

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20

Fokusstudie Treibhausgasbilanz: Treibhausgas-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden in der Schweiz

Hans-Martin Krause¹, Markus Steffens¹, Daniel Bretscher², Andreas Schellenberger³, Andreas Gattinger^{1,4}

¹ Department für Bodenwissenschaften, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Ackerstrasse 113, CH-5070 Frick,

² Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften, Agroscope, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

³ Abteilung Klima, Bundesamt für Umwelt, CH-3003 Ittigen

⁴ Professur für organischen Landbau, Justus von Liebig Universität Giessen, Karl-Glückner-Str. 21 C, D-35394 Giessen

21 I. Einleitung

22 I.1. Bedeutung und Entstehung von bodenbürtigen Treibhausgasen

23 Seit der industriellen Revolution kann ein kontinuierlicher Anstieg von Treibhausgasen in der
24 Atmosphäre beobachtet werden. Von 1850 bis 2017 stieg die atmosphärische Konzentration der
25 wichtigsten Treibhausgase Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) um 45, 155 und
26 22% an. 2016 betrug der jährliche Anstieg der CO₂-, CH₄- und N₂O-Konzentrationen dabei 3.3 ppm,
27 9 ppb und 0.8 ppb (WMO 2017). Die Klimawirksamkeit der Spurengase N₂O und CH₄ ergibt sich aus
28 dem 298-fach bzw. 25-fach erhöhten Treibhausgaspotential im Vergleich zu CO₂ (Tabelle. 1).

29 Böden stellen mit 1500x10⁹ t C und 136x10⁹ t N im obersten Meter weltweit die grössten
30 terrestrischen C- und N-Pools dar (Batjes, 1996). Die Bewirtschaftung von Böden und die damit
31 verbundenen Änderungen der Bodenstruktur beeinflussen Umwandlungsprozesse und Verfügbarkeit
32 dieser Pools massgeblich und bestimmen auf diese Weise die Quellen- und Senken der Treibhausgase
33 CO₂, CH₄ und N₂O (Oertel *et al.*, 2016). .

34 In der Landwirtschaft stellen Böden neben der Tierhaltung und der Lagerung und Behandlung von
35 Hofdüngern gegenwärtig eine der grössten Quellen für Treibhausgase dar (Bellarby *et al.*, 2008). Dies
36 ist vor allem auf bodenbürtige N₂O-Emissionen zurückzuführen, welche weltweit rund 50% der
37 anthropogenen N₂O-Emissionen ausmachen (IPCC, 2013). Im Gegensatz dazu fungieren
38 landwirtschaftlich genutzte Böden bei guter Durchlüftung für CH₄ als Senke (Hiller *et al.*, 2014). Unter
39 sauerstofflimitierten Bedingungen, wie sie vor allem in schweren, tonreichen Böden oder nach Dauer-
40 und Starkniederschlägen auch in tonarmen Böden auftreten, können landwirtschaftlich genutzte Böden
41 allerdings zu einer CH₄-Quelle werden (Oertel *et al.*, 2016). Weiterhin agieren landwirtschaftliche
42 Böden über An- und Abreicherung von organischem Kohlenstoff (SOC) als CO₂-Senken oder -Quellen.
43 Die Fähigkeit eines Bodens Kohlenstoff langfristig in der organischen Bodensubstanz zu speichern, hängt
44 dabei von den standörtlichen Bedingungen und den dominierenden Bodenprozessen ab. Verschiedene
45 Bewirtschaftungsweisen im Ackerbau wirken sich stark auf die Kohlenstoffbilanz des Bodens aus. So
46 konnte zum Beispiel in einer globalen Metaanalyse gezeigt werden, dass biologisch bewirtschaftete
47 Böden einen erhöhten Kohlenstoffgehalt gegenüber konventionell bewirtschafteten Böden aufweisen
48 (Gattinger *et al.*, 2012). Die stärksten Effekte auf den Bodenkohlenstoff sind jedoch bei
49 Landnutzungsänderungen zu erwarten, wie etwa bei der Umwandlung von Grasland in Ackerland
50 (IPCC, 2013). Politische Initiativen wie zum Beispiel die französische 4permille (4p1000.org) zeigen,
51 dass die Kohlenstoffdynamik von landwirtschaftlichen Böden und ihre Bedeutung für das globale Klima
52 zunehmend auch ausserhalb der Wissenschaft Beachtung finden.

53

54 **Tabelle 1:** Weltweite (2010; IPCC, 2013) und Schweizer Emissionen (2015; BAFU, 2017) von CO₂, CH₄ und N₂O
 55 und deren klimarelevante Eigenschaften (WMO, 2017; IPCC, 2013)

Treibhausgas	atmosphärische Konzentration (2017)	atmosphärische Verweildauer (Jahre)	Klima- wirksamkeit auf 100 Jahre	Globale Emissionen (2010)		Schweizer Emissionen (2015)	
				(Gt CO ₂ eq/Jahr)	(%)	(Mt CO ₂ eq/Jahr)	(%)
CO ₂	403 ppm	Variabel	1	38	76	37.8	80.7
CH ₄	1853 ppb	12.4	25	7.8	16	5.1	10.6
N ₂ O	328 ppb	121	298	3.1	6.2	2.4	4.9

56

57 1.2. Prozesse der Treibhausgasentstehung im Boden

58 Im Boden entstehen Treibhausgase hauptsächlich während mikrobieller Abbauprozesse. Unter
 59 ausreichender Sauerstoffzufuhr wird der Kohlenstoff der leicht verfügbaren organischen Substanz in
 60 CO₂ umgewandelt und in die Atmosphäre emittiert. Gleichzeitig kommt es zu einer Mineralisierung
 61 der organischen Stickstoffverbindungen. Der somit frei verfügbare Stickstoff kann über die Nitrifikation
 62 in Nitrat umgewandelt werden, wobei N₂O als Nebenprodukt entsteht. Ist die Verfügbarkeit von
 63 Sauerstoff hingegen limitiert, wird kaum mehr Kohlenstoff abgebaut. Mineralischer Stickstoff kann unter
 64 diesen Bedingungen durch den Prozess der Denitrifikation in N₂O umgewandelt und in die Atmosphäre
 65 emittiert werden. Denitrifikation ist ein mehrstufiger Prozess, in dem Nitrat (NO₃⁻) schrittweise zu
 66 atmosphärischem Stickstoff (N₂) reduziert wird (Graf et al., 2014). Das klimawirksame N₂O ist dabei
 67 ein obligatorisches Zwischenprodukt. Der letzte Schritt der Denitrifikation, die Umwandlung von N₂O
 68 zu N₂, stellt die einzig bekannte biologische Senke für N₂O dar (Thomson et al., 2012). Unter Bakterien
 69 ist die Fähigkeit zur Denitrifikation weit verbreitet, kommt aber nur unter sauerstofflimitierten
 70 Bedingungen zum Tragen.

71 Sauerstofflimitierung ist auch eine Grundvoraussetzung für die Bildung von CH₄. Im Prozess der
 72 Methanogenese werden durch methanogene Archaeen organische Verbindungen reduziert, wobei CH₄
 73 gebildet wird. Diesem Prozess wirkt die Methanoxidation entgegen, welche CH₄ in CO₂ umwandelt.
 74 Die Methanoxidation läuft nur im aeroben Milieu ab. In gut durchlüfteten Böden kann deshalb im
 75 Unterboden gebildetes CH₄ während der Diffusion wieder abgebaut werden. Unter bestimmten
 76 Voraussetzungen können Böden somit als Senken für atmosphärisches CH₄ fungieren.

77

78 1.3. Bodenbürtige Treibhausgasemissionen in der Schweizer Klimaberichterstattung

79 Gemäss der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen ist die Schweiz dazu verpflichtet, den
80 Ausstoss von Treibhausgasen in einem nationalen Inventar zu dokumentieren. Dabei werden die
81 Treibhausgasemissionen nach verschiedenen volkswirtschaftlichen Sektoren aufgeteilt. In der Schweiz
82 ist die Landwirtschaft nach dem Energiesektor, der für annähernd 80% der gesamten THG-Emissionen
83 verantwortlich ist, der zweitgrösste Verursacher. Rund 81 der CH₄- und 77% der N₂O-Emissionen
84 werden gegenwärtig dem Landwirtschaftssektor zugeschrieben (BAFU 2017). Bei den CO₂-Emissionen,
85 die den bei Weitem grössten Anteil der Schweizer Treibhausgasemissionen ausmachen, spielt der
86 Landwirtschaftssektor jedoch keine Rolle. Dies liegt zunächst in den methodischen Vorgaben des
87 Inventars begründet (UNFCCC Reporting Guidelines), welche die Kohlenstoff-Pools der Böden und
88 Biomasse per Definition dem Sektor „Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft“
89 (LULUCF) zuschlagen. In diesem Sektor wiederum eliminieren sich die Kohlenstoffflüsse der
90 verschiedenen Quellen und Senken zu einem gewissen Teil. Die resultierende Netto-Zahl – seit dem
91 Basisjahr 1990 dank der Wuchsleistung des Waldes zumeist eine Senke – entspricht in der Regel einem
92 tiefen einstelligen Prozentanteil der Schweizer Gesamt CO₂-Emissionen. CH₄ als bodenbürtiges
93 Treibhausgas wird nicht berücksichtigt unter der Annahme, dass sich die gegenwärtige Quellen- oder
94 Senkenleistung nicht massgeblich von derjenigen der naturnahen Ökosysteme unterscheidet. Wichtig
95 ist zu wissen, dass der Sektor LULUCF konventionsgemäss nicht in das Total der
96 Treibhausgasemissionen eingerechnet wird. Böden und Biomasse werden nur angerechnet, wenn sie
97 im Rahmen einer so genannten Kyoto-Aktivität ausgewählt wurden. In der Schweiz ist dies seit der 1.
98 Verpflichtungsperiode (d.h. seit 2008) für den Wald der Fall (Aktivität: „Forest Management“). Alle
99 Angaben des Treibhausgasinventars beruhen dabei auf Modellrechnungen und Richtwerten nach
100 Vorgaben des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006). In vielen Bereichen wurden
101 die Berechnungsmethoden den Schweizerischen Rahmenbedingungen angepasst (BAFU, 2017).

102 Für Schweizer Böden sind vor allem die N₂O-Emissionen aus dem landwirtschaftlichen
103 Düngemanagement und Bodennutzung relevant (Tabelle 2). Generell machen N₂O-Emissionen mit
104 geschätzten 1500 Gg CO₂ eq den grössten Anteil an bodenbürtigen Treibhausgasemissionen aus
105 (Tabelle 2). Diese Emissionen werden in direkte und indirekte N₂O-Emissionen aufgeteilt. Während
106 direkte Emissionen durch unmittelbare Nitrifikation und Denitrifikation auf der gleichen
107 landwirtschaftlichen Flächen auftreten, entstehen indirekte N₂O-Emissionen aus leicht verfügbaren
108 Stickstoffverbindungen wie NH₃, NO_x und NO₃⁻ erst nach einer räumlichen Verlagerung.

109 Hinsichtlich der Kohlenstoffbilanz kommt der Entwässerung organischer Böden, die im Zuge der
110 landwirtschaftlichen Urbarmachung notwendig ist, eine besondere Bedeutung zu (Leifeld *et al.*, 2012).
111 Trotz des geringen Flächenanteils organischer Böden von 3% der Schweizer Landesfläche, wird
112 geschätzt, dass rund 16% der Schweizer Bodenkohlenstoffvorräte durch die landwirtschaftliche
113 Nutzung organischer Böden verloren ging (Leifeld *et al.*, 2005). Die negative Klimabilanz dieser

114 organischen Böden wird zudem durch die Mineralisierung und Freisetzung von leicht verfügbarem
 115 Stickstoff und den daraus resultierenden N₂O-Emissionen verstärkt. Im Gegensatz zu den entwässerten
 116 organischen Böden wird im Schweizer Treibhausgasinventar davon ausgegangen, dass die
 117 Kohlenstoffbilanz von landwirtschaftlich genutzten Mineralböden ausgeglichen ist; eine Annahme, die
 118 durch die Resultate der Nationalen Bodenbeobachtung NABO gestützt wird, und die bis zur
 119 Fertigstellung eines in Arbeit befindlichen nationalen Bodenkohlenstoffmodells beibehalten wird
 120 (BAFU, 2017). In der wissenschaftlichen Diskussion ist jedoch umstritten, inwieweit Emissions- oder
 121 Senkenpotentiale eines Boden durch die Bewirtschaftungsforme beeinflusst werden können (Oertel et
 122 al., 2016).

123 Eine schweizweite Studie zeigt, dass in landwirtschaftlich genutzten Böden jährlich bis zu 1.5 Gg CH₄-
 124 C oxidiert werden können (Hiller et al., 2014). In einer weiteren Studie konnte gezeigt werden, dass
 125 die CH₄-Oxidation in gut durchlüfteten Böden durch die Zugabe von Kompost stimuliert werden kann
 126 (Ho et al., 2015). Durch die wiederholte Ausbringung von Kompost oder anderen organischen
 127 Rückständen, könnte der negative Einfluss der Landnutzungsänderung auf die CH₄-Senke von
 128 Ackerböden auf diese Weise ausgeglichen werden. Im Vergleich dazu beträgt die jährliche
 129 Senkenleistung von Waldböden jedoch bereits 2.8 Gg CH₄-C. Aber auch diese Senkenleistung des
 130 Waldes erscheint in Relation zu beispielsweise den aus der Tierhaltung freigesetzten 1'500 Gg CH₄-C
 131 pro Jahr (Hiller et al., 2014), das limitierte Potential, die Emissionen durch eine Förderung der CH₄-
 132 Oxidation in Böden signifikant zu mindern.

133 **Tabelle 2:** Bodenbürtige Treibhausgasemissionen aus den Sektoren «Landwirtschaft» und «LULUCF» des
 134 Schweizer Treibhausgasinventars im Jahr 2015 ohne CH₄ (BAFU, 2017).

	N₂O (in Gg CO ₂ eq)	CO₂ (Gg)
Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Böden	1452.90	-2.33
Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Moorböden	65.05	594.06
Landnutzungsänderung zu Acker- und Grasland	9.30	-69.68
Bewirtschaftung forstwirtschaftlicher Böden	0.00	62.32
Bewirtschaftung von forstwirtschaftlichen Moorböden	5.19	35.43
Landnutzungsänderung zu Wald	3.39	-365.68
Total	1535.83	254.11

135 1.4. Treibende Faktoren und Gegenmassnahmen für N₂O-Emissionen

136 Aufgrund der räumlichen und zeitlichen Diversität der Bodenstruktur sowie der allgemeinen
 137 Umweltbedingungen variieren die N₂O-Emissionen stark. Aus diesem Grund ist es schwierig, aus
 138 Feldmessungen verlässliche Zusammenhänge zwischen THG-Emissionen und den wichtigen

139 Einflussparametern abzuleiten. Trotzdem lassen sich einige grundsätzliche Mechanismen erkennen und
140 verschiedene standort- und managementabhängige Bodenparameter werden als treibende Faktoren
141 der N₂O-Emissionen diskutiert. Es besteht ein breiter Konsens, dass ein direkter Zusammenhang
142 zwischen der Intensität der N-Düngung und den daraus resultierenden N₂O-Emissionen besteht
143 (Jungkunst *et al.*, 2006; Venterea *et al.*, 2012). Eine globale Metaanalyse zeigt, dass die N₂O-Emissionen
144 oft überproportional zu der ausgebrachten Stickstoffdüngermenge ansteigen (Shcherbak *et al.*, 2014).
145 Als weitere relevante Bodenparameter wurden der Boden-pH, der Gehalt an organischem Kohlenstoff
146 und die Bodenstruktur (Lagerungsdichte und Textur) identifiziert. Die Bodenstruktur kann dabei als
147 indirekter Parameter für die O₂-Verfügbarkeit im Boden angesehen werden, da der Wassergehalt des
148 Bodens durch die Porenstruktur massgeblich bestimmt wird.

149 Bezüglich des Boden-pH konnte wiederholt gezeigt werden, dass saure Böden höhere N₂O-Emissionen
150 aufweisen (Cuhel *et al.*, 2010; Baggs *et al.*, 2010; Butterbach-Bahl *et al.*, 2013). Der zugrundeliegende
151 Mechanismus könnte in einer inhibierten Funktionalität der mikrobiellen N₂O-Reduktion liegen (Liu *et*
152 *al.*, 2014). Für den wichtigsten mikrobiellen N₂O-Quellprozess, der Denitrifikation, wird organischer
153 Kohlenstoff benötigt. Obwohl ein hoher SOC-Gehalt unter stark reduzierenden Bedingungen auch den
154 mikrobiellen Abbau von N₂O fördern kann (Tatti *et al.*, 2013), konnte im NFP68 Projekt „Lachgas“
155 gezeigt werden, dass in Böden mit hohem Kohlenstoffgehalt ein erhöhtes Potential zur N₂O-Emission
156 besteht (Krause *et al.*, 2017). Sowohl ein hoher Tongehalt als auch eine hohe Lagerungsdichte sind gute
157 Hinweise auf ein erhöhtes N₂O-Emissionspotential, da bei diesen Böden die Sauerstoffsättigung meist
158 tief ist und somit reduzierende Bedingungen vorherrschen (Lam and Kuypers, 2011). Um die N₂O-
159 Emissionen von landwirtschaftlich genutzten Böden gezielt senken zu können, braucht es ein besseres
160 Verständnis der oben genannten standorts- und managementbedingten Einflussfaktoren der N₂O-
161 Produktion.

162 Eine Schlüsselrolle spielt hierbei die Intensität der N-Düngung und die daraus resultierenden N-
163 Überschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (Shcherbak *et al.*, 2014). Durch die Verminderung
164 dieser Überschüsse, unter anderem durch die Einführung des Ökologischen Leistungsnachweises und
165 der obligatorischen betrieblichen Düngebilanz (Suisse-Bilanz) in den 1990er Jahren, konnten die N₂O-
166 Emissionen im Agrarsektor der Schweiz seit 1990 um ca. 15 % verringert werden (BAFU, 2017). Um
167 ein hohes Ertragsniveau gewährleisten zu können, lässt sich der Stickstoffdüngereinsatz allerdings nicht
168 beliebig senken. Weitere Massnahmen, wie eine bedarfsgerechte und verlustarme Düngung, eine
169 Stabilisierung des Boden-pHs oder eine Förderung der biologischen N₂O-Reduktion werden neben der
170 Verringerung des Stickstoffdüngereinsatzes daher als mögliche Massnahmen diskutiert (Skinner *et al.*,
171 2014; Thomson *et al.*, 2012; Venterea *et al.*, 2012). Weiterhin wird dem Einsatz von
172 Nitrifikationsinhibitoren, die die Verfügbarkeit von NO₃⁻ reduzieren, diskutiert (Ruser and Schulz,
173 2015). Auch der Steigerung der Stickstoffnutzungseffizienz von landwirtschaftlichen Betriebssystemen
174 wird ein grosses Potential zur Verringerung der N₂O-Emissionen eingeräumt (Venterea *et al.*, 2012).

175 Für die Entwicklung einer klimafreundlichen Landwirtschaft bleibt die Frage des Stickstoffmanagements
176 weiterhin von übergeordneter Bedeutung.

177

178 1.5. Zielsetzung

179 In den letzten Jahren wurde mehrere Feldstudien zu N₂O- und CH₄-Emissionen aus landwirtschaftlich
180 genutzten Böden in der Schweiz und im benachbarten Ausland durchgeführt. Obwohl der Einfluss von
181 einzelnen Bodenparametern auf die N₂O-Emissionen in vielen Studien erforscht wurde, existieren
182 Wissenslücken hinsichtlich der Anwendung von komplexen Managementstrategien im Feld. Auch für
183 CH₄-Emissionen ist der Einfluss von verschiedenen landwirtschaftlichen Praktiken bisher nicht
184 systematisch quantifiziert worden. Um diese Wissenslücken zu schliessen, zielt diese Fokusstudie
185 darauf ab, die Ergebnisse der Feldstudien anhand einer Literaturrecherche systematisch
186 zusammenzufassen und quantitativ mit Bezug auf die Schweizer Verhältnisse auszuwerten. Dabei sollen
187 die treibenden Faktoren für N₂O-Emissionen nach verschiedenen Landnutzungsformen (Ackerland und
188 Grasland) und Bodentypen (organische und mineralische Böden) gestaffelt aufgezeigt werden. Sowohl
189 die N₂O-Emissionen als auch die Emissionsfaktoren, die angeben, welcher prozentuale Anteil des
190 Stickstoffeintrags als N₂O emittiert wurde, wurden im Rahmen dieser Studie als Zielparameter
191 definiert. Weiterhin sollen Empfehlungen zur Verminderung von N₂O-Emissionen aus
192 landwirtschaftlich genutzten Böden erarbeitet werden. Die Quellen und Senken von Kohlenstoff (CO₂
193 und CH₄) werden an dieser Stelle nicht weiter untersucht. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie
194 wurden in kondensierter Form in die Thematische Synthese 2 „Boden und Umwelt“ des NFP68 „Boden
195 als Ressource“ integriert.

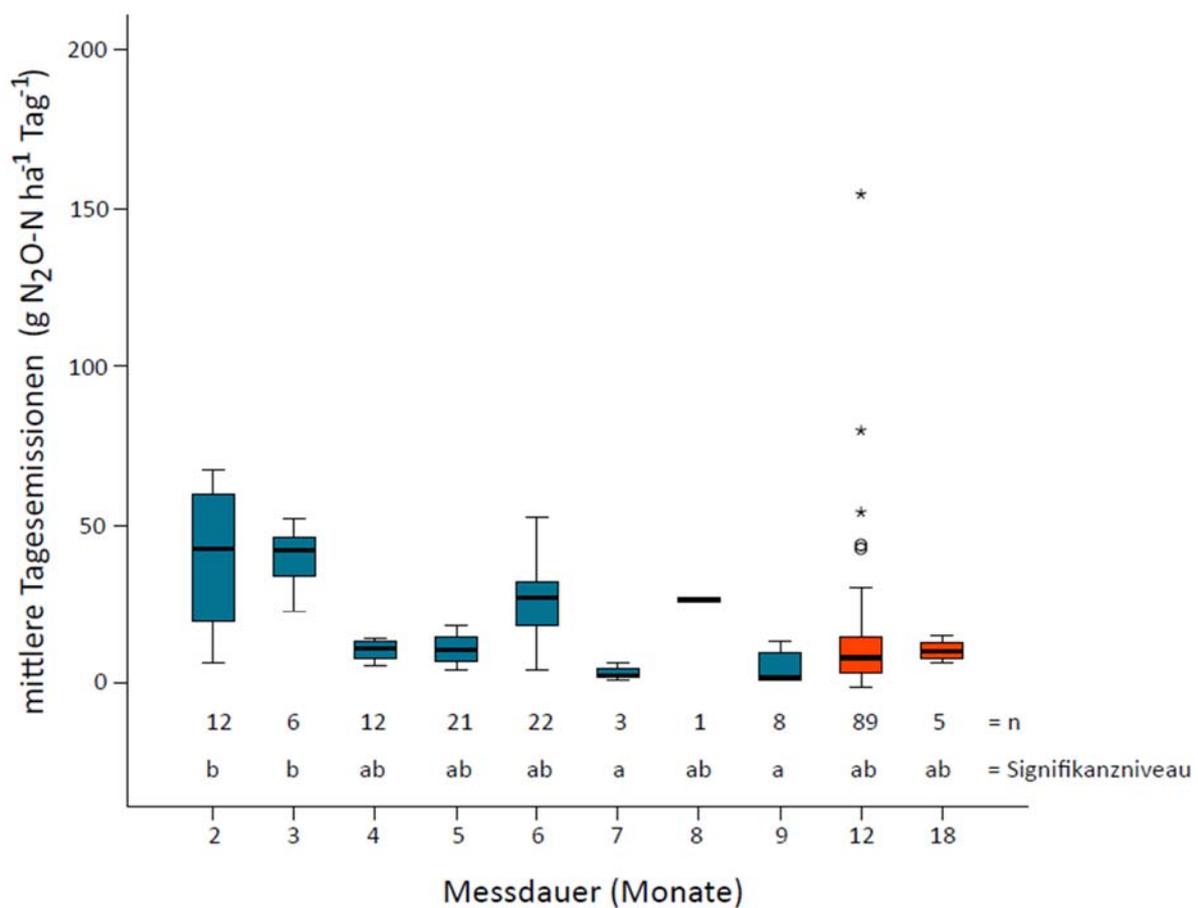
196 2. Material und Methoden

197 2.1. Literaturrecherche und Eingrenzung der validen Studien

198 Um die Datenlage hinsichtlich N₂O- und CH₄-Emissionen zu charakterisieren, wurden verschiedene
199 Kriterien für die Literaturrecherche festgelegt. Zum einen sollten die Daten in einem Journal mit peer-
200 review-System publiziert worden sein. Weiterhin wurden nur Studien berücksichtigt, in welchen N₂O-
201 und/oder CH₄-Emissionen über mindestens eine Vegetationsperiode in Feldversuchen gemessen
202 wurden. Dabei wurden sowohl zeitlich hochaufgelöste Messungen mit der „eddy covariance“ -
203 Methode als auch Messungen mit der „static chamber“ – Methode erfasst. Messungen mit der “static
204 chamber,, Methode wurden allerdings nur berücksichtigt wenn mindestens wöchentlich gemessen
205 wurde (Barton *et al.*, 2015; Parkin, 2008). Um die Anzahl der validen Studien zu erhöhen, wurden nicht
206 nur Messungen in der Schweiz zugelassen, sondern auch Messungen aus pedoklimatisch ähnlichen
207 Regionen wie Süddeutschland, Österreich und Ostfrankreich berücksichtigt. Studien aus Norditalien
208 wurden aufgrund des vorherrschenden mediterranen Klimas auf der Alpensüdseite ausser Acht
209 gelassen. Die Messdauer in den 30 identifizierten Studien schwankte zwischen 2 und 18 Monaten.
210 Mehrere Studien quantifizierten die Treibhausgasemissionen verschiedener Ackerkulturen nur
211 während der Vegetationsperiode. Emissionsmessungen einer Vegetationsperiode lassen sich jedoch in
212 der Regel nicht auf das Gesamtjahr extrapolieren, da die Messperiode meist bewusst in Zeiträume
213 hoher N₂O-Emissionen gelegt werden und somit die errechneten Jahresemissionen überschätzt würden.
214 Allerdings können je nach Intensität der Frost-Tau-Zyklen Winteremissionen bis zu 50% der
215 Gesamtemissionen ausmachen (Wagner-Riddle *et al.*, 2017). Für eine Vergleichbarkeit der Studien sind
216 unterschiedliche Messperioden und Messdauer folglich problematisch (Stehfest and Bouwman, 2006;
217 Bouwman *et al.*, 2013). In Abbildung I wurden die durchschnittlichen Tagesflüsse aller Studien in
218 Abhängigkeit von der Messdauer dargestellt. Besonders hohe Emissionen stammen aus Studien mit
219 einer Messdauer von 2 bis 3 Monaten. Um die Vergleichbarkeit gewährleisten zu können, wurden für
220 die Metaanalyse nur Studien berücksichtigt, denen Jahresdaten für N₂O- und CH₄-Emissionen
221 entnommen werden konnten. Aufgrund dieses Kriteriums mussten 10 Studien mit 85 Messpunkten
222 von der weiteren statistischen Analyse ausgeschlossen werden. Demgegenüber konnten 20 valide
223 Studien mit 89 Jahresmessungen für N₂O identifiziert werden (Tabelle 3). Auch die 5 Messpunkte mit
224 18 Monaten Messdauer konnten auf ein Jahr normalisiert werden, so dass sich 94 valide Messpunkte
225 ergaben. Da Landnutzung und pedoklimatische Bedingungen die N₂O-Emissionen stark beeinflussen,
226 wurden die publizierten N₂O-Jahresflüsse in vier Kategorien unterteilt: i) Ackerland auf mineralischen
227 Böden, ii) Grasland auf mineralischen Böden, iii) Ackerland auf organischen Böden und iv) Grasland auf
228 organischen Böden. Organische Böden wurden aufgrund der besonderen geochemischen Bedingungen
229 und der ökologischen Bedeutung als separate Kategorie mit in die Studie aufgenommen. Die
230 landwirtschaftliche Nutzung setzt eine Entwässerung der organischen Böden voraus was zu einem
231 schrittweisen Abbau der organischen Bodensubstanz führt (Leifeld *et al.* 2012). Der Entwässerungstiefe

232 kommt dabei eine entscheidende Bedeutung für die landwirtschaftliche Nutzung und die Emission von
 233 Treibhausgasen zu (Bader et al. 2017). Die meisten Studien wurden auf mineralischen Acker- und
 234 Graslandböden durchgeführt (66 bzw. 10 valide Jahresdaten). Dem stehen N₂O-Jahresdaten von 6
 235 Acker- und 12 Graslandstandorten auf organischen Böden gegenüber. Nur ein kleiner Teil der N₂O-
 236 Jahresflüsse wurde in der Schweiz gemessen (Tabelle 3). Begleitende Bodenparameter, die einen
 237 Einfluss auf N₂O-Emissionen haben können (SOC, N-Düngung, Boden-pH, Tongehalt und
 238 Lagerungsdichte), wurden den einzelnen Studien entnommen oder im Falle von Merbold et al. (2014),
 239 Krauss et al. (2017) und Ruser et al. (2001) bei den Autoren angefragt.

240 Für CH₄-Emissionen konnten nur 5 Messungen mit Jahresdaten identifiziert werden weshalb von einer
 241 weiteren statistischen Analyse abgesehen wurde. Das gesetzte Ziel, wichtige Einflussgrößen für CH₄
 242 Emissionen quantitativ zu erfassen, konnte daher nicht weiter verfolgt werden



243
 244 **Abbildung 1:** Mittlere N₂O-Tagesemissionen (g N₂O-N ha⁻¹ Tag⁻¹), Anzahl der Datenpunkte (n) und
 245 Signifikanzniveau in Abhängigkeit der Messdauer. Kategorien, die nicht mit demselben Buchstaben
 246 gekennzeichnet sind, unterschieden sich signifikant mit p<0.05. Die rot markierten Box plots wurden für die
 247 Metaanalyse verwendet.

248

249 **Tabelle 3:** Publikationen mit Jahresflüssen für N₂O aus organischen oder mineralischen Böden unter
 250 landwirtschaftlicher Nutzung, die für die Metaanalyse übernommen wurden.

Nr.	Reference	Anzahl Jahresmessungen	Boden	Nutzung	Land	Publikation
1	(Eickenscheidt <i>et al.</i> , 2014)	6	Organisch	Grasland	DE	Short-term effects of biogas digestate and cattle slurry application on greenhouse gas emissions affected by N availability from grassland drained fen peatlands and associated organic soils
2	(Eickenscheidt <i>et al.</i> , 2015)	4	Organisch	Acker	DE	The greenhouse gas balance of a drained fen peatland is mainly determined by land-use rather than soil organic carbon content
		4	Organisch	Grasland		
3	(Flechard <i>et al.</i> , 2005)	4	Mineralisch	Grasland	DE	Bi-directional soil/atmosphere N ₂ O exchange over two mowing systems with contrasting management practices
4	(Fuß <i>et al.</i> , 2011)	4	Mineralisch	Acker	DE	Pulse emissions of N ₂ O and CO ₂ from an arable field depending on fertilization and tillage practice
5	(Gattinger <i>et al.</i> , submitted)	5	Mineralisch	Acker	CH	Lower area-scaled and equal yield-scaled nitrous oxide emissions from organically than in conventionally managed soils
6	(Gauder <i>et al.</i> , 2012)	6	Mineralisch	Acker	DE	Soil-derived trace gas fluxes from different energy crops - results from a field experiment in Southwest Germany
7	(Glatzel and Stahr, 2001)	2	Mineralisch	Grasland	DE	Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grasslands in southern Germany
8	(Kamp <i>et al.</i> , 2001)	3	Mineralisch	Acker	DE	Monitoring trace gas fluxes (N ₂ O, CH ₄) from different soils under the same climatic conditions and the same agricultural management
9	(Krauss <i>et al.</i> , 2017)	8	Mineralisch	Acker	CH	Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley - winter wheat cropping system
10	(Küstermann <i>et al.</i> , 2013)	9	Mineralisch	Acker	DE	Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany
11	(Merbold <i>et al.</i> , 2014)	1	Mineralisch	Grasland	CH	Greenhouse gas budget (CO ₂ , CH ₄ and N ₂ O) of intensively managed grassland following restoration
12	(Oorts <i>et al.</i> , 2007)	2	Mineralisch	Acker	FR	Determinants of annual fluxes of CO ₂ and N ₂ O in long-term no-till and conventional tillage systems in northern France
13	(Pfab <i>et al.</i> , 2011)	4	Mineralisch	Acker	DE	N ₂ O fluxes from a Haplic Luvisol under intensive production of maize and cauliflower as affected by different N-fertilization strategies
14	(Pfab <i>et al.</i> , 2012)	8	Mineralisch	Acker	DE	Influence of a nitrification inhibitor and of placed N-fertilization on N ₂ O fluxes from a vegetable cropped loamy soil
15	(Ruser <i>et al.</i> , 2001)	2	Mineralisch	Acker	DE	Effect of crop-specific field management and N fertilization on N ₂ O emissions from a fine-loamy soil
16	(Ruser <i>et al.</i> , 1998)	7	Mineralisch	Acker	DE	Soil composition and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields
17	(Sehy <i>et al.</i> , 2003)	4	Mineralisch	Acker	DE	Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions
18	(Tilsner <i>et al.</i> , 2003)	3	Mineralisch	Grasland	DE	Emission of gaseous nitrogen oxides from an extensively managed grassland in NE Bavaria, Germany
19	(Vermue <i>et al.</i> , 2013)	4	Mineralisch	Acker	FR	Influence of integrated weed management system on N-cycling in soil communities and N ₂ O emissions
20	(Wild <i>et al.</i> , 1998)	2	Organisch	Acker	DE	Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture
		2	Organisch	Grasland		

251

252

253 2.2. Statistische Analysen

254

255 Für die statistische Analyse wurden die Jahresflüsse der N₂O-Emissionen in kg N₂O-N ha⁻¹ Jahr⁻¹ und
256 der N₂O-Emissionsfaktor als Zielgrößen definiert. Für die Berechnung des Emissionsfaktors werden
257 die N₂O-Hintergrundemissionen, Emissionen von Flächen ohne Düngergabe (0-Düngungsvariante),
258 benötigt. Die Berechnung erfolgte nach Formel *eq. 1* (IPCC, 2013).

259 *eq. 1*
$$\text{Emissionsfaktor (\%)} = \frac{(\text{Gesamtemissionen} - \text{Hintergrundemissionen})}{\text{N-Düngung}} * 100$$

260 Die durchschnittlichen N₂O-Hintergrundemissionen werden vom IPCC mit 1 kg N₂O-N ha⁻¹ Jahr⁻¹
261 angegeben (IPCC, 2013). Hierbei handelt es sich allerdings um einen globalen Mittelwert, der stark von
262 den regionalen pedoklimatischen Bedingungen und der jeweiligen Bewirtschaftungsweise abhängt.
263 Innerhalb des Datensatzes konnten 9 Studien mit einer 0-Düngungsvariante für mineralische
264 Ackerböden identifiziert werden. Diese wurden dazu genutzt, die N₂O-Hintergrundemissionen auf
265 Grundlage von regional verankerten Datensätzen, zu errechnen. Mit 0.86±1.47 kg N₂O-N ha⁻¹ Jahr⁻¹
266 erwiesen sich die durchschnittlichen Hintergrundemissionen für mineralische Ackerböden nur
267 geringfügig niedriger als der vom IPCC angegebene Richtwert. Die hohe Standardabweichung liegt
268 innerhalb der vom IPCC angegebenen Unsicherheit von 0.3-3.0 g N₂O-N ha⁻¹ Jahr⁻¹. Sowohl die
269 mittleren Jahresemissionen als auch die mittleren Emissionsfaktoren der einzelnen
270 Landnutzungskategorien auf organischen und mineralischen Böden wurden mittels einer Two-way
271 Anova (Varianzanalyse) gefolgt von einem Post Hoc-Tukey Test verglichen (IBM Corp. Released 2013.
272 IBM SPSS Statistics for Windows, Version 23.0. Armonk, NY: IBM Corp) (Tabelle 4). Die Jahresdaten
273 der 0-Düngungsvarianten und Studien ohne Information zur N-Düngung wurden bei der Analyse der
274 Emissionsfaktoren ausgeschlossen. In einem weiteren Schritt wurde die Korrelation zwischen den
275 begleitenden Bodenparameter und den N₂O-Emissionen und Emissionsfaktoren ermittelt (Tabelle 5
276 und 6). Inwieweit die einzelnen Bodenparameter zur Erklärung der N₂O Emissionen beitragen können,
277 wurde mit Hilfe eines allgemeinen linearen Modells (IBM Corp. Released 2013. IBM SPSS Statistics for
278 Windows, Version 23.0. Armonk, NY: IBM Corp) für alle vier Nutzungskategorien berechnet (Tabelle
279 7).

280 3. Ergebnisse und Diskussion

281 3.1. N₂O-Jahresemissionen und N₂O-Emissionsfaktoren

282 Die Berechnung der Mittelwerte der N₂O-Jahresemissionen in organischen und mineralischen Acker-
283 und Graslandböden zeigt die grosse Variabilität der N₂O-Emissionen auf. Auf mineralischen
284 Ackerböden wurden im Durchschnitt 3.88 kg N₂O-N ha⁻¹ Jahr⁻¹ emittiert (Tabelle 4). Mit 3.15 kg N₂O-
285 N ha⁻¹ Jahr⁻¹ war die Standardabweichung allerdings in derselben Grössenordnung. Da in dieser
286 Nutzungskategorie insgesamt 66 Jahresmessungen durchgeführt wurden, ist davon auszugehen, dass
287 die hohe Standardabweichung nicht ausschliesslich auf eine geringe Messanzahl zurückgeführt werden
288 kann. Sowohl die verschiedenen Standorte als auch Temperatur- und Niederschlagsschwankungen
289 zwischen den einzelnen Jahren sind Ursachen der hohen Standardabweichung bei den N₂O-Emissionen.
290 Die Resultate der Varianzanalyse weisen mit signifikant höhere N₂O-Emissionen aus Ackerstandorten
291 auf organischen Böden (14,92 ± 20,93 kg N₂O-N ha⁻¹ Jahr⁻¹) im Vergleich zu mineralischen Böden (3,88
292 ± 3,15 kg N₂O-N ha⁻¹ Jahr⁻¹) auf die Standortabhängigkeit hin und verdeutlichen, dass die Klimawirkung
293 von entwässerten organischen Ackerböden aufgrund der hohen Kohlenstoff- und
294 Stickstoffmineralisierung überdurchschnittlich hoch ist.

295 Die Standardabweichung der N₂O-Emissionen auf Graslandböden war sowohl auf mineralischen als
296 auch auf organischen Standorten überdurchschnittlich hoch (Tabelle 4). Im Gegensatz zu
297 Ackerstandorten konnten unter Grasland keine signifikant höheren N₂O-Emissionen aus organischen
298 Böden festgestellt werden. Neben der geringen Anzahl an Messreihen können die fehlenden
299 Unterschiede durch das generell niedrigere Stickstoffdüngungsniveau auf Graslandstandorten erklärt
300 werden. Auf mineralischen Böden beeinflusste die unterschiedliche Landnutzung die N₂O-
301 Jahresemissionen nicht signifikant.

302 Entsprechend der absoluten N₂O-Jahresemissionen sind die berechneten N₂O-Emissionsfaktoren für
303 Acker- und Graslandnutzung auf mineralischen Böden signifikant niedriger als auf organischen Böden.
304 Die N₂O Emissionsfaktoren von mineralischen Böden waren mit 2,06 ± 2,66 % für Ackerböden und
305 1,45 ± 1,07 % für Graslandböden vergleichbar mit dem vom IPCC angegebenen Emissionsfaktor (IPCC,
306 2013).

307

308 **Tabelle 4:** Durchschnittliche N₂O-Jahresemissionen (± Standardabweichung) und N₂O-Emissionsfaktoren aus
 309 organischen und mineralischen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Nutzungskategorien, die nicht durch
 310 denselben Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich signifikant mit p<0.05. Je kleiner das n desto
 311 weniger belastbar sind die Ergebnisse.

Boden Nutzung	Mineralisch				Organisch			
	Acker		Grasland		Acker		Grasland	
	n		n		n		n	
N ₂ O (kg -N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)	3,88 ±3,15	66	4,40 ±7,95	10	14,92 ±20,93	6	3,51 ±5,22	12
ANOVA Post-Hoc Tukey	b		b		a		b	
N ₂ O-Emissionsfaktor (%)	2,06 ±2,66	54	1,45 ±1,07	8	4,37 ±3,00	5	6,51 ±9,37	9
ANOVA Post-Hoc Tukey	b		b		ab		a	

312

313 3.2. Korrelationen zu Bodenparametern

314

315 Um die treibenden Faktoren der N₂O-Jahresemissionen zu identifizieren, wurde der Einfluss der
 316 einzelnen Bodenparameter mit Hilfe einer Korrelationsanalyse ermittelt. Die Ergebnisse zeigen für
 317 mineralische Ackerböden einen signifikanten Zusammenhang zwischen N₂O-Jahresemissionen und der
 318 ausgebrachten Düngemenge sowie dem Boden-pH (Tabelle 5). Dies bestätigt den engen
 319 Zusammenhang zwischen Stickstoffverfügbarkeit und N₂O-Emissionen und verdeutlicht die Bedeutung
 320 eines angepassten Düngermanagement für eine klimafreundliche Landwirtschaft. Dass ein saurer
 321 Boden-pH die N₂O-Emissionen erhöhen kann, wurde mehrfach in Inkubations- und Feldstudien gezeigt
 322 (Liu *et al.*, 2014; Baggs *et al.*, 2010; Cuhel *et al.*, 2010). Dass dieser Parameter auf regionaler Ebene über
 323 mehrere Jahre hinweg signifikant mit den N₂O-Emissionen korreliert, verdeutlicht die Klimarelevanz
 324 eines stabilen Boden-pHs. Im NFP 68 Projekt „Lachgas“ konnte gezeigt werden, dass eine
 325 bewirtschaftungsinduzierte Versauerung des Bodens zu einer Disfunktionalität der biologischen N₂O-
 326 Reduktion führen kann (Krause *et al.*, 2017). Eine Absenkung des Boden-pH unterhalb von 6 ist daher
 327 aus Klimaschutzüberlegungen möglichst zu vermeiden. Andere Korrelationen von N₂O-Emissionen mit
 328 den begleitenden Bodenparametern waren auf mineralischen Ackerböden allerdings nicht signifikant.
 329 Es können somit keine weiteren fundierten Schlüsse gezogen werden, was vor allem auf die geringe
 330 Messanzahl zurückgeführt werden kann. So wurde zum Beispiel nicht in allen Studien mit N₂O-
 331 Jahresmessungen auf mineralischen Graslandböden der SOC-Gehalt bestimmt, was die Anzahl der
 332 validen Datenpunkte für die Korrelationsanalyse einschränkt. Trotz der geringen Anzahl an
 333 Messpunkten konnte für mineralische Graslandböden und die Nutzung von organischen Böden eine
 334 signifikante Korrelation der SOC Gehalte mit den N₂O-Emissionen beobachtet werden (Tabelle 5).

335

336 **Tabelle 5:** Pearson Korrelationskoeffizienten (r), Signifikanzniveau (p-Wert) und Anzahl (n) der Messpunkte von
 337 N₂O-Jahresemissionen (in kg N₂O-N ha⁻¹ Jahr⁻¹) mit den jeweiligen begleitenden Bodenparametern in
 338 mineralischen und organischen Böden unter verschiedener landwirtschaftlicher Nutzung. Je kleiner das n desto
 339 weniger belastbar sind die Ergebnisse. Ab einem p-Wert von kleiner als 0.05 wird das Ergebnis als statistisch
 340 signifikant angesehen.

Boden Nutzung	Mineralisch						Organisch					
	Acker			Grasland			Acker			Grasland		
	r	p- Wert	n	r	p- Wert	n	r	p-Wert	n	r	p- Wert	n
Tongehalt	0.18	0.152	63	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Lagerungsdichte	0.13	0.302	59	0.45	0.369	6	0.66	0.146	6	0.63	0.026	12
SOC	0.07	0.564	66	0.83	0.018	7	0.85	0.029	6	0.66	0.019	12
Boden-pH	0.33	0.007	66	0.46	0.178	10	0.89	0.016	6	0.91	<0.001	12
N-Düngung	0.50	<0.001	63	0.21	0.556	10	0.35	0.488	6	0.42	0.164	12

341

342

343 **Tabelle 6:** Pearson Korrelationskoeffizienten (r), Signifikanzniveau (p-Wert) und Anzahl (n) der Messpunkte von
 344 N₂O-Emissionsfaktoren (%) mit begleitenden Bodenparametern in mineralischen und organischen Böden unter
 345 landwirtschaftlicher Nutzung. Je kleiner das n desto weniger belastbar sind die Ergebnisse. Ab einem p-Wert von
 346 kleiner als 0.05 wird das Ergebnis als statistisch signifikant angesehen.

Boden Nutzung	Mineralisch						Organisch					
	Acker			Grasland			Acker			Grasland		
	r	p- Wert	n	r	p- Wert	n	r	p-Wert	n	r	p- Wert	n
Tongehalt	0.21	0.122	54	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Lagerungsdichte	0.35	0.013	50	0.39	0.606	4	0.21	0.724	5	0.74	0.020	9
SOC	0.01	0.894	54	0.82	0.176	4	0.30	0.622	5	0.80	0.008	9
Boden-pH	0.04	0.749	54	0.56	0.245	6	0.42	0.433	5	0.77	0.015	9
N-Düngung	0.20	0.137	54	0.25	0.621	6	0.19	0.754	5	0.08	0.823	9

347

348

349 3.3. Multivariate Statistik

350 Die Analyse der begleitenden Bodenparameter mittels multivariater Statistik ermöglicht eine
 351 Abschätzung, wie stark einzelne Parameter die N₂O-Emissionen beeinflussen. Für Ackerflächen auf
 352 mineralischen Böden wird dabei deutlich, dass rund zwei Drittel der Varianz nicht durch einzelne

353 Bodenparameter oder deren Interaktion erklärt werden können (Tabelle 7). Für die anderen
 354 Nutzungskategorien erwies sich die multivariate Statistik aufgrund geringer Datenpunkte als nicht
 355 robust genug, um aussagekräftige Resultate zu erzielen. Die nicht erklärte Varianz lässt sich unter
 356 anderem auf die jährlichen Temperatur- und Niederschlagsschwankungen, als auch auf die
 357 standörtlichen und managementbedingten Faktoren zurückführen. Dies verdeutlicht die Bedeutung
 358 einer standortgerechten Bewirtschaftung, die sich an den kurzfristigen Temperatur- und
 359 Niederschlagsbedingungen orientiert, um eine klimaschonende, landwirtschaftliche Praxis zu
 360 gewährleisten. Dass der Boden-pH bei der multivariaten Analyse keinen signifikanten Einfluss auf die
 361 N₂O-Emissionen zu haben scheint, lässt sich dadurch erklären, dass die Varianz der N₂O-Emissionen
 362 innerhalb der recht geringen Streuung des Boden-pHs sehr hoch ist. Der Boden-pH scheint dabei ein
 363 nachrangiger Parameter zu sein, der von anderen Faktoren wie Bodenstruktur und
 364 Stickstoffverfügbarkeit überlagert werden kann. So steht zum Beispiel bei geringer N-Düngung auch
 365 auf sauren Böden wenig N für die N₂O-Bildung zur Verfügung. Andererseits kann auch auf leichten,
 366 sanddominierten Böden bei hoher N-Düngung nur wenig N₂O entstehen, da eine gute
 367 Bodendurchlüftung die N₂O-Bildung über Denitrifikation verhindert.

368

369 **Tabelle 7** Erklärte Varianz (%) der einzelnen Bodenparameter für N₂O-Emissionen in mineralischen und
 370 organischen Böden unter verschiedener landwirtschaftlicher Nutzung. Je kleiner das n desto weniger belastbar
 371 sind die Ergebnisse.

Boden Nutzung	Mineralisch		Organisch	
	Acker	Grasland	Acker	Grasland
n	66	10	6	12
Tongehalt	6.2			
Lagerungsdichte	5.5			
SOC		78.8		1.0
Boden-pH				97.2
N-Düngung	22.8		98.1	
Nicht erklärte Varianz	65.4	21.2	1.9	1.8

372

373

374 4. Resümee

375 4.1. Limitierungen

376 Die statistische Analyse des vorliegenden Datensatz zu N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich
377 genutzten Böden weist eine Reihe von Limitierungen auf, die in die Interpretation der Ergebnisse
378 einbezogen werden müssen. Obwohl in den letzten Jahren mehrere Studien zu Treibhausgasemissionen
379 in verschiedenen Feldversuchen durchgeführt wurden, war die Anzahl an vergleichbaren Messwerten
380 im untersuchten geographischen Raum zu gering, um klare Aussagen über die treibenden Faktoren
381 treffen zu können. Dies betrifft organische Böden und Graslandstandorte auf mineralischen Böden. Der
382 Umstand, dass N₂O-Messkampagnen mit unterschiedlicher Messdauer nicht systematisch miteinander
383 verglichen werden können, reduzierte die Anzahl der auswertbaren Studien um fast die Hälfte. Die
384 ausgeprägte räumliche und zeitliche Variabilität der N₂O-Emissionen, sowohl zwischen Standorten als
385 auch zwischen einzelnen Jahren, führt zu einer hohen Standardabweichung der N₂O-Emissionen. Hinzu
386 kommt, dass ein Grossteil der Emissionen aus kurzzeitigen Pulsemissionen stammt. Die treibenden
387 Faktoren dieser Emissionsspitzen können durch situationsbedingte Entscheidungen in der
388 Bodenbewirtschaftung (z.B. Dünge- und Bodenbearbeitungszeitpunkt) beeinflusst werden. Dieser
389 Managementfaktor lässt sich nur sehr ungenau anhand der Jahresemissionen abbilden. Obwohl einzelne
390 der publizierten Studien bestimmte Bodenbearbeitungsstrategien thematisieren, müssen die Ergebnisse
391 immer im Kontext des Standorts bewertet werden. Zusammenfassend bleibt festzustellen, dass der
392 vorliegende Datensatz aufgrund seiner geringen Anzahl an vergleichbaren Studien und unter
393 Anbetracht der komplexen Natur der N₂O-Emissionen nur bedingt dazu geeignet ist, belastbare
394 Aussagen über Strategien zur Minderung von N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden
395 treffen zu können.

396

397 4.2. Empfehlungen für zukünftige N₂O-Messkampagnen

398 Um zukünftige Messkampagnen von Treibhausgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen
399 vergleichbarer zu gestalten, ergeben sich aus dieser Fokusstudie eine Reihe an Empfehlungen, die als
400 Mindestkriterienkatalog dienen können (Bispo *et al.*, 2017). Zum einen sollte darauf geachtet werden,
401 dass sich die Messperiode über mindestens ein gesamtes Kalenderjahr erstreckt, also mehr als eine
402 Vegetationsperiode abbildet und alle Jahreszeiten abdeckt. Entsprechend sollten die Ergebnisse in der
403 Einheit N₂O-N ha⁻¹ Jahr⁻¹ dargestellt werden. Dabei sollte besonders nach Managementmassnahmen,
404 wie Düngung und Bodenbearbeitung, auf eine höhere Messfrequenz mit mehr als einer Probenahme
405 pro Woche geachtet werden, um N₂O-Emissionen realistisch abschätzen zu können (Barton *et al.*,
406 2015) Für die Analyse der treibenden Faktoren sollte die begleitende Quantifizierung von relevanten
407 Bodenparametern wie Textur, Lagerungsdichte, Boden-pH, Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff

408 und gegebenenfalls die N-Düngung fester Bestandteil von Treibhausgasmesskampagnen sein. Ebenso
409 sollten klimatische Einflussfaktoren wie Temperatur und Niederschlag und die damit
410 zusammenhängenden bodenphysikalischen Größen wie Wassergehalt, Wassersättigung und
411 Bodentemperatur erhoben werden. Dies würde helfen, die Vergleichbarkeit von Messkampagnen in
412 unterschiedlichen Jahren zu verbessern und den Einfluss von Niederschlagsereignissen und
413 Temperaturschwankungen auf managementbedingte N₂O-Emissionen systematisch zu erfassen und zu
414 bewerten. Wünschenswert wäre weiterhin, dass in Düngeexperimenten eine 0-Düngungsvariante,
415 einbezogen wird, damit das Niveau und der Jahresverlauf der Hintergrundemissionen solide
416 quantifiziert werden kann. Ohne Quantifizierung der Hintergrundemissionen ist die Berechnung eines
417 aussagekräftigen und vergleichbaren Emissionsfaktors in der Regel kaum möglich.

418

419 **5. Empfehlungen für eine N₂O-emissionsarme Bewirtschaftungsweise**

420 Im Zuge diese Studie konnte als Treiber für N₂O Emissionen aus mineralischen Ackerböden sowohl
421 die N-Düngung als auch der Boden-pH identifiziert werden. In organischen Böden und mineralischen
422 Graslandböden war der SOC-Gehalt ein wichtiger Treiber der N₂O Emissionen. Leider konnte
423 aufgrund der geringen Anzahl an Messreihen keine statistische Analyse der CH₄- Emissionen
424 durchgeführt werden. Es konnte aber gezeigt werden, dass unter Ackernutzung in organischen Böden
425 die N₂O-Emissionen signifikant höher sind als in mineralischen Böden. Allerdings konnte der Einfluss
426 einzelner Managementverfahren, wie No-till oder die Verwendung von Nitrifikationsinhibitoren oder
427 Pflanzenkohle, aufgrund der geringen Anzahl an vergleichbaren Studien nicht quantitativ ausgewertet
428 werden. Daher soll im Folgenden eine qualitative Bewertung einzelner Managementverfahren auf Basis
429 der gesichteten Literatur vorgenommen werden.

430 Ein standort- und kulturangepasstes Stickstoffmanagement, welches den Gehalt an verfügbarem
431 Stickstoff minimiert, spielt für die Minderung der N₂O-Emissionen die entscheidende Rolle. So führte
432 in einem Feldversuch in Scheyern, Deutschland die Steigerung der Stickstoffnutzungseffizienz um 20-
433 30% zu einem Rückgang der N₂O-Emissionen um 28-42% (Küstermann *et al.*, 2013). Die wiederholte
434 Ausbringung von kleinen, an die Bedürfnisse der Nutzpflanzen angepasste Stickstoffmengen führte im
435 Vergleich zu einer einzelnen grossen N-Düngegabe zu einer Verringerung des verfügbaren Stickstoffs
436 im Boden und resultierte in einer um 26% verringerten N₂O-Emission bei stabilem Ertragsniveau
437 (Fernandez *et al.*, 2016). Generell empfiehlt sich bei N-Düngung ein möglichst tiefer
438 Bodenwassergehalt, um N₂O-Emissionen aus der Denitrifikation zu verringern (Venterea *et al.*, 2012).
439 Darüber hinaus besitzen kohlenstoffreiche Böden ein erhöhtes N₂O-Emissionspotential, weshalb in
440 diesen Böden besonders auf ein angepasstes N Düngemanagement geachtet werden sollte (Krause *et*
441 *al.*, 2017). An diesen Standorten gilt es, das Stickstoffmanagement besonders sorgfältig und unter

442 Einbezug sämtlicher Bodenprozesse (insbesondere der C- und N-Mineralisierung) zu planen. Eine
443 globale Metaanalyse zeigte, dass durch eine vielfältige Fruchtfolge in Kombination mit organischer N-
444 Düngung – beide Faktoren sind ein Hauptmerkmal des biologischen Landbaus – die N₂O-Emissionen
445 pro Fläche um 15 Prozent verringert werden können (Skinner *et al.*, 2014). Die entscheidende Rolle
446 spielte dabei die Zwischennutzung mit einer mehrjährigen Kleegrasmischung zur natürlichen
447 Stickstofffixierung. Allgemein trägt der Anbau von Zwischenfrüchten und eine möglichst durchgehende
448 Bodenbedeckung dazu bei, Stickstoffverluste aufzufangen (Benoit *et al.*, 2014) und so insbesondere die
449 indirekten N₂O-Emissionen zu vermindern. Durch Verminderung der Stickstoffverluste kann in der
450 Regel das Düngenniveau gesenkt werden. Ein geringer Nitratgehalt wirkt sich positiv auf die mikrobielle
451 N₂O-Reduktion aus und kann so dazu beitragen, die N₂O-Emissionen zu senken (Senbayram *et al.*,
452 2012). Generell wird der Förderung der mikrobiellen N₂O-Reduktion ein grosses Potential eingeräumt,
453 N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden zu minimieren (Thomson *et al.*, 2012). Erste
454 Inkubationsversuche, bei denen Böden mit spezialisierten N₂O-Reduzierern innokuliert wurden,
455 zeigten vielversprechende Resultate (Domeignoz-Horta *et al.*, 2016). Die Stabilisierung des Boden-pHs
456 durch Kalkung stellt eine weitere Möglichkeit dar, die biologische N₂O-Reduktion zu fördern. Diese
457 Massnahme führt zudem in den meisten Fällen zu einer Zunahme des Kohlenstoffgehalts was auf eine
458 verbesserte Bodenstruktur und ein gesteigerte Pflanzenwachstum zurückzuführen ist. Die positive
459 Wirkung kompensiert dabei die anfänglich erhöhte Mineralisierung der organischen Bodensubstanz und
460 die daraus folgenden CO₂ Emissionen (Paradelo *et al.*, 2015). Die aus der Denitrifikation entstehenden
461 N₂-Emissionen stellen dabei allerdings auch einem gasförmigen Nährstoffverlust dar.

462 Eine Massnahme, die mehrere Mechanismen zur N₂O-Emissionsminderung vereint, ist die Ausbringung
463 von Pflanzenkohle. In einem Feldversuch in Zürich konnten um 52% verminderte N₂O-Emissionen nach
464 der Ausbringung von Pflanzenkohle beobachtet werden (Hüppi *et al.*, 2015). Die Minderungswirkung
465 war jedoch nicht allein auf die alkalische Wirkung der Pflanzenkohle zurückzuführen. Aus
466 Inkubationsversuchen gibt es Hinweise darauf, dass Pflanzenkohle das gasförmige N₂O zurückhält und
467 auf diese Weise zur Ausbildung einer aktiven N₂O-reduzierenden, mikrobiellen Gemeinschaft führt
468 (Harter *et al.*, 2016). Unklar bleibt allerdings, wie lange dieser Effekt anhält und wie sich verschiedene
469 Bodenbearbeitungsmassnahmen auf die N₂O-Bilanz von mit Pflanzenkohle versetzten Böden
470 auswirken. Dies ist vor allem aufgrund der hohen Persistenz der Pflanzenkohle und den noch unklaren
471 Langzeitwirkungen auf die organische Bodensubstanz von Bedeutung (Kuzyakov *et al.*, 2014). Wenig
472 erfolgsversprechend erwies sich bisher die Implementierung von No-till (pflugloser) oder reduzierter
473 Bodenbearbeitung. Sowohl ein Feldversuch in Frick/AG als auch eine globale Metaanalyse zeigten ein
474 geringes Potential, N₂O-Emissionen zu mindern (van Kessel *et al.*, 2013; Krauss *et al.*, 2017). Inwieweit
475 eine reduzierte Bodenbearbeitung dazu beitragen kann die organische Bodensubstanz zu stabilisieren
476 ist Gegenstand des BAFU finanzierten Projekts SOCORT.

477 Auch der Verwendung von synthetischen Nitrifikationsinhibitoren wird ein grosses Potential N₂O-
478 Emissionen zu minimieren zugeschrieben (Ruser and Schulz, 2015). Seit 2017 ist das Produkt Entec26,

479 das den chemischen Nitrifikationsinhibitor Dimethylpyrazolphosphat (DMPP) enthält, als
480 klimawirksames Kompensationsprodukt in der Schweiz zugelassen. Feldversuche in Deutschland
481 zeigten eine Reduktion der N₂O-Emissionen um 40-45% bei einer gleichzeitigen Verringerung der
482 mikrobiellen Aktivität (Pfab *et al.*, 2012). Eine weitere Feldstudie zeigte jedoch, dass es bei der
483 Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren und unveränderter Düngergabe zu einer Akkumulation von
484 mineralischem Stickstoff kommen kann (Scheer *et al.*, 2017). Nach dem Abbau der
485 Nitrifikationsinhibitoren wurden erhöhte N₂O-Emissionen gemessen, welche die zunächst positive
486 Klimawirksamkeit während der Vegetationsperiode egalisierten. Die Anwendung von
487 Nitrifikationsinhibitoren kann mit erhöhten NH₃-Emissionen einhergehen, da die Umwandlung von
488 Ammonium (NH₄⁺) in NO₃⁻ gehemmt wird (Lam *et al.*, 2017). Mit steigendem Tongehalt könnte
489 ausserdem die Wirksamkeit der Nitrifikationsinhibitoren durch Sorption eingeschränkt werden. Bei
490 wiederholter Anwendung der gleichen chemischen Substanz könnten Mikroorganismen schliesslich
491 Resistenzen entwickeln, infolge derer die Wirksamkeit der Nitrifikationsinhibitoren nachlässt. Noch
492 relativ wenig erforscht ist die Wirkung von biologischen Nitrifikationsinhibitoren (Coskun *et al.*, 2017).
493 Nach dem aktuellen Stand des Wissens wäre ein Bündel an Massnahmen empfehlenswert, um N₂O-
494 Emissionen aus mineralischen Ackerflächen zu verringern. Dazu zählt vor allem eine zeitlich und
495 räumlich optimierte N-Düngung, die sich am spezifischen Stickstoffbedarf der Kultur und den
496 Standortbedingungen orientiert und temporäre Stickstoffüberschüsse im Boden vermeidet.
497 Voraussetzung hierfür wäre ein regelmässiges Monitoring der Stickstoffgehalte von mineralischen
498 Ackerböden und gegebenenfalls von Hofdüngern für eine fundierte Quantifizierung der einzelnen
499 Düngegaben. Unterschiede im Bodentyp, wie zum Beispiel zwischen Mineralböden und organischen
500 Böden, sollten dabei berücksichtigt werden, da das unterschiedliche C- und N-
501 Mineralisierungspotential einen grossen Einfluss auf die Stickstoffverfügbarkeit und somit auf die N₂O-
502 Emissionen hat. Mittels einer regelmässigen Erfassung der räumlichen Heterogenität der
503 Stickstoffgehalte der Ackerstandorte mit Werkzeugen des Präzisionslandbaus könnte die
504 teilflächenspezifische Düngung weiter optimiert werden. Zusätzlich zur bedarfsgerechten Düngung
505 sollte das Ausbringen von Düngern zu Zeiten von erhöhtem Emissionsrisiko (geringe
506 Stickstoffaufnahmekapazität der Kultur, wassergesättigte Böden) vermieden werden. Weiterhin sollte
507 die Funktion des Bodens N₂O abzubauen (biologische N₂O-Reduktion) erhalten werden, wofür der
508 Boden-pH über dem kritischen Wert von 6 stabilisiert und eine bewirtschaftungsinduzierte
509 Versauerung vermieden werden sollte. Auf Ackerflächen lässt sich dies durch Kalkung oder
510 regelmässiges Ausbringen von Kompost erreichen. Für Pflanzenkohle und Nitrifikationsinhibitoren sind
511 verstärkte Forschungsanstrengungen nötig, um ihre Anwendung unter hiesigen Bedingungen
512 abschliessend beurteilen und Empfehlungen aussprechen zu können.

513 6. Referenzen

- 514 Bader, C., Müller, M., Schulin, R. & Leifeld, J. (2017). Peat decomposability in managed organic soils in
515 relation to land-use, organic matter composition and temperature. *Biogeosciences Discuss.* 1-
516 28.10.5194/bg-2017-187
- 517 BAFU 2017: Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2015: National Inventory Report, CRF-
518 tables. Submission of April 2017 under the United Nations Framework Convention on Climate
519 Change and under the Kyoto Protocol. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- 520 Baggs, E., Smales, C. & Bateman, E. (2010). Changing pH shifts the microbial sources as well as the
521 magnitude of N₂O emission from soil. *Biology and Fertility of Soils* 46(8): 793-805.
522 10.1007/s00374-010-0484-6
- 523 Barton, L., Wolf, B., Rowlings, D., Scheer, C., Kiese, R., Grace, P., Stefanova, K. & Butterbach-Bahl, K.
524 (2015). Sampling frequency affects estimates of annual nitrous oxide fluxes. *Scientific Reports*
525 5: 15912.10.1038/srep15912
- 526 Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*
527 47(2): 151-163.10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x
- 528 Bellarby, J., Foereid, B., Hastings, A. & Smith, P. (2008). Cool Farming: Climate impacts of agriculture
529 and mitigation potential. Amsterdam, Netherlands: Greenpeace International.
- 530 Benoit, M., Garnier, J., Anglade, J. & Billen, G. (2014). Nitrate leaching from organic and conventional
531 arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 100(3): 285-
532 299.10.1007/s10705-014-9650-9
- 533 Bispo, A., Andersen, L., Angers, D. A., Bernoux, M., Brossard, M., Cécillon, L., Comans, R. N. J., Harmsen,
534 J., Jonassen, K., Lamé, F., Lhuillery, C., Maly, S., Martin, E., Mcelnea, A. E., Sakai, H., Watabe, Y.
535 & Eglin, T. K. (2017). Accounting for Carbon Stocks in Soils and Measuring GHGs Emission Fluxes
536 from Soils: Do We Have the Necessary Standards? *Frontiers in Environmental Science*
537 5(41).10.3389/fenvs.2017.00041
- 538 Bouwman, A. F., Beusen, A. H. W., Griffioen, J., Van Groenigen, J. W., Hefting, M. M., Oenema, O., Van
539 Puijenbroek, P. J. T. M., Seitzinger, S., Slomp, C. P. & Stehfest, E. (2013). Global trends and
540 uncertainties in terrestrial denitrification and N₂O emissions. *Philosophical Transactions of the*
541 *Royal Society B: Biological Sciences* 368(1621).10.1098/rstb.2013.0112
- 542 Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R. & Zechmeister-Boltenstern, S. (2013).
543 Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their
544 controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society* 368: 20130122.
545 10.1098/rstb.2013.0122
- 546 Coskun, D., Britto, D. T., Shi, W. & Kronzucker, H. J. (2017). Nitrogen transformations in modern
547 agriculture and the role of biological nitrification inhibition. *Nat Plants* 3:
548 17074.10.1038/nplants.2017.74
- 549 Cuhel, J., Simek, M., Laughlin, R. J., Bru, D., Cheneby, D., Watson, C. J. & Philippot, L. (2010). Insights
550 into the Effect of Soil pH on N(2)O and N(2) Emissions and Denitrifier Community Size and
551 Activity. *Applied and Environmental Microbiology* 76(6): 1870-1878.10.1128/Aem.02484-09
- 552 Domeignoz-Horta, L. A., Putz, M., Spor, A., Bru, D., Breuil, M. C., Hallin, S. & Philippot, L. (2016). Non-
553 denitrifying nitrous oxide-reducing bacteria - An effective N₂O sink in soil. *Soil Biology and*
554 *Biochemistry* 103: 376-379.10.1016/j.soilbio.2016.09.010
- 555 Eickenscheidt, T., Freibauer, A., Heinichen, J., Augustin, J. & Drösler, M. (2014). Short-term effects of
556 biogas digestate and cattle slurry application on greenhouse gas emissions affected by N
557 availability from grasslands on drained fen peatlands and associated organic soils.
558 *Biogeosciences* 11(22): 6187-6207.10.5194/bg-11-6187-2014
- 559 Eickenscheidt, T., Heinichen, J. & Drösler, M. (2015). The greenhouse gas balance of a drained fen
560 peatland is mainly controlled by land-use rather than soil organic carbon content.
561 *Biogeosciences* 12(17): 5161-5184.10.5194/bg-12-5161-2015

562 Fernandez, F. G., Venterea, R. T. & Fabrizzi, K. P. (2016). Corn Nitrogen Management Influences Nitrous
563 Oxide Emissions in Drained and Undrained Soils. *J Environ Qual* 45(6): 1847-
564 1855.10.2134/jeq2016.06.0237

565 Flechard, C. R., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C. & Fuhrer, J. (2005). Bi-directional soil/atmosphere
566 N₂O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices.
567 *Global Change Biology* 11(12): 2114-2127

568 Fuß, R., Ruth, B., Schilling, R., Scherb, H. & Munch, J. C. (2011). Pulse emissions of N₂O and CO₂ from
569 an arable field depending on fertilization and tillage practice. *Agriculture, Ecosystems &*
570 *Environment* 144(1): 61-68. 10.1016/j.agee.2011.07.020

571 Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M.,
572 Smith, P., Scialabba, N. E.-H. & Niggli, U. (2012). Enhanced top soil carbon stocks under organic
573 farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(44): 18226-18231.
574 10.1073/pnas.1209429109

575 Gattinger, A., Skinner, C., Krauss, M., Van der Heijden, M. G., Seitz, B. & Mäder, P. (submitted). Equal
576 yield-scaled and lower area scaled nitrous oxide emissions in organically managed soil
577 *Proceedings of the National Academy of Sciences*

578 Gauder, M., Butterbach-Bahl, K., Graeff-Honninger, S., Claupein, W. & Wiegel, R. (2012). Soil-derived
579 trace gas fluxes from different energy crops - results from a field experiment in Southwest
580 Germany. *Global Change Biology Bioenergy* 4(3): 289-301.10.1111/j.1757-1707.2011.01135.x

581 Glatzel, S. & Stahr, K. (2001). Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilised grassland in
582 southern Germany. *Plant and Soil* 231(1): 21-35.10.1023/A:1010315416866

583 Graf, D. R. H., Jones, C. M. & Hallin, S. (2014). Intergenomic Comparisons Highlight Modularity of the
584 Denitrification Pathway and Underpin the Importance of Community Structure for N₂O
585 Emissions. *Plos One* 9(12): e114118. 10.1371/journal.pone.0114118

586 Harter, J., Guzman-Bustamante, I., Kuehfuss, S., Ruser, R., Well, R., Spott, O., Kappler, A. & Behrens, S.
587 (2016). Gas entrapment and microbial N₂O reduction reduce N₂O emissions from a biochar-
588 amended sandy clay loam soil. *Scientific Reports* 6: 39574. 10.1038/srep39574

589 Hiller, R. V., Bretscher, D., DelSontro, T., Diem, T., Eugster, W., Henneberger, R., Hobi, S., Hodson, E.,
590 Imer, D., Kreuzer, M., Künzle, T., Merbold, L., Niklaus, P. A., Rihm, B., Schellenberger, A.,
591 Schroth, M. H., Schubert, C. J., Siegrist, H., Stieger, J., Buchmann, N. & Brunner, D. (2014).
592 Anthropogenic and natural methane fluxes in Switzerland synthesized within a spatially explicit
593 inventory. *Biogeosciences* 11(7): 1941-1959.10.5194/bg-11-1941-2014

594 Ho, A., Reim, A., Kim, S. Y., Meima-Franke, M., Termorshuizen, A., de Boer, W., van der Putten, W. H.
595 & Bodelier, P. L. (2015). Unexpected stimulation of soil methane uptake as emergent property
596 of agricultural soils following bio-based residue application. *Glob Chang Biol* 21(10): 3864-
597 3879.10.1111/gcb.12974

598 Hüppi, R., Felber, R., Neftel, A., Six, J. & Leifeld, J. (2015). Effect of biochar and liming on soil nitrous
599 oxide emissions from a temperate maize cropping system. *SOIL* 1(2): 707-717.10.5194/soil-1-
600 707-2015

601 IPCC (2013). The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report
602 of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M.
603 Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge
604 University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.

605 Jungkunst, H. F., Freibauer, A., Neufeldt, H. & Bareth, G. (2006). Nitrous oxide emissions from
606 agricultural land use in Germany— a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant*
607 *Nutrition and Soil Science* 169(3): 341-351. 10.1002/jpln.200521954

608 Kamp, T., Steindl, H. & Munch, J. C. (2001). Monitoring trace gas fluxes (N₂O, CH₄) from different soils
609 under the same climatic conditions and the same agricultural management. *Phyton-Annales*
610 *Rei Botanicae* 41(3): 119-130

611 Krause, H.-M., Thonar, C., Eschenbach, W., Well, R., Mäder, P., Behrens, S., Kappler, A. & Gattinger, A.
612 (2017). Long term farming systems affect soils potential for N₂O production and reduction
613 processes under denitrifying conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 114: 31-
614 41.10.1016/j.soilbio.2017.06.025

615 Krauss, M., Ruser, R., Müller, T., Hansen, S., Mäder, P. & Gattinger, A. (2017). Impact of reduced tillage
616 on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley - winter
617 wheat cropping sequence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239: 324-
618 333.10.1016/j.agee.2017.01.029

619 Küstermann, B., Munch, J. C. & Hülsbergen, K.-J. (2013). Effects of soil tillage and fertilization on
620 resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern
621 Germany. *European Journal of Agronomy* 49(Supplement C): 61-73.10.1016/j.eja.2013.02.012

622 Kuzyakov, Y., Bogomolova, I. & Glaser, B. (2014). Biochar stability in soil: Decomposition during eight
623 years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology and
624 Biochemistry* 70: 229-236.10.1016/j.soilbio.2013.12.021

625 Lam, P. & Kuypers, M. M. M. (2011). Microbial Nitrogen Cycling Processes in Oxygen Minimum Zones.
626 *Annual Review of Marine Science* 3(1): 317-345. 10.1146/annurev-marine-120709-142814

627 Lam, S. K., Suter, H., Mosier, A. R. & Chen, D. (2017). Using nitrification inhibitors to mitigate
628 agricultural N₂O emission: a double-edged sword? *Glob Chang Biol* 23(2): 485-
629 489.10.1111/gcb.13338

630 Leifeld, J., Bassin, S. & Fuhrer, J. (2005). Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use,
631 soil characteristics, and altitude. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105(1): 255-
632 266.10.1016/j.agee.2004.03.006

633 Leifeld, J., Steffens, M. & Galego-Sala, A. (2012). Sensitivity of peatland carbon loss to organic matter
634 quality. *Geophysical Research Letters* 39(14): 10.1029/2012GL051856

635 Liu, B., Frostegard, A. & Bakken, L. R. (2014). Impaired reduction of N₂O to N₂ in acid soils is due to a
636 posttranscriptional interference with the expression of nosZ. *MBio* 5(3): 01383-
637 01314.10.1128/mBio.01383-14

638 Merbold, L., Eugster, W., Stieger, J., Zahniser, M., Nelson, D. & Buchmann, N. (2014). Greenhouse gas
639 budget (CO₂, CH₄ and N₂O) of intensively managed grassland following restoration. *Global
640 Change Biology* 20(6): 1913-1928.10.1111/gcb.12518

641 Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F. & Erasmi, S. (2016). Greenhouse gas emissions
642 from soils—A review. *Chemie der Erde - Geochemistry* 76(3): 327-
643 352.10.1016/j.chemer.2016.04.002

644 Oorts, K., Merckx, R., Gréhan, E., Labreuche, J. & Nicolardot, B. (2007). Determinants of annual fluxes
645 of CO₂ and N₂O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France.
646 *Soil and Tillage Research* 95(1–2): 133-148.10.1016/j.still.2006.12.002

647 Paradelo, R., Virto, I. & Chenu, C. (2015). Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review.
648 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 202. 98-107.10.1016/j.agee.2015.01.005

649 Parkin, T. B. (2008). Effect of Sampling Frequency on Estimates of Cumulative Nitrous Oxide Emissions.
650 *Journal of Environmental Quality* 37(4): 1390-1395.10.2134/jeq2007.0333

651 Pfab, H., Palmer, I., Buegger, F., Fiedler, S., Müller, T. & Ruser, R. (2011). N₂O fluxes from a Haplic
652 Luvisol under intensive production of lettuce and cauliflower as affected by different N-
653 fertilization strategies. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 174(4): 545-
654 553.10.1002/jpln.201000123

655 Pfab, H., Palmer, I., Buegger, F., Fiedler, S., Müller, T. & Ruser, R. (2012). Influence of a nitrification
656 inhibitor and of placed N-fertilization on N₂O fluxes from a vegetable cropped loamy soil.
657 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 150(Supplement C): 91-
658 101.10.1016/j.agee.2012.01.001

659 Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Beese, F. & Munch, J. C. (2001). Effect of crop-specific field
660 management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling in
661 Agroecosystems* 59(2): 177-191.10.1023/A:1017512205888

662 Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Steindl, H. & Beese, F. (1998). Soil composition and fertilization effects
663 on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Science Society of America journal*
664 1998 v.62 no.6(no. 6): pp. 1587-1595.10.2136/sssaj1998.03615995006200060016x

665 Ruser, R. & Schulz, R. (2015). The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release
666 from agricultural soils—a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178(2): 171-
667 188.10.1002/jpln.201400251

- 668 Scheer, C., Rowlings, D., Firrell, M., Deuter, P., Morris, S., Riches, D., Porter, I. & Grace, P. (2017).
669 Nitrification inhibitors can increase post-harvest nitrous oxide emissions in an intensive
670 vegetable production system. *Scientific Reports* 7: 43677.10.1038/srep43677
- 671 Sehy, U., Ruser, R. & Munch, J. C. (2003). Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield,
672 site-specific fertilization, and soil conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99(1–3):
673 97-111.10.1016/S0167-8809(03)00139-7
- 674 Senbayram, M., Chen, R., Budai, A., Bakken, L. & Dittert, K. (2012). N₂O emission and the N₂O/(N₂O;N₂)
675 product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate
676 concentrations. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 147(0): 4-
677 12.10.1016/j.agee.2011.06.022
- 678 Shcherbak, I., Millar, N. & Robertson, G. P. (2014). Global metaanalysis of the nonlinear response of
679 soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy
680 of Sciences*. 10.1073/pnas.1322434111
- 681 Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Flieβ bach, A., Stolze, M., Ruser, R. & Niggli, U. (2014).
682 Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management —
683 A global meta-analysis. *Science of the Total Environment* 468–469(0): 553-
684 563.10.1016/j.scitotenv.2013.08.098
- 685 Stehfest, E. & Bouwman, L. (2006). N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural
686 vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual
687 emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74(3): 207-228. 10.1007/s10705-006-9000-7
- 688 Tatti, E., Goyer, C., Zebarth, B. J., Burton, D. L., Giovannetti, L. & Viti, C. (2013). Short-Term Effects of
689 Mineral and Organic Fertilizer on Denitrifiers, Nitrous Oxide Emissions and Denitrification in
690 Long-Term Amended Vineyard Soils. *Soil Science Society of America Journal*
691 77(1).10.2136/sssaj2012.0096
- 692 Thomson, A. J., Giannopoulos, G., Pretty, J., Baggs, E. M. & Richardson, D. J. (2012). Biological sources
693 and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. *Philosophical Transactions of
694 the Royal Society* 367(1593): 1157-1168. 10.1098/rstb.2011.0415
- 695 Tilsner, J., Wrage, N., Lauf, J. & Gebauer, G. (2003). Emission of gaseous nitrogen oxides from an
696 extensively managed grassland in NE Bavaria, Germany. *Biogeochemistry* 63(3): 249-
697 267.10.1023/A:1023316315550
- 698 van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M. A., Linquist, B. & van Groenigen, K. J. (2013).
699 Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a
700 meta-analysis. *Global Change Biology* 19(1): 33-44. 10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x
- 701 Venterea, R. T., Halvorson, A. D., Kitchen, N., Liebig, M. A., Cavigelli, M. A., Grosso, S. J. D., Motavalli,
702 P. P., Nelson, K. A., Spokas, K. A., Singh, B. P., Stewart, C. E., Ranaivoson, A., Stroock, J. & Collins,
703 H. (2012). Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized
704 cropping systems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10(10): 562-570.10.1890/120062
- 705 Vermue, A., Philippot, L., Munier-Jolain, N., Hénault, C. & Nicolardot, B. (2013). Influence of integrated
706 weed management system on N-cycling microbial communities and N₂O emissions. *Plant and
707 Soil* 373(1): 501-514.10.1007/s11104-013-1821-y
- 708 Wagner-Riddle, C., Congreves, K. A., Abalos, D., Berg, A. A., Brown, S. E., Ambadan, J. T., Gao, X. &
709 Tenuta, M. (2017). Globally important nitrous oxide emissions from croplands induced by
710 freeze–thaw cycles. *Nature Geoscience* 10: 279.10.1038/ngeo2907
- 711 Wild, J., Klemisch, W., & Pfadenhauer, J (1998). Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils
712 under agriculture. *European Journal of Soil Science* 49(2): 327-335.10.1046/j.1365-
713 2389.1998.00156.x
- 714 WMO (2017). Greenhouse Gas Bulletin - The state of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on
715 Global Observations through 2016. No.17.
716 (library.wmo.int/opac/doc_num.php?explnum_id=4022)