



Schlussbericht vom 24.6.2022

Kurzfassung

---

# Quantifizierung der Klimawirkung von Recyclingdüngern und Pflanzenkohle in biologischen Anbausystemen (GHG- Recycle4Bio)

**GHG-Recycle4Bio**





# FiBL

**Datum:** 24.6.2022

**Ort:** Bern

**Auftraggeberin:**

Bundesamt für Energie BFE  
Forschungsprogramm Bioenergie  
CH-3003 Bern  
[www.bfe.admin.ch](http://www.bfe.admin.ch)  
[energieforschung@bfe.admin.ch](mailto:energieforschung@bfe.admin.ch)

**und:**

Bundesamt für Umwelt BAFU  
Abteilung Klima  
CH-3003 Bern  
[www.bafu.admin.ch](http://www.bafu.admin.ch)

**Auftragnehmer/in:**

FiBL, Forschungsinstitut für Biologischen Landbau  
CH-5070 Frick  
[www.fibl.org](http://www.fibl.org)

HAFL, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften  
CH-3052 Zollikofen  
[www.bfh.ch](http://www.bfh.ch)

**Autor/in:**

Else Bünemann-König, Forschungsinstitut für Biologischen Landbau, [else.buenemann@fibl.org](mailto:else.buenemann@fibl.org)  
mit Norah Efosa, Hans-Martin Krause und Maike Krauss (FiBL)

**BFE-Bereichsleitung:** Sandra Hermle, [sandra.hermle@bfe.admin.ch](mailto:sandra.hermle@bfe.admin.ch)  
**BFE-Programmleitung:** Sandra Hermle  
**BFE-Vertragsnummer:** SI/501678-01

**Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind ausschliesslich die Autoren dieses Berichts verantwortlich.**





## Zusammenfassung

Ziel des Projekts GHG-Recycle4Bio war es, die Emissionen von Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ), Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) nach Ausbringung flüssiger organischer Dünger mit und ohne Pflanzenkohle quantitativ über 2.5 Jahre im Feld zu erfassen und das Prozessverständnis durch begleitende Untersuchungen zu verbessern. Die Messkampagne in einem Feldversuch in Wallbach (AG) lief von Mai 2018 bis Juli 2020 und wurde von Juli bis Dezember 2020 auf eigene Kosten weitergeführt, mit Ausnahme der  $\text{NH}_3$ -Messungen.

Die Emissionen von  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CH}_4$  wurden während der vier Kulturen (Mais, Weizen, Gerste und Futtergras) im Messzeitraum in hoher zeitlicher Auflösung mittels Kammer-System gemessen. Ebenso wurden als Begleitparameter regelmässig Bodenfeuchte und –temperatur, mineralischer Stickstoff und sporadisch pH und leicht-löslicher Kohlenstoff (POXC) in Bodenproben bestimmt. Im Mais (159 Tage) wurden im Zusammenhang mit dem Wiesenumbruch und aussergewöhnlich hohen Temperaturen im Frühjahr die höchsten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen, insgesamt um die  $4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ , gemessen. Geringere kumulative  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen wurden im Weizen (ca.  $0.4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ ; 364 Tage) und in der Gerste ( $< 0.1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ ; 279 Tage) gefunden. Im Futtergras waren die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen (ca.  $0.6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  175 Tage;) höher als in Weizen und Gerste, jedoch niedriger als im Mais. Im Futtergras fanden die Düngerausbringungen im Spätsommer und Herbst statt, weshalb die hohen Emissionen mit warmen Temperaturen erklärt werden können. Im Weizen waren die Emissionen in den Verfahren mit landwirtschaftlicher Biogasgülle signifikant höher als in der ungedüngten Kontrolle. Abgesehen davon traten keine signifikanten Verfahrensunterschiede auf.

Der mineralische Stickstoff im Boden lag in den Verfahren mit den flüssigen organischen Düngern meist zwischen der mineralisch gedüngten und der ungedüngten Kontrolle. Eine Zeitreihenanalyse zeigte, dass die Nitratgehalte im Boden in allen Kulturen bis auf die Gerste ausschlaggebend für die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen waren. Bodenfeuchte und Bodentemperatur beeinflussten die Emissionen signifikant in Weizen, Mais und Gerste, nicht jedoch im Futtergras. Hier schienen Temperatur und Feuchte im Boden nicht als limitierende Faktoren aufzutreten.

Die Emissionen am Tag der Düngerausbringung wurden erstmals im Frühjahr 2020 und als Wiederholung im Herbst 2020 gemessen. Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen lagen dabei im Bereich der sonst gemessenen Werte. Dagegen wurden jeweils direkt nach der Düngerausbringung hohe  $\text{CH}_4$ -Emissionsraten aus allen flüssigen organischen Düngern beobachtet, die durch die Pflanzenkohleanwendung noch einmal um das 3-4-fache verstärkt wurden. Es bleibt ungeklärt, ob jene  $\text{CH}_4$ -Emissionen aus den Düngern stammen oder bodenbürtig sind und wie lange die  $\text{CH}_4$ -Spitzen nach der Düngerausbringung anhalten. Die Gesamt- $\text{CH}_4$ -Emission wurde deshalb ohne die Messzeitpunkte unmittelbar nach der Düngerausbringung berechnet und ist so über alle Verfahren und Kulturen negativ. Kumulativ wurden (unter der Annahme, dass die hohen  $\text{CH}_4$  Emissionen aus dem Dünger direkt stammen) etwa  $3\text{-}4 \text{ kg CH}_4$  über den gesamten Zeitraum in den Boden aufgenommen, ohne Unterschiede zwischen den Verfahren.

Die Messungen der  $\text{NH}_3$ -Verflüchtigung mit einem automatisierten Säurefallenmesssystem im Feld ergaben  $\text{NH}_3$ -Verluste in Höhe von etwa 30% des insgesamt ausgebrachten Ammonium-Stickstoffs bei Rindergülle und etwa 40% bei vergorenen Düngern. Die Werte sind im Vergleich zu bisherigen Studien hoch, was mit den spezifischen Rahmenbedingungen in unserem Versuch weitgehend zu erklären ist. Hervorzuheben sind die relativen Unterschiede zwischen vergorenen Düngern und Rindergülle, welche zeigen, dass insbesondere bei Düngern aus der Vergärung ein optimiertes Management bei der Ausbringung angewendet werden sollte. Bisher wurden sehr wenige Studien zu  $\text{NH}_3$ -Emissionen von nicht-landwirtschaftlichen Gärresten durchgeführt. Unsere Ergebnisse leisten somit einen wertvollen Beitrag für die Abschätzung von  $\text{NH}_3$ -Emissionen als Grundlage für Emissionsinventare.



Ein Säulenexperiment zur Untersuchung der den  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen zugrundeliegenden Mechanismen wurde im Herbst 2020 abgeschlossen. Dabei wurde auch eine mögliche Interaktion zwischen Düngern, Pflanzenkohle und einem Nitrifikationsinhibitor untersucht. Der Nitrifikationsinhibitor verringerte die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen in diesem Versuch, während die Pflanzenkohle keinen eindeutigen Effekt zeigte. In einer Masterarbeit wurden zudem die Abundanzen funktioneller mikrobieller Gene in diesem Experiment quantifiziert (Dallo, 2021).

Zusammen mit den Ergebnissen aus dem Projekt Recycle4Bio zeigen unsere Daten, dass für die N-Bilanz bei Ausbringung von flüssigen organischen Düngern die  $\text{NH}_3$ -Verluste besonders kritisch sind, während die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen weniger düngerabhängig sind, sondern eher durch Bodenbearbeitung, Fruchtfolge und abiotische Faktoren gesteuert werden. Bei  $\text{CH}_4$  besteht noch Forschungsbedarf zu den Prozessen und einer möglichen Interaktion zwischen flüssigen organischen Düngern und Pflanzenkohle.

# 1 Ausgangslage

## 1.1 Hintergrund

In einem vom BLW finanzierten Projekt (Recycle4Bio) wurden Ertragswirkung und Stickstoffeffizienz von Recyclingdüngern im Biolandbau untersucht. Im Projekt GHG-Recycle4Bio sollten im selben Feldversuch die Emissionen von  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  und  $\text{NH}_3$  quantitativ erfasst und die mögliche Reduktion der Emissionen durch Kombination von Recyclingdüngern mit Pflanzenkohle geprüft werden. Die Ergebnisse sind sehr wichtig für die Beurteilung von Umweltwirkungen der Biogasproduktion.

## 1.2 Projektpartner

Die folgenden Personen waren am Projekt GHG-Recycle4Bio beteiligt:

- FiBL: Am Forschungsinstitut für Biologischen Landbau (FiBL) waren Else Bünemann (Projektleitung), Maike Krauss (stellvertretende Projektleitung), Hans-Martin Krause (direkte Betreuung der Dissertation), Norah Efosa (Doktorandin), Frédéric Perrochet (Feldtechniker), Moritz Sauter (Feldtechniker), Anton Kuhn (Labortechniker), Adolphe Munyangabe (Labortechniker) sowie Praktikanten im Rahmen des Projekts tätig.
- BFH-HAFL: An der HAFL waren Thomas Kupper und Christoph Häni für die Begleitung der  $\text{NH}_3$ -Messungen im Rahmen des Projekts zuständig.
- ETH Zürich: Die Dissertation von Norah Efosa wurde von Prof. Johan Six (Sustainable Agroecosystems) an der ETH Zürich betreut.

## 1.3 Ziele der Arbeit

Ziel des Projekts GHG-Recycle4Bio war es,

- Emissionen von  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ , und  $\text{NH}_3$ , bei N-Düngung mit Hofdünger bzw. Recyclingdünger +/- Pflanzenkohle quantitativ über 2.5 Jahre im Feld zu erfassen.
- das Verständnis der Prozesse im Feld durch Messung wichtiger Faktoren wie Bodengehalt an mineralischem Stickstoff ( $\text{N}_{\text{min}}$ ) und Wassergehalt, Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft sowie durch  $^{15}\text{N}$ -Markierung der Ammoniumfraktion der flüssigen Dünger zu verbessern.



## 2 Material und Methoden

### 2.1 Versuchsdesign

Der Feldversuch auf dem Kiesholzhof in Wallbach (AG) wurde 2018 angelegt, mit folgenden Verfahren:

#### Kontrollen

NON	Kein N (0-Kontrolle)
MIN	Mineralischer N-Dünger (Positiv-Kontrolle)

#### Flüssige organische Dünger

SLU	Gülle (Rindergülle)
SLA	Biogasgülle (anaerob, landwirtschaftliche Biogasanlage)
SLA+	Biogasgülle mit Pflanzenkohle (anaerob, landwirtschaftl. Biogasanlage)
LID	Gärgut flüssig (anaerob, gewerbliche Biogasanlage)

#### Feste organische Dünger (nur im Projekt Recycle4Bio untersucht)

SD	Gärgut fest (anaerob, gewerbliche Vergärungsanlage)
SDC-	Gärgut fest kompostiert (SD nachkompostiert)
SDC+	Gärgut fest kompostiert (SD mit Pflanzenkohle nachkompostiert)

Die Dünger SLU und SLA stammten vom Aemethof Densbüren, während LID und SD von der Leureko AG in Pratteln geliefert wurden. Die Pflanzenkohle stammte von der Verora AG und enthielt 75-85% C. Die Gesamt-N-Menge, die mit den Düngern ausgebracht wird, betrug je nach Kultur 140 kg N/ha (Silomais, Winterweizen) bzw. 120 kg N/ha (Wintergerste). Die Pflanzenkohle wurde so mit den Düngern SLA und SD vermischt, dass sich eine jährliche Ausbringung von ca. 2 t/ha ergab.

Der Versuch hatte ein Blockdesign mit vier Wiederholungen. Die Fruchtfolge wurde auf Silomais (2018), Winterweizen gefolgt von Gelbsenf als Zwischenfrucht (2019) und Wintergerste (2020) festgelegt. Nach der Wintergerste wurde als Zwischenphase eine Futtergrasmischung mit einem Hauptnutzungsjahr (2021) eingesät, bevor dann im Rahmen des Anschlussprojekts Recycle4Bio-II für 2022 wieder Silomais, gefolgt von Winterweizen und Wintergerste vorgesehen ist.

### 2.2 Feldmessungen von N<sub>2</sub>O-, CH<sub>4</sub>- und NH<sub>3</sub>-Emissionen

Die Emissionen der Treibhausgase N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> wurden mindestens alle zwei Wochen und zusätzlich intensiver nach Düngerausbringungen, Kulturmassnahmen und starken Wettereinflüssen mit statischen geschlossenen Kammern erhoben (Hutchinson & Mosier, 1981). Begleitend wurden jeweils Bodenproben genommen und auf mineralischen Bodenstickstoff (N<sub>min</sub>) analysiert.

Zur Messung der NH<sub>3</sub>-Emissionen von drei Düngerverfahren (SLA, LID und SLU) wurde ein automatisiertes Säurefallen-Messsystem (LOCI) (Häni et al., 2016) genutzt. Unmittelbar nach Ausbringung der Flüssigdünger mit dem Schleppschlauch auf den Grossparzellen wurde pro Verfahren je ein Säurefallen-Messsystem mittig in der Parzelle installiert und fünf Tage lang betrieben.

### 2.3 Säulenversuch

In einem Säulenversuch (August-Oktober 2020) wurden unter kontrollierten Bedingungen Strategien zur Minderung der N<sub>2</sub>O-Emissionen durch Düngung untersucht. Wie im Feldexperiment waren die Verfahren unvergorene und vergorene organische Dünger, teilweise mit Beimengung von Pflanzenkohle. Als zusätzlicher Faktor wurde der Nitrifikationshemmer DMPP (3,4-Dimethylpyrazol-Phosphat) getestet.



## 3 Ergebnisse

### 3.1 N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Emissionen

Über den gesamten Zeitraum gesehen wurden während des Maisanbaus 2018 bis zu zehnmals höhere N<sub>2</sub>O-Emissionen gemessen als im Winterweizenanbau 2018/2019, während der Wintergerste 2019/2020 und der Futtergrasperiode 2020 (Abbildung 1). Dabei wurden im Mais und im Futtergras auch in der ungedüngten Kontrolle hohe N<sub>2</sub>O-Emissionen gemessen. Im Weizen zeigten sich in den organisch gedüngten Varianten durchwegs höhere N<sub>2</sub>O-Emissionen als in der mineralisch gedüngten Kontrolle.

Die CH<sub>4</sub>-Emissionen wiesen durchwegs negative oder sehr niedrige positive Werte auf (Abbildung 2). Lediglich bei einer Messung in SLA+ nach der zweiten Düngergabe im Frühjahr 2019 und bei der vierten Düngergabe im Herbst 2020 wurden positive Emissionen gemessen.

Im Frühjahr und Herbst 2020 wurden die N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Emissionen am Tag der Düngerausbringung, also direkt nach Applikation der Dünger gemessen (Abbildung 3). Dabei wurde in der Regel kein N<sub>2</sub>O-Peak am Tag der Ausbringung festgestellt. Dagegen wurden an allen vier Tagen der Düngerausbringungen im Frühjahr und Herbst 2020 deutliche CH<sub>4</sub>-Emissionen gefunden. Dabei waren die CH<sub>4</sub>-Emissionsraten bei allen organischen Düngern erhöht und im SLA+-Verfahren und bei der letzten Ausbringung auch im SLU-Verfahren besonders hoch, während die beiden Kontrollen MIN und NON keinen Anstieg aufwiesen.

Für die Berechnung der kumulativen Emissionen (Abbildung 4) wurden die Werte am Tag der Düngerausbringung nicht berücksichtigt. Dabei wurden im Mais signifikant höhere bodenbürtige N<sub>2</sub>O-Emissionen als im Weizen, in der Gerste und im Futtergras gemessen. Zusätzlich waren die N<sub>2</sub>O-Emissionen im Futtergras signifikant höher als in der Gerste. Am meisten CH<sub>4</sub> wurde durch den aeroben Boden unter Mais und Weizen aufgenommen.

Signifikante Verfahrensunterschiede zeigten sich nur im Weizen, mit erhöhten N<sub>2</sub>O-Emissionen bei allen flüssigen Düngern gegenüber NON und bei SLU und SLA gegenüber MIN als Trend. Die kumulierten N<sub>2</sub>O-Emissionen über die gesamte Messdauer wiesen keine Verfahrensunterschiede auf. Die CH<sub>4</sub>-Emissionen zeigten keine signifikanten Verfahrensunterschiede, ausser dass die Werte im Mais in MIN signifikant höher waren als in SLA ( $p < 0.05$ ).

### 3.2 Korrelation der N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Emissionen mit abiotischen Variablen

Die Zeitverläufe der N<sub>2</sub>O-Emissionen während jeder der vier Kulturen und über alle Kulturen hinweg wurden auf Korrelationen mit Bodentemperatur, -feuchte, pH und Konzentrationen von gelöstem mineralischem Stickstoff im Boden untersucht. Die Ergebnisse wurden in einem *Forest-Plot* gemeinsam visualisiert (Abbildung 5). Ein Anstieg des WFPS führte im Vergleich mit den mittleren N<sub>2</sub>O-Flüssen zu einem signifikanten Anstieg der N<sub>2</sub>O-Emissionen in den Kulturen Mais und Weizen sowie über alle Kulturen hinweg. In der Gerste war der Einfluss des WFPS auch signifikant, jedoch führte eine Zunahme des WFPS hier zu niedrigeren N<sub>2</sub>O-Flüssen. Für die Bodentemperatur wurde ein signifikanter erhöhender Einfluss auf die N<sub>2</sub>O-Flüsse im Mais, Weizen, in der Gerste und über alle Kulturen hinweg beobachtet. Damit hatte die Bodentemperatur den stärksten Einfluss von allen Parametern. In allen Kulturen bis auf die Gerste waren die Nitratgehalte ebenfalls ausschlaggebend für ansteigende N<sub>2</sub>O-Emissionen.

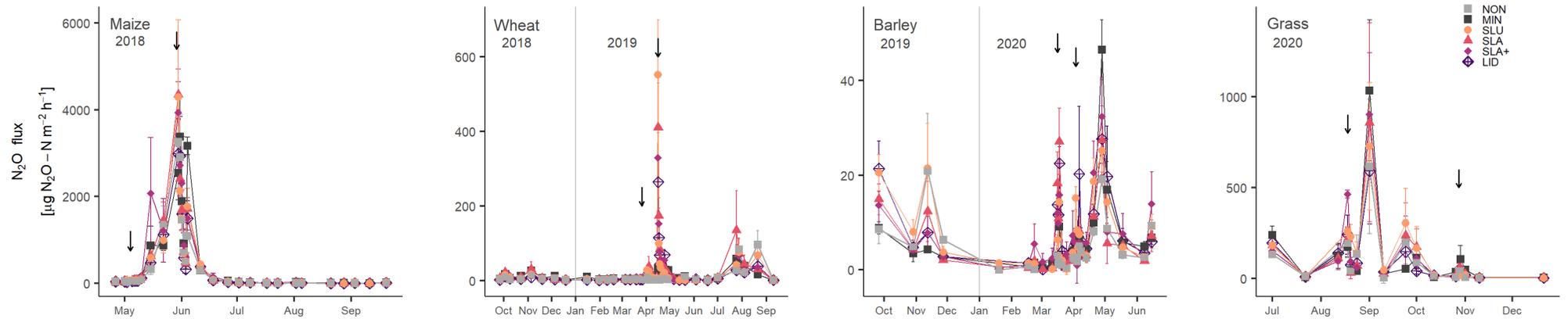


Abbildung 1: Zeitverlauf der N<sub>2</sub>O-Emissionen während Mais (2018), Winterweizen (2018/19), Wintergerste (2019/20) und Futtergras (2020). Pfeile in schwarz stellen die Düngergaben in den Frühjahren 2018, 2019 und 2020 und im Herbst 2020 dar. Unterschiedliche Skalierung der y-Achsen beachten.

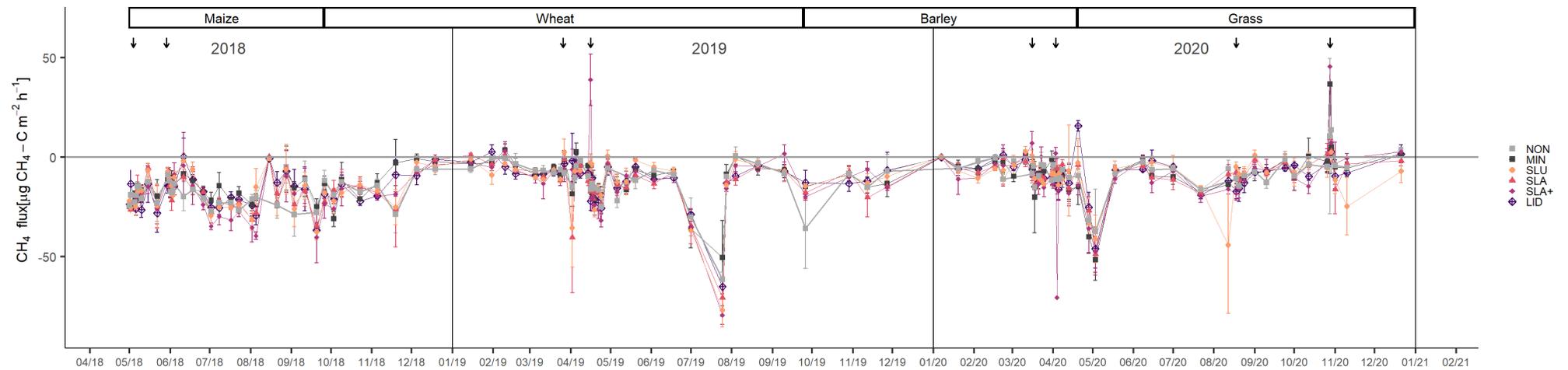


Abbildung 2: Zeitverlauf der CH<sub>4</sub>-Emissionen während Mais (2018), Winterweizen (2018/19), Wintergerste (2019/20) und Futtergras (2020). Pfeile in schwarz stellen die Düngergaben in den Frühjahren 2018, 2019 und 2020 und im Herbst 2020 dar. Die Textboxen am oberen Rand der Grafik zeigen die Periode der jeweiligen Kulturen von einer Bodenbearbeitung bis zur nächsten.

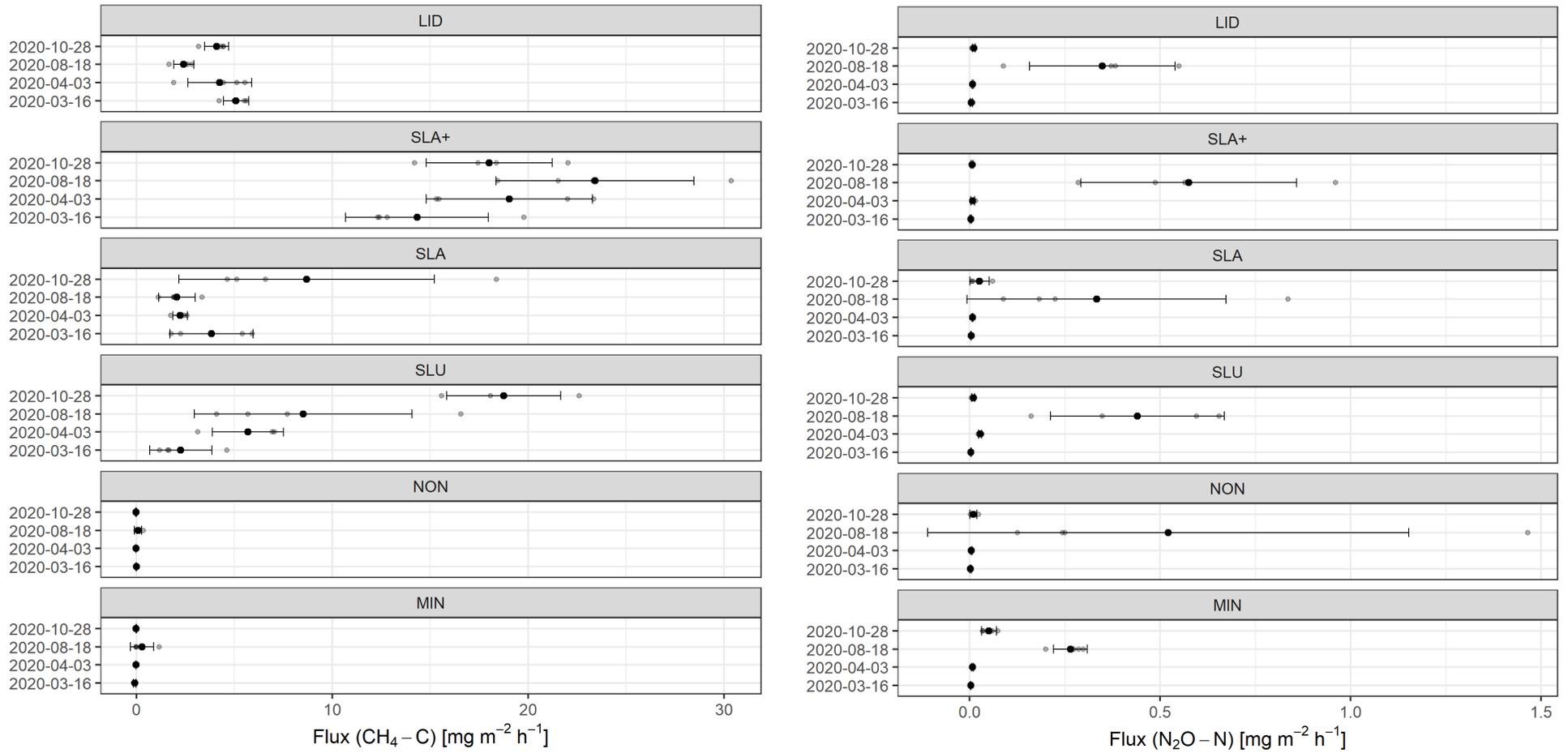


Abbildung 3: Momentaufnahme der  $\text{CH}_4$ -Emissionen [ $\text{mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ] und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen [ $\text{mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ] aus Messungen direkt nach den Düngerausbringungen im Frühjahr und Herbst 2020. Mittelwert und Standardabweichung (grosser Kreis und Fehlerbalken) und Einzelwerte pro Replik (kleiner Kreis). Für die Berechnung der kumulativen Emissionen (Abbildung 4) wurden diese  $\text{N}_2\text{O}$ - und  $\text{CH}_4$ -Flüsse nicht berücksichtigt.

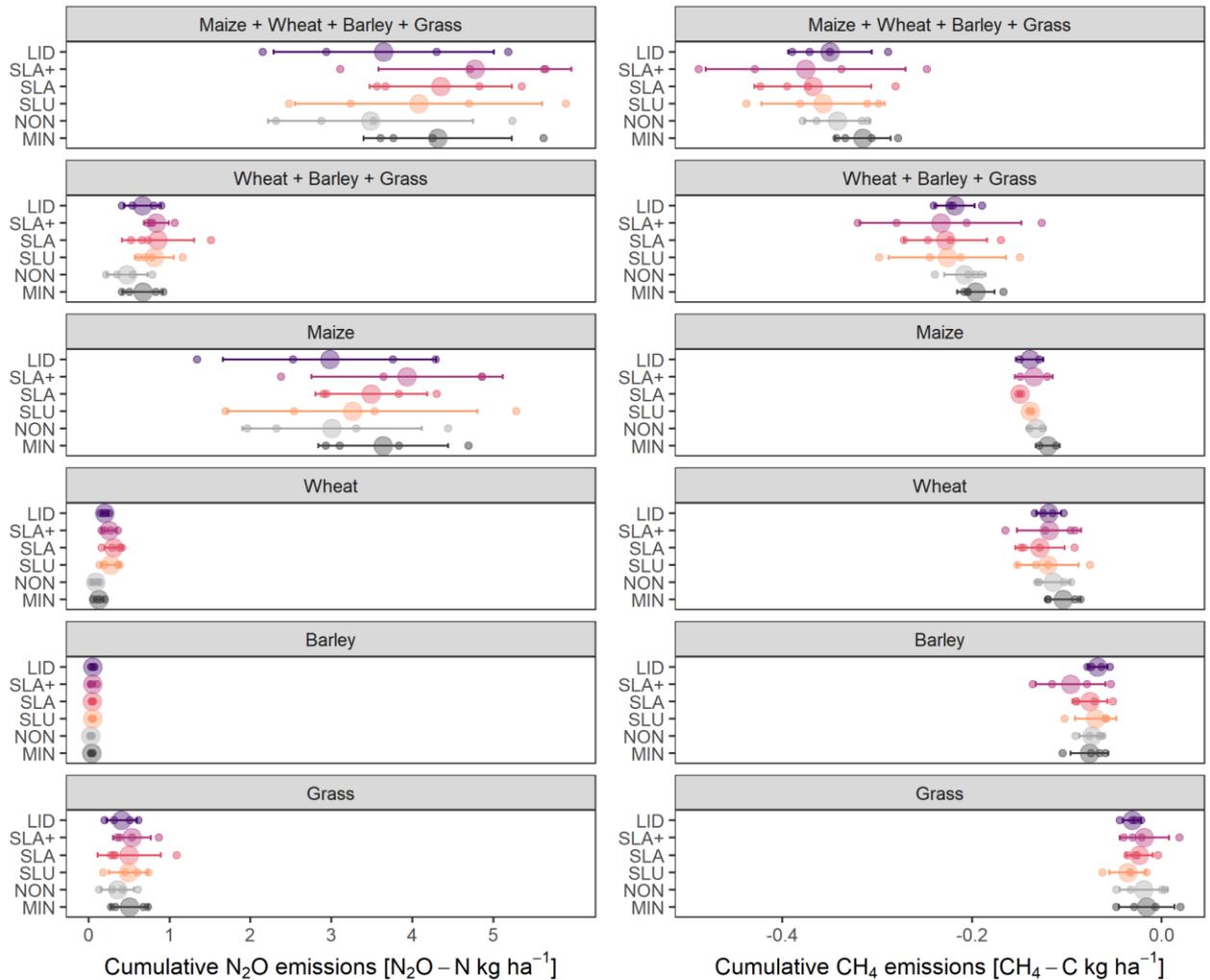


Abbildung 4: Kumulative N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Emissionen pro Kultur bzw. über mehrere Kulturen hinweg. Mittelwert und Standardabweichung (grosser Kreis mit Fehlerbalken) und Einzelwerte pro Replikate (kleine Kreise). Die Anzahl der Messpunkte variierten von Kultur zu Kultur. Pro Verfahren und Wiederholung waren es: 34 im Mais, 40 im Weizen, 37 in der Gerste und 20 im Gras. Bei den Düngerausbringungen im Frühjahr und Herbst 2020 wurden deutliche CH<sub>4</sub>-Emissionen gefunden in den Verfahren mit organischen Düngern, während die beiden Kontrollen MIN und NON keinen Anstieg aufwiesen. Für die Berechnung der kumulativen Emissionen in dieser Abbildung wurden die Werte für N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> am Tag der Düngerausbringung nicht berücksichtigt.

Ein Anstieg der Bodenfeuchte und Bodentemperatur führte über alle Kulturen analysiert hoch signifikant zu weniger stark negativen CH<sub>4</sub>-Emissionen (Tabelle 1), wobei nur wenige Einzelwerte über den gesamten Zeitraum im positiven Bereich lagen (Abbildung 2). Gleichermassen führten ein Anstieg von Nitrat- und Ammoniumgehalten im Boden signifikant zu höheren CH<sub>4</sub>-Emissionen. Möglicherweise hängt dies mit einer generellen Zunahme der mikrobiellen Aktivität nach organischer Düngung zusammen.

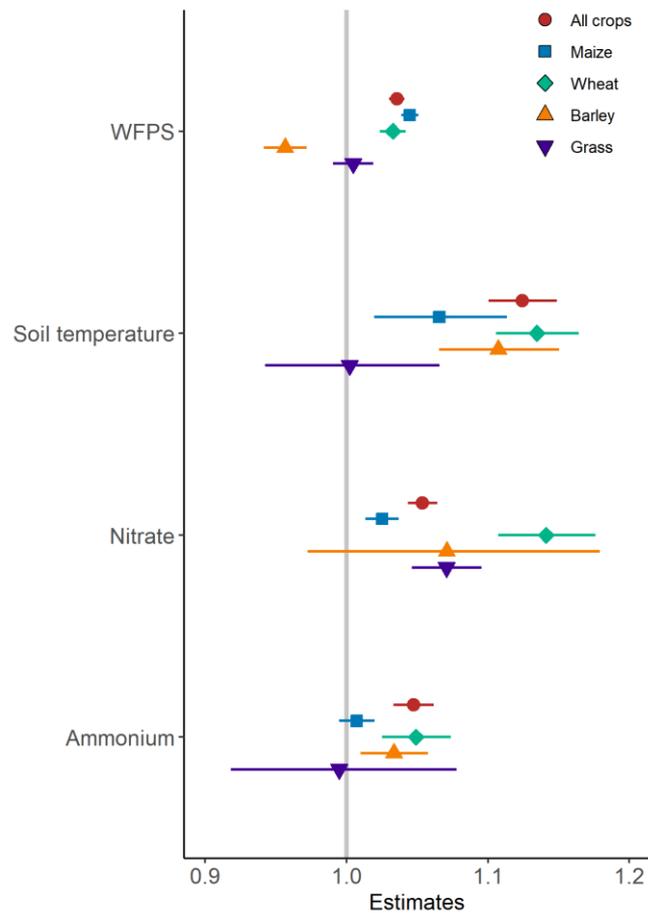


Abbildung 5: *Forest-Plot* für bodenbürtige  $N_2O$ -Emissionen (in  $\mu g N_2O-N m^{-2} h^{-1}$ ) in Abhängigkeit von der Bodentemperatur, der WFPS und den Nitrat- und Ammoniumgehalten im Boden. Die Symbole stellen Parameterschätzungen für Silomais ( $n = 406$ ), Winterweizen ( $n = 656$ ), Wintergerste ( $n = 287$ ), Futtergras ( $n = 137$ ) und für alle Kulturen ( $n = 1486$ )  $\pm$  95 % Konfidenzintervalle dar. Die durchgezogene graue Linie stellt den Schwellenwert für die Signifikanz der Ergebnisse dar. Die Effekte sind signifikant, wenn die Konfidenzintervalle den Schwellenwert nicht schneiden. Sind die Effekte  $> 1$ , sind sie grösser als der durch den Schwellenwert bestimmte zu erwartende Effekt.

Tabelle 1: Einfluss von Bodenparametern auf die Emissionen von  $CH_4$  über alle Kulturen (Silomais + Winterweizen + Wintergerste + Futtergras; Anzahl korrelierter Einzelwerte = 272). Die Verläufe der  $CH_4$ -Emissionen wurden mit den Verläufen der Bodenparameter in einer Zeitreihenanalyse korreliert. Es wurden nur Zeitpunkte für die Korrelation berücksichtigt, welche Messungen aller Parameter am selben Zeitpunkt enthalten. Signifikanzlevel: \*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$ . Bei signifikantem  $p$ -Wert gilt, dass je höher der  $F$ -Wert, desto stärker die Korrelation.

	Bodentemperatur (°C)	WFPS (%)	$NO_3^-$ (mg $kg^{-1}$ )	$NH_4^+$ (mg $kg^{-1}$ )
<i>p</i> -Wert	0.0004 ***	< 0.001 ***	0.014 *	0.004 **
<i>F</i> -Statistik	12.4	290.4	6.1	8.4



### 3.3 NH<sub>3</sub>-Emissionen

Die kumulative NH<sub>3</sub>-Verflüchtigung über die Zeit, ausgedrückt als %TAN, variierte zwischen den Verfahren und Düngerausbringungen (Abbildung 6). SLA und LID zeigten eine höhere Variation zwischen den Verfahren als SLU, wo die Daten weniger variierten und eine bessere Modellanpassung erreicht wurde. Der maximal vorhergesagte %TAN-Verlust betrug 32 % für SLU und etwa 40 % für SLA (42,8 % TAN) und LID (41,8 % TAN). Die Hälfte des maximalen Verlusts trat bei LID innerhalb von 3,2 Stunden, bei SLA innerhalb von 4 Stunden und bei SLU innerhalb von 5,6 Stunden auf.

Die NH<sub>3</sub>-Verluste während der ersten 24 h nach der Ausbringung stiegen signifikant mit Windgeschwindigkeit, Sonnenstrahlung und Niederschlag an. Der pH-Wert des Düngers war nicht signifikant mit den NH<sub>3</sub>-Emissionen korreliert. Redundanzanalysen mit anschließender Variationspartitionierung ergaben, dass der Variablencluster Wetter (Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit und Sonnenstrahlung) 49,5% des NH<sub>3</sub>-Verlustes nach 54 h erklären konnte, während Düngervariablen (Trockenmassegehalt, Gesamt-N und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) 15,4% der Variation ausmachten und 31,9% unerklärt blieben (Abbildung 7).

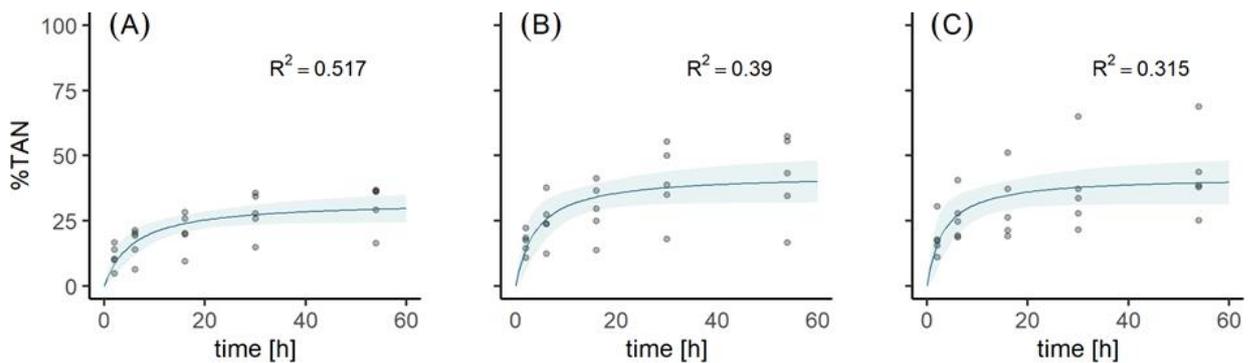


Abbildung 6: Kumulative NH<sub>3</sub>-Verflüchtigung und Konfidenzintervall von SLU (A), SLA (B) und LID (C) als Prozentsatz des insgesamt ausgebrachten NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (TAN) über 54 Stunden nach der Düngerausbringung. Die Vorhersage der NH<sub>3</sub>-Emissionen pro Verfahren im Mittel wurde mithilfe der Michaelis-Menten Dynamik gerechnet (Sommer and Erbsoll, 1994)

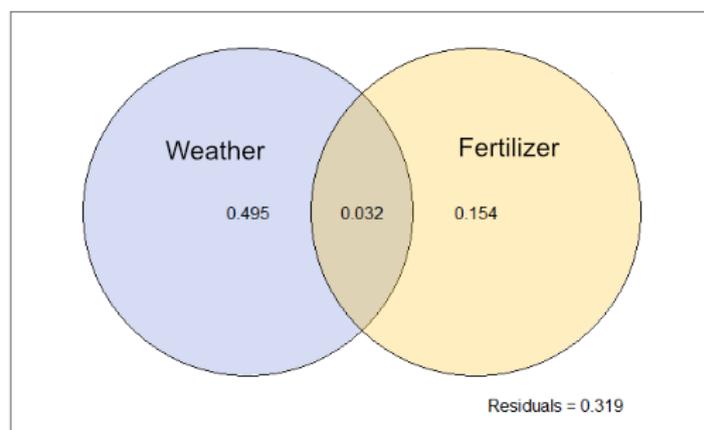


Abbildung 7: Venn-Diagramm, das den Beitrag der beiden Variablengruppen Wetter (Lufttemperatur, Sonnenstrahlung und Windgeschwindigkeit) und Dünger (Trockensubstanz, Gesamtstickstoff- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Gehalt) zur Gesamtvariation der NH<sub>3</sub>-Verflüchtigung zeigt. 49,5 % der NH<sub>3</sub>-Verluste waren wetterbedingt, während 15,4 % durch die Dünger definiert wurden. 3,2 % der Variation werden sowohl von Wetter und Dünger erklärt. Die Restvariation (residuals) zeigt die unerklärte Variation des Modells an.



### 3.4 Säulenversuch

In den ersten 14 Tagen nach Beginn des Haupt-Experiments stiegen die  $N_2O$ -Emissionen in allen Verfahren zunächst an (Abbildung 8). Der Nitrifikationshemmer DMPP reduzierte die kumulierten  $N_2O$ -Emissionen nach 73 Tagen Versuchsdauer in allen Düngerverfahren effizient. Im SLA+-Verfahren waren die  $N_2O$ -Emissionen gegenüber dem SLA Verfahren auch ohne DMPP reduziert.

Die  $CH_4$ -Emissionen waren in allen Verfahren bis auf SLU sehr niedrig. Erhöhte  $CH_4$ -Emissionen im SLA+-Verfahren, wie im Feldversuch am Tag der Düngerausbringung beobachtet, wurden nicht festgestellt, obwohl die erste Gasmessung unmittelbar nach dem Ansetzen des Versuchs stattfand. Im SLU-Verfahren stiegen die  $CH_4$ -Emissionen kurz nach Versuchsbeginn an und blieben über mehrere Wochen erhöht. DMPP bewirkte dabei einen Anstieg der  $CH_4$ -Emissionen gegenüber SLU ohne DMPP.

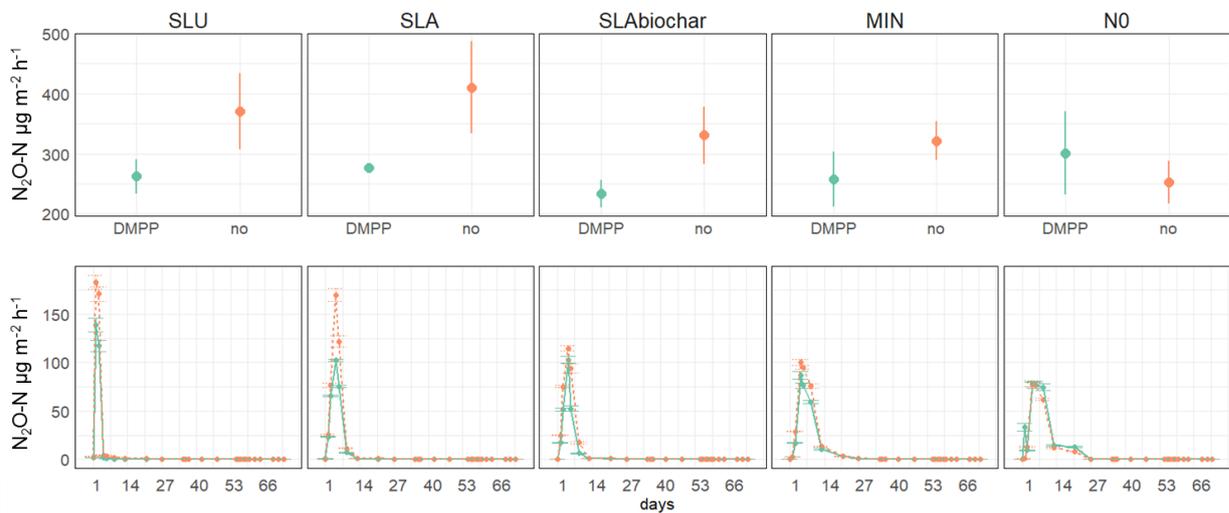


Abbildung 8: Kumulierte Emissionen (oben) und Verlauf der  $N_2O$ -Emissionen über 73 Tage (unten) mit (grün) und ohne (orange) den Nitrifikationshemmer DMPP. Verfahren: unvergorene Rindergülle (SLU), anaerob vergorene Rindergülle (SLA), anaerob vergorene Rindergülle mit 2.2 Gewichtsprozent Pflanzenkohle (SLA+), Ammoniumsulfat (MIN) und Kontrolle (N0).

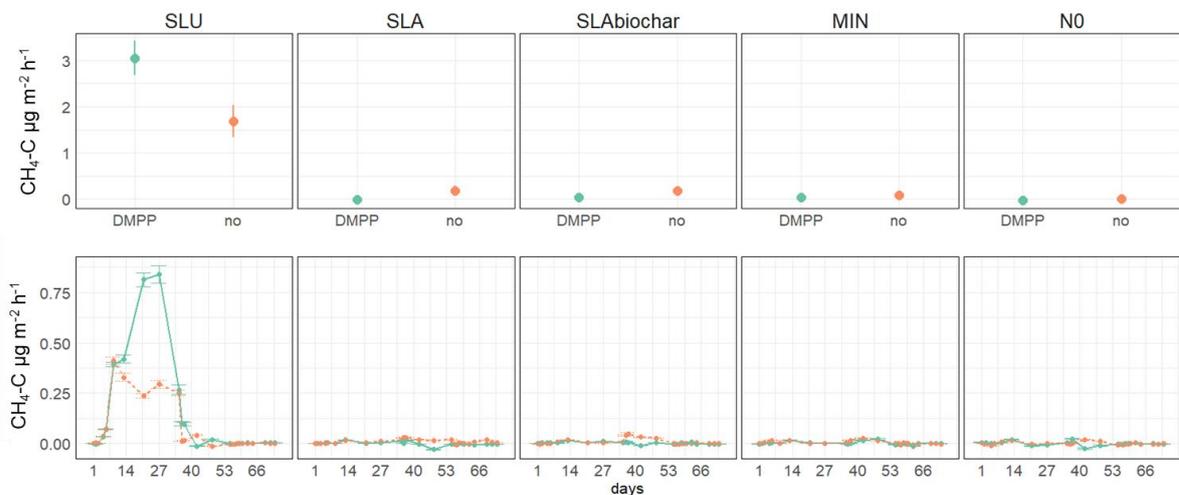


Abbildung 9: Kumulierte Emissionen (oben) und Verlauf der  $CH_4$ -Emissionen über 73 Tage (unten) mit und ohne den Nitrifikationshemmer DMPP. Verfahren: unvergorene Rindergülle (SLU), anaerob vergorene Rindergülle (SLA), anaerob vergorene Rindergülle mit 2.2 Gewichtsprozent Pflanzenkohle (SLA+), Ammoniumsulfat (MIN) und Kontrolle (N0).



## 4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen stiegen nach Düngergaben in Kombination mit Niederschlägen und höherer Bodentemperatur an. Der Umbruch der Kunstwiese vor dem Maisanbau führte zu den höchsten gemessenen  $\text{N}_2\text{O}$  Emissionen, gefolgt von den Emissionen im Futtergras im Herbst 2020. Während der Winterweizenkultur 2019 waren die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen bei den organischen Düngern leicht erhöht im Vergleich zur mineralisch gedüngten Variante. Statistisch signifikant war der Unterschied in den  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen in dieser Kultur aber nur zwischen landwirtschaftlicher Biogasgülle (SLA) und dem ungedüngten bzw. dem mineralisch gedüngten Verfahren. In den anderen Kulturen waren die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen nicht vom Düngerverfahren beeinflusst, sondern von der Bodentemperatur, Bodenfeuchte und Nitratgehalt im Boden.

Die  $\text{CH}_4$ -Emissionen stiegen nach Niederschlägen leicht an, insgesamt waren die gemessenen Emissionen jedoch negativ (in diesen Zeiträumen eine  $\text{CH}_4$ -Senke), wenn die Messungen direkt nach der Düngerausbringung nicht berücksichtigt wurden. An den Tagen der Düngerausbringung wurden im Jahr 2020 nämlich positive  $\text{CH}_4$ -Emissionsraten in den Verfahren mit flüssigen organischen Düngern gemessen. Da dies besonders in der SLA+ Variante stark ausgeprägt war, sind weitere Untersuchungen zur Wirkungsweise der Pflanzenkohle in flüssigen Düngern wünschenswert, um klimaschonende Praxisanwendungen entwickeln zu können.

Die  $\text{NH}_3$ -Emissionen waren bei Ausbringung der vergorenen Dünger SLA und LID tendenziell höher und variabler als bei Ausbringung der herkömmlichen Rindergülle SLU. Da diese Verluste die N-Ausnutzungseffizienz verringern und die Umweltbelastung erhöhen, müssen weitere Massnahmen zur Verminderung der Emissionen entwickelt werden.

## 5 Take home messages

- Lachgasemissionen wurden durch Bodenbearbeitung, Fruchtfolge und Witterung (Bodenfeuchte und -temperatur) viel stärker beeinflusst als durch die verschiedenen Düngungsverfahren. Daher wurde zwischen den Düngungsverfahren kein signifikanter Unterschied in den Lachgasemissionen gefunden, mit Ausnahme der Messungen im Winterweizen, bei denen die Lachgasemissionen nach Ausbringung von Gärgülle signifikant höher waren als in den Kontrollen (ungedüngt bzw. mineralisch gedüngt), während die Emissionen bei den anderen flüssigen organischen Düngern zwischen Gärgülle und Kontrollen lagen.
- Kumuliert über alle Messzeitpunkte ausser Messungen direkt nach der Düngerausbringung ergab sich eine Netto-Methanaufnahme in den Boden, ohne Unterschiede zwischen den Düngungsverfahren. Bei Messung direkt nach der Düngerausbringung, die nur im letzten Versuchsjahr durchgeführt wurde, trat jedoch häufig eine Netto-Methanemission auf, die vermutlich nicht bodenbürtig ist. Die Dauer und Bedeutung dieser Methanspitzen für die Gesamtemissionen, die v.a. bei Kombination von landwirtschaftlicher Biogasgülle mit Pflanzenkohle auftrat, muss noch weiter untersucht werden.
- Nach Ausbringung der vergorenen Dünger (Gärgülle und flüssiges Gärgut) wurden tendenziell höhere Ammoniakemissionen gemessen als nach Ausbringung von Rindergülle. Die Ausbringung der vergorenen Dünger erfordert deshalb weitere Massnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen.



- Der Nitrifikationsinhibitor DMPP verringerte die Lachgasemissionen im Säulenexperiment in allen gedüngten Verfahren. Die Emissionen des vergorenen Düngers in Kombination mit Pflanzenkohle waren sowohl mit als auch ohne DMPP tendenziell niedriger als bei vergorenem Dünger ohne Pflanzenkohle und bei unvergorenem Dünger. Nitrifikationsinhibitoren, Vergärung und Beimischung mit Pflanzenkohle sollten daher als mögliche Massnahmen zur Reduktion der Lachgasemissionen weiter untersucht werden.

## 6 Referenzen

- Dallo, A., 2021. Influence of anaerobically digested slurry, biochar and nitrification inhibitor on N-cycling functional microbial genes. MSc thesis, Department of Environmental system Sciences, ETH Zurich.
- Häni, C., Sintermann, J., Kupper, T., Jocher, M., Neftel, A., 2016. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. *Atmospheric Environment* 125, 92-99.
- Sommer, S.G., Ersboll, A.K., 1994. Soil Tillage Effects on Ammonia Volatilization from Surface-Applied or Injected Animal Slurry. *J. Environ. Qual.* 23(3), 493-498.