy resources' utilization in organic and conventional vineyards: Energy flow, greenhouse gas emissions and biofuel production. *Biomass and Bioenergy*, *33*(9), 1239–1250. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.05.006

KlimAgar (2019). VitiSoil. Retrieved from https://www.unter-2-grad.de/projekte/vitisoil/

Kutzbach, L., Schneider, J., Sachs, T., Giebels, M. [M.], Nykänen, H., Shurpali, N. J., . . . Wilmking, M. (2007). CO_2 flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression. *Biogeosciences*, *4*(6), 1005–1025. https://doi.org/10.5194/bg-4-1005-2007

Lai, D. Y. F., Roulet, N. T., Humphreys, E. R., Moore, T. R., & Dalva, M. (2012). The effect of atmospheric turbulence and chamber deployment period on autochamber CO_2 and CH_4 flux measurements in an ombrotrophic peatland. *Biogeosciences*, *9*(8), 3305–3322. https://doi.org/10.5194/bg-9-3305-2012

Lal, R. (2010). Managing Soils and Ecosystems for Mitigating Anthropogenic Carbon Emissions and Advancing Global Food Security. *BioScience*, *60*(9), 708–721. https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.9.8

Leiber-Sauheitl, K., Fuß, R. [R.], Voigt, C., & Freibauer, A. (2014). High CO_2 fluxes from grassland on histic Gleysol along soil carbon and drainage gradients. *Biogeosciences*, *11*(3), 749–761. https://doi.org/10.5194/bg-11-749-2014

Lesk, C., Rowhani, P., & Ramankutty, N. (2016). Influence of extreme weather disasters on global crop production. *Nature*, *529*(7584), 84–87. https://doi.org/10.1038/nature16467

Levy, P. E., Gray, A., Leeson, S. R., Gaiawyn, J., Kelly, M. P. C., Cooper, M. D. A., . . . Sheppard, L. J. (2011). Quantification of uncertainty in trace gas fluxes measured by the static chamber method. *European Journal of Soil Science*, *62*(6), 811–821. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01403.x

LIFE ADVICLIM (2021). High resolution study of viticultural adaptation and mitigation scenarios. Retrieved from https://www.adviclim.eu/de/

Livesley, S. J., Idczak, D., & Fest, B. J. (2013). Differences in carbon density and soil CH4/N2O flux among remnant and agro-ecosystems established since European settlement in the Mornington Peninsula, Australia. *The Science of the Total Environment*, *465*, 17–25. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.042

Livingston, G. P. [Gerald P.], Hutchinson, G. L. [Gordon L.], & Spartalian, K. (2005). Diffusion theory improves chamber-based measurements of trace gas emissions. *Geophysical Research Letters*, *32*(24). https://doi.org/10.1029/2005GL024744

Longbottom, M. L., & Petrie, P. R. (2015). Role of vineyard practices in generating and mitigating greenhouse gas emissions. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, *21*, 522–536. https://doi.org/10.1111/ajgw.12197

Madigan, M. T., & Martinko, J. M. (2009). *Brock Mikrobiologie* (11., aktualisierte Aufl. 2009, [Nachdr.]). *bc - biologie/chemie*. München: Pearson Studium.

Mandl, K., Cantelmo, C., Gruber, E., Faber, F., Friedrich, B., & Zaller, J. G. (2018). Effects of Glyphosate-, Glufosinate- and Flazasulfuron-Based Herbicides on Soil Microorganisms in a Vineyard. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *101*(5), 562–569. https://doi.org/10.1007/s00128-018-2438-x

Marras, S., Masia, S., Duce, P. [Pierpaolo], Spano, D. [Donatella], & Sirca, C. [Costantino] (2015). Carbon footprint assessment on a mature vineyard. *Agricultural and Forest Meteorology*, *214-215*, 350–356. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.08.270

Menéndez, S. [S.], López-Bellido, R. J., Benítez-Vega, J., González-Murua, C., López-Bellido, L., & Estavillo, J. M. (2008). Long-term effect of tillage, crop rotation and N fertilization to wheat on gaseous emissions under rainfed Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, *28*(4), 559–569. https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.12.005

Muhammad, I., Sainju, U. M., Zhao, F., Khan, A., Ghimire, R., Fu, X., & Wang, J. [Jun] (2019). Regulation of soil CO2 and N2O emissions by cover crops: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, *192*, 103–112. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.020

Neftel, A., Fischer, C., & Flechard, C. (2006). Measurements of greenhouse gas fluxes from agriculture. *International Congress Series*, *1293*, 3–12. https://doi.org/10.1016/j.ics.2006.02.020

Nistor, E., Dobrei, A. G., Dobrei, A., Camen, D., Sala, F., & Prundeanu, H. (2018). N2O, CO2, Production, and C Sequestration in Vineyards: a Review. *Water, Air, & Soil Pollution*, *229*(9). https://doi.org/10.1007/s11270-018-3942-7

Novara, A. [Agata], Favara, V., Novara, A. [Amelia], Francesca, N., Santangelo, T., Columba, P., . . . Gristina, L. (2020). Soil Carbon Budget Account for the Sustainability Improvement of a Mediterranean Vineyard Area. *Agronomy*, *10*(3), 336. https://doi.org/10.3390/agronomy10030336

Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., & Erasmi, S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Geochemistry*, *76*(3), 327–352. https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002

OIV (2020). Strategieplan der OIV 2020-2024. Retrieved from https://www.oiv.int/public/medias/7221/de-oiv-strategieplan-2020-2024-web.pdf

Parkin, T. B. [T. B.], & Venterea, R. T. [R. T.] (2010). *Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements: Sampling Protocols. Chapter 3.* Retrieved from www.ars.usda.gov/research/GRACEnet

Payen, F. T., Sykes, A., Aitkenhead, M., Alexander, P., Moran, D., & MacLeod, M. (2021). Soil organic carbon sequestration rates in vineyard agroecosystems under different soil management practices: A meta-analysis. *Journal of Cleaner Production*, *290*, 125736. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125736

Petersen, S. O., Mutegi, J. K., Hansen, E. M., & Munkholm, L. J. (2011). Tillage effects on N2O emissions as influenced by a winter cover crop. *Soil Biology and Biochemistry*, *43*(7), 1509–1517. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.028

Pihlatie, M. K., Christiansen, J. R., Aaltonen, H., Korhonen, J. F., Nordbo, A., Rasilo, T., . . . Pumpanen, J. (2013). Comparison of static chambers to measure CH4 emissions from soils. *Agricultural and Forest Meteorology*, *171-172*, 124–136. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.11.008

Porto Protocol Foundation (2021). Letters of Principles. Retrieved from https://www.portoprotocol.com/letter-of-principles/

Powlson, D. S., Whitmore, A. P., & Goulding, K. W. T. (2011). Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, *62*(1), 42–55. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x

Priori, S. (2018). Effect of organic treatments on soil carbon and nitrogen dynamics in vineyard. Advance online publication. https://doi.org/10.6092/ISSN.2281-4485/7896

Probst, B., Schüler, C., & Joergensen, R. G. (2008). Vineyard soils under organic and conventional management—microbial biomass and activity indices and their relation to soil chemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, *44*(3), 443–450. https://doi.org/10.1007/s00374-007-0225-7

Rebschutzdienst (2021). Ganzjähriger Witterungsverlauf in Geisenheim und Rebentwicklung der Sorte Riesling in Eltville - Jahr 2021. Retrieved from https://rebschutz.hs-geisenheim.de/klima/witterung.php?Auswahl=Weinjahr

Reddy, K. R., & Hodges, H. F. (Eds.) (2000). *Climate change and global crop productivity*. Wallingford: CABI.

Reineke, W., & Schlömann, M. (2015). *Umweltmikrobiologie* (2., überarbeitete und aktualisierte Auflage). *Lehrbuch*. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.

Santos, J. A., Fraga, H., Malheiro, A. C., Moutinho-Pereira, J., Dinis, L., Correia, C., . . . Schultz, H. R. [H. R.] (2020). A Review of the Potential Climate Change Impacts and Adaptation Options for European Viticulture. *Applied Sciences*, *10*(9), 3092. https://doi.org/10.3390/app10093092

Schaufler, G., Kitzler, B., Schindlbacher, A., Skiba, U., Sutton, M. A., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2010). Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *European Journal of Soil Science*, *61*(5), 683–696. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x

Scheffer, F., Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Horn, R., Kandeler, E., . . . Wilke, B.-M. (2010). *Lehrbuch der Bodenkunde* (16. Auflage). Heidelberg: Springer Spektrum Akademischer Verlag.

Schultz, H. R. [Hans R.] (2000). Climate change and viticulture: A European perspective on climatology, carbon dioxide and UV-B effects. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, *6*(1), 2–12. https://doi.org/10.1111/j.1755-0238.2000.tb00156.x

Schultz, H. R. [Hans R.] (2016). Global Climate Change, Sustainability, and Some Challenges for Grape and Wine Production. *Journal of Wine Economics*, *11*(1), 181–200. https://doi.org/10.1017/jwe.2015.31

Singh, B. K., Bardgett, R. D., Smith, P., & Reay, D. S. (2010). Microorganisms and climate change: Terrestrial feedbacks and mitigation options. *Nature Reviews. Microbiology*, *8*(11), 779–790. https://doi.org/10.1038/nrmicro2439

Sirca, C. [C.], Asunis, C., Spano, D. [D.], Arca, A., & Duce, P. [P.] (2004). Soil CO2 Flux Measurements in Vineyard Ecosystems. *Acta Horticulturae*. (664), 615–621. https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.664.77

Skinner, C., Gattinger, A., Krauss, M., Krause, H.-M., Mayer, J., van der Heijden, M. G. A., & Mäder, P. (2019). The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. *Scientific Reports*, *9*(1), 1702. https://doi.org/10.1038/s41598-018-38207-w

Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., . . . Niggli, U. (2014). Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management--a global meta-analysis. *The Science of the Total Environment*, *468-469*, 553–563. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.098

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. *European Journal of Soil Science*, *54*(4), 779–791. https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0567.x

Smith, R., Bettiga, L., Cahn, M., Baumgartner, K., Jackson, L. E., & Bensen, T. (2008). Vineyard floor management affects soil, plant nutrition, and grape yield and quality. *California Agriculture*, *62*(4), 184–190. https://doi.org/10.3733/ca.v062n04p184

Soja, G. (2010). Weinbau im Klimawandel: Anpassungs- und Mitigationsmöglichkeiten am Beispiel der Modellregion Traisental. *Online-Fachzeitschrift Des Bundesministeriums Für Land- Und Forstwirtschaft, Umwelt Und Wasserwirtschaft*, 1–20.

Steenwerth, K. L., & Belina, K. M. (2008a). Cover crops and cultivation: Impacts on soil N dynamics and microbiological function in a Mediterranean vineyard agroecosystem. *Applied Soil Ecology*, *40*(2), 370–380. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.06.004

Steenwerth, K. L., & Belina, K. M. (2008b). Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. *Applied Soil Ecology*, *40*(2), 359–369. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.06.006

Steenwerth, K. L., & Belina, K. M. (2010). Vineyard weed management practices influence nitrate leaching and nitrous oxide emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *138*(1-2), 127–131. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.016

Steenwerth, K. L., Calderon-Orellana, A., Hanifin, R. C., Storm, C., & McElrone, A. J. (2016). Effects of Various Vineyard Floor Management Techniques on Weed Community Shifts and Grapevine Water Relations. *American Journal of Enology and Viticulture*, *67*(2), 153–162. https://doi.org/10.5344/ajev.2015.15050

Steenwerth, K. L., Jackson, L., Calderon, F., Scow, K., & Rolston, D. (2005). Response of microbial community composition and activity in agricultural and grassland soils after a simulated rainfall. *Soil Biology and Biochemistry*, *37*(12), 2249–2262. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.038

Steenwerth, K. L., Pierce, D. L., Carlisle, E. A., Spencer, R. G. M., & Smart, D. R. (2010). A Vineyard Agroecosystem: Disturbance and Precipitation Affect Soil Respiration under Mediterranean Conditions. *Soil Science Society of America Journal*, *74*(1), 231–239. https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0346

Suleau, M., Debacq, A., Dehaes, V., & Aubinet, M. (2009). Wind velocity perturbation of soil respiration measurements using closed dynamic chambers. *European Journal of Soil Science*, *60*(4), 515–524. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01141.x

Tezza, L., Vendrame, N., & Pitacco, A. (2019). Disentangling the carbon budget of a vineyard: The role of soil management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *272*, 52–62. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.11.002

Valenti, L., Ghiglieno, I., Sambo, F., Pitacco, A., Tezza, L., Vendrame, N., . . . LoBello, J. (2019). LIFE15 ENV/IT/000392 − LIFE VITISOM Project, viticulture innovation technology and GHG emission monitoring. *BIO Web of Conferences*, *13*, 2008. https://doi.org/10.1051/bioconf/20191302008

Van Groenigen, J. W., Huygens, D., Boeckx, P., Kuyper, T. W., Lubbers, I. M., Rütting, T., & Groffman, P. M. (2015). The soil N cycle: new insights and key challenges. *SOIL*, *1*(1), 235–256. https://doi.org/10.5194/soil-1-235-2015

Van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M. A., Linquist, B., & van Groenigen, K. J. (2013). Climate, duration, and N placement determine N2 O emissions in reduced tillage systems: A meta-analysis. *Global Change Biology*, *19*(1), 33–44. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x

Venterea, R. T., & Baker, J. M. (2008). Effects of Soil Physical Nonuniformity on Chamber-Based Gas Flux Estimates. *Soil Science Society of America Journal*, *72*(5), 1410–1417. https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0019

Venterea, R. T., Petersen, S. O., Klein, C. A. M. de, Pedersen, A. R., Noble, A. D. L., Rees, R. M. [Robert M.], . . . Parkin, T. B. [Timothy B.] (2020). Global Research Alliance N2 O chamber methodology guidelines: Flux calculations. *Journal of Environmental Quality*, *49*(5), 1141–1155. https://doi.org/10.1002/jeq2.20118

Veraart, A. J., Steenbergh, A. K., Ho, A., Kim, S. Y., & Bodelier, P. L. (2015). Beyond nitrogen: The importance of phosphorus for CH 4 oxidation in soils and sediments. *Geoderma*, *259-260*, 337–346. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.025

Vignozzi, N. (2018). Effect of Management on Topsoil Structure. Advance online publication. https://doi.org/10.6092/ISSN.2281-4485/7897

Villanueva-Rey, P., Vázquez-Rowe, I., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2014). Comparative life cycle assessment in the wine sector: biodynamic vs. conventional viticulture activities in NW Spain. *Journal of Cleaner Production*, *65*, 330–341. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.026

Wagg, C., Bender, S. F., Widmer, F., & van der Heijden, M. G. A. (2014). Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *111*(14), 5266–5270. https://doi.org/10.1073/pnas.1320054111

Wang, Y., Guo, J., Vogt, R. D., Mulder, J., Wang, J. [Jingguo], & Zhang, X. (2018). Soil pH as the chief modifier for regional nitrous oxide emissions: New evidence and implications for global estimates and mitigation. *Global Change Biology*, *24*(2), e617-e626. https://doi.org/10.1111/gcb.13966

Watson, R., Meira Filho, L. G., Sanhueza, E., & Janetos, A. (1992). *Greenhouse gases: sources and sinks*. Science Assessment of Ozone Depletion: 1991. Retrieved from https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.641.9606&rep=rep1&type=pdf

Wild, A. (1995). *Umweltorientierte Bodenkunde: Eine Einführung*. *Spektrum-Lehrbuch*. Heidelberg: Spektrum Akad. Verl.

Wohlfahrt, Y., Smith, J. P., Tittmann, S. [S.], Honermeier, B., & Stoll, M. [M.] (2018). Primary productivity and physiological responses of Vitis vinifera L. cvs. under Free Air Carbon dioxide Enrichment (FACE). *European Journal of Agronomy*, *101*, 149–162. https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.09.005

Wrage, N., Velthof, G., van Beusichem, M., & Oenema, O. (2001). Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, *33*(12-13), 1723–1732. https://doi.org/10.1016/s0038-0717(01)00096-7

Yu, O. T., Greenhut, R. F., O'Geen, A. T., Mackey, B., Horwath, W. R. [William R.], & Steenwerth, K. L. [Kerri L.] (2017). Precipitation Events and Management Practices Affect Greenhouse Gas Emissions from Vineyards in a Mediterranean Climate. *Soil Science Society of America Journal*, *81*(1), 138–152. https://doi.org/10.2136/sssaj2016.04.0098

Zaman, M., Heng, L., & Müller, C. (2021). *Measuring Emission of Agricultural Greenhouse Gases and Developing Mitigation Options using Nuclear and Related Techniques*. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55396-8

7 ANHANG

Anhang I

Darstellung der Boxplots der statistischen Ergebnisse.

Kohlenstoffdioxid:

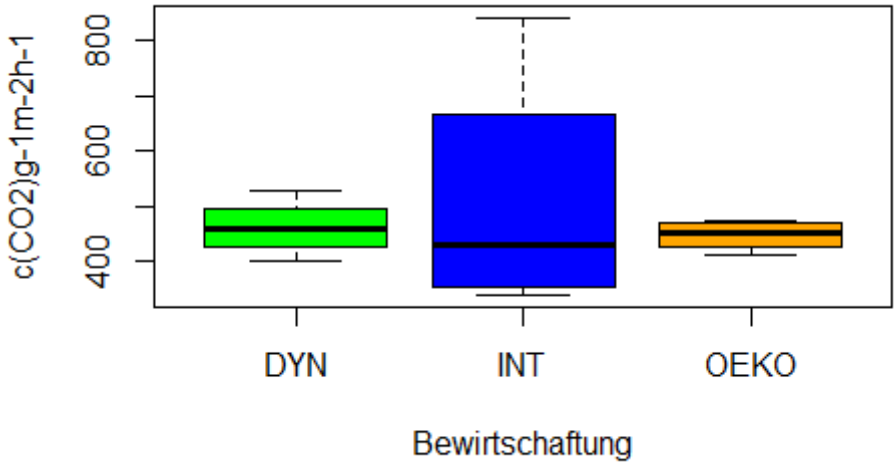

Figure 1: Anhang I; Boxplot der ANOVA with random blocks zu Daten der kumulierten CO_2 Emissionen; Es ist keine Signifikanz gegeben

Methan:

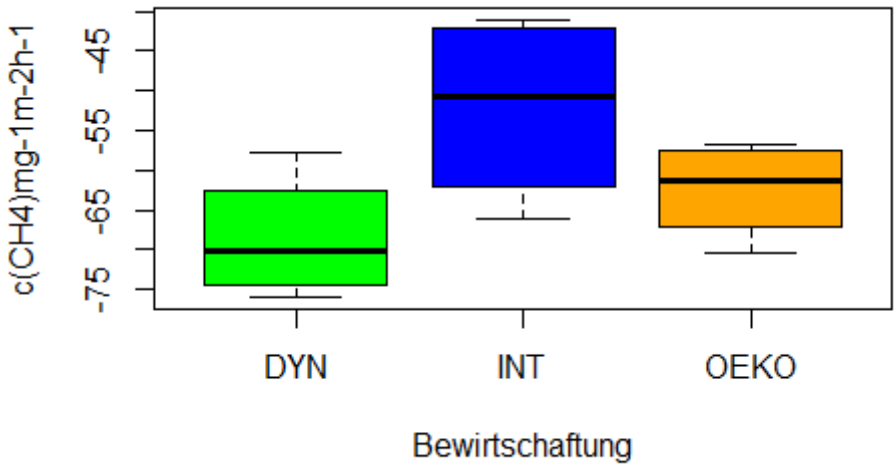

Figure 2: Anhang I; Boxplot der ANOVA with random blocks zu Daten der kumulierten CH_4 Emissionen; Es ist keine Signifikanz gegeben.

Distickstoffoxid:

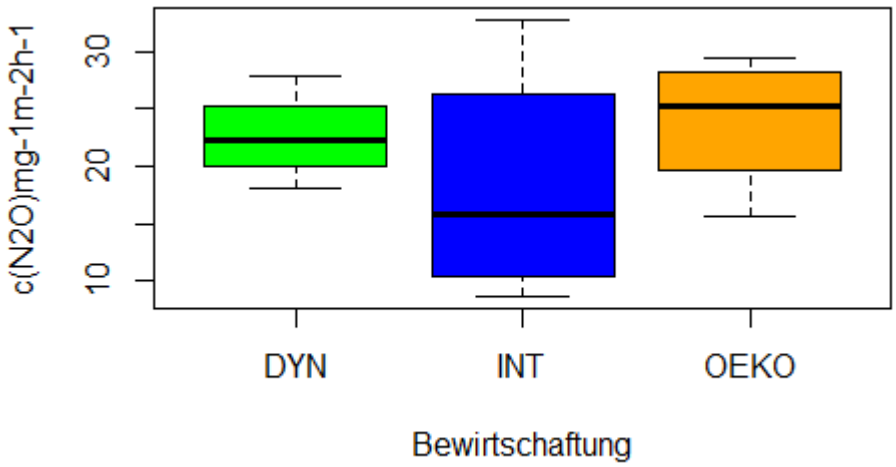

Figure 3: Anhang I; Boxplot der ANOVA with random blocks zu Daten der kumulierten N_2O Emissionen; Es ist keine Signifikanz gegeben

Temperaturdaten zweier repräsentativer Logger:

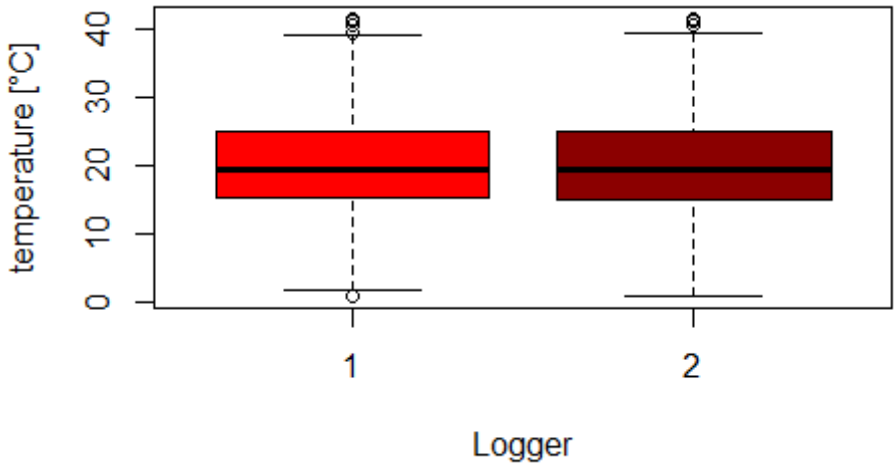

Figure 4: Anhang I; Boxplot repräsentativer Temperaturaufzeichnungen über den Versuchszeitraum; Es ist keine Signifikanz der Temperatur innerhalb der Versuchsfläche anzunehmen; Logger 1 stammt aus INT Block 2, Logger 2 stammt aus DYN Block 2.

Anhang II

Abbildungen der Analysedaten der Bodenparameter aus Hendgen et al. (2020).

Lagerungsdichte:

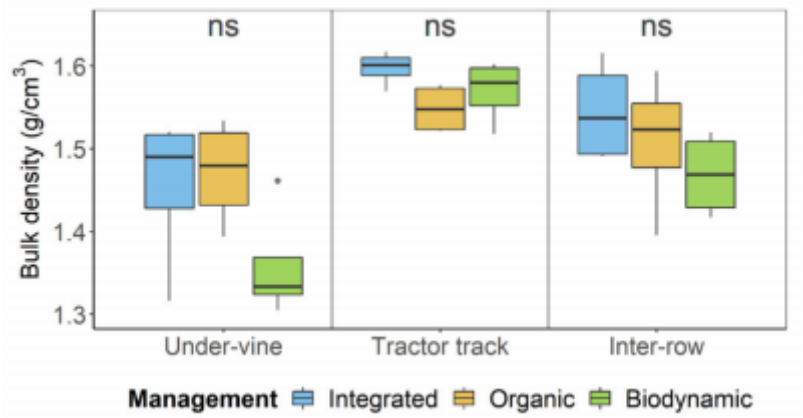

Figure 5: Lagerungsdichte des Weinbergsbodens bei integrierter, ökologischer und biodynamischer Bewirtschaftung, getrennt nach den Reihenpositionen Unterstock, Traktorspur und Mitte der begrünten Zwischenreihe.

Organischer Kohlenstoff:

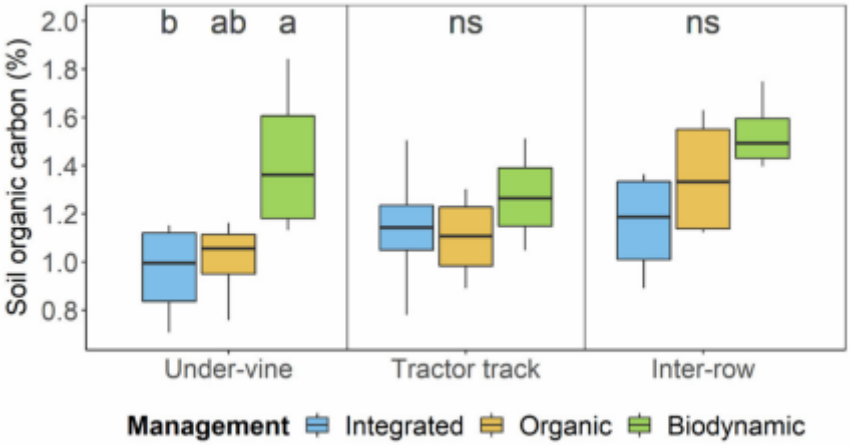

Figure 6: Organischer Bodenkohlenstoff des Weinbergsbodens bei integrierter, ökologischer und biodynamischer Bewirtschaftung, getrennt nach den Reihenpositionen Unterstock, Traktorspur und Mitte der begrünten Zwischenreihe. Bewirtschaftungssysteme mit unterschiedlichen Buchstaben oben unterscheiden sich signifikant mit α = 0,05 nach dem Test auf kleinste signifikanten Unterschiedstest (n = 4).

Positionierung der Probenentnahme:

Figure 7: Positionierung von gestörten und ungestörten Bodenproben zwischen den Rebzeilen; Die Versuchsergebnisse umfassen nur die Emissionen aus den Unterstockbereich

Anhang III

Berechnung des MDF durch folgende Formel:

$$\mathrm{MDF} = \left(\frac{A_{\mathrm{A}}}{t_{\mathrm{c}}}\right)\left(\frac{VP}{ART}\right)$$

Table 1: Werte zur Berechnung des minimal detection flux für CO_2, CH_4, und N_2O; Quelle der Formel: (Zaman et al., 2021)

Wert		CO_2	CH_4	N_2O
analytical precision (ppm)	A_A	26.4	0.04	0.04
chamber closure time (h)	tc	1.635	1.635	1.635
chamber volume (m^3)	V	0.00359	0.00359	0.00359
atmospheric pressure (Pa)	P	101325	101325	101325
chamber area (m^2)	A	0.028	0.028	0.028
gas constant (m^3 Pa K^{-1} mol^{-1})	R	8.314	8.314	8.314
ambient temperature (K)	T	288.15	288.15	288.15
minimal detection flux (µmol m^{-2} h^{-1})	**MDF**	**87.56097**	**0.13267**	**0.13267**