

TEXTE

118/2024

Abschlussbericht

Validierung der nationalen Modellierung der Critical Loads

von:

Cornelius Oertel, Nicole Wellbrock, Bettina Bek, Jonas Sitte, Adrian Danescu, Carina Paetzel,

Nina Jungius

Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde

Juliane Höhle, Henning Andreae

Staatsbetrieb Sachsenforst

Jürgen Augustin, Mathias Hoffmann, Matthias Lück

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 118/2024

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 51 255 0

FB001147

Abschlussbericht

Validierung der nationalen Modellierung der Critical Loads

von

Cornelius Oertel, Nicole Wellbrock, Bettina Bek, Jonas
Sitte, Adrian Danescu, Carina Paetzel, Nina Jungius
Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde

Juliane Höhle, Henning Andreeae
Staatsbetrieb Sachsenforst

Jürgen Augustin, Matthias Hoffmann, Matthias Lück
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.,
Müncheberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

Thünen-Institut für Waldökosysteme
Alfred-Möller-Straße 1, Haus 41/42
16225 Eberswalde

Abschlussdatum:

Mai 2021

Redaktion:

Fachgebiet II 4.3 „Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme“
Thomas Scheuschner

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2024

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Danksagung

Wir bedanken uns bei allen Beteiligten für die kooperative Zusammenarbeit.

Ein besonderer Dank geht an das Umweltbundesamt und an Thomas Scheuschner für die Betreuung und Unterstützung zur Durchführung dieses Projekts.

Vielen Dank an Claudia Sauer für die Umsetzung der Korngrößenanalyse.

Ein herzlicher Dank gilt allen Flächenbetreuenden der Level II Standorte, die einen problemlosen Zugang zur Fläche ermöglicht haben und somit die Voraussetzung für eine reibungslose Probennahme geschaffen haben.

Besonderer Dank gilt außerdem den Landesforsten für die Bereitstellung der Daten und die langjährige erfolgreiche Zusammenarbeit:

Die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, das Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, ThüringenForst, Landesforst Mecklenburg-Vorpommern und der Landesforstanstalt Eberswalde.

Kurzbeschreibung: Validierung der nationalen Modellierung der Critical Loads

Seit Mitte des 19. Jahrhunderts sind Wälder erhöhten atmosphärischen Stickstoff- und Schwefeleinträgen ausgesetzt. Um die Auswirkung dieser Einträge zu minimieren, wurde 1988 das Critical Loads Konzept entwickelt und stetig weiterentwickelt. Im Rahmen dieser Studie werden die Berechnungsgrundsätze des Mapping Manuals zur Ermittlung der Critical Loads und die nationalen Anpassungen verglichen, um Ansätze zur Aktualisierung des Methodenhandbuchs zu entwickeln. Schwerpunkt liegt hierbei auf den Parametern Denitrifikation und Verwitterung. Zur Untersuchung der Denitrifikation wurde eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt, bei der 325 Studien zu N₂O-Emissionen und 80 Studien zu N₂-Emissionen von Waldböden ausgewertet wurden. Der Fokus lag hierbei auf den Kriterien Ökosystem, Klimazone, Waldtyp, Höhenstufe, Luft-Inkubationstemperatur, Niederschlag/Bodenfeuchte, Ton-Gehalt, pH-Wert sowie Kohlen- und Stickstoffgehalt des Bodens. Mit Bodenproben von 16 bundesweit verteilten Level-II-Standorten wurden im Labor Versuche zum Emissionspotential von CO₂, CH₄, N₂O und N₂ durchgeführt. Standorte mit hohen NO₃-Gehalten zeigten hier die höchsten N₂O-Emissionen.

Zur Verbesserung des Parameters Verwitterung wurde mit Hilfe des Modells PROFILE die Reaktion der Minerale mit Elementen der Bodenlösung berechnet. Die Verwitterungsrate stieg hierbei mit der Verwitterungsklasse an.

Abstract: Validation of the national modelling of critical loads

Since the mid-19th century, forests have been exposed to elevated atmospheric nitrogen and sulfur inputs. To minimize the impact of these inputs, the Critical Loads concept was developed in 1988 and has been continuously improved. Within this study, the calculation principles of the mapping manual for determining Critical Loads and the national adaptations were compared in order to develop approaches for updating the manual.

The focus is on the parameters denitrification and weathering. To investigate denitrification, a comprehensive literature review evaluated 325 studies on N₂O emissions and 80 studies on N₂ emission from forest soils. Criteria like ecosystem, climate zone, forest type, altitude, air/incubation temperature, precipitation/soil moisture, clay content, pH value, as well as carbon and nitrogen content of the soil were considered. Laboratory experiments were conducted using soil samples from 16 German Level-II sites, distributed across Germany. The aim was to analyse the emission potential of CO₂, CH₄, N₂O and N₂ emissions. Sites with high NO₃- concentrations showed the highest N₂O emissions.

To improve the parameter weathering, the reaction of minerals with elements of the soil solution was calculated using the model PROFILE. The weathering rate increased with the weathering class.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	9
Tabellenverzeichnis	10
Abkürzungsverzeichnis.....	10
Zusammenfassung.....	11
Summary	13
1 Einleitung.....	15
2 Auswertung der aktuellen Berechnungsmethode der Critical Loads.....	17
2.1 Eingangsdaten für die Critical Loads Berechnung.....	17
2.2 Berechnung der Eutrophierung	18
2.3 Berechnung der Versauerung	21
2.4 Verbesserungsmöglichkeiten der Berechnungsgrundlage	25
2.5 Forschungsbedarf zur Verbesserung der Berechnung.....	25
3 Material und Methoden.....	26
3.1 Denitrifikation	26
3.1.1 Literaturstudie	26
3.1.2 Probenahmestandorte.....	26
3.1.3 Laborversuche.....	31
3.2 Verwitterung	35
3.2.1 Standorte	35
3.2.2 Mineralanalysen.....	36
3.2.3 Modellierung PROFILE	37
4 Literaturstudie.....	41
4.1 Denitrifikation	41
4.1.1 Einflussgrößen auf die Denitrifikation	41
4.1.2 Messverfahren	44
4.1.3 Literaturdaten zur N ₂ O- und N ₂ -Freisetzung und Denitrifikation	45
4.1.4 Erkenntnisse der Literaturstudie	55
4.2 Verwitterung	56
5 Ergebnisse und Diskussion	62
5.1 Denitrifikation	62
5.1.1 Bodenentgasung – Umgebungsluft	62
5.1.2 Bodenentgasung – He/O ₂ -Gemisch	69
5.2 Verwitterung	71

6 Fazit und Ausblick.....	76
6.1 Denitrifikation	76
6.2 Verwitterung	76
7 Quellenverzeichnis	78
A Anhang	96
A.1 Bilder der Probenahme	96
A.2 Tabelle N ₂ O-Literaturdaten.....	103
A.3 Tabelle N ₂ -Literaturdaten	128
A.4 Verwendete Studien aus der Literatur zur Verwitterungsrate	134
A.5 Tabelle Bodenentgasungsdaten.....	144

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Workflow zur Ableitung der Verwitterungsrate für den deutschen CL-Datensatz	23
Abbildung 2: Ausgewählte Probenahmestandorte des Projekts in Deutschland	27
Abbildung 3: Level-II-Standorte im Freistaat Sachsen	30
Abbildung 4: Entfernte Vegetation und Humusauflage	32
Abbildung 5: Einschlagen der Stechzylinder mittels Schlaghaube	32
Abbildung 6: Entnahme eines Stechzylinders mittels Spachtel	32
Abbildung 7: Extrem skeletthaltiger Boden an der Level-II-Fläche Conventwald	32
Abbildung 8: Starke Durchwurzelung der Humusauflage in Altenberg	32
Abbildung 9: Entfernung des Überstands mithilfe eines Messers	32
Abbildung 10: Stechzylinder mit abgeschlossener Oberseite	33
Abbildung 11: Versuchsschema der Versuchsreihe in Umgebungsluft	34
Abbildung 12: Verteilung globaler Literaturdaten zu N ₂ O-Emissionen aus Böden	47
Abbildung 13: Verteilung globaler Literaturdaten zu N ₂ -Emissionen aus Böden	48
Abbildung 14: Anzahl und Altersverteilung der N ₂ O-Studien	49
Abbildung 15: Berechnete N ₂ O-Emissionen (Mittelwert und Standardabweichung)	51
Abbildung 16: Berechnete N ₂ -Emissionen aus den Literaturdaten	54
Abbildung 17: Verwitterungsraten aus der Literatur nach Verwitterungsklassen	58
Abbildung 18: N ₂ O-Emissionen für die verschiedenen Behandlungsmethoden	63
Abbildung 19: N ₂ O-Emissionen für die verschiedenen Standorte	64
Abbildung 20: CO ₂ -Emissionen für die verschiedenen Behandlungsmethoden	65
Abbildung 21: CO ₂ -Emissionen für die verschiedene Standorte	66
Abbildung 22: CH ₄ -Emissionen für die verschiedenen Behandlungsmethoden	67
Abbildung 23: CH ₄ -Emissionen für die verschiedene Standorte	68
Abbildung 24: Analyseergebnisse der Steuergrößen der Bodenentgasung	69
Abbildung 25: Ergebnisse der Gasflussmessungen in He/O ₂	70
Abbildung 26: Vergleich N ₂ O-Emissionen Variante Umgebungsluft und in H ₂ /O ₂ -Gemisch	71
Abbildung 27: Verwitterungsraten aus PROFILE nach Verwitterungsklassen	73
Abbildung 28: Anteil der Minerale an der Verwitterungsrate von basischen Kationen	74
Abbildung 29: Vergleich PROFILE-Modellierung nach Becker (2001) und aktueller Modellierung	75

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kombinationen der BÜK-Einheiten mit verschiedenen Parametern.....	24
Tabelle 2: Flächenanteile der Böden Deutschlands (BÜK1000N) nach Substrat- und Texturklassen....	24
Tabelle 3: Übersicht der Probenahmestandorte in Deutschland.....	28
Tabelle 4: Bodenart und Humusanteil der einzelnen Untersuchungsstandorte (eigene Analysen).....	29
Tabelle 5: Punkte des forstlichen Umweltmonitorings mit quantitativen Mineralanalysen.....	36
Tabelle 6: Eingangsparameter für die Modellierung mit PROFILE	38
Tabelle 7: Statistische Kenngrößen der Verwitterungsraten in Deutschland.	58
Tabelle 8: Freisetzung von basischen Kationen durch die Verwitterung - Literaturrecherche.....	60
Tabelle 9: Statistische Kenngrößen der Verwitterungsraten aus PROFILE.	72

Abkürzungsverzeichnis

CL	Critical Load
BC_w	Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung
BDF	Bodendauerbeobachtungsfläche
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BZE	Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald
CLRTAP	Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen
C_{org}	Organischer Kohlenstoff
DWD	Deutscher Wetterdienst
ECD	Elektroneneinfangdetektor
GC	Gaschromatograph
ICP	Induktiv gekoppeltes Plasma
Level II	Intensives forstliches Umweltmonitoring
N	Stickstoff
NDZ	Nationales Datenzentrum
N₂O	Distickstoffmonoxid (Lachgas)
NH₄⁺	Ammonium
NO₃⁻	Nitrat
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
SMB	Simple Mass Balance (Massenbilanzmethode)
UBA	Umweltbundesamt, Dessau
WFPS	Water filled pore space

Zusammenfassung

Um erhöhten Stickstoff- (N) und Schwefeleinträgen (S) und deren schädigenden Einfluss auf Waldökosysteme entgegenzuwirken, wurden Critical Loads (CL) festgelegt. Dabei werden Grenzwerte für die Deposition von Stickstoff und Schwefel festgelegt, die bei Überschreitung Emissionsminderungsmaßnahmen zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung der Wälder bedingen.

Die Berechnung der CL erfolgt durch empirische Untersuchungen, einfache Massenbilanzen nach dem Steady-State-Prinzip oder dynamischen Modellen, die im Mapping Manual UN/ECE 2017 sowie einem nationalen Bericht dargestellt sind. Die Prozesse Denitrifikation und Verwitterung sind für die Berechnung der CL von Bedeutung und wurden in diesem Projekt evaluiert. Unter der Denitrifikation versteht man die Reduktion von Nitrat (NO_3^-) und Nitrit (NO_2^-) zu Lachgas (N_2O), Stickstoffmonoxid (NO) und molekularem Stickstoff (N_2). Die Denitrifikation führt somit zu einem Stickstoffverlust im Boden sowie zur Freisetzung klimarelevanter Spurengase.

Die Verwitterung ist zusammen mit der Deposition die nachschaffende Kraft hinsichtlich Pflanzennährstoffen. Die Verwitterungsrate bedingt die Pufferkapazität sowie die Fruchtbarkeit eines Bodens und ist ein Kriterium bei der Beurteilung stofflicher Nachhaltigkeit in der Forstwirtschaft. Der Verwitterungsprozess ist dabei die größte Senke für Protonen im Boden und beeinflusst die Sensitivität eines Ökosystems gegenüber Säureeinträgen maßgeblich (Whitfield et al. 2006). Sowohl die Modellierung der Verwitterungsrate sowie die freigesetzten Stickstoffmengen durch die Denitrifikation sind mit großen Unsicherheiten verbunden. Dies wirkt sich auf die Berechnung der CL für Versauerung und Eutrophierung aus.

In diesem Projekt wurden Denitrifikation und Verwitterung im Hinblick auf die Berechnungsgrundlage der CL evaluiert. Der Bereich Denitrifikation setzt sich aus einer Literaturstudie sowie Laborversuchen zu N_2O - und N_2 -Emissionen von Waldböden zusammen.

In der Literaturstudie wurden 325 Studien von N_2O -Emissionen und 80 Studien von N_2 -Emissionen ausgewertet. Der Fokus liegt dabei auf folgenden Kriterien: Ökosystem, Klimazone, Waldtyp, Höhenstufe, Luft-/Inkubationstemperatur, Niederschlag/ Bodenfeuchte, Ton-Gehalt, pH-Wert sowie dem Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt des Bodens.

Die Bodenproben für die Laborversuche entstammen 16 bundesweit verteilten Waldmonitoringstationen. Für die Analyse der N_2O -, Methan-(CH_4) und CO_2 -Emissionen im Labor wurden 250 cm^3 -Stechzylinderproben verwendet. Die Analysen erfolgten bei unterschiedlichen Stufen der Bodenfeuchte (70 und 90% WFPS) und der Bodentemperatur (5, 15 und 20°C). Dabei wurde zwischen gestörten und ungestörten Proben unterschieden. Zusätzlich wurde der Einfluss der Größen Tongehalt und N-Deposition sowie NO_3^- und NH_4^+ -Gehalt auf die Emissionen untersucht.

Für die Ermittlung der Verwitterungsrate wurden die Ergebnisse einer Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) der Tonmineralischen Beratung aus den Jahren 1989 bis 2012 verwendet. Mit Hilfe des Modells PROFILE wird die Reaktion der Minerale mit den Elementen der Bodenlösung für jeden Horizont getrennt berechnet. Dafür werden Daten für Klima, Depositionsdaten, Streufall, die Elementaufnahme durch die Vegetation, Bodenparameter sowie die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung verwendet.

Der Vergleich der N_2O -Literaturstudien zeigt weiteren Bedarf an Denitrifikationsmessungen. Der Hauptteil der untersuchten Studien ist bereits mehr als 10 Jahre alt und bietet nicht die

geforderte Qualität der Messmethoden. Oft ist die Studiendauer zu kurz und die Messintervalle zu groß, um aussagekräftige Schlussfolgerungen und Vergleiche ziehen zu können.

Beim Vergleich der Studien nach den eingeteilten Kriterien fällt der Mangel an Studien für einzelnen Größen auf, wie z. B. dem Tongehalt von > 62,5 % (nur 2 Studien), was eine Untersuchung der Abhängigkeit der Denitrifikation von dem untersuchten Kriterium unmöglich macht. Das wird besonders dann deutlich, wenn nur die, als qualitativ gut und sehr gut bewerteten, Studien betrachtet werden.

Die Laboruntersuchungen zur Bodenentgasung führen einzig für die Behandlungsmethode 20 °C und 90 % WFPS bei gestörten Proben zu signifikanten N₂O-Emissionen. Hier zeigte der NO₃-Gehalt im Boden einen signifikant positiven Einfluss auf die N₂O-Emissionen. Das wird vor allem an den Standorten Conventwald ($32,15 \pm 29,65$ kg N ha⁻¹a⁻¹) im Schwarzwald nahe Frankreich sowie Tannenbusch ($40,32 \pm 37,09$ kg N ha⁻¹a⁻¹) und Schwaney ($77,29 \pm 24,50$ kg N ha⁻¹a⁻¹) (20-90-G) in Nordrhein-Westfalen nahe den agrarintensiven Regionen in den Niederlanden deutlich. Die Emissionen der gestörten Proben können als maximales Potential der Emissionen angesehen werden. Bei Verwendung ungestörter Proben, wie sie natürlich vorkommen, liegen die N₂O-Emissionen bei unter 1 kg N ha⁻¹a⁻¹.

Die CO₂-Emissionen zeigen keine Abhängigkeit zu den N₂O-Emissionen. Sie liegen für gestörte Proben zwischen $0,24 \pm 0,04$ µmol m⁻²s⁻¹ (Tannenbusch) und $1,35 \pm 0,65$ µmol m⁻²s⁻¹ (Colditz) sowie $0,34 \pm 0,08$ µmol m⁻²s⁻¹ (Possen) und $1,29 \pm 0,46$ µmol m⁻²s⁻¹ (Klingenthal) für ungestörte Proben. Für CO₂- und CH₄-Emissionen können keine Abhängigkeit zu den Einflussgrößen Tongehalt, N-Deposition, sowie NO₃- und NH₄-Gehalt festgestellt werden. Die CH₄-Emissionen bei gestörten Proben (20 °C, 90 % WFPS) reichen von $-0,2 \pm 0,01$ µmol m⁻²h⁻¹ in Tannenbusch bis $-11,93 \pm 1,73$ µmol m⁻²h⁻¹ in Colditz. Die ungestörten Proben liefern CH₄-Emissionen von $-0,08 \pm 0,01$ µmol m⁻²h⁻¹ in Tannenbusch bis $-19,61 \pm 1,86$ µmol m⁻²h⁻¹ in Colditz. Negative Werte stehen hierbei für eine Aufnahme von CH₄.

Die Berechnung der Verwitterungsrate zeigt, dass die Verwitterungsrate mit der Verwitterungsklasse (VW) ansteigt. Bei groben Böden mit saurem (VW 1) oder intermediärem Ausgangsgestein (AG) liegt der Median von 1,2 bzw. 2,4 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹ wesentlich unter dem, des Substrat-Textur-Ansatzes mit 2,5 und 7,5 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹. Für Böden mittlerer Texturen liegen die Mediane der Verwitterung bei 6,5 für saures AG (VW 3), 7,7 für intermediäres AG (VW 4) und 14,9 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹ für basisches AG (VW 5). Der Hauptteil der untersuchten Böden (70 %) wird den Verwitterungsklassen 4 (n=191) und 1 (n=82) zugeordnet. Die Verwitterungsrate für die Böden mit feiner und sehr feiner Textur (VW 6) ist nicht aussagekräftig, da ihr nur 5 untersuchte Waldböden zugrunde liegen.

Für die Böden der Verwitterungsklassen 1 bis 4 und 6 stellen K-Feldspat, Plagioklas und Illit den größten Teil der Minerale (67-83 %) bei der Verwitterungsrate. Dabei steigt der Anteil an Illits mit zunehmender Verwitterungsklasse an, während der Anteil des K-Feldspats abnimmt. In Böden der Verwitterungsklasse 5 machen Pyrobole und in der Verwitterungsrate 20 Calcit und Dolomit den höchsten Anteil der Minerale an der Verwitterungsrate aus.

Die Studien haben gezeigt, dass weitere Untersuchungen erforderlich sind, um aussagekräftigere Ergebnisse zu erzielen. Für die weitere Forschung leiten wir folgende Empfehlungen ab. Untersuchungen zu den N₂O- und N₂-Emissionen müssen unter einheitlichen Bedingungen und Mindestanforderungen, sowie unter Angabe der Mess- und Standortsbedingungen erfolgen. Studien zur Denitrifikation müssen auf organische Böden ausgedehnt werden, da hier im Vergleich zu mineralischen Böden besonders im degradierten Zustand hohe N-Verluste zu erwarten sind. Für die Verwitterungsrate sind weiterführende Berechnungen mit drei unabhängigen Methoden notwendig.

Summary

Critical Loads (CL) were established to counteract the increased nitrogen (N) and sulfur inputs (S) and their harmful impact on forest ecosystems. It determines limits for the deposition of nitrogen and sulfur which require measures to decrease the emissions and to protect forests against acidification and eutrophication. The calculation of CL occurs through empirical studies, simple mass balances according to the steady-state-principle or dynamic models which are shown in the Mapping Manual UN/ECE 2017 and the national report. The processes of denitrification and weathering are of high importance for the calculation of CL and were evaluated in this project. Denitrification defines the reduction of nitrate (NO_3^-) and nitrite (NO_2^-) to laughing gas (N_2O), nitrogen monoxide (NO) and molecular nitrogen (N_2). Hence, the denitrification leads to a loss of nitrogen in the soil and the release of climate-relevant trace gases.

Both the weathering and the deposition are the reproducing forces regarding nutrients. The rate of weathering requires the buffering capacity and fertility of the soil and it is a criterion to assess the material sustainability in forestry. The weathering process is the highest sink for protons in the soil and it significantly influences the sensitivity of an ecosystem to acid inputs. Both the modeling of the weathering rate and the amount of nitrogen released by denitrification are subject to large insecurities. This also effects the calculation of CL for acidification and eutrophication. In this project, denitrification and the weathering were evaluated in terms of the CL calculation basis.

The denitrification part is composed of a literature study as well as laboratory tests about N_2O and N_2 -emissions of forest soils. The literature review evaluated 325 studies of N_2O emissions and 80 studies of N_2 emissions. The focus lies on the following criteria: ecosystems, climate zones, forest types, elevations, air/incubation temperature, precipitation/soil moisture, clay content, pH-value as well as carbon and nitrogen content in the soil.

The soil samples for the laboratory tests originate from the 16 nationwide distributed forest monitoring stations. 250 cm³ soil sampling rings are used for the analysis of N_2O , methane (CH₄) and CO₂ emissions in the laboratory. The analyses were performed at different levels of soil moisture (70 and 90% WFPS) and soil temperature (5, 15, and 20°C). At the same time, it is differentiated between disturbed and undisturbed samples. Additionally, the impact of the clay content, the N-deposition as well as the NO₃ and NH₄ content on the emissions has been investigated.

For the determination of the weathering rate the results from the x-ray fluorescence analysis of the Clay Mineral Consultation from the years 1989 to 2012 was used. The reaction of the minerals with the elements of the soil solution has been calculated with the model PROFILE for every horizon separately. Climate data, deposition data, litterfall, element uptake by vegetation, soil parameters and the chemical composition of the soil solution are used for this purpose.

The comparison of the N_2O literature review shows further need of denitrification measurements. The main share of the reviewed studies was made more than 10 years ago and does not meet the required quality standards for their measurement methods. In frequent cases the duration of the studies has been too short or the measurement intervals have been too large to receive significant results and comparisons. Comparing the studies according to the classified criteria, the lack of studies for individual variables is noticeable, such as the clay content of > 62,5 % (only 2 studies), which makes an analysis of the dependence of denitrification on the investigated criterion impossible. This becomes particularly clear when only considering the studies rated as qualitatively good and very good.

The laboratory analysis about soil degassing only showed significant N₂O emission results for disturbed soil samples with the treatment of 20°C and 90 % WFPS. In this case, the NO₃ content in the soil showed a significant positive influence on N₂O emissions. This becomes especially clear at the sites Conventwald ($32,15 \pm 29,65 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) in the Black Forest near France as well as Tannenbusch ($40,32 \pm 37,09 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) and Schwaney ($77,29 \pm 24,50 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) (20-90-G) in North Rhine-Westphalia near the agriculturally intensive regions in the Netherlands. The emissions of the disturbed samples can be considered as the maximum potential of emissions. For the usage of undisturbed samples, as they appear naturally, the N₂O emissions are less than 1 kg N ha⁻¹a⁻¹.

The CO₂ emissions does not show any correlation to the N₂O emissions. They are between $0,24 \pm 0,04 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Tannenbusch) and $1,35 \pm 0,65 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Colditz) for disturbed and from $0,34 \pm 0,08 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Possen) to $1,29 \pm 0,46 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Klingenthal) for undisturbed samples. For CO₂ and CH₄ emissions, no correlation to the parameters clay content, nitrogen deposition, and NO₃ and NH₄ content can be observed. CH₄ emissions in disturbed samples (20 °C, 90 % WFPS) range from $-0,2 \pm 0,01 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in Tannenbusch to $-11,93 \pm 1,73 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in Colditz. The undisturbed samples provide CH₄ emissions ranging from $-0,08 \pm 0,01 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in Tannenbusch to $-19,61 \pm 1,86 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in Colditz. Negative values here represent an uptake of CH₄.

The calculation of the weathering rate shows that soils with a rough texture (clay < 18°mass-%) there are no significant differences for acid parent material (weathering class 1, n=59), as well as neutral and alkaline parent material (weathering class 2, n=20).

The calculation of the weathering rate shows that the rate of weathering is increasing with its class (VW). For soils with a coarse texture and acidic (VW=1) or intermediate parent rock (VW=2) the median of 1,2 resp. 2,4 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹ is way lower than the substrate-texture-approach of 2,5 and 7,5 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹. Soils with a medium texture have medians of 6,5 for acidic (VW=3), 7,7 for intermediate (VW=4) and 14,9 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹ for alkaline parent rock (VW=5). The main share of soils investigated are assigned to weathering classes 4 (n=191) and 1 (n=82) which are more than 70 %. The results for the weathering rate of fine or very fine texture are not significant as it is based on only 5 investigated forest soils.

For the soils of weathering classes 1 to 4 and 6, K-feldspar, plagioclase and illite provide the largest proportion of minerals (67-83 %) in the weathering rate. The proportion of illite increases with increasing weathering class, while the proportion of K-feldspar decreases. In soils of weathering class 5, pyrobole and in weathering rate 20 calcite and dolomite provide the highest proportion of minerals in the weathering rate.

The studies have shown, that further investigations and measurements are needed to gain more significant results. For further research we recommend. Measurements of N₂O and N₂ emissions have to be conducted under unique conditions and requirements as well as specifying the measurement and site conditions. Studies on denitrification must be extended to organic soils, as high N losses are to be expected here compared to mineral soils, especially in the degraded state. Further calculations with 3 independent methods for estimating the weathering rate are needed.

1 Einleitung

Wälder sind seit Mitte des 19. Jahrhunderts erhöhten atmosphärischen Stickstoff (N)- und Schwefel(S)-einträgen ausgesetzt (Schöpp et al. 2003; Schmitz et al. 2018). Langanhaltende erhöhte Einträge von anorganischem Stickstoff führen zu Veränderungen der Waldböden und Waldökosysteme (Gao et al. 2015). So kann sich die Bodenatmung um bis zu 50 % erhöhen (Wang et al. 2018), das Waldwachstum wird beeinflusst (Hess et al. 2018), die Biodiversität besonders des Unterwuchses verringert sich (Xiankai et al. 2010). Dies wird zum Teil auch durch einen vermehrten Aufwuchs von die Bewirtschaftung erschwerenden Brombeerdecken sichtbar (Dietrich et al. 2018). Weiterhin wird die Bodenversauerung gefördert (Oulehle et al. 2007). Die mikrobielle Biomasse kann sich ebenfalls unter erhöhten N-Einträgen verringern (Kathleen 2008). Auch Schwefeleinträge führten bis Mitte der neunziger Jahre zu akuten Versauerungsschüben, haben aufgrund der seitdem rückläufigen Deposition jedoch an Bedeutung verloren (Vuorenmaa et al. 2018). Nicht im Blick ist dabei oft die durch den ein Jahrhundert dauernden Schwefeleintrag bedingte, immer noch tiefreichende Bodenversauerung in empfindlichen Regionen Europas. Besonders in Mittel- und Zentraleuropa sind die N-Einträge seit den 80er Jahren mit 20 – 30 kg ha⁻¹ a⁻¹ unvermindert hoch (Andreae und Jacob 2016).

Um die Auswirkungen auf von N- und S-Depositionen auf Waldökosysteme zu minimieren, wurde 1988 das Critical Loads Konzept entwickelt (Nilsson und Grennfelt 1988). Es legt langfristige Grenzwerte für die Deposition fest, unterhalb derer die Ökosysteme ihre Struktur und Funktion ungestört aufrechterhalten (Resilienz). Überschreitet die Deposition die Critical Loads können negative Wirkungen auftreten und, müssen vorsorgend Emissionsminderungsmaßnahmen getroffen werden (Nagel und Gregor 1999). Unterteilt werden die Critical Loads u.a. in Werte für Versauerung und Eutrophierung (Schlutow et al. 2010).

Die Berechnung der Critical Loads (CL) basiert entweder auf einem empirischen Ansatz (Bobbink und Hettelingh 2011) oder einer einfachen Massenbilanz mit dem Steady-State-Ansatz oder dynamischen Modellen (Schlutow et al. 2010). Die letzteren Berechnungsmethoden sind im Mapping Manual, UN/ECE 2017 zusammengefasst (CLRTAP 2017) und werden auf nationaler Ebene angepasst. In Deutschland werden modellierte CL bevorzugt, welche jedoch immer wieder empirisch überprüft werden (Schlutow et al. 2018).

Ziel dieser Studie ist es, die Berechnungsansätze des Mappiung Manuals und die nationalen Anpassungen miteinander zu vergleichen, um Ansätze zur Aktualisierung des Methodenhandbuches des ICP Modelling and Mapping zu entwickeln. Der Schwerpunkt der Studie liegt auf den beiden Parametern Denitrifikation und Verwitterung. Im Rahmen des N-Kreislaufs sind die N-förmigen Gasflüsse noch am wenigsten Verstanden (Morse et al. 2015). Gründe hierfür sind die hohe Variabilität der Flüsse sowie die komplizierte Messmethodik insbesondere bei N₂-Messungen (Morse et al. 2015).

Der vorliegende Bericht ist in sechs Kapitel unterteilt. Nachdem einführend der aktuelle Stand vorgestellt wurde, folgt die Auswertung der aktuellen Berechnungsmethode der CL. Zunächst werden die Eingangsdaten mit Schwerpunkt Denitrifikation und Verwitterung betrachtet. Es folgt eine Vorstellung von Verbesserungsmöglichkeiten der Berechnungsgrundlage der CL für Denitrifikation und Verwitterung. Danach werden die Methoden der Literaturrecherche, der experimentellen Arbeiten zur Denitrifikation sowie der Modellierung der Verwitterung mit dem Model PROFILE vorgestellt. In Kapitel 4 werden die Ergebnisse der Literaturrecherche zur N₂O- und N₂-Freisetzung sowie zur Verwitterung ausgewertet. Im fünften Kapitel werden die

Ergebnisse der Laborstudie sowie die Modellierung der Verwitterungsrate mit PROFILE vorgestellt. Die Arbeit schließt mit einem Fazit und einem Ausblick auf zukünftige Arbeiten.

2 Auswertung der aktuellen Berechnungsmethode der Critical Loads

Aktuell werden die Critical Loads für den nationalen CL-Bericht mit einer einfachen Massen-Bilanz-Methode (englisch simple mass balance, SMB-Methode) berechnet, die im UBA-Text 60/2018 „Critical Load Daten für die Berichterstattung 2015 – 2017 im Rahmen der Zusammenarbeit unter der Genfer Luftreinhaltekonvention (CLRTAP)“ dargestellt ist (Schlutow et al. 2018). Im Folgenden Kapitel werden die Eingangsdaten für diese Methode beschrieben.

2.1 Eingangsdaten für die Critical Loads Berechnung

Für die Berechnung der Critical Loads für die Ökosysteme in Deutschland werden Klimadaten, Bodendaten, Landnutzungsdaten, Depositionsdaten, Sickerwasserraten, Landnutzungs- und Depositionsdaten sowie vegetationsspezifische Critical Limits benötigt (Schlutow et al. 2018).

Für die **Klimadaten** werden Werte des Deutschen Wetterdiensts (DWD) der Mittlungsperiode 1981 – 2010 verwendet. Sowohl Jahresniederschlag als auch Jahresmitteltemperatur werden hierbei in vier Klassen unterteilt. Die Niederschlagsklassen decken sich mit der Verbreitung der Hauptbaumarten Eiche, Kiefer, Buche und Fichte in Deutschland. In der für die Buche typischen Niederschlagsklasse von 632 – 864 mm Jahresniederschlag befinden sich rund 50 % der Fläche Deutschlands. Die restlichen 50 % verteilen sich auf die weiteren drei Klassen, wobei besonders trockene Gebiete mit einem Jahresniederschlag von weniger als 632 mm mit ~ 21 % deutlich häufiger vertreten sind als Flächen mit hohem Niederschlag von mehr als 1290 mm, die einen Anteil von ~ 4 % haben. Es wird angeregt zu prüfen, ob die Klasseneinteilung für die Jahresmitteltemperatur engmaschiger zu gestalten ist. Über 80 % der Flächen in Deutschland befinden sich in der Klasse 8 – 10,5°C. Somit befindet sich mit Ausnahme des Harzes, die komplette nördliche Hälfte Deutschlands in einer Temperaturklasse. Die höheren Temperaturen in Bereichen Brandenburgs und Sachsens sowie kühlere Temperaturen in den Norddeutschen Küstengebieten sind so nicht erfasst und befinden sich in einer Klasse. Die Temperatur beeinflusst auch die mikrobielle Aktivität, welche eine der Steuergrößen der Denitrifikation ist. Um den Potentialgedanken der Critical Loads zu berücksichtigen, sollte überlegt werden, Klimadaten aus extremen Jahren zu verwenden. So ist sichergestellt, dass die berechneten Critical Loads auch in extremen Jahren gültig sind. Mit Hilfe von Testrechnungen muss jedoch zuvor geklärt werden, ob eine engmaschigere Klasseneinteilung sich auf den CL-Wert auswirkt. Ergeben sich hierbei keine deutlichen Unterschiede, so kann die aktuelle Klasseneinteilung beibehalten werden.

Die benötigten **Bodendaten** werden aus der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der BGR gewonnen (Schlutow et al. 2018). Diese unterscheidet die Böden nach den Nutzungsarten Acker, Grünland und Wald (Bundesanstalt fuer Geowissenschaften und Rohstoffe 2014). Für den Bereich Wald existieren 62 Legendeneinheiten (Richter et al. 2007). Schlutow et al. (2018) geben hier 63 Legendeneinheiten an. Jeder Legendeneinheit ist ein Referenzbodenprofil zugeordnet, für welches die wichtigsten Bodeneigenschaften vorliegen (Schlutow et al. 2018) .

Benötigte **Landnutzungsdaten** werden aus dem EU-Projekt CORINE Land Cover abgeleitet (Schlutow et al. 2018). Der Bereich Wald ist hierbei in Laub-, Nadel- und Mischwälder unterteilt (Keil et al. 2011).

Sickerwasserraten wurden von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) abgeschätzt, welche diese mithilfe von Daten der Klimaperiode 1981 – 2010 berechnete und mittels CORINE Land Cover regionalisierte (Schlutow et al. 2018). Im Mapping Manual werden damit die Stoffaustragsraten mit dem Sickerwasser berechnet.

NDZ-Bericht die N-Fixierungsichten von Pflanzen nicht berücksichtigt. Dies wird mit der abnehmenden N-Fixierungsrate bei einer hohen N-Deposition begründet. Im Fall einer sinkenden N-Deposition müsste diese Vorgehensweise überarbeitet werden.

Bei der Ableitung von pflanzengeographischen Klimaregionaltypen wird eine Klassifizierung nach Klimatypen durchgeführt, welche die pflanzengeographische Zonierung mit einschließt (Schlutow et al., 2018). Hierzu werden DWD-Daten verwendet, die keine Vegetationszeitlänge und die klimatische Wasserbilanz (KWB) enthalten, weshalb im NDZ-Bericht (Schlutow et al. 2018) die Zonierung mittels Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag erfolgt. Diese lassen sich aber leicht aus Klimadaten berechnen.

2.2 Berechnung der Eutrophierung

Die hier dargestellte Berechnung bezieht sich auf den Bericht des Nationalen Datenzentrums (NDZ-Bericht, (Schlutow et al. 2018)). Die Critical Loads für Eutrophierung lassen sich mit Hilfe der in Gleichung 1 dargestellten Massenbilanz ermitteln.

$$CL_{nut}N = N_u + N_i + N_{de} + N_{le} \quad (\text{Gleichung 1})$$

$CL_{nut}N$ = Critical Load für Eutrophierung [kg ha⁻¹ a⁻¹]

N_u = Festlegung von Stickstoff in der Biomasse [kg ha⁻¹ a⁻¹]

N_i = Nettoimmobilisierung von Stickstoff im Boden [kg ha⁻¹ a⁻¹]

N_{de} = Denitrifikation [kg ha⁻¹ a⁻¹]

N_{le} = tolerierbarer bzw. unvermeidbarer Nitrataustrag mit dem Sickerwasser [kg ha⁻¹ a⁻¹]

Die N-Immobilisierung sowie die N-Verluste durch die Denitrifikation sind bei der Berechnung der Critical Loads mittels angegebener Formel nach einer Studie von Fenn et al. (2014) die unsichersten Eingangsgrößen. Das Verständnis zur N-Immobilisierung (N_i) wurde bereits in einem Vorläuferprojekt verbessert (Höhle und Wellbrock 2017). Die Eingangsgröße Denitrifikation wird in diesem Bericht ausführlich behandelt.

Die eigentliche Gleichung zur Berechnung der Critical Loads für Eutrophierung ist Gleichung 2. Wie diese ermittelt wird, ist im Bericht von Schlutow et al. (2018) unzureichend dargestellt. Zum einen ist die Größe $CL_{nut} N$ und zum anderen die Größe $CL_{nut} (N)$ angegeben. Ob zwischen beiden Größen ein Unterschied besteht oder es sich um dieselbe Größe handelt, ist nicht angegeben. Zum einen wird Gleichung 2 in Kapitel 4.1 sowie 4.2.2.1 genannt. In Kapitel 4.1 ist N_{le} durch N_{de} ersetzt. Im Mapping Manual ist die Variante mit N_{le} zu finden (CLRTAP 2017).

$$CL_{nut}N = N_u + N_i + \frac{N_{le}}{(1 - f_{de})} \quad (\text{Gleichung 2})$$

f_{de} = Denitrifikationsfaktor (Funktion der Bodentypen mit einem Wert zwischen 0 und 1)

Mit Gleichung 3 ist in Schultow et al. (2018) eine Gleichung für die Denitrifikation angegeben. Hier würde eine Erhöhung des N-Austrags mit dem Sickerwasser zu einer erhöhten Denitrifikation führen. Dies erscheint unlogisch, da sich die Ausgangsstoffe für die Denitrifikation durch die Auswaschung verringern.

$$N_{de} = \frac{f_{de}}{1 - f_{de}} N_{le} \quad (\text{Gleichung 3})$$

Ein klar dargestellter Rechenweg wäre für das Verständnis der Herleitung in Kapitel 4.2.2.1 des NDZ-Berichts wünschenswert.

Festlegung von Stickstoff in der Biomasse

Mit Hilfe des Ertrags multipliziert mit dem N-Gehalt des Pflanzenmaterials, wird der Stickstoffentzug aus dem System berechnet (Schlutow et al. 2018). Aktuelle Veränderungen sind hierbei nicht von Bedeutung, da die Critical Loads unter langfristigen und naturnahen Bedingungen berechnet werden. Zukünftig wird sich das Waldwachstum und damit auch das Ertragspotential durch veränderte Klimabedingungen ebenfalls verändern (Morin et al. 2018). Dies wird auch den Critical Loads Wert verändern. In zukünftigen Projekten sollte die neuen Ertragstafeln geprüft werden, die zurzeit in einem Projekt der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt entwickelt werden (NW-FVA 2021).

Nettoimmobilisierung von Stickstoff im Boden

Die N-Immobilisierung wurde bereits durch Höhle und Wellbrock (2017) sowie Ziche (2018) ausgiebig betrachtet. Der Bericht von Höhle und Wellbrock (2017) stellt Daten der Nettoimmobilisation zur Verfügung und berechnet zudem Immobilisationsraten anhand von N-Vorrat und Alter der Böden. Im Rahmen der Critical Loads wird unter der N-Immobilisierung der Stickstoff verstanden, welcher langfristig durch die Bildung von stabilen C-N-Verbindungen in der Wurzelzone gebunden wird (CLRTAP 2017). Von besonderer Bedeutung ist hierbei die Adsorption an Mineraloberflächen (Höhle und Wellbrock 2017). Die N-Immobilisierung wirkt sich positiv auf das Ökosystem aus, da der gebundene Stickstoff nicht mehr eutrophierend wirken und nicht zur Auswaschung basischer Kationen beitragen kann (Schlutow et al. 2018).

Denitrifikation

Für die Bestimmung der Berechnungsfaktoren für die Denitrifikation werden im aktuellen NDZ-Bericht für hydromorphe Böden der Dränagestatus und für anhydromorphe Böden der Tongehalt herangezogen. Extra Faktoren werden für Podsole, Torfböden und vergleyte Sandböden verwendet. Für Podsole wird hierbei der geringste Denitrifikationsfaktor (f_{de}) von 0,1 angesetzt. Brumme et al. (1999) führten wöchentliche N_2O -Messungen auf einem schluffigem Podsolboden mit Buchen- und Fichtenbewuchs im Solling durch. Hierbei lieferte die Buchenfläche mit $3,0 \pm 0,95 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einen sehr hohen Emissionswert und die Fichtenfläche mit $0,26 \pm 0,04 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einen sehr niedrigen Wert. Der Denitrifikationsfaktor kann bei podsoligen Böden nicht generell mit dem niedrigsten Wert angesetzt werden. Auch von Böden mit Erlenbestand Erlenböden werden hohe N_2O -Emissionen von $7,3 \pm 1,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. über 20 Kilogramm $\text{N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berichtet (Brumme et al. 1999). Allerdings wird durch Erlen auf Auenböden auch sehr viel N akkumuliert (Walker et al. 2002).

Die Spannweite des Denitrifikationsfaktors für anhydromorphe Böden reicht von 0,1 bis 0,5 und ist damit und ist damit sehr gering. Für Torfböden und Böden mit sehr schwachem Drainage-

status liegt der Faktor bei 0,8. Der Faktor von 0,5 wird ab einem Tongehalt von 62,5 % erreicht. Die meisten Waldböden erreichen solche hohen Tongehalte jedoch nicht. Dies zeigt auch die Literaturstudie in Kapitel 4.1. sowie die ausgewählten Probennahmestandorte in Kapitel 3.1.2, bei denen der Tongehalt bei den meisten Flächen unter 30 % liegt. Der Denitrifikationsfaktor schwankt hier nur noch im Bereich von 0,1 - 0,2. Für Waldböden können somit durch den Tongehalt bedingte Schwankungen der N₂O-Entgasung nur schwer dargestellt werden. Mehr Zwischenstufen sind hier ratsam. Weiterhin fällt auf, dass der Denitrifikationsfaktor 0,4 gänzlich fehlt. Dieser wäre als Zwischenstufe zwischen 0,3 und 0,5 ebenfalls sinnvoll.

Die Ermittlung des Tongehaltes erfolgt aus der Bodenarte der KA5, da in der Datenbank der BÜK1000N keine Tongehalte hinterlegt sind (Schlutow et al. 2018; AG Boden 2005). Für einen mittelsandigen Lehm (Ls3) liegt der Tongehalt beispielsweise bei 17 – 25 %. Im NDZ-Bericht entspricht dies entweder einem Denitrifikationsfaktor von 0,1 oder von 0,2. Ein weiteres Beispiel ist sandig-toniger Lehm (Lts) mit einer sehr großen Spannweite des Tongehalts von 25 – 45 %. Dies entspricht in der Unterteilung von Schultow et al. (2018) drei Klassen des Denitrifikationsfaktors. Ein Abgleich mit Datenpunkten der BZE wäre hier sinnvoll, um die genauen Tongehalte der Flächen zu bekommen und den Faktor für die Denitrifikation genauer zu bestimmen.

Im NDZ-Bericht schreiben Schultow et al. (2018), dass die Denitrifikation unabhängig von der Vegetation stattfindet. Die Denitrifikation findet zwar auch ohne Vegetation statt, wird jedoch von ihr beeinflusst (Oertel et al. 2016) und emittiert selber N₂O (Lenhart et al. 2019).

Um die Denitrifikation insgesamt zu betrachten, müssen neben den N₂O-Emissionen auch die N₂-Emissionen betrachtet werden. In der Literatur finden sich jedoch wenig Studien über N₂-Emissionen von Forstböden, die meist als Laborstudien durchgeführt wurden z.B. (Tang et al. 2018). Gründe hierfür sind, dass N₂ kein klimarelevantes Gas ist und zum anderen deutlich schwieriger zu messen ist als N₂O. Dies unterstreicht die Bedeutung der Versuche zur N₂-Freisetzung im Rahmen dieser Arbeit. Weiterhin merkt der NDZ-Bericht an, dass für Mitteleuropa Messwerte zu Denitrifikationsraten von unbelasteten Referenzstandorten kaum vorliegen (Schlutow et al. 2018). Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurden mit der Messstation Forellenbach im Bayerischen Wald ein Reinluftstandort für die Analyse der N₂O- und N₂-Freisetzung ausgewählt (Beudert et al. 2018).

Im Mapping Manual (CLRTAP 2017) wird die Denitrifikation mit Hilfe des Drainagestatus kategorisiert. Hierzu wird die Arbeit von Reinds et al. (2001) herangezogen, welche Stufen von „excessive“ bis „very poor“ angibt. Wie genau die Ermittlung der Klassenzugehörigkeit erfolgt, ist nicht angegeben. Es wird lediglich darauf hingewiesen, dass die Daten hierfür in der Datenbank einer Bodenkarte hinterlegt sind.

Tolerierbare N-Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser

Die tolerierbare N-Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser hängt zunächst von der Sickerwasserrate ab. Diese wiederum wird hauptsächlich von Niederschlag, Nutzungsart und den Bodeneigenschaften bestimmt. Im NDZ-Bericht wird die Sickerwasserrate aus der Modellierung BGR übernommen (Schlutow et al. 2018).

Besonders Fichtenbestände unterliegen einem hohen Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (Mellert et al. 2005a). Die Stickstoffsättigung sowie erhöhte Nitratausträge mit dem Sickerwasser können durch einen höheren Anteil an Laubgehölzen vermindert werden

(Mellert et al. 2005a). Bei Ton-, Sand- und Skelettböden ist die Nitratkonzentration im Boden generell niedrig (Mellert et al. 2005b).

Der NDZ-Bericht geht davon aus, dass ein erhöhter N-Austrag mit dem Sickerwasser auch eine Erhöhung der Denitrifikation anzeigen. Hierbei wird davon ausgegangen, dass der N-Austrag durch einen erhöhten N-Vorrat im Boden zustande kommt (persönl. Kommunikation mit Angela Schlutow). Gegebenenfalls sollte dies experimentell überprüft werden. Der N-Austrag vom Boden hängt auch von Bodenart und Vegetation ab. So kann beispielsweise bei gleichem N-Austrag eines Sand- und Tonbodens nicht auf einen gleichen N-Vorrat im Boden geschlossen werden. Weiterhin hängt der N-Austrag auch von der Niederschlagsmenge ab, die hier nicht berücksichtigt wird.

Die verschiedenen Waldtypen weisen unterschiedliche N-Depositionsmengen auf, welche sich aber oft nicht mit den Vegetationseigenschaften, sondern durch die regional unterschiedlichen Niederschlagsmengen erklären lassen (Borken und Matzner 2004). Auf den deutschen Level-II-Flächen betrugen die jährlichen N-Einträge zwischen 1996 und 2001 durch Kronendurchlass 6,5 – 35,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Borken und Matzner 2004). Die N-Auswaschung mit dem Sickerwasser betrug 0 – 26,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹, wobei bei einem Großteil der Flächen der Austrag bei weniger als 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ lag (Borken und Matzner 2004). Mit Ausnahme von Kiefernflächen werden rund 24 – 31% der N-Einträge ins Grundwasser ausgetragen (Borken und Matzner, 2004). Die Nitratauswaschung wird auch vom C/N-Verhältnis gesteuert. Engere C/N-Verhältnisse von < 25 führen zu einer höheren Nitratauswaschung als bei C/N-Verhältnissen von > 25 (Borken und Matzner 2004).

Auf S. 56 des NDZ-Berichts wird die Annahme getroffen, dass die Denitrifikation 0 ist, falls die Summe aus N-Aufnahme durch die Vegetation sowie die Netto-Stickstoff-Immobilisierung kleiner als die Deposition ist. Sollte diese Bedingung eintreten, so ist davon auszugehen, dass dennoch Denitrifikation stattfindet, da der N-Pool auch unter diesen Bedingungen nicht bei 0 liegen wird. Hier sollte eine Anpassung geprüft werden.

2.3 Berechnung der Versauerung

d Die Annahmen zur Festlegung der Critical Loads für ein spezifisches Element müssen immer mit dem aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand abgeglichen werden (van der Salm und Vries 2001). Bei alten Berechnungsgrundlagen der Critical Loads für die Versauerung wurden zum Beispiel Böden mit einer hohen Basensättigung nicht vor Versauerung geschützt (van der Salm und Vries 2001).

Aktuell werden die Critical Loads für die Versauerung durch N und S mittels Gleichung 4 aus Schultow et al. (2018) berechnet.

$$CL_{AC} = BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le(crit)} \quad (\text{Gleichung 4})$$

$CL(S+N)$	= Critical Load für Schwefel- und Stickstoffverbindungen [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
BC^*_{dep}	= seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
Cl^*_{dep}	= seesalzkorrigierte Rate der Deposition von Chloridionen [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
BC_w	= Freisetzungsr率e basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]

Bc_u	= Nettoaufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_i	= Stickstoff-Immobilisierungsrate [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_u	= Nettoaufnahmerate von Stickstoff durch die Vegetation [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_{de}	= Denitrifikationsrate von Stickstoff [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
$ANC_{le(crit)}$	= Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]

Mithilfe des Datensatzes der BZE können Auswirkungen der unterschiedlichen Ansätze auf den CL-Wert quantifiziert werden. In Teilen ist dies bereits im BZE-Bericht erfolgt (S. I-165 ff).

Tabelle 36 des NDZ-Berichts enthält eine Zuordnungs-Matrix von Basensättigung und pH-Stufe aus der BÜK1000N zu einem mittleren pH-Wert. Für den mittleren pH-Wert wurden jedoch die einzelnen pH-Werte gemittelt, ohne diese vorher die ursprüngliche Wasserstoffionenkonzentration umzurechnen, dann den Mittelwert der Wasserstoffionenkonzentration zu bilden und diesen Wert abschließend in den mittleren pH-Wert mit Hilfe des negativen dekadischen Logarithmus umzurechnen. Bei der Mittelung der pH-Wert entstehen jedoch fehlerhafte Werte.

Verwitterungsrate

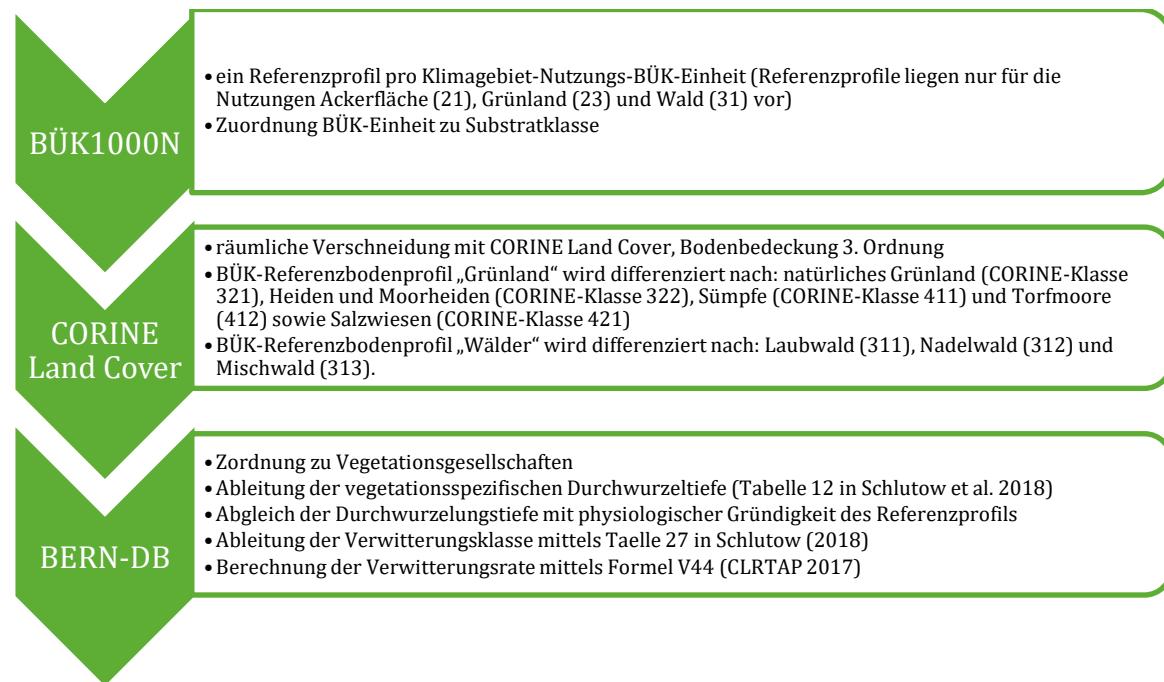
Die Berechnung der Verwitterungsrate im Rahmen der Critical Loads erfolgt in Deutschland derzeit über den Substrat-Textur-Ansatz entsprechend Mapping Manual (CLRTAP 2017). Hierfür wird die nutzungsspezifische Bodenübersichtskarte 1:1000000 (BÜK1000N) als Flächeninformation verwendet. Die 72 Bodeneinheiten aus der BÜK1000N werden den vier Substratklassen (Tabelle 2) zugeordnet. Die Bodenarten aus den Referenzprofilen der BÜK1000N werden genutzt um diese mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 auf S. 142 (AG Boden 2005) in Ton- und Sandgehalt zu übersetzen und einer Texturklasse zuzuweisen. Substrat- und Texturklasse werden entsprechend Tabelle 27 (Schlutow et al. 2018) zur Verwitterungsklasse zusammengefasst. Die Verwitterungsrate wird entsprechend der Durchwurzelungstiefe mit Hilfe der Formel V44 (CLRTAP 2017) temperaturkorrigiert berechnet. Die Berechnung der Verwitterungsrate für den Call of Data 2015-2017 erfolgte in drei Arbeitsschritten (Abbildung 1).

1. Die Zuweisung der BÜK-Einheit zur Substratklaasse ist dabei immer eindeutig, d.h. jede BÜK-Einheit ist unabhängig von dessen Nutzung und dem Klimagebiet einer Substratklaasse zuzuordnen. Die Referenzprofile sind nutzungsspezifisch und/oder nach Verbreitungsgebiet (Klimagebiet) verschieden, demnach kann die Texturklasse innerhalb einer BÜK-Einheit unterschiedlich sein, sofern unterschiedliche Referenzprofile mit verschiedenen Bodenarten zugrunde liegen. Für jede Kombination aus Klimagebiet, Nutzung (Wald, Acker, Grünland) und BÜK-Einheit (KG_BOD_NUTZ_ID) ist ein Referenzprofil in der BÜK-Profil-Datenbank hinterlegt.
2. Über die nutzungsspezifische Bodenübersichtskarte ist die Differenzierung der Landnutzung nur nach groben Kategorien (CORINE Land Cover 2. Ordnung) wie z.B. Wald, Ackerfläche und Grünland möglich. Die Verschneidung mit CORINE Land Cover ermöglicht in Wäldern eine Ausweisung von Laub-, Nadel- und Mischwäldern. Die Zuweisung verschiedener Texturklassen innerhalb einer Klimagebiet-Nutzungs-BÜK-Einheit ergibt sich durch die mächtigkeitsgewichtete Mittelung der Texturklassen bei unterschiedlichen vegetationsspezifischen Durchwurzelungstiefen der dominanten und charakteristischen Art (Tabelle 1). Für 13 Klimagebiet-Nutzungs-BÜK-Einheiten ergibt sich dementsprechend keine

eindeutige Zuordnung zur Verwitterungsklasse. Zudem werden Misch- und Nadelwald dieselben Verwitterungsklassen zugeordnet. Hier ist zu prüfen, ob hier unterschiedliche Klassen zugeordnet werden müssen.

3. Durch die Kombination von pflanzengeographischem Klimabereich (Temperatur- und Niederschlag), CORINE-Landnutzungstyp (3. Ordnung) und Referenz-Bodenprofilen (Basensättigung und C/N) werden Vegetationsgesellschaften mit Hilfe der BERN-Datenbank zugeordnet (Schlutow et al. 2018)(Kapitel 2.3.4). Anhand der dominanten und charakteristischen Arten der zugeordneten Pflanzengesellschaften erfolgte die Abschätzung der vegetationsspezifischen Durchwurzeltiefe (Schlutow et al. 2018)(Tabelle 12) welche limitiert ist durch die Durchwurzelbarkeit des Bodens (nicht gleich „durchwurzelbare Horizonte“ nach KA5, S. 83).

Abbildung 1: Workflow zur Ableitung der Verwitterungsrate für den deutschen CL-Datensatz



Für den CL-Datensatz 2015-2017

Eigene Abbildung, Quelle: Schlutow et al. (2018)

Tabelle 1: Kombinationen der BÜK-Einheiten mit verschiedenen Parametern

BUEK	KG	SK	Laubwald	Nadelwald	Mischwald	Landwirt. Grünland	Natürl. Grünland	Heiden	Sümpfe
14	38	3	5	6	6				
16	33	3	5	2	5				
16	34	3	2	5	5				
17	34	1	1	3	3				
18	34	2	2	4	4				
19	35	3				6	5		
22	33	2	4	6	6				
26	33	2	4	6	6				
28	33	2				4	4	2	4
28	35	2				4	4	2	
42	33	2	4	6	6	6	6	4	
59	34	2				6	6	4	
63	34	1				1	1	3	

Kombinationen von BÜK-Einheiten und Klimagebiet (KG) und Nutzung mit unterschiedlicher Zuordnung von Verwitterungsklassen. Je BÜK-KG-Kombination ist ein Referenzprofil für Wald (keine Differenzierung nach Laub- Nadel- und Mischwald) und ein Referenzprofil für Grünland (keine Differenzierung nach landwirtschaftlichem oder natürlichem Grünland bzw. Heide und Sümpfe) zugeordnet.

Einen Überblick über die Flächenanteile der Böden Deutschlands, unterteilt nach Substratkasse und Texturkasse, gibt Tabelle 2. Böden aus saurem Ausgangsgesteinen nehmen 24 %, Böden aus intermediärem Substrat ca. 30 %, Böden aus basischem Substrat 13 % und Böden aus karbonatischen Gesteinen 14 % der Fläche Deutschlands ein. Auf organische Böden entfallen etwa 4 % und etwa 15 % der Böden werden nicht land- oder forstwirtschaftlich genutzt bzw. sind versiegelte Böden im Siedlungsbereich. Entsprechend der Korngrößenverteilung weisen ca. 10 % der Böden unter Acker, Wald und Grünland im Hauptwurzelraum grobe Texturen mit Tonanteilen bis 18 Masse-%, 67 % der Böden mittlere Texturen mit Tonanteil zwischen 18 und 35 Masse-% (Texturkasse 2 und 3) und ca. 8 % der Böden feine Texturen ab einem Tonanteil von 35 Masse-% (Texturkasse 4 und 5) auf.

Tabelle 2: Flächenanteile der Böden Deutschlands (BÜK1000N) nach Substrat- und Texturklassen

Substratkasse	Texturkasse						Summe
	1	2	3	4	5		
0 - organisch	4,2	0,1	0,0	0,0	0,0		4,3
1 - sauer	4,8	17,9	1,3	0,0	0,0		24,0
2 - intermediär	0,4	19,1	5,4	4,9	0,0		29,8
3 - basisch	0,3	9,8	1,9	0,5	0,0		12,5
4 - karbonatisch	0,0	2,2	9,6	1,1	1,4		14,3
Summe (Nutzung Acker, Wald, Grünland)	9,7	49,1	18,1	6,5	1,4		84,8
Sonstige Böden (Nutzung nicht Acker, Wald, Grünland)							15,2

Flächenanteile (%) der Böden Deutschlands (BÜK1000N) nach Substrat- und Texturklassen entsprechend der Zuordnung nach Schlutow (Schlutow et al. 2018) unter der Nutzung Wald-, Grünland- und Ackeranteile

Texturkasse 1: Ton < 18% und Sand >=65 %. Texturkasse 2: Ton <35% und Sand>15%, wenn Sand>=65% dann Ton >=18%.

Texturkasse 3: Ton <35% und Sand <15%. Texturkasse 4: Ton >=35% und Ton<60% Texturkasse 5: Ton >=60%.

2.4 Verbesserungsmöglichkeiten der Berechnungsgrundlage

N-Immobilisation

Für die von der Eiszeit geprägten Gebiete beträgt die N-Immobilisationsrate in Deutschland 0,2 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Höhle und Wellbrock 2017). Der NDZ-Bericht gibt in Abhängigkeit von der Jahresdurchschnittstemperatur mittlere N-Immobilisierungsraten von 0,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für Temperaturen von > 8°C sowie 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für Temperaturen von < 5°C an (Schlutow et al. 2018). Diese Werte liegen deutlich über den von Höhle und Wellbrock (2017) angegebenen Werten. Auch N-Immobilisierungsraten von bis zu 82 kg N ha⁻¹ a⁻¹ unter Fichtenbeständen sind im Bericht von Schlutow et al. (2018) enthalten. Diese können jedoch auch durch erhöhte N-Deposition bedingt sein und entsprechen nicht einem langfristigen Gleichgewichtszustand und können nicht für die CL-Berechnung berücksichtigt werden. In der Ermittlung von N-Immobilisierungsdaten eines unbelasteten Zustands, sehen die Autoren des NDZ-Berichts weiteren Forschungsbedarf (Schlutow et al. 2018).

Verwitterungsrate

Bei der Berechnung der Verwitterungsrate über den Substrat-Textur-Ansatz entsprechend Mapping Manual (CLRTAP 2017) wird der Grobbodenanteil nicht berücksichtigt. Ein entsprechender Absatz fehlt im Manual. Bei alternativ im Manual aufgeführten Methoden zur Berechnung der Verwitterungsrate anhand der mineralogischen Zusammensetzung der Böden (CLRTAP 2017, V.3.2.3.3.3.1) oder mittels der Gesamtgehalte an basischen Kationen (CLRTAP 2017, V.3.2.3.3.3.3) sowie bei der PROFILE-Modellierung werden die Verwitterungsraten jedoch um den Grobbodenanteil korrigiert. Spranger et al. (Spranger et al. 2004; Spranger et al. 2004) schlagen zur Berücksichtigung des Grobbodenanteils die Berechnung des effektiven Tongehaltes (Teff) aus Tongehalt (T) und Grobbodenanteil (GBA, Vol-%) vor:

$$T_{eff} = T \cdot (1 - GBA / 100)$$

Da in der neuesten Version des Mapping Manuals auch der Sandgehalt bei der Zuordnung der Texturklasse berücksichtigt wird, ist die Grobboden-Korrektur im Anschluss an die Berechnung der Verwitterungsrate nach Formel V44 (CLRTAP 2017) durchzuführen (Ahrends):

$$BCw_{corr} = BCw \cdot (1 - GBA / 100).$$

2.5 Forschungsbedarf zur Verbesserung der Berechnung

Für die Berechnung der N-Immobilisation für die CL-Ermittlung wird im NDZ-Bericht auf eine Funktion der Temperatur zurückgegriffen. Die N-Immobilisierung hängt auch von der Vegetation oder dem Phosphorgehalt ab (Davidson 2008). Bei der Berechnung der N-Immobilisierungsraten muss ebenfalls berücksichtigt werden, dass aktuell bewaldete Flächen nicht im gesamten Berechnungszeitraum bewaldet waren. Somit kann die Annahme eines kontinuierlichen N-Anstiegs nicht getroffen werden (Schlutow et al. 2018). Schlutow et al. (2018) sehen deshalb auf diesem Gebiet noch Forschungsbedarf.

Für die Autoren des NDZ-Berichts ist die Validierung modellierter Denitrifikationsraten schwierig, da in Mitteleuropa kaum Messwerte von unbelasteten Referenzstandorten vorliegen (Schlutow et al. 2018). Im Rahmen der Experimente in diesem Projekt werden deshalb neben Standorten mit hoher atmogener Stickstoffbelastung wie Kleve (Nordrhein-Westfalen) auch Reinluftstandorte wie Forellenbach (Bayern) in das Messprogramm integriert.

3 Material und Methoden

3.1 Denitrifikation

3.1.1 Literaturstudie

Für die Literaturstudie wurden Literaturbestände des Thünen-Instituts verwendet. Peer-reviewed Artikel aus Wissenschaftsjournalen wurden mithilfe von Scopus recherchiert.

Besonderer Wert wurde auf Literatur der letzten zehn Jahre gelegt. Es wurde auf Review-Artikel und Forschungsbeiträge zurückgegriffen. Neben Journalartikeln wurde ebenfalls auf Projektberichte renommierter Institute zurückgegriffen. Die gesuchte Literatur wurde in einer Citavi-Datenbank zusammengefasst, welche als digitaler Anhang im Bericht zu finden ist. Für jeden Literatureintrag wurde das dazugehörige pdf hinterlegt.

3.1.2 Probenahmestandorte

Im Projekt wurden insgesamt 16 Probestandorte in sieben Bundesländern der Bundesrepublik Deutschland ausgewählt (Abbildung 2). Die wichtigsten Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche werden hiermit abgedeckt. Für die einzelnen Baumarten können Nord-Süd bzw. Ost-West-Gradienten ermittelt werden. Die Tongehalte der Böden variieren zwischen 4 und 35 %. Im Mapping Manual ist der Tongehalt die wichtigste Größe für die Beurteilung der Denitrifikation (CLRTAP 2017). Weiterhin treten an den Standorten verschiedene klimatische Bedingungen von kontinental geprägt im Osten und maritim geprägt im Westen auf. Variierende Höhenlagen können mit Mittelgebirgsstandorten von bis zu 840 m ü. NN und Flachlandstandorten von 30 m ü. NN abgedeckt werden. Ein Überblick über die wichtigsten Kenngrößen der Standorte geben Tabelle 3 und Tabelle 4.

Abbildung 2: Ausgewählte Probenahmestandorte des Projekts in Deutschland

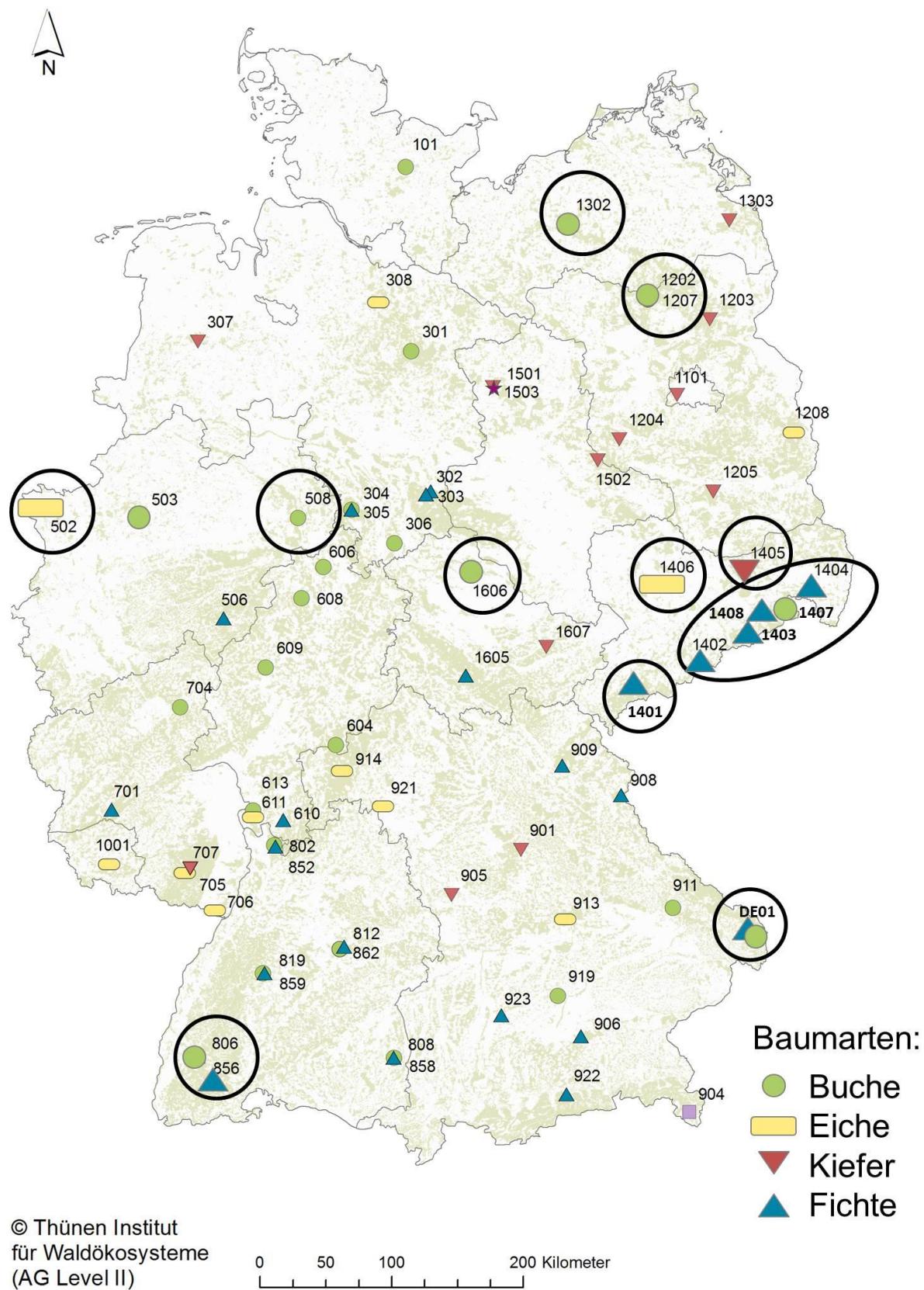


Tabelle 3: Übersicht der Probenahmestandorte in Deutschland

Stations-Nr.	Standort	LT (°C)	Niederschlag (mm)	pH-Wert (H ₂ O)	N-Deposition (Gesamt in kg ha ⁻¹ a ⁻¹)	Geologie
502	Tannenbusch (NW)	9,6	910	3,8	27,09	Schmelzwassersand
508	Schwaney (NW)	7,7	1351	3,8	21,02	Muschelkalk
806	Conventwald (BW)	7,9	1395		25,38	Paragneis
856	Conventwald (BW)	8	1459		10,60	Paragneis
1207	Beerenbusch (BB)	8,1	686	3,7	8,08	Sander
1302	Sandhof (MV)	9,4	631		11,33	Sand und Kiessand der Sander
1401	Klingenthal (SN)	5,7	1201	3,2	17,18	Eibenstocker Granit
1402	Olbernhau (SN)	5,5	1027	3,1	23,47	Grauer Gneis
1403	Cunnersdorf (SN)	7,2	816	3,2	22,47	Quadersandstein mit Lößlehm
1404	Bautzen (SN)	7,4	814	3,3	28,86	Granodiorit
1405	Laußnitz (SN)	8,5	757	3,2	14,09	Diluvialer Decksand
1406	Colditz (SN)	8,8	675	3,4	15,64	Lößlehm
1407	Bad Schandau (SN)	7,9	854	3,8	-	Basalt und Quadersandstein mit Lößlehm
1408	Altenberg (SN)	5,4	956	3,9	-	Rhyolith
1606	Possen (TH)	7,4	671	3,9	12,53	Muschelkalk
DE01	Forellenbach (BY)	6	1390		10,40	Finsterauer Kristallgranit

Quellen: (Beudert und Breit 2013; Beudert et al. 2018; Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2016; Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft 2007; Wilpert V. 2008; Jochheim et al. 2007).

Tabelle 4: Bodenart und Humusanteil der einzelnen Untersuchungsstandorte (eigene Analysen)

Stations-Nr.	Standort	Humusanteil (%)	Sandanteil (%)	Tonanteil (%)	Schluffanteil (%)	Bodenart
502	Tannenbusch (NW)	3	12	10	78	Ut2
508	Schwaney (NW)	3	4	18	78	Ut4
806	Conventwald (BW)	6	37	25	38	Lt2
856	Conventwald (BW)	8	38	28	33	Lt2
1207	Beerenbusch (BB)	2	88	3	8	Ss
1302	Sandhof (MV)	2	93	1	7	Ss
1401	Klingenthal (SN)	4	46	15	39	Sl4
1402	Olbernhau (SN)	3	53	8	39	Sl3
1403	Cunnersdorf (SN)	3	38	13	50	Slu
1404	Bautzen (SN)	3	14	17	70	Ut3
1405	Laußnitz (SN)	2	79	4	17	Su2
1406	Colditz (SN)	5	16	16	67	Ut3
1407	Bad Schandau (SN)	4	32	20	49	Ls2
1408	Altenberg (SN)	3	51	5	44	Su4
1606	Possen (TH)	2	2	16	82	Ut3
DE01	Forellenbach (BY)	5	73	9	19	Sl3

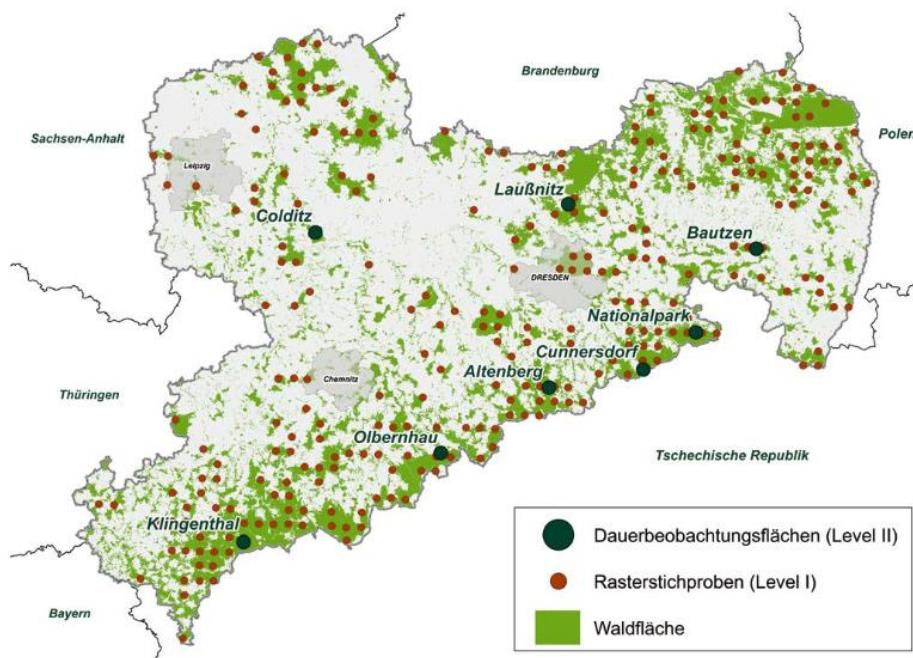
Sachsen

Fünf Dauerbeobachtungsflächen reihen sich entlang der südlichen Landesgrenze von Sachsen (Abbildung 3). In dieser Region gibt es den höchsten Waldanteil (Andreae und Jacob 2016). Die drei Messstationen Klingenthal (840 m ü. NN), Altenberg (745 m ü. NN) und Olbernhau (720 m ü. NN) befinden sich im Erzgebirge. Auf all diesen Standorten stockt die Gemeine Fichte.

Besonders auf den Erzgebirgsstandorten herrscht ein hoher Versauerungsgrad der Böden. Bis zur Mitte der 1990er Jahre wurde hier deutschlandweit die höchste Schadstoffbelastung ermittelt (Raben et al. 1996; Raben und Andreae 1999). Seit 1996 sind die Schwefeleinträge in die Waldökosysteme erheblich zurückgegangen (Raben et al. 1998; Raben et al. 2000). Die Stickstoffeinträge sind jedoch weiterhin hoch (Andreae und Jacob 2016). Bad Schandau (260 m ü. NN) und Cunnersdorf (440 m ü. NN) sind zwei Probenahmestandorte im Elbsandsteingebirge. Die Vegetation in Bad Schandau wird durch die Rotbuche dominiert, in Cunnersdorf durch die Gemeine Fichte.

Die Gemeine Fichte ist ebenfalls die Hauptbaumart in Bautzen. Die Messstation befindet sich 435 m ü. NN; Bodentyp ist eine mäßig podsolige Braunerde. Der Standort Laußnitz liegt im Düben-Niederlausitzer Bergland auf 170 m ü. NN. Bodentyp ist eine stark podsolige Braunerde mit der Gemeinen Kiefer als Hauptbaumart. Die letzte in Sachsen untersuchte Dauerbeobachtungsfläche ist Colditz. Colditz befindet sich im Sächsisch-Thüringischen Löß-Hügelland, 185 m ü. NN.

Hauptbaumart ist die Traubeneiche und Bodentyp ist ein Pseudogley (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2016).

Abbildung 3: Level-II-Standorte im Freistaat Sachsen

Baden-Württemberg

Die Probenahmestandorte in Baden-Württemberg liegen in der montanen Höhenstufe am Südrand des Mittleren Schwarzwaldes. Klimatisch sind sie durch ein atlantisch-montanes Klima geprägt. Sie unterteilen sich anhand ihrer Bestockung in Conventwald Buche und Conventwald Fichte. Conventwald Buche befindet sich 809 m ü. NN, hat als Bodentyp eine Braunerde und die Weißtanne als Nebenbaumart. Conventwald Fichte befindet sich 840 m ü. NN und hat ebenfalls eine Braunerde als Bodentyp, Nebenbaumarten sind Weißtanne, Europäische Lärche, Douglasie und Rotbuche (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2016).

Nordrhein-Westfalen

Die Berglandfläche Schwaney zeichnet sich durch einen tonigen und flachgründigen Boden aus, auf dem Rotbuche mit Eiche, Bergahorn und Esche stocken (Bürvenich et al. 2020). Der Standort befindet sich 380 m ü. NN und der Jahresniederschlag liegt in Summe bei 1120 mm. Als Bodentyp wird eine pseudovergleyte Braunerde und Pseudogley-Braunerde mit schwacher Hangstaunässe beschrieben.

Der zweite Probenahmestandort Tannenbusch befindet sich im niederrheinischen Tiefland 30 m ü. NN in einem Eichenbestand mit der Rotbuche als Nebenbaumart. Der Bodentyp ist eine Pseudogley-Braunerde, welche schwach podsoliert ist. Mit einer Durchwurzelbarkeit von mehr als 13 dm ist die physiologische Gründigkeit sehr tief. Die Bodenart ist toniger Schluff.

Bayern

Die Station Forellenbach befindet sich im Nationalpark Bayerischer Wald und ist keinen Luftverschmutzungen regionalen Ursprungs ausgesetzt (Beudert et al. 2018). Sie befindet sich auf 1010 m ü. NN in einem Buchenbestand. In den letzten 20 Jahren kam es zu einer Entsäuerung der Waldgebiete, was sich durch eine Erhöhung des pH-Wertes sowie der Basensättigungsrate zeigt (Beudert und Breit 2013). Zudem besitzen die Böden ein hohes Retentionsvermögen für eingetragenen Stickstoff (Beudert und Breit 2013).

Brandenburg

Der Probenahmestandort Brandenburgs (Beerensbusch) befindet sich in einem Buchenreinbestand mittlerer Ertragsklasse auf 90 m ü. NN und weist eine schwach podsolige Sand-Braunerde auf. Jahresniederschlag liegt bei 600 mm, die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 8,1° C. (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2016).

Thüringen

Die Messstation Possen befindet sich am Rande des Thüringer Beckens im nordthüringischen Trias-Hügelland. Dieses Gebiet zeichnet sich durch meist mittelfrische, basenreiche Standorte aus (Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Gotha 2001). Der Probenahmestandort befindet sich 420 m ü. NN in einem Buchen-Altholz Bestand mit zweiter Baumschicht aus Buche und Bergahorn. Das Ausgangssubstrat ist Lösslehm über Kalkgestein. Bodentyp ist eine Rendzina (ThüringenForst 2012).

Mecklenburg-Vorpommern

Der Probenahmestandort Sandhof befindet sich 63 m ü. NN im Ostholsteinisch-Westmecklenburger Jungmoränenland in Plateaulage eines nach Süd-West abfallenden Geländes. Unter dem geschlossenen Rotbuchenschirm ist nur eine spärliche Bodenvegetation auf der Bodenseichener Sandbraunerde vorzufinden. Die Humusform ist mäßig frischer Moder. Moränennaher Sandersand ist das Ausgangssubstrat (Russ und Riek 2017).

3.1.3 Laborversuche

Durchführung

Von jedem der 16 Probenahmestandorte wurden 9 x 250 cm³ Stechzylinder sowie 9 x 100 cm³ Stechzylinder genommen. Die 100er Stechzylinder wurden für die Ermittlung der Bodenfeuchte sowie der Lagerungsdichte verwendet. An jedem Standort wurden drei Probenahmepunkte ausgewählt, an denen jeweils drei 250 cm³ Stechzylinder und drei 100 cm³ Stechzylinder genommen wurden. Die Ermittlung der Bodenentgasung in Umgebungsluft erfolgte an je sechs 250 cm³ Stechzylindern. Die restlichen drei Zylinder wurden für die Analyse der Entgasung in Heliumatmosphäre verwendet.

Probennahme

Die Bodenprobennahme fand an den sächsischen Standorten vom 13. – 17. August, in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern am 27. August, in Nordrhein-Westfalen vom 29. – 30. August, in Thüringen am 10. September, in Baden-Württemberg am 12. September und in Bayern am 13. September statt.

Die Flächen wurden mithilfe der GPS-Koordinaten aufgesucht. Auf jeder Fläche wurden im Abstand von mindestens 10 m jeweils drei repräsentative Probenahmepunkte ausgewählt. Die Auswahl wurde an einigen Standorten durch einen hohen Skelettanteil des Bodens eingeschränkt.

Die Probennahme erfolgte an jedem der drei Probenahmepunkte wie nachfolgend beschrieben: Zuerst wurde an den ausgewählten Punkten auf einer ausreichend großen Fläche Vegetation und Humusauflage entfernt sowie vor dieser Fläche ein rund 10-15 cm tiefe Grube angelegt, um später die Stechzylinder besser entnehmen zu können (Abbildung 4). Anschließend wurden die Zylinder mithilfe einer Schlaghaube bis auf ca. 1mm Überstand eingeschlagen und vorsichtig freigelegt (Abbildung 5).

Abbildung 4: Entfernte Vegetation und Humusauflege



Abbildung 5: Einschlagen der Stechzylinder mittels Schlaghaube



Abbildung 6: Entnahme eines Stechzylinders mittels Spachtel



Abbildung 7: Extrem skelethaltiger Boden an der Level-II-Fläche Conventwald



Abbildung 8: Starke Durchwurzelung der Humusauflage in Altenberg



Abbildung 9: Entfernung des Überstands mithilfe eines Messers



Abbildung 10: Stechzylinder mit abgeschlossener Oberseite



Die Entnahme der Zylinder erfolgte mit einem Spachtel, um kein Material zu verlieren (Abbildung 6). Die Entnahme der Stechzyliner erfolgte aus den ersten zehn Zentimetern des Bodenprofils. Einschlagen und Entnahme der Zylinder wurde teils durch einen sehr hohen Skelettanteil oder durch eine stark verwurzelte Humusauflage erschwert (Abbildung 7 und Abbildung 8). Nach der Entnahme wurde der Überstand an Ober- und Unterseite des Stechzyliners mittels Messer und Schere (Wurzeln) entfernt (Abbildung 9). Für Transport und Lagerung wurden die Zylinder mit den dazugehörigen Plastikkappen verschlossen (Abbildung 10).

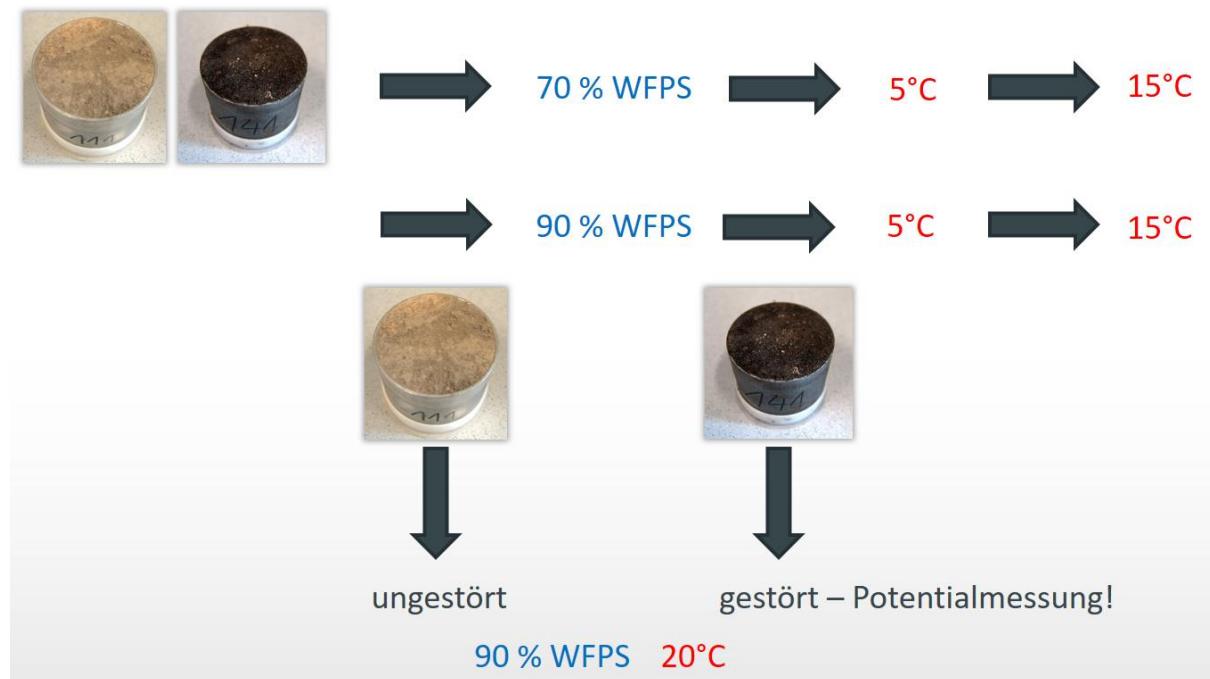
Analyse in Umgebungsluft

Drei Proben wurden drei Tage folgender Prozedur unterzogen (Abbildung 11): Im ungestörten Zustand wurden zunächst die CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen für die Temperatur-Feuchte-Kombination 5 °C und 70 % WFPS ermittelt. Anschließend wurde die Temperatur bei gleichbleibendem WFPS auf 15 °C erhöht und erneut die Emissionen gemessen. Nach erneuter Absenkung der Temperatur auf 5 °C wurde für die nächste Messung ein WFPS von 90 % eingestellt. Dieser folgte die Messung bei 15 °C bei gleichbleibendem WFPS. Jede dieser Messungen wurde für einen Tag durchgeführt. Drei weitere Proben wurden ebenfalls dieser Prozedur unterzogen. Nach Abschluss der Messung bei 15 °C und 90 % WFPS wurden diese Proben aus dem Stechzyliner entnommen und durchmischt. Hierbei wurden die Bodenaggregate zerstört, um den in den Bodenaggregaten für Mikroorganismen unzugänglichen Stickstoff zugänglich zu machen. Anschließend wurde das Bodenmaterial schichtweise wieder in den Stechzyliner eingefüllt und bei einer Temperatur von 20 °C sowie 90 % WFPS die Bodenentgasung für drei Tage untersucht. Parallel dazu wurden die Proben, welche nicht gestört wurden ebenfalls für drei Tage bei 20 °C und 90 % WFPS analysiert.

Für die Messungen wurde der Gaskonzentrationsanalysator Picarro G2508 verwendet. Er ermöglicht eine präzise und simultane Messung von CO₂-, CH₄-, N₂O-, NH₃- und H₂O- Emissionen und arbeitet sowohl in geschlossenen, als auch in offenen Systemen. Das G2508 verwendet die CRDS-Technologie (Cavity Ring-down Spectroscopy), um Gaskonzentrationen bis zu einer Empfindlichkeit von Teilen pro Milliarde (ppb) mit vernachlässigbarer Drift zu messen. Das Messprinzip basiert auf dem Nahinfrarot-Absorptionsspektrum der Gasmoleküle. Dieses besteht aus einer Reihe von schmalen, gut aufgelösten, scharfen Linien, jede bei einer charakteristischen Wellenlänge. Im Gegensatz zu herkömmlichen Infrarotspektrometern verwendet die CRDS-Technologie eine effektive Weglänge von mehreren Kilometern, wodurch die

Empfindlichkeitsbegrenzung geringer wird und die Überwachung von Gasen in Sekunden oder weniger in Teilen pro Milliarde (ppb) ermöglicht wird (Picarro Inc. 12.02.2021).

Abbildung 11: Versuchsschema der Versuchsreihe in Umgebungsluft



Angegeben wird jeweils, welche Bodenfeuchtigkeit (WFPS) und welche Temperatur eingestellt wurde. Messungen wurden jeweils bei Einstellung einer Temperaturstufe durchgeführt. Nach der Messung bei 15°C erfolgte die Aufteilung der Proben in ungestört und gestört.

Analyse in He-O₂-Gemisch

Drei weitere 250er Stechzyliner wurden für die Analyse unter Sauerstoffausschluss in der He-Inkubationsanlage genommen. Für die Analyse wurden Proben ausgewählt, welche im ersten Versuchsteil unter Umgebungsluft bereits hohe Emissionen zeigten. Aus Kostengründen wurde darauf verzichtet, Standorte mit geringen N₂O-Emissionen aus der ersten Versuchsreihe weiterhin zu untersuchen. Zu den acht ausgewählten Standorten gehören Schwaney, Tannenbusch, Conventwald-Fichte, Beerenbusch, Forellenbach, Klingenthal, Sandhof und Laußnitz. So ist weiterhin eine deutschlandweite Verteilung der Standorte gegeben. Auch die Hauptbaumarten Buche, Eiche, Kiefer und Fichte sind weiterhin vertreten. Die ausgewählten Proben wurden bei einer Temperatur von < 4°C gemischt und ein Wassergehalt von 90 % WFPS eingestellt. Anschließend wurde das Material schichtweise wieder in den Stechzyliner gefüllt. Pro Lauf wurden sechs Stechzyliner in die He-Inkubationsanlage eingebaut. Der Einbau erfolgte jeweils am Freitag. Über das Wochenende wurde mit Hilfe des He-O₂-Gemisch die Luft in den Stechzylinern verdrängt, so dass nur noch wenige ppm N₂ in der Bodenluft verbleiben. Dies wurde jeweils am Montag kontrolliert. Anschließend wurde die Temperatur auf 20°C hochgefahren und die CO₂-, CH₄, N₂O- sowie die N₂-Emissionen bis Freitag durchgängig gemessen. Anschließend wurde die nächste Probenserie in die Anlage eingebaut.

Für die Messung der N₂-, N₂O-, CO₂- und CH₄-Flüsse wurde die Helium-Sauerstoff-Methode (He-O) welche z.B. in den Arbeiten von Buchen-Tschiskale (Buchen-Tschiskale et al. 2020), Eickenscheidt et al. (2014) oder Fiedler et al. (2017) beschrieben wurde, angewandt. Die Proben wurden in speziellen gasdichten Inkubationsgefäß in einer Klimakammer platziert. Dabei

wurde eine Inkubationstemperatur von 20°C sowie ein Feuchtegrad von 90% WFPS angewandt. Die Inkubationsgefäße verfügen über doppelte Dichtungen, die mit reinem He gespült werden. Dadurch wird die Diffusion von N₂ aus der Atmosphäre gehemmt und somit auch eine Verfälschung der Messwerte verhindert. Zusätzlich beinhaltet jede Messreihe ein leeres Inkubationsgefäß und ein Inkubationsgefäß mit einem Trägergas, um jeweils Nullwerte und Kontrollwerte zu erhalten und mögliche N₂ Austritte zu korrigieren.

Um N₂ der Umgebungsluft zu entfernen, wurden vier Substitutionssequenzen mit moderater Evakuierung und anschließender Spülung der Gefäße mit einem künstlichen He-O₂-Gasgemisch durchgeführt. Die Sequenz benutzt zunächst ein künstliches He-O₂-Gasgemisch mit einem Anteil von 20,5 % O₂ und 79,5 % He. Anschließend wurde ein weiteres künstliches He-O₂-Gasgemisch mit einem Anteil von 20,9 % O₂ und Spuren von CO₂ mit 320 ppm, CH₄ mit 1800 ppm, N₂O mit 0,34 ppm und N₂ mit 4 ppm, Rest He benutzt. Anschließend wurde die Lufttemperatur der Klimakammer auf 0°C eingestellt und ein kontinuierlicher He-O₂-Gasfluss von 15 ml pro Minute in den Gefäßkopfräumen eingestellt. Dieser Gasfluss wurde über einen Zeitraum von 24 bis 48 Stunden erhalten, um ein neues Flussgleichgewicht herzustellen. Die N₂-Konzentration wurde mit einem Mikro-GC (Agilent Technologies, 3000 Micro GC) analysiert, der mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor (TCD) ausgestattet ist.

Bevor der Gasfluss ermittelt wird, wurde überprüft, ob die Gaskonzentrationswerte des leeren Inkubationsgefäßes und des Inkubationsgefäß mit dem Trägergas übereinstimmen.

Anschließend wurde mithilfe der folgenden Gleichung der Gasfluss errechnet. Dabei basiert die Gleichung auf der Konzentrationsdifferenz des jeweiligen Gases im Gefäßkopfraum des Inkubationsgefäßes über einen gewissen Zeitraum unter Berücksichtigung des Kontrollwertes, welcher durch die Konzentration im Trägergas gebildet wird.

$$F = \frac{M \times \rho \times V \times (\Delta c) \times v}{A \times R \times t \times T}$$

Dabei ist F der Gasfluss ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), M die molare Masse von N₂ oder N₂O ($\mu\text{g mol}^{-1}$), r der atmosphärische Druck (Pa), V ist das Volumen des Inkubationsgefäßes, Δc ist die Differenz zwischen der ein- und ausströmender Gaskonzentration (mol), v ist der Luftstrom ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$), A ist die Oberfläche der Bodenprobe (m^2), R ist die Gaskonstante ($\text{m}^3 \text{ Pa K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$), t ist die Zeit, in welcher die Konzentrationsänderung beobachtet wurde, und T die Inkubationstemperatur (K).

3.2 Verwitterung

3.2.1 Standorte

Quantitative Mineralanalysen liegen für 11 der 16 ausgewählten Probestandorte und für insgesamt 429 BZE Punkte vor. Dabei sind 338 Punkte dem nationalen BZE Netz und 91 Punkte den länderspezifischen BZE Verdichtungen (35 x NRW und 56 x Sachsen) zuzurechnen. Tabelle 5 zeigt die räumliche Verteilung der Daten auf die einzelnen Bundesländer. Vergleichsweise viele quantitative Mineralanalysen liegen für die Bundesländer Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Sachsen vor. Der Mineralbestand aus mindestens zwei Tiefenstufen bzw. Horizonten steht für die Berechnung der Verwitterungsrate zur Verfügung.

Tabelle 5: Punkte des forstlichen Umweltmonitorings mit quantitativen Mineralanalysen

Bundesland	BZE-Standorte mit MA	Level II-Standorte mit MA
Baden-Württemberg	7	2
Bayern	15	0
Brandenburg	17	0
Hessen	3	0
Mecklenburg-Vorpommern	6	1
Niedersachsen	8	0
Nordrhein-Westfalen	92 ¹	1
Rheinland-Pfalz	165	0
Saarland	2	0
Sachsen	94 ²	6
Sachsen-Anhalt	6	0
Schleswig-Holstein	11	0
Thüringen	3	1
Summe	429	11

Dargestellt sind die Anzahl und die räumliche Verteilung der Punkte nach Bundesland, die im Rahmen des Projektes ausgewertet werden und an denen quantitative Mineralanalysen (MA) vorliegen.

3.2.2 Mineralanalysen

Die Bodenproben (< 2 mm) wurden von der Tonmineralogischen Beratung in Kirchhain zwischen 1989 und 2012 röntgendiffraktometrisch hinsichtlich ihrer qualitativen Mineralzusammensetzung und mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) auf ihre chemische Zusammensetzung hin untersucht. In einem iterativen Verfahren wurde daraus die quantitative Mineralogie abgeleitet.

Die Identifizierung der mineralogischen Komponenten umfasste

- ▶ die Mineralanalyse der Gesamtprobe mittels Röntgendiffraktometrie an gemahlenen Proben
- ▶ die chemische Gesamtanalyse an gemahlenen Proben mittels Röntgenfluoreszenzanalyse oder HF-Aufschluss und
- ▶ die Analyse der Tonminerale mittels Röntgendiffraktometrie an ungemahlenen fraktionierten Teilproben.

Die **Mineralanalysen der Gesamtprobe** zur Identifizierung von „Nicht-Tonmineralen“ erfolgte, indem 0,5 g der gesiebten (< 2mm) und gemahlenen Teilprobe auf einen Aluminiumträger aufgetragen und röntgendiffraktometrisch untersucht (Röntgendiffraktometer: Firma Philips PW 1830³) wurde.

Die **chemische Gesamtanalyse** der Bulkproben erfolgte indem ein Aliquot der gesiebten (< 2 mm) und gemahlenen Bodenprobe zunächst bei 1050 °C über 15 min geglüht, mit Lithiummetaborat versetzt und anschließend bei 1200 °C geschmolzen wurde. Die so gewonnene Schmelztablette wurde mittels energiedispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse auf die Hauptelemente (Na, Mg, Al, Si, K, Ca, Ti und Fe) untersucht und in oxidische Schreibweise umgerechnet. Ab dem Jahr 2000 wurden die Gesamtgehalte mittels Schmelzaufschluss mit

¹ 57 Punkte im nationalen BZE-Netz und 35 Verdichtungspunkte

² 38 Punkte im nationalen BZE-Netz und 56 Verdichtungspunkte

³ Meßbedingungen: Divergenzblende 0,5 °, Zählrohrblende 0,2 mm, Goniometergeschwindigkeit 0,025°/s, Messzeit je Schritt 1,6 s, Cu K alpha-Strahlung (25mA / 40kV).

Lithiumtetraborat gemäß EN ISO 12677 und anschließender quantitativer Röntgenfluoreszenzanalyse analysiert. Neben den oben genannten Elementen wurde zusätzlich Mangan und Phosphor und sowie 13 Spurenelemente (Ba, Cr, Zr, Co, Cu, Nb, Ni, Pb, Rb, Sr, V, Zn und Y) analysiert.

Die Proben aus Niedersachsen wurden von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, anders als vorab beschrieben, mittels HF-Aufschluss vollständig aufgeschlossen und anschließend mittels ICP-Messung (Induktiv gekoppeltes Plasma) bestimmt.

Die **Identifizierung von Tonmineralen** erfolgte an einem gesiebten (< 2 mm) und durch Ultraschall vorbehandeltes Aliquot der Bodenprobe, welches nach dem Atterbergverfahren in die Ton- und Feinschluff-Fraktion (< 6,3 µm) fraktionierte. Anschließend wurde je ein Texturpräparat von den unbehandelten Proben sowie von den HCl-, KCl- und MgCl₂-behandelten Proben angefertigt.

Die Texturpräparate wurden nachfolgenden Behandlungen geröntgt:

- ▶ Unbehandelte Proben
 - a) lufttrocken
 - b) danach Ethylenglycol-Behandlung zum Zwecke der Identifizierung quellfähiger Tonminerale (z.B. Smektit)
 - c) danach thermische Behandlungen bei 150 °C, 350 °C, 450 °C und 550 °C zum Zwecke der Unterscheidung aufgeweiteter Dreischichtsilikate
- ▶ Belegung mit Mg durch 0,5 Mol MgCl₂-Lösung und anschließender Ethylenglycol-Behandlung
- ▶ Belegung mit 1 Mol KCl-Lösung
- ▶ Belegung mit 1 N HCl-Lösung

In den Texturpräparaten sind die blättchenförmigen Tonminerale parallel zur Oberfläche eingeregelt, wodurch es zu einer Intensivierung der Basisreflexe kommt. Ein Reflex kann für mehrere Tonminerale charakteristisch sein. Erst nach den angegebenen Behandlungsschritten ist eine eindeutige Identifikation der einzelnen Tonminerale möglich.

Die quantitative Bestimmung der einzelnen Minerale erfolgte aus der Kombination der chemischen Gesamtanalysen mit den Mineralbestimmungen durch die röntgendiffraktometrischen Analysen. Dabei werden die Gehalte der Hauptelemente (Si, Al, Fe, Ti, K, Ca, Mg und Na) den in der jeweiligen Probe identifizierten Mineralen zugeordnet. Bei den Analysen ab 2007 wurden zudem die quantitativen Mineralanalysen mit dem Rietfeld-Auswerteprogramm AUTOQUAN verfeinert.

3.2.3 Modellierung PROFILE

Das integrierte bodenchemische Modell PROFILE (Sverdrup und Warfvinge 1993a) berechnet für jeden einzelnen Bodenhorizont die Reaktion der Minerale mit den Elementen der Bodenlösung (H⁺, H₂O, CO₂, organischen Liganden). Im Projekt wurde die PROFILE-Version 4.4 verwendet. Die Daten, die zur Parametrisierung von PROFILE notwendig sind, können prinzipiell in vier Gruppen unterteilt werden: (i) Standortparameter wie Klima- und Depositionsdaten, (ii) Bestandesparameter wie Streufall und Elementaufnahme durch die

Vegetation, (iii) Bodenparameter inklusive Mineralzusammensetzung und (iv) chemische Zusammensetzung der Bodenlösung (Tabelle 6).

Tabelle 6: Eingangsparameter für die Modellierung mit PROFILE

Parameter	Einheit	Wert und Datenherkunft
Standortparameter		
(Boden-)Temperatur	°C	BZE: Lufttemperaturen Level II: Lufttemperatur, Messwert Freiland, langjähriges Mittel
Bestandesniederschlag	m a ⁻¹	BZE, national: BNS=Freilandniederschlag abzüglich Interzeption aus Wasserhaushaltsmodell LWF-BROOK90, Mittelwert 1971-2000 BZE, Verdichtung: Freilandniederschlag aus ReKIS 1981-2010 abzüglich Korrekturfaktor für Interzeption Level II: ICPF-DB Kronentraufe+Stammabfluss 2010-2017 (NRW, BW, MV, TH) Level II Sachsen Kronentraufe+Stammabfluss 1994/95/96/99/2000-2017 (SBS 2019)
Sickerwasserrate	m a ⁻¹	BZE, national: Wasserhaushaltsmodell LWF-BROOK90, Mittelwert 1971-2000 Level II: Wasserhaushaltsmodell COUPMODEL (SN) Konvention: Sickerwasserraten > 10 mm= 10 mm gesetzt (CLRTAP 2017)
Gesamtdeposition SOx, NOy, NHx, Cl, Na, Ca, Mg, K	keq ha ⁻¹ a ⁻¹	BZE: Pineti-3 (Schaap et al. 2018), Mittelwert 2000-2015, nicht Seesalz-korrigiert Level II: Kronenraumbilanz mittel Messwerte (ICPF-DB, Sachsen 1994/95/96-2017)
Bestandesparameter		
Streufall Ca, Mg, K, N	keq ha ⁻¹ a ⁻¹	BZE, national: modellierte Streufallmengen Ziche et al. (Ziche et al. 2019) und mittlere Elementgehalte nach Ökodata (Ökodata 2002), Tabelle 2.2-2.5 BZE, Verdichtung: mittlere Streufallmengen und mittlere Elementgehalte nach Ökodata (Ökodata 2002), Tabelle 2.2-2.5 Level II: mittlere Streufallmenge und Elementgehalte aus Messungen (ICPF-DB, Sachsen)
Nettoaufnahme in den Bestand Ca, Mg, K, N	keq ha ⁻¹ a ⁻¹	Durchschnittliche Gesamtzuwachs an Derbholz (dGZ100) aus gemessenen Bestandesdaten (Alter, Höhe, Bestandsgrundfläche) und digitalen Ertragstafelsammlung von Nagel und Gadow (Nagel und Gadow 2014) abgeleitet Verhältnis Rinde zu Derbholz aus Rademacher et al. (Rademacher et al. 1999) Dichte Derbholz aus Wagenführ (Wagenführ 2000) Dichte Rinde aus Kramer (Kramer 1988) Elementkonzentrationen in der Derbholz und Rinde aus Jacobsen et al. (Jacobsen et al. 2003)
Kronenraumaustausch Ca, Mg, K, N		0
Netto-Mineralisation Ca, Mg, K, N		0
Bodenparameter		
Vorhandensein einer Humusauflage	ja/nein	ja
Horizontmächtigkeit des Auflagehorizonts	m	Messwerte
Mächtigkeit der Tiefenstufe	m	Messwerte; meist BZE-Tiefenstufen 0–5; 5–10; 10–30; 30–

Parameter	Einheit	Wert und Datenherkunft
Trockenrohdichte	kg m ⁻³	60; 60–90; 90–140; 140–200cm; begrenzt durch effektive Wurzeltiefe (86 % der Feinwurzeln) aus β-Modell (Puhlmann et al. 2019).
volumetrischer Wassergehalt spezifische Mineraloberfläche	m ³ m ⁻³ m ² m ⁻³	Messungen der Trockenrohdichte aus BZE-DB (Stand_2016-04-11), ICPF-DB und Sachsen Interpolation ab 90cm Tiefe 0,2 (Ahrends; Ahrends et al. 2018; Sverdrup 1990) Ton-, Schluff-, Sandgehalt aus Korngrößenanalysen des Feinbodens (ersatzweise Bodenart aus Profilansprache)
Mineralbestand	Massen-%	quantitative Mineralanalysen, lineare Interpolation zwischen den Tiefenstufen
Anorthit-Anteil für Plagioklas	-	quantitative Mineralanalysen
Einströmender Teil des Niederschlages Ausströmender Teil des Niederschlages	%	Wassermenge als Anteil des Niederschlages quantifiziert, die in den betrachteten Tiefenstufen einströmt; Abschätzung über Feinwurzelverteilung mittels Daten aus Wasserhaushaltsmodell LWF-BROOK90 bzw. relative Wurzelverteilung nach UData für Buche
Kationen-Aufnahme Stickstoff-Aufnahme	%	Abschätzung über Feinwurzelverteilung mittels Daten aus Wasserhaushaltsmodell LWF-BROOK90 bzw. relative Wurzelverteilung nach UData für Buche
CO ₂ -Partialdruck im Boden	x atm	Standardwerte differenziert nach Tiefenstufen nach Ökodata (Ökodata 2002), Tab. 2.6 Humusauflage = 5; 0–10 cm = 5; 10–30 cm = 10; 30–60 cm = 20; >60 cm = 30
Löslichkeitskonstante für Gibbsit	-	Standardwerte differenziert nach Tiefenstufen nach Ökodata (Ökodata 2002), Tab. 2.6 Humusauflage = 6,5; 0–10 cm = 6,5; 10–30 cm = 7,6; 30–60 cm = 8,6; >60 cm = 9,2
gelöster organischer Kohlenstoff der Bodenlösung	mg l ⁻¹	Standardwerte differenziert nach Tiefenstufen nach Ökodata (Ökodata 2002), Tab. 2.6 Humusauflage = 65; 0–10 cm = 40; 10–30 cm = 20; 30–60 cm = 5; >60 cm = 0,5
Nitrifikation	eq ha ⁻¹ a ⁻¹	Höhe der Nitrifikationsrate; hier wurde mittlere Rate von 0,01 eq ha ⁻¹ a ⁻¹ verwendet
Abgekoppelter Uptake	Ja/nein	Mangel element limitiert Aufnahme; als einheitliche Einstellung wurde nein gewählt
Aufnahme Reaktionstyp	Unspezifisch Vanselow	Der Effekt der Bodenversauerung auf das Bestandeswachstum wird über das Bc/AI Verhältnis berücksichtigt werden. Mit abnehmendem Bc/AI Verhältnis sinkt die Aufnahmerate des Bestandes; Laub- und Kiefernbestand = Vanselow; Nadelbestand (außer Kiefer) = unspezifisch (Sverdrup und Warfvinge 1993b)
Reaktionskoeffizient	-	abhängig vom Aufnahme-Reaktionstyp und damit von der Baumart; einheitlicher Standardwert von 0,33 wurde verwendet (Sverdrup und Warfvinge 1993b)
pH-Wert in Reaktion einschließen	Ja/nein	ja
BC-Exponent	-	Aufnahme-Reaktionstyp: unspezifisch=1; Vanselow=2 (Sverdrup und Warfvinge 1993b)
AI-Exponent	-	Aufnahme-Reaktionstyp: unspezifisch=1; Vanselow=3 (Sverdrup und Warfvinge 1993b)
Stream water		
Stream water	ja/nein	ja
CO ₂ -Partialdruck	x atm	2
Löslichkeitskonstante für Gibbsit	-	8,3
gelöster organischer Kohlenstoff	mg l ⁻¹	5

Die Ermittlung des durchschnittlichen Gesamtzuwachses an Derbholz (Stammholz mit Rinde) bezogen auf 100 Jahre (dGZ100) erfolgte an den BZE II Flächen auf Grundlage ertragskundlicher Daten (Alter, Höhe, Baumartenanteil an der Bestandsgrundfläche) aufgenommen im Jahr 2012 im Rahmen der harmonisierten Bestandserhebung. Die berechneten Oberhöhen (in Einzelfällen auch Mittelhöhen) pro Baumart des Hauptbestands und der Oberschicht wurden verwendet, um relative Bonitäten (Ertragsklassen) mittels der digitalen Ertragstafelsammlung von Nagel & von Gadow (2014) zu ermitteln. Überstieg die Produktivität des Standorts die oberste Ertragsklasse wurde bis Ertragsklasse 0 extrapoliert. Die Umrechnung des volumenbezogenen Durchschnittzuwachses ($Fm\ a^{-1}\ ha^{-1}$) in Holzsubstanz ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$) erfolgte mittels der Darrdichten für Derbholz aus (Wagenführ 2000) und der Dichte für Rinde aus (Kramer 1988) sowie dem Verhältnis von Rinde zu Stammholz (Rademacher et al. 1999). Die durchschnittlichen Gehalte an N, Ca, Mg und K in Derbholz und Rinde sind Jacobsen et al. (2003) entnommen.

Die Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten für die CO_2 -Reaktion wurden für alle Mineralien mit Ausnahme von Calcit und Dolomit auf 20 gesetzt (Block et al. 2016).

4 Literaturstudie

4.1 Denitrifikation

In diesem Abschnitt werden zunächst die Erkenntnisse der Literaturrecherche zu den Einflussfaktoren der Denitrifikation vorgestellt, bevor Messwerte der Denitrifikation aus der Literatur vorgestellt und diskutiert werden.

4.1.1 Einflussgrößen auf die Denitrifikation

Gasförmiger Stickstoff wird im Boden hauptsächlich als N_2O und NO freigesetzt. Die steuernden Prozesse sind hierbei die Denitrifikation und die Nitrifikation. Unter der Denitrifikation versteht man die Reduktion von Nitrat (NO_3^-) und Nitrit (NO_2^-) zu N_2O , NO und N_2 (Groffman et al. 2006). Wobei N_2 als nichtreaktive Substanz nicht mehr die Atmosphärenchemie und -physik beeinflusst (Dannenmann et al. 2008). Aus klimatischer Sicht ist die Freisetzung von N_2 gegenüber N_2O -Emissionen vorteilhaft, da N_2 kein Treibhausgas ist (Davidson et al. 2015). Der N-Verlust für den Boden ist jedoch für beide Gase zu beachten. Die Nitrifikation ist hingegen die Umwandlung von Ammonium über Nitrit zu Nitrat (Norman et al. 2008).

Bei Forstböden führt die Denitrifikation hauptsächlich zur Freisetzung von N_2 (Castaldi 2000). Deshalb werden im Rahmen dieses Projekts neben den N_2O -Freisetzungen der Böden auch die N_2 -Emissionen gemessen. Betrachtet man die Emission N-haltiger Gase aus dem Boden unter dem Gesichtspunkt des Klimawandels, so sind die nicht treibhausrelevanten N_2 -Emissionen unbedeutend. Bei Betrachtung der N-Verluste der Böden sind sie aber genauso wie die N_2O -Emissionen zu berücksichtigen.

N_2O -Emissionen aus Böden treten vorwiegend als Peak-Emissionen auf. Diese Peaks können über 50 % der gesamten Jahresbilanz an N_2O -Emissionen eines Bodens ausmachen (Crézé und Madramootoo 2019).

Bodenfeuchtigkeit

Die Bodenfeuchtigkeit ist die wichtigste Einzelgröße zur Steuerung der Bodenentgasung, da sie die mikrobielle Aktivität steuert (Oertel et al. 2016). N_2O wird überwiegend unter anaeroben Bedingungen während der Denitrifikation und NO während der Nitrifikation unter aeroben Bedingungen gebildet (Ussiri und Lal 2013). Die Bodenfeuchtigkeit regelt, ob im Boden anaerobe oder aerobe Bedingungen herrschen und legt somit auch die Art der freigesetzten Gase fest. Einfluss nimmt auch die Bodenart. Böden mit einem hohen Tongehalt unterliegen durch die geringere Gasdiffusion öfter anaeroben Bedingungen, was die Denitrifikation und somit die Freisetzung von N_2O und N_2 fördert (Gu et al. 2013).

Der Wechsel von trockenen und feuchten Phasen beeinflusst die Bodenfeuchte und dadurch den Nährstoffhaushalt sowie das Entgasungsverhalten des Bodens. Nach einer Trockenphase kann ein Niederschlagsereignis bereits nach 30 s die NO-Entgasung des Bodens bis zum Faktor neun erhöhen (Homyak et al. 2016). Bei einer Studie von Leitner et al. (2017) erhöhte sich die NO-Freisetzung eine Stunde nach der Befeuchtung des Bodens um das 25-fache von $0,29 \pm 0,05$ auf $7,47 \pm 1,26 \text{ ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Nach 8 Stunden wurden mit $41,6 \pm 2,0 \text{ ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ die höchsten Emissionen nach der Befeuchtung gemessen. Liu et al. (2018) untersuchte in einer Laborstudie die unterschiedlichen Auswirkungen von Regenereignissen nach Trockenheit auf Acker-, Grünland- und Waldböden. Grünlandböden reagierten hierbei innerhalb der ersten Stunde mit

hohen N₂O-Emissionen auf die Vernässung. Bei Waldböden zeigte sich erst nach einer Stunde eine Erhöhung der N₂O-Emissionen. Durch die Zugabe von Nitrit wird der Effekt der Vernässung verstärkt (Liu et al. 2018). Nitrat und Ammonium verstärken den Effekt deutlich weniger. Die N₂O-Emissionen erhöhten sich auch in der Studie von Leitner et al. (2017) eine Stunde nach der Befeuchtung von $-0,04 \pm 0,10$ auf $5,57 \pm 1,27 \text{ ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Hier wird der Peak der Emissionen allerdings erst nach 27 Stunden erreicht. Dies muss auch bei Laborstudien zur N₂O-Entgasung bei unterschiedlichen Feuchtegehalten berücksichtigt werden. Innerhalb von zwei bis vier Tagen gehen die Emissionen auf den Wert vor dem Niederschlagsereignis zurück (Homyak et al. 2016). Dieses Phänomen wird als Birch-Effekt bezeichnet (Birch 1958).

In Zusammenhang mit der Bodenfeuchtigkeit kann auch die Abhängigkeit der N₂O- und der N₂-Freisetzung mit dem O₂-Verbrauch betrachtet werden, welche linear bzw. exponentiell mit dem O₂-Verbrauch ansteigen (Castaldi 2000; Schindlbacher et al. 2004).

Bodentemperatur

Neben der Bodenfeuchte ist die Bodentemperatur die wichtigste Größe, welche Spurengasemissionen von Böden steuert. Beide Größen zusammen sind für bis zu 86 % der Variation der N₂O-Emissionen aus Böden verantwortlich (Schindlbacher et al. 2004).

Die RGT-Regel besagt, dass sich die Aktivität eines Prozesses bei einer Temperaturerhöhung von 10 K um das Zwei- bis Vierfache erhöht (Atkins und Paula 2013). Somit erhöht sich ebenfalls die Aktivität mikrobieller Prozesse bei einer Temperaturerhöhung. Dies führt zu erhöhten N₂O-Emissionen, wenn der Temperatureffekt nicht von Trockenstress überlagert wird (Fowler et al. 2009). Bei einer Erhöhung der Temperatur von 2°C auf 40°C erhöhte sich die N₂O-Produktion in Forstböden linear von 0,2 auf 5,9 ng N g⁻¹ h⁻¹ (Castaldi 2000). Für Ackerböden beobachtete Castaldi (2000) einen exponentiellen Anstieg mit der Temperatur. Mit steigender Temperatur verschiebt sich auch das Verhältnis der Produktion von N₂O zu N₂ zugunsten von N₂ (Castaldi 2000). Zusätzlich werden die N₂O- und N₂-Emission durch eine positive Rückkopplung durch die temperaturbedingte Erhöhung der Bodenatmung gefördert. Durch eine Erhöhung der Bodenatmungsrate bei steigender Bodentemperatur wird mehr CO₂ produziert, was die O₂-Gehalt der Bodenluft verringert und somit zu besseren Verhältnissen für die Denitrifikation führt (Butterbach-Bahl et al. 2013). Bei Versuchen im Freiland, bei denen die Temperatur künstlich nur um einen kleinen Betrag von 2 K erhöht wurde, konnte für Forstböden keine Erhöhung der N₂O-Emissionen gemessen werden (Zou et al. 2018).

Maljanen et al. (2003) fanden bei ihren Messungen auf organischen Böden in Finnland Korrelationen mit der Bodenfeuchte (WFPS) und der Bodentemperatur. Zudem ermittelten sie auch bei Temperaturen um den Gefrierpunkt noch bedeutende N₂O-Emissionen. Die höchsten Emissionen wurden allerdings während des Endes der Frostperiode im Frühjahr.

Nährstoffgehalt

Die Produktion von N₂O im Boden ist bei geringen N-Gehalten limitiert, so dass keine Korrelationen der N₂O-Emissionen mit der Temperatur oder dem Wassergehalt ermittelt werden (Leitner et al. 2016). Die höchsten N₂O-Emissionen treten bei unvollständiger Denitrifikation auf, wenn beispielsweise NO₃⁻ als Elektronenakzeptor auftritt und die Reduktion von N₂O zu N₂ verhindert (Eickenscheidt et al. 2014).

In nordamerikanischen Wäldern wurden unter aeroben Bedingungen 24 % und unter anaeroben Bedingungen 84 % der atmosphärischen N-Deposition als gasförmige N-Emissionen wieder freigesetzt (Morse et al. 2015).

Der C_{org}-Gehalt des Bodens hat einen starken Einfluss auf die N₂O-Emissionen, da die Denitrifikation von leicht verfügbarem Kohlenstoff abhängt (Lugato et al. 2018).

Die Auswirkung von N-Düngung und N-Deposition auf die Denitrifikation sind noch unzureichend verstanden (Gao et al. 2015). Deutliche Erhöhungen der N₂O-Emissionen sind bei erhöhter N-Deposition insbesondere bei N-limitierten Forstböden zu erwarten (Gao et al. 2015; Jassal et al. 2011). Tian et al. (2018) analysierten die N₂O-Freisetzung von Waldböden unter Zugabe unterschiedlicher Düngermengen in Form von Harnstoff in China (Xiaoxing Mountains). Hierbei verringerten sich die Emissionen von ungedüngtem Boden von 80,72 auf 25,14 – 30,72 mg N₂O ha⁻¹ a⁻¹.

Emissionsmessungen über Waldböden werden durch die Entfernung der Streuauflage beeinflusst (Leitner et al. 2016). Bei einer Versuchsreihe im Vergleich von Messungen mit und ohne Streuauflage, waren die N₂O-Emissionen ohne Streuauflage 117,5 % geringer. Aus einer N₂O-Quelle wurde so eine leichte N₂O-Senke (Leitner et al. 2016). In Laubwäldern entstehen bis zu 50 % der N₂O-Emissionen in der Laub- und Humusschicht (Dong et al. 1998).

Häufig korrelieren N₂O-Emissionen mit dem C/N-Verhältnis. Am geringsten sind sie bei einem C/N-Verhältnis größer 30 und am größten bei einem C/N-Verhältnis von 11 (Gundersen et al. 2012).

pH-Wert

Die N-Mineralisation wird durch die Beeinträchtigung von Mykorrhiza-Pilzen bei niedrigen pH-Werten vermindert (Gao et al. 2015).

In basischen pH-Wertbereichen ist N₂ ein deutlich wichtigeres Produkt der Denitrifikation als N₂O (Šimek et al. 2002). Ein Erhöhung der Denitrifikation durch erhöhte N-Deposition und N-Düngung steht gleichzeitig die dadurch bedingte Versauerung entgegen, welche zu einer Verminderung der Denitrifikation führt (Gao et al. 2015).

Vegetation

Eine in globalen Treibhausgasbilanzen noch nicht berücksichtigte N₂O-Quelle aus der bodennahen Schicht sind Pflanzen (Lenhart et al. 2019). In ihrer Arbeit stellten Lenhart et al. (2019) signifikante Emissionen fest, welche mit steigender Temperatur zunahmen. Ein Effekt zwischen Tag und Nacht konnte nicht festgestellt werden. Auch wenn für eine globale Abschätzung der N₂O-Emissionen durch Pflanzen weiter Forschungsarbeit notwendig ist, wurde eine grobe Schätzung von 1,83 Tg N₂O-N a⁻¹ angegeben, was einem Anteil von 28 % an den globalen N₂O-Emissionen terrestrischer Ökosysteme bedeuten würde (Lenhart et al. 2019).

Weiterhin beeinflusst die Art der Vegetation durch Abschattung die Bodentemperatur und Bodenfeuchtigkeit und beeinflusst folglich die Bedingungen für die Gasproduktion im Boden (Kim 2013).

Waldbrand

Durch einen Waldbrand verändert sich die Bodenfeuchtigkeit nicht, da die fehlende Pflanzenbedeckung durch die fehlende Transpiration der Pflanzen ausgeglichen wird (Castaldi und Fierro 2005). Die Bodentemperatur erhöht sich jedoch durch die fehlende Pflanzenbedeckung (Castaldi und Fierro 2005). Nach einem Waldbrand ermittelte Kim (2013) geringere N₂O-Emissionen und erklärt dies mit der Bildung von Holzkohle. Eine Erhöhung der N-Emissionen, bedingt durch abgestorbene Mikroorganismen, fanden Dannenmann et al. (2018). Hierbei erhöhten sich die N₂-Emissionen von 5,4 auf 10,1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und die N₂O-Emissionen von 0,05 auf 0,2 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Wiedervernässung

Bei entwässerten Histosolen werden die N₂O-Emissionen hauptsächlich vom C/N-Verhältnis gesteuert (Klemmedsson et al. 2005). Demnach sind die Emissionen bei einem C/N-Verhältnis von über 25 vernachlässigbar. Klemmedsson et al. (2005) beschreibt die Abhängigkeit N₂O-Emissionen vom C/N-Verhältnis mit einer exponentiellen Abnahme. Die Absenkung des Grundwasserspiegels von Moorflächen für die ackerbaulichen Nutzung führt durch den beschleunigten Abbau von organischer Materie zur Erhöhung der N₂O-Emissionen (Rochette et al. 2010).

Nach der Wiedervernässung von Moorflächen kommt es zu einer Reduktion der N₂O-Emissionen. Bei Analysen im Himmelsmoor sanken diese zehn Jahre nach der Wiedervernässung von 1,3 auf 0,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ab (Vybornova et al. 2017). Auf wiedervernässten Moorflächen in Mecklenburg-Vorpommern waren die N₂O-Emissionen vernachlässigbar (Huth et al. 2018).

4.1.2 Messverfahren

Im vorliegenden Projekt wurden Laborverfahren zur Analyse der N₂O- und N₂-Freisetzung eingesetzt. Diese bieten im Vergleich zu Freilandmessungen den Vorteil den Einfluss einzelner Parameter zu untersuchen, während weitere Parameter konstant gehalten werden. Für Laborversuche können ungestörte Bodenproben in Form von Bodenkernen oder Stechzylinern (Petersen et al. 2013; Schaufler et al. 2010; van der Weerden et al. 2012) oder gestörte Bodenproben verwendet werden (Feig et al. 2008; Oertel et al. 2011; Patiño-Zúñiga et al. 2009).

Bodenentgasungsversuche im Labor werden durch die Probenlagerung und durch die Einstellung von Temperatur und Feuchtigkeit selbst beeinflusst. Je länger die Versuchsreihe mit einem Stechzylinder dauert, umso mehr Substrat wird verbraucht und die resultierenden Messwerte werden durch den Mangel an Nährstoffen beeinflusst (Schaufler et al. 2010). Die Anzahl der Kombination aus Temperatur und Feuchte sollte deshalb nicht zu hoch angesetzt werden.

Besonders hohe N₂-Emissionen sind bei einem water filled pore space (WFPS) von 100 % zu erwarten. Hier sind die Emissionen um mehr als den Faktor 10 höher (Eickenscheidt et al. 2014). Somit ist es sinnvoll Versuche zur N₂-Freisetzung besonders unter gesättigten anaeroben Bedingungen durchzuführen. Je höher der Wassergehalt des Bodens, umso höher der Anteil der N₂-Emissionen im Vergleich zu den N₂O-Emissionen (Eickenscheidt et al. 2014). Im Labor einen WFPS von 100 % einzustellen ist sehr zeitaufwendig und kann mehrere Tage in Anspruch nehmen. Dies gilt besonders, wenn das Bodenmaterial während der Probennahme extrem trocken ist. Der Sommer 2018 war durch eine lang anhaltende Trockenheit geprägt (Leppelt et

al. 2018). Um die Zeit für die Bewässerung der Proben zu begrenzen, ist ein maximaler WFPs von 90 % festgelegt worden.

Für die Ermittlung von N₂-Flüssen von Bodenproben im Labor existieren vier Methoden, die von Butterbach-Bahl et al. (2002b) zusammengefasst werden. Hierbei handelt es sich um die Erfassung mittels ¹⁵N markiertem Stickstoff, die Bestimmung des radioaktiven Isotops ¹³N, die Blockierung der Reduktion von N₂O zu N₂ mittels Hemmung des Enzyms N₂O-Reduktase durch Acetylen sowie die in diesem Projekt angewandte Messung von N₂-Emissionen in N₂ freier Atmosphäre.

Die Methode mittels Acetyleninhibitor führt allerdings zu einer Unterschätzung der Denitrifikation, da die Zwischenstufe NO teilweise entfernt wird (Bollmann und Conrad 1997).

4.1.3 Literaturdaten zur N₂O- und N₂-Freisetzung und Denitrifikation

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Literaturrecherche zu N₂O- und N₂-Emissionen dargestellt. N₂O-Emissionen aus Wald, Acker, Grünland und Feuchtgebieten sind in den Tabellen im Anhang A.2 dargestellt. Daten zu N₂-Emissionen sind in den Tabellen im Anhang A.3 zu finden. Die Literaturdaten stammen für N₂O-Emissionen vorwiegend aus Freilandversuchen sowie zum Teil aus Laborversuchen. Für N₂-Emissionen konnten ausschließlich Laborversuche gefunden werden. Dies hängt mit der aufwendigen Messmethode zusammen (Butterbach-Bahl et al. 2002c), die für Feldversuche erst noch angepasst werden muss.

Mit Blick auf die Weltkarte (Abbildung 12) sind die meisten Literaturdaten für N₂O-Emission von europäischen Studien zu finden. Ebenfalls gut abgedeckt sind China, Australien und Nordamerika. Die Regionen der UN-ECE Luftreinhaltung (CLRTAP) Europa, Kanada und USA sind somit gut abgedeckt. In Südamerika und vor allem in Afrika ist die Datengrundlage noch lückenhaft. Im Fall von den N₂-Emissionen sind die Untersuchungen generell noch nicht sehr umfangreich. Lediglich wenige Studien aus Mitteleuropa, Nordamerika, China und Australien konnten für diesen Literaturvergleich verwendet werden. Die meisten Studien kommen hierbei aus den USA, Australien und Deutschland (Abbildung 13).

In den vergangenen Jahren wurden bereits Literaturrecherchen sowie umfangreiche Feldstudien zur N₂O-Freisetzung durch verschiedene Forschergruppen durchgeführt. Einige Ergebnisse dieser Studien werden hier kurz vorgestellt. Im Vergleich zu Böden von tropischen Regenwäldern ($6,35 \pm 0,81 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) liefern Böden temperierter Wälder ($1,57 \pm 0,56 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) rund dreimal geringere N₂O-Emissionen (Dalal und Allen 2008; Oertel et al. 2016). Die Emissionen temperierter Wälder sind jedoch viermal so hoch wie die Emissionen borealer Wälder ($0,38 \pm 0,31 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Dalal und Allen 2008). Deutsche Wälder emittieren im Schnitt $0,32 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei Laubwälder 2,05, Mischwälder 0,38 und Nadelwälder $0,17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ emittieren (Schulte-Bisping et al. 2003). Für europäische Wälder stellte Pilegaard et al. (2006) Werte für N₂O-Emissionen im Bereich von $0,03 - 1,78 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zusammen. Die durchschnittliche N-Deposition lag hierbei bei $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Zudem konnte keine signifikante Korrelation zwischen N₂O-Emissionen und N-Deposition ermittelt werden (Pilegaard et al. 2006). Buchenbestände liefern dreimal höhere N₂O-Emissionen als Fichtenbestände und 20-mal so hohe N₂O-Emissionen als Eichenböden (Papen et al. 2005).

Butterbach-Bahl et al. (2002c) fanden in einer Studie mit Bodenkernen heraus, dass auf Buchenflächen 50 % der jährlichen N-Deposition in Form von N₂ wieder zurück in die

Atmosphäre emittiert werden. Bei Fichtenflächen sind es, bedingt durch einen höheren NO₃-Sickerwasseraustrag, nur 30 % (Butterbach-Bahl et al. 2002c).

Kesik et al. (2006) modellierten einen Rückgang der N₂O-Emissionen von Waldböden von -6 % für die Periode 2031 - 2039 im Vergleich zu 1991 – 2000. Sie erklären dies mit den gesunkenen Emissionen im Frühjahr bedingt durch die zukünftig geringeren Niederschläge. Für Regionen, in denen es neben der Temperaturerhöhung auch zu einer Erhöhung der Niederschläge und der Bodenfeuchte kommt, werden höhere N₂O bzw. N₂-Emissionen auftreten (Kesik et al. 2006). So sollen die N₂O-Emissionen von deutschen Waldböden um 13 % zunehmen. Eine Erhöhung wird zusätzlich durch eine höhere atmosphärische N-Deposition gefördert (Brüggemann und Butterbach-Bahl 2017).

NO-Emissionen von Wäldern tragen nur in geringem Maße zu den jährlichen NO-Emissionen in Deutschland bei (Brüggemann und Butterbach-Bahl 2017). Butterbach-Bahl et al. (2009) ermittelte mit dem Forest-DNDC-Modell durchschnittliche NO-Emissionen von 0,7 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Stark N-belastete Standorte können jedoch auch bis zu 7,0 kg N ha⁻¹ a⁻¹ emittieren (Butterbach-Bahl et al. 2009). Da NO-Emissionen exponentiell temperaturabhängig sind, können klimawandelbedingt in Zukunft höhere NO-Emissionen im Sommer erwartet werden (Kesik et al. 2006; Oertel et al. 2012). NO-Emissionen werden in diesem Bericht aber nicht weiter betrachtet.

Abbildung 12: Verteilung globaler Literaturdaten zu N₂O-Emissionen aus Böden

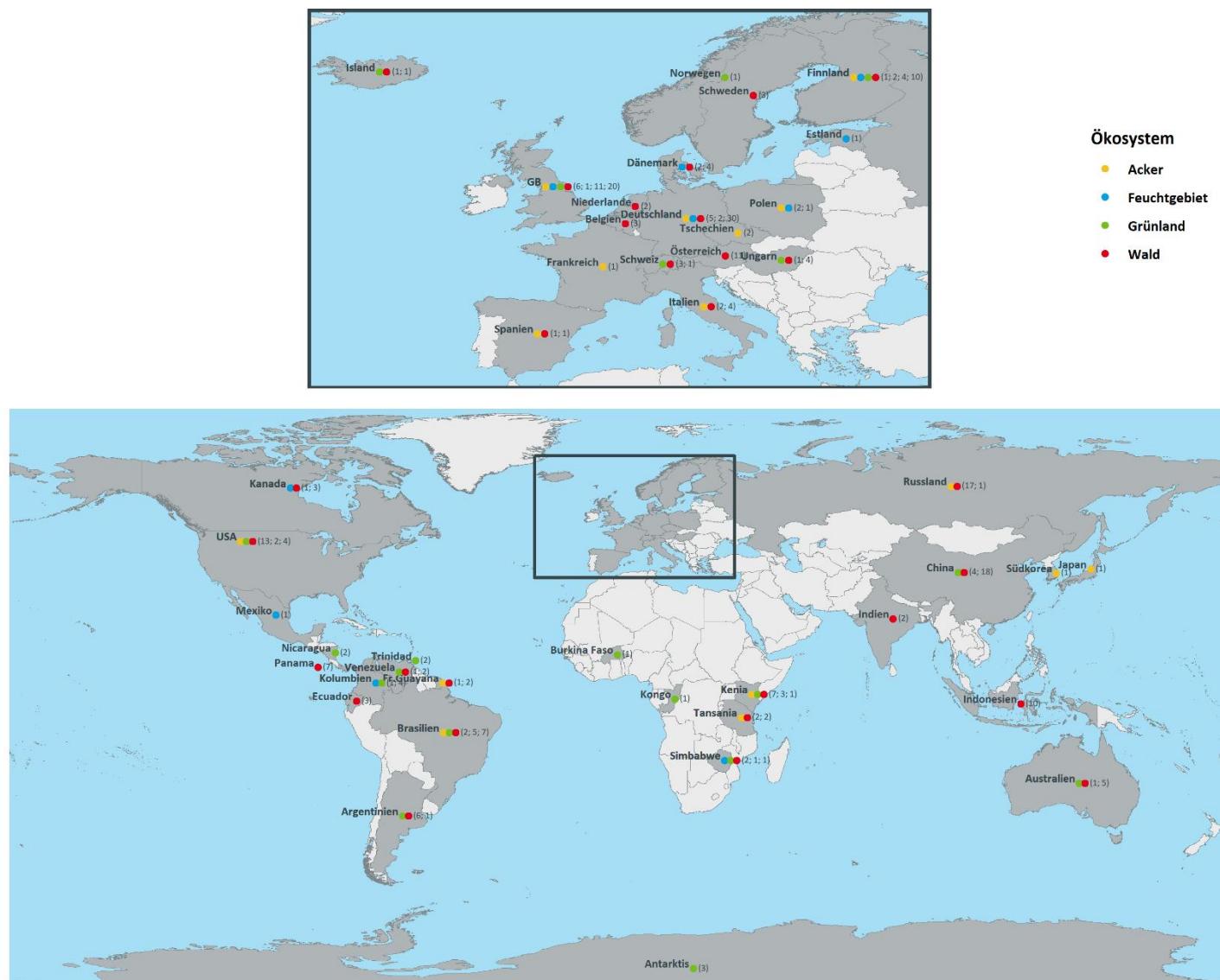
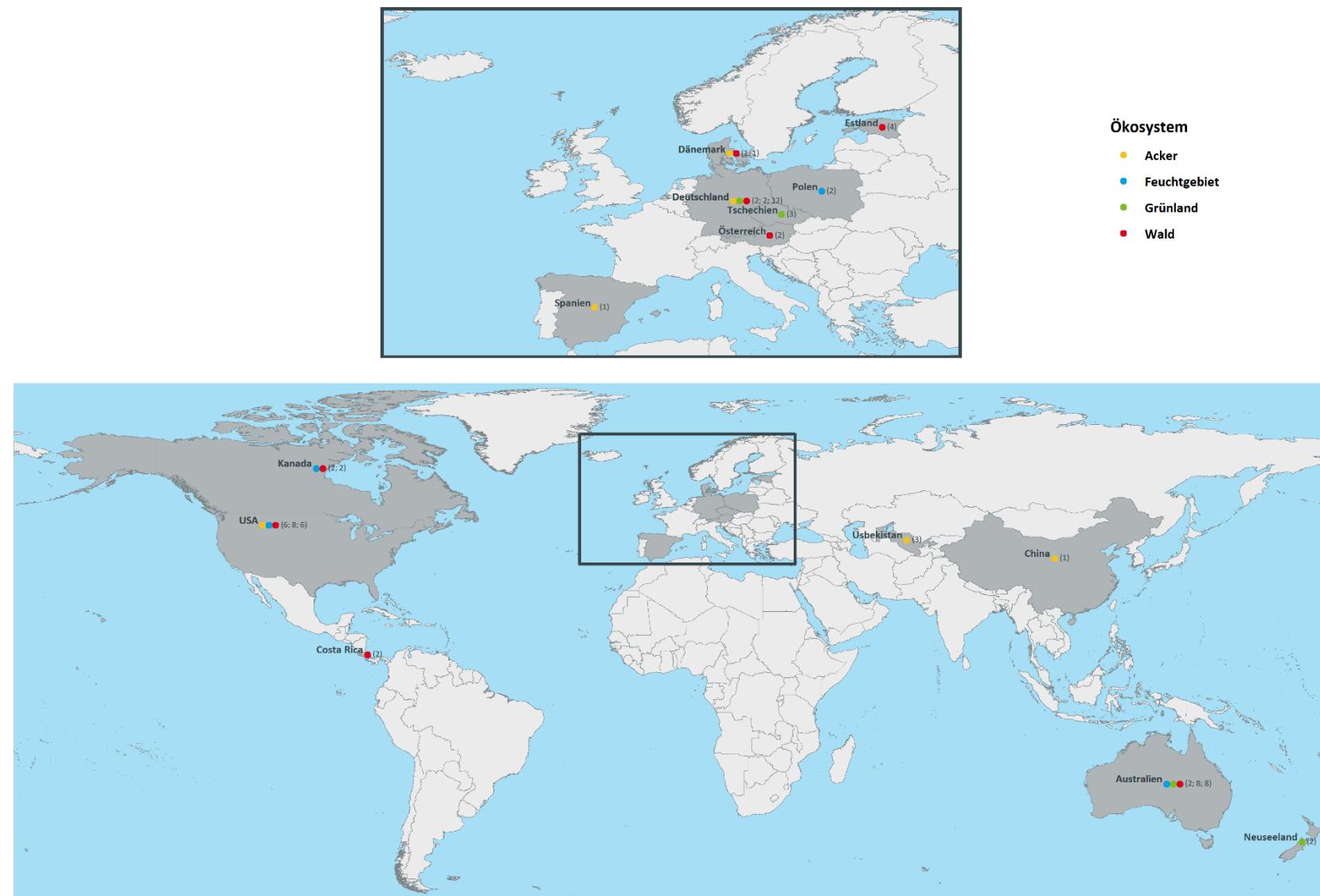


Abbildung 13: Verteilung globaler Literaturdaten zu N₂-Emissionen aus Böden



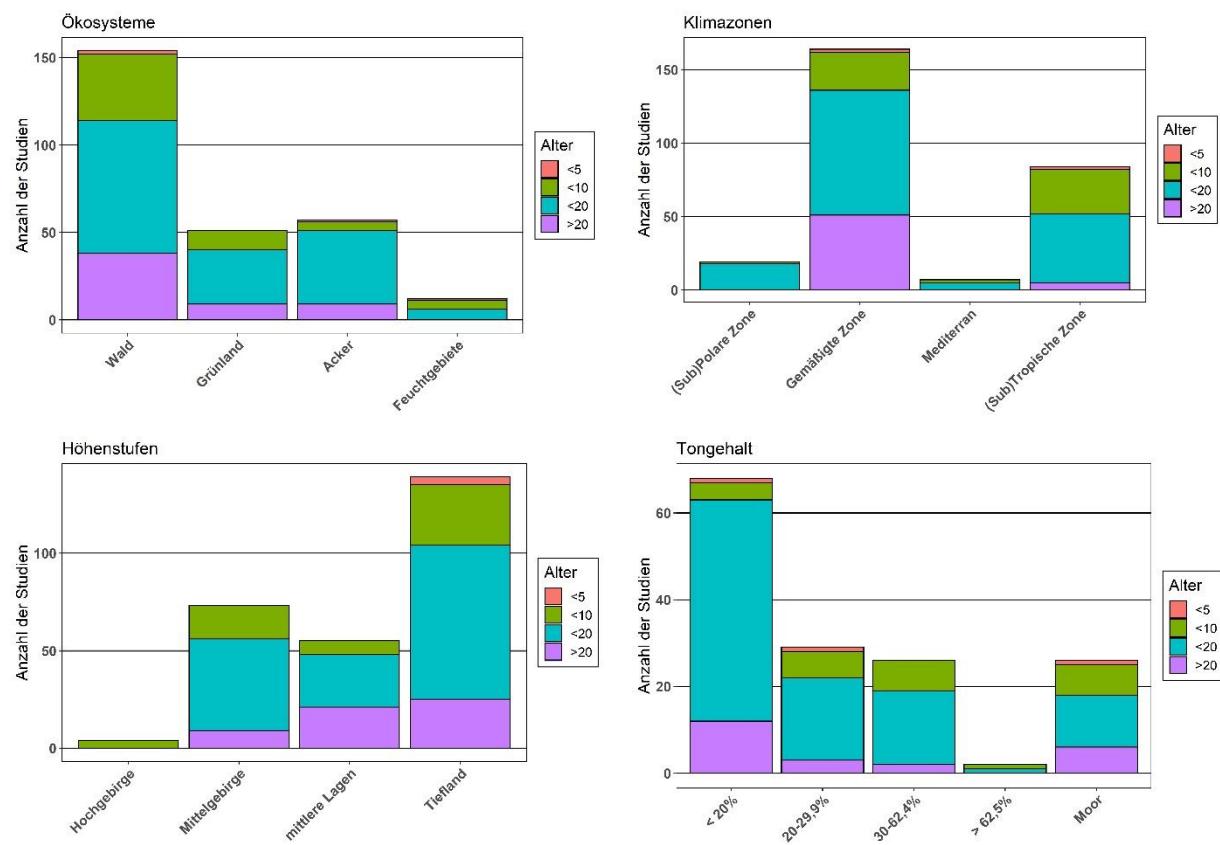
Literaturstudien zur N₂O-Entgasung

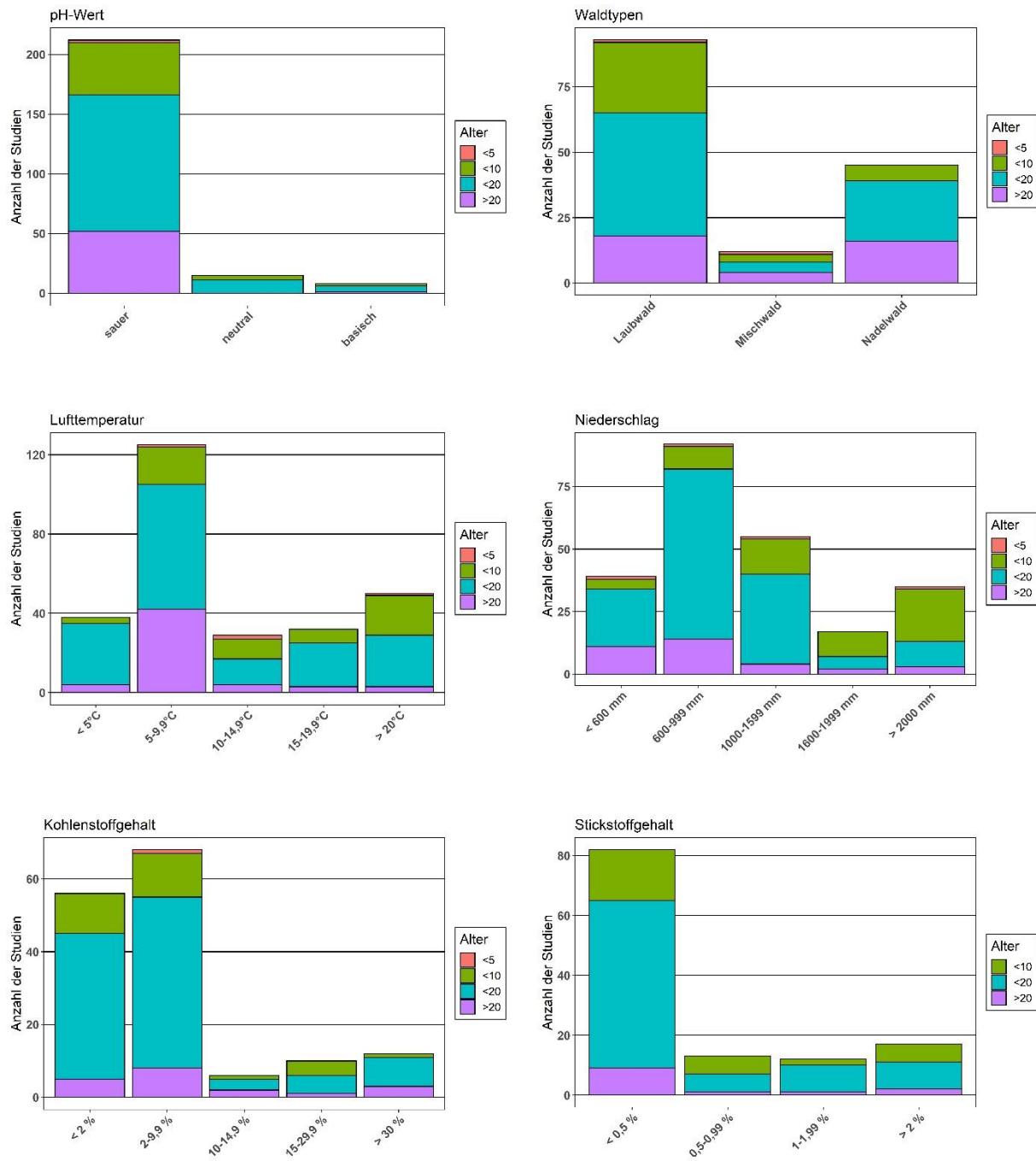
Aufgrund der ständigen Weiterentwicklung und Verbesserung der Messgeräte und Methoden spielt auch das Alter von Untersuchungen eine entscheidende Rolle beim Vergleich und der Bewertung von Studien. Beim Literaturvergleich der N₂O-Studien fehlt bei 51 Studien diese Angabe, was ungefähr 16 % aller untersuchten Studien entspricht.

Beim Betrachten der Studienzeiträume mit Altersangabe Abbildung 14 fällt auf, dass knapp zwei Drittel (64,9 %) der Studien schon vor mehr als 10 Jahren gemacht wurden, 56 davon sind sogar schon mehr als 20 Jahre alt. 19,4 % der Studien (63) wurden in den letzten 10 Jahren publiziert und gerade einmal 4 Studien stammen aus den letzten 5 Jahren, was nur ca. 1 % der insgesamt 325 Literaturstudien entspricht.

Besonders interessant wird diese Tatsache für die einzelnen Untersuchungskriterien. Für deren Unterkategorien, welche sowieso nur eine geringe Anzahl an Studien aufweisen (z.B. die (sub)polare und mediterrane Klimazone, das Hochgebirge, die Tongehaltsklasse > 62,5 %, die neutralen und basischen Böden oder die Kohlenstoffgehaltsklassen 10-14,9 % und > 20 %), konnten zudem auch keine jüngeren Studien der letzten 5 Jahre und nur wenige unter 10 Jahren als Referenzen gefunden werden. Damit verlieren diese Kategorien noch weiter an Aussagekraft.

Abbildung 14: Anzahl und Altersverteilung der N₂O-Studien

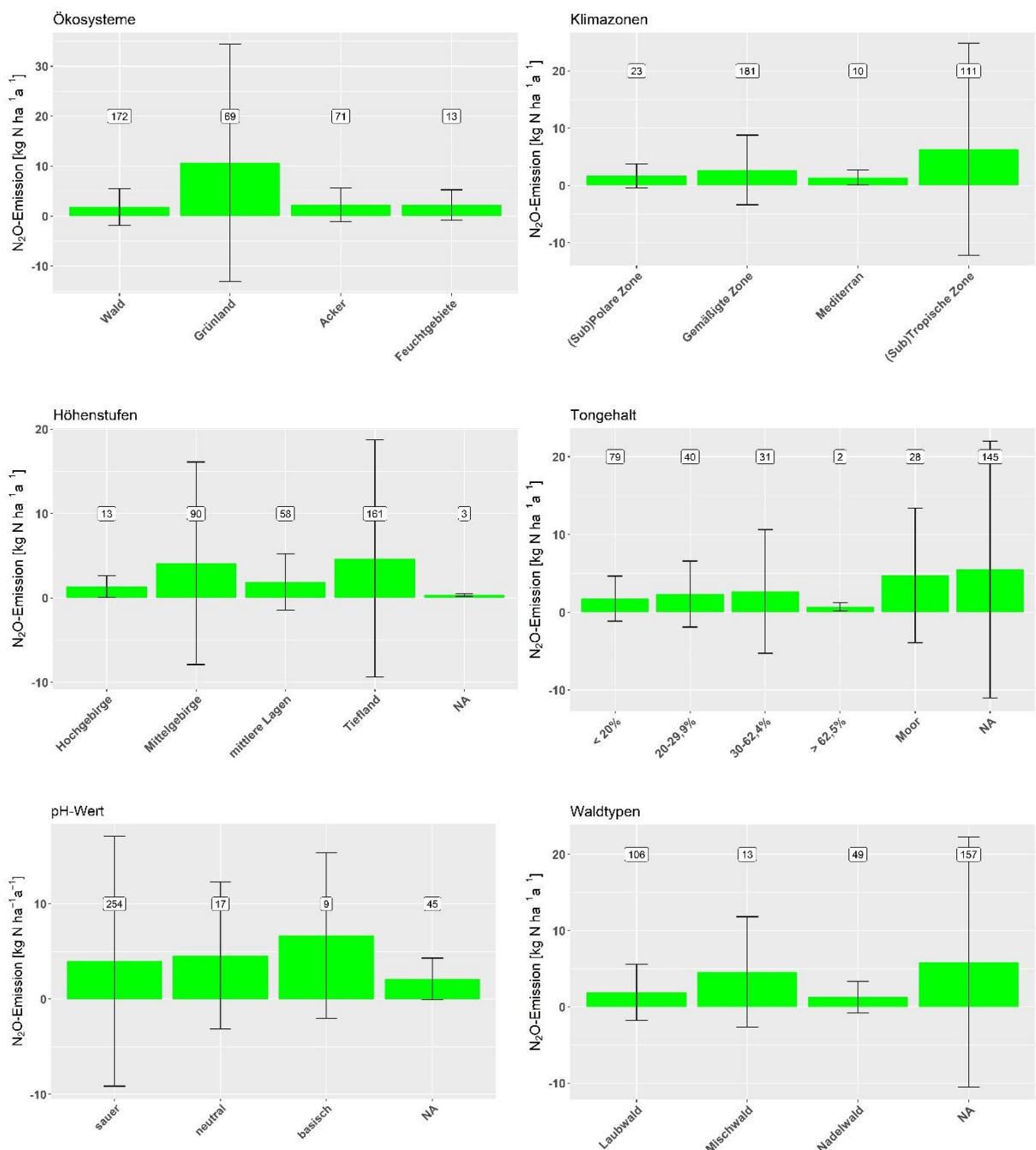


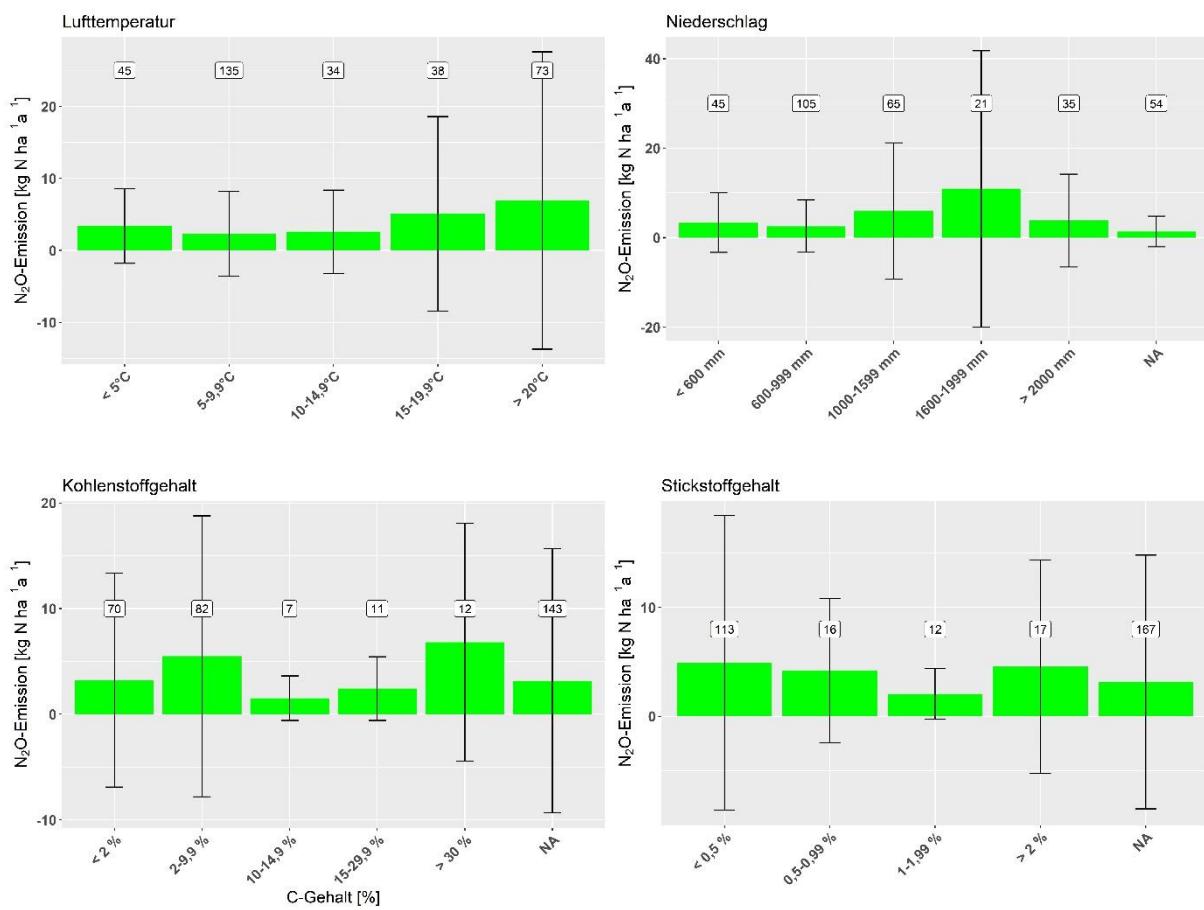


Die Daten sind sortiert nach den Parametern Ökosystemen, Klimazonen, Höhenstufen, Tongehalt, pH-Wert, Waldtypen, Lufttemperatur, Niederschlag, Kohlenstoffgehalt und Stickstoffgehalt. Die Kategorie N/A steht für Datensätze bei denen das entsprechende Merkmal nicht erfasst wurde.

Nachfolgend werden die Ergebnisse der hier durchgeföhrten Literaturstudie zu N₂O-Emissionen vorgestellt (Abbildung 15). Im Vergleich der Studien zeigte sich, dass Grünlandböden ($10,66 \pm 23,72 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) durchschnittlich ungefähr 5-mal mehr N₂O emittieren als Wald-, Acker und Feuchtgebietsböden. Waldböden dabei sogar am wenigsten ($1,86 \pm 3,68 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Böden in tropischen und subtropischen Regionen emittieren $6,35 \pm 18,51 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und damit mehr N₂O als mediterrane, gemäßigte sowie polare und subpolare Böden ($1,40 \pm 1,31$, $2,70 \pm 6,08$ und $1,67 \pm 2,09 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) im Schnitt zusammen.

Abbildung 15: Berechnete N₂O-Emissionen (Mittelwert und Standardabweichung)





Erstellt aus den Literaturdaten in Abhängigkeit von Ökosystemen, Klimazonen, Höhenstufen, Tongehalt, pH-Wert, Waldtypen, Lufttemperatur, Niederschlag, Kohlenstoffgehalt und Stickstoffgehalt. Unter der Kategorie N/A sind Daten zusammengefasst bei denen Daten zum entsprechenden Merkmal nicht mitgeliefert wurden.

Für die Höhenlage lässt sich aus der Literaturstudie keine klare Relation zu den N₂O-Emissionen erkennen. Das Mittelgebirge (400 bis < 1500 m) und das Tiefland (< 200 m) haben mit $4,40 \pm 12,47$ und $4,66 \pm 14,06$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ die höchsten Emissionen. In den mittleren Lagen (200 bis < 400 m) und im Hochgebirge (≥ 1500 m) liegt die Denitrifikation bei $1,87 \pm 3,35$ und $1,09 \pm 1,09$ kg N ha⁻¹ a⁻¹. Beim Tongehalt zeigt sich eine Abhängigkeit der N₂O-Emissionen von der Menge an Ton im Boden. So steigen die Emissionen mit steigendem Tongehalt von $1,76 \pm 2,90$ (< 20 %) auf $4,74 \pm 8,65$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Moor) an. Eine Ausnahme ist die Tongehaltskategorie $\geq 62,5$ %, deren Emissionswerte ($0,71 \pm 0,51$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) am niedrigsten sind. Auch für den pH-Wert ist eine klare Tendenz erkennen, dass die N₂O-Emissionen steigen, sobald die Bodenlösung basischer wird. In der Literaturstudie hatten Studien von sauren Böden durchschnittliche Emissionswerte von $3,99 \pm 13,13$ kg N ha⁻¹ a⁻¹. Basische Böden emittieren im Mittel $6,67 \pm 8,68$ kg N ha⁻¹ a⁻¹. Mit Blick auf die Waldtypen ergeben sich für Mischwälder die höchsten Emissionen ($4,95 \pm 7,23$ kg N ha⁻¹ a⁻¹), während reine Laub- ($1,91 \pm 3,65$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) und Nadelwälder ($1,29 \pm 2,09$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) deutlich weniger N₂O emittieren. Weiterhin zeigt der Vergleich der Studien, dass die N₂O-Emissionen auch mit einer Erhöhung der Lufttemperaturen ansteigen. Emissionswerte die bei Lufttemperaturen im Bereich von 5-9,9 °C aufgenommen wurden, liegen bei $2,84 \pm 7,18$ kg N ha⁻¹ a⁻¹, ab ≥ 20 °C bei $8,66 \pm 23,59$ kg N ha⁻¹ a⁻¹. Nur die Klasse < 5 °C fällt mit $3,63 \pm 5,30$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ aus dem Trend heraus. Von den Kriterien Niederschlag, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt lassen sich keine klaren Abhängigkeiten für die N₂O-Emissionen erkennen. Die Werte liegen dabei zwischen $2,56 \pm 5,84$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ (600-

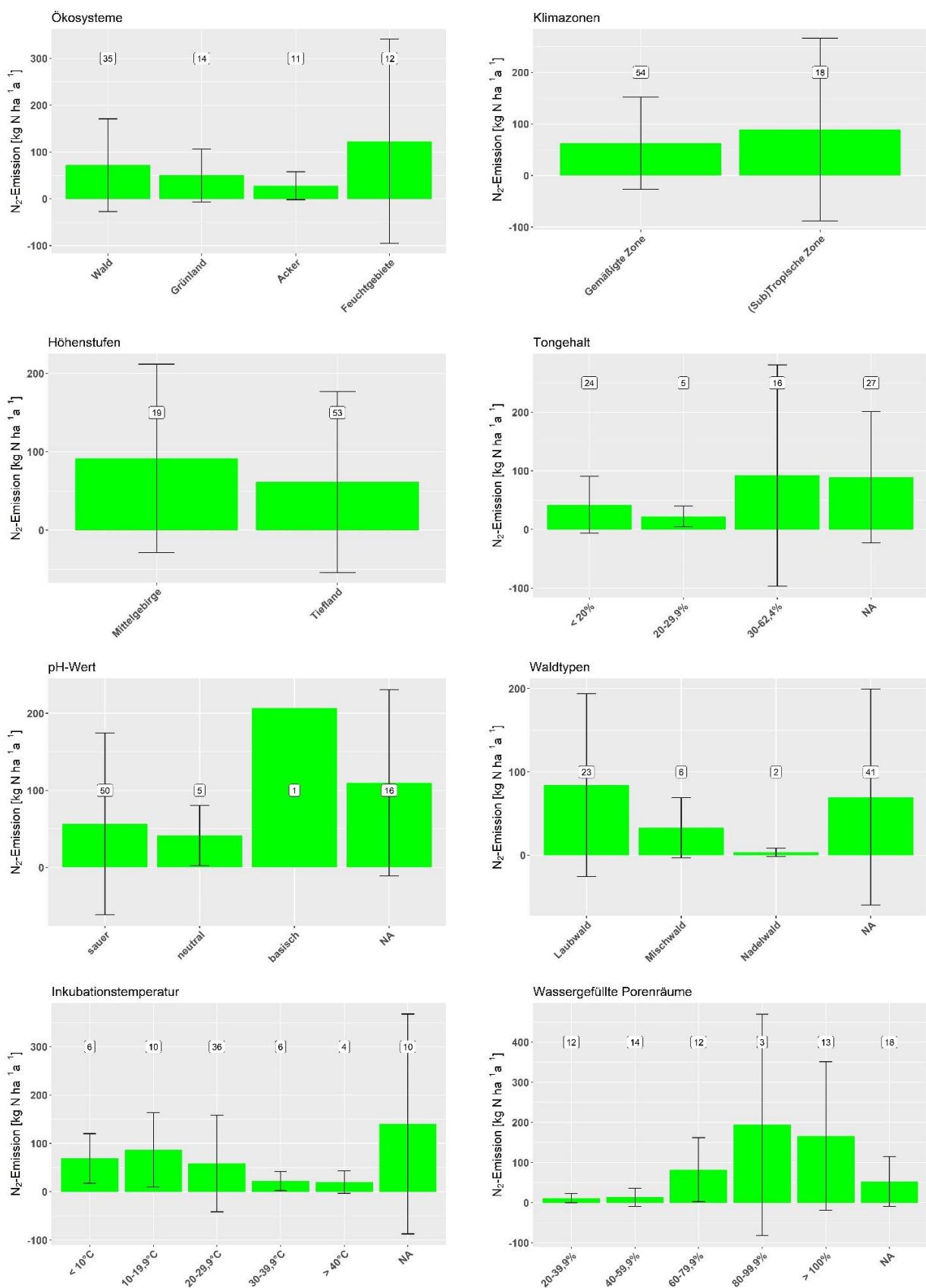
999 mm) und $10,89 \pm 30,89$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ (1600-1999 mm) beim Niederschlag, $1,52 \pm 2,11$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ (10-14,9 %) und $6,82 \pm 11,28$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ (> 30 %) beim Kohlenstoffgehalt und $2,04 \pm 2,33$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ (1-1,99 %) und $4,89 \pm 13,53$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ (< 0,5 %) beim Stickstoffgehalt.

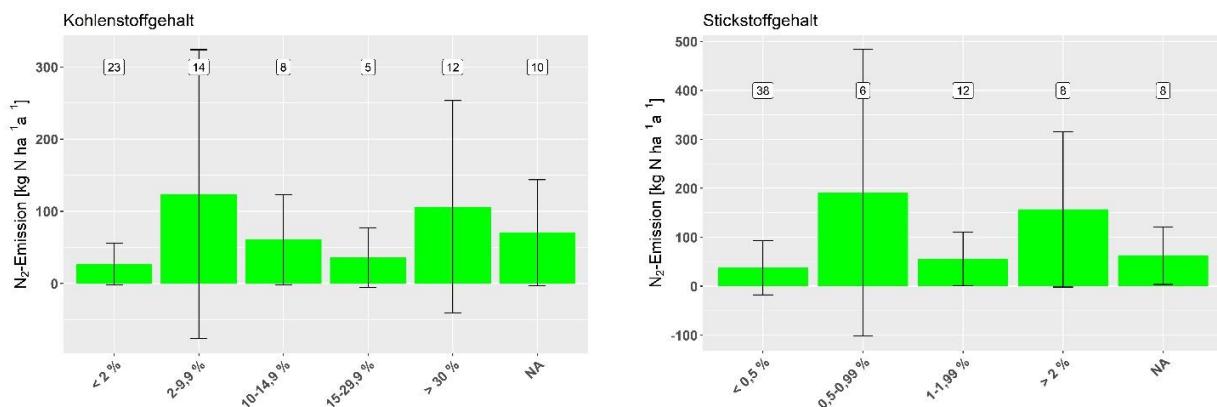
Literaturstudien zu N₂-Entgasungen

Bei den Literaturstudien zu den N₂-Untersuchungen sind für viele Kategorien wenige oder keine Werte vorhanden, weshalb sich die Auswertung der erhobenen Daten als sehr schwer herausstellt (Abbildung 16). Im Vergleich der Ökosysteme emittieren die Feuchtgebiete mit $122,86 \pm 218,17$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ das meiste N₂. Die Ackerstudien weisen nach den Wald- ($71,95 \pm 98,91$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) und Grünlandböden ($49,95 \pm 56,70$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) die geringsten N₂-Werte auf ($27,80 \pm 29,72$ kg N ha⁻¹ a⁻¹). Bei den Klimazonen liegen nur Daten für die gemäßigte und die (sub-)tropische Zone vor, wobei die Emissionen der subtropischen und tropischen Regionen mit durchschnittlich $89,38 \pm 177,20$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ höher, als die der gemäßigten Zone ($62,76 \pm 89,27$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) ausfallen. Auch bei den Höhenstufen waren bei dem Literaturvergleich nur Studien aus dem Mittelgebirge und Tiefland vorhanden. Im Mittelgebirge emittieren die Böden $91,68 \pm 120,23$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ und damit mehr N₂ als Tieflandböden ($61,43 \pm 115,41$ kg N ha⁻¹ a⁻¹). Im Studienvergleich zeigen die N₂-Emissionen keine signifikante Abhängigkeit vom Tongehalt. Bei einem Tongehalt im Bereich von 30-62,4 % sind die Emissionen am höchsten ($91,92 \pm 2,11$ kg N ha⁻¹ a⁻¹), bei unter 20 % am zweithöchsten ($42,13 \pm 189,07$ kg N ha⁻¹ a⁻¹). Für die Tongehaltsstufe von mehr als 62,5 % gibt es keine Angaben. Zum Boden-pH-Wert können auch keine signifikanten Aussagen getroffen werden. Die höchsten Emissionen sind laut Literaturstudie auf basischen Böden zu erwarten. Die N₂-Emissionen liegen hier bei $206,6$ kg N ha⁻¹ a⁻¹ und sind damit rund 4-mal höher als im sauren Milieu

($56,54 \pm 118,03$ kg N ha⁻¹ a⁻¹). Diese Angabe basiert jedoch nur auf einer einzigen Studie und ist daher nicht aussagekräftig. Bei den Waldtypen zeigt sich ein deutlicher Trend, wobei Laubwälder ($84,13 \pm 109,69$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) deutlich mehr N₂ ausstoßen als Nadelwälder ($3,61 \pm 5,08$ kg N ha⁻¹ a⁻¹). Aber auch hierbei basieren die Emissionsdurchschnittswerte für Nadel- und Mischwälder nur auf 2 bzw. 6 Studien. Für die Inkubationstemperatur und die Bodenfeuchte (WFPS) wird deutlich, dass die N₂-Emissionen mit dem Sinken der Temperatur und höherer Bodenfeuchte steigen. Die höchsten Entgasungswerte liegen im Bereich von 10-19,9 °C ($86,91 \pm 76,85$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) und unter 10 °C ($68,78 \pm 51,37$ kg N ha⁻¹ a⁻¹). Ab 30 °C fallen die durchschnittlichen Emissionswerte geringer aus (bei 30-39,9 °C $22,02 \pm 19,70$ kg N ha⁻¹ a⁻¹, ab 40 °C $20,23 \pm 23,36$ kg N ha⁻¹ a⁻¹). Gleichzeitig sind die untersuchten Emissionswerte in feuchten Böden am höchsten, wie die Bereiche 80-99,9 % ($193,83 \pm 276,11$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) und > 100 % ($166,27 \pm 184,74$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) zeigen. Die N₂-Emissionen von trockeneren Böden sind im Vergleich viel niedriger (20-39,9 %: $11,31 \pm 11,63$ kg N ha⁻¹ a⁻¹). Zwischen den N₂-Emissionen und dem Kohlenstoff- sowie dem Stickstoffgehalt im Boden gibt es dagegen keine signifikanten Relationen. Die Entgasungswerte sind dabei für einen Kohlenstoffgehalt von 2-9,9 % ($123,76 \pm 200,26$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) und einen Stickstoffgehalt von 0,5-0,99 % ($190,74 \pm 292,85$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) am höchsten, bei < 2 % (C) ($26,99 \pm 28,81$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) und < 0,5 % (N) ($37,62 \pm 55,18$ kg N ha⁻¹ a⁻¹) am geringsten.

Abbildung 16: Berechnete N₂-Emissionen aus den Literaturdaten





Mittelwerte und Standardabweichung zusammengestellt in Abhängigkeit von Ökosystemen, Klimazonen, Höhenstufen, Tongehalt, pH-Wert, Waldtypen, Lufttemperatur, Niederschlag, Kohlenstoffgehalt und Stickstoffgehalt. Unter der Kategorie N/A sind Daten zusammengefasst bei denen Daten zum entsprechenden Merkmal nicht mitgeliefert wurden.

4.1.4 Erkenntnisse der Literaturstudie

Ein Vergleich verschiedener Studien ist problematisch, da andere Messsysteme zum Einsatz kommen, sowie Messdauer und das Messintervall der Studien unterschiedlich sind. Zudem kann eine für ein Gebiet atypische Witterung zu untypischen Ergebnissen führen. Eine zu geringe Messfrequenz der Einzelmessungen kann zu einer Überschätzung der Jahresflüsse von über 900 % führen (Barton et al. 2015). Bei Laborversuchen werden zudem unterschiedliche Bedingungen bezüglich Temperatur und Feuchtigkeit angewandt, die einen Vergleich verschiedener Studien ebenfalls erschweren.

Ein Vergleich wird weiterhin durch die unterschiedliche Datenbasis der Begleitparameter, wie Deposition oder Korngrößen Zusammensetzung, erschwert. Eine Beurteilung der entscheidenden Einflussgrößen ist so nicht immer möglich. Erschwerend kommen auch unterschiedliche Messzeiträume hinzu. Besonders bei Untersuchungen, die nur in der Vegetationsperiode im Sommer aufgenommen wurden oder bei Studien in Klimazonen ohne Jahreszeiten fehlen Werte aus dem Winterhalbjahr. Die hier in den Tabellen angegebenen jährlichen Emissionen sind in diesen Fällen somit zu hoch.

Für viele Studien (N₂O [N₂]) fehlen auch wichtige Bodendaten und meteorologische Daten. Von den 325 [72] Messungen fehlen bei 134 [19] Angaben zur konkreten Bodenart und bei 145 [27] fehlen Angaben zum Tongehalt, was 45 % [38 %] der betrachteten Studien entspricht. Für die Bewertung der Denitrifikation im Rahmen der Critical Loads wurde der Tongehalt als wesentliche Größe zur Steuerung der Denitrifikation gewählt. Die Anzahl der Studien, die hierbei als Grundlage für die CL-Berechnung verwendet werden können reduziert sich dadurch enorm. So enthält der Datensatz nur zwei [keine] Einträge mit einem Tongehalt von > 62,5 %. Damit können auch keine Rückschlüsse gezogen werden, ob bei hohen Tongehalten, hohe N₂O-Emissionen zu erwarten sind. Hier ist eine bessere Datengrundlage notwendig. 83-mal [22-mal] fehlen Angaben zum Bodentyp. Eine weitere wichtige Größe für die Denitrifikation sind Angaben zum C- und N-Gehalt des Bodens. Über den C-Gehalt machen 143 [10] Studien (44 % [14 %]) keine Angaben und zum N-Gehalt 167 [8] Studien (51 % [11 %]). Besonders der N-Gehalt ist für die Denitrifikation von Bedeutung. Dies zeigt auch die in diesem Projekt durchgeföhrte Studie. Immerhin an 82 [10] (25 % [14 %]) bzw. 54 [18] (17 % [25 %]) Messpunkten fehlen Angaben zur jährlichen Durchschnitts- bzw. Inkubationstemperatur sowie zum Jahresniederschlag bzw. dem Wassergefüllten Porenvolumen. Der pH-Wert beeinflusst die mikrobielle Aktivität und sollte deshalb in Bodenentgasungsstudien ebenfalls angegeben werden. Diese Angabe fehlt bei

45 [16] Studien (14 % [22 %]). Bei der Angabe des pH-Wertes ist für die Vergleichbarkeit mehrere Standorte die Angabe in welche Lösung der pH-Wert gemessen wurde (H_2O , KCl oder CaCl_2) wichtig. Bei den 280 [56] Studien mit Angabe des pH-Wertes fehlt diese Information bei 95 [43] Studien (34 % [77 %]).

Um eine höhere Aussagekraft solcher Studien gewährleisten zu können, ist es empfehlenswert und dringend notwendig, Angaben zur Qualität der Messungen, wie z.B. die Anzahl der Messpunkte, den Messzeitraum, die Frequenz der Messungen, sowie Angaben zu den Standortsbedingungen (Ton-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt und pH-Wert) zu machen. Für einen besseren Vergleich miteinander, werden die Studien nach diesen Kriterien bewertet. Der Großteil der Literaturrecherche erreicht dabei jedoch keine zufriedenstellende Bewertung, da zumeist die Messungen unzureichend lange und genau durchgeführt oder keine nachvollziehbaren Aussagen darüber getroffen wurden. Es wäre zudem von Vorteil gleichermaßen viele Freiland- wie Laboruntersuchungen zu nutzen, um die Abweichung von idealen und realen Bedingungen vergleichen zu können.

4.2 Verwitterung

Die Freisetzung von basischen Kationen durch Verwitterung (BC_w) im Boden ist ein wichtiger Prozess im biogeochemischen Kreislauf. Zusammen mit der Deposition ist die Verwitterung die nachschaffende Kraft hinsichtlich der basischen Pflanzennährstoffe Kalium, Magnesium und Kalzium. Die Verwitterungsrate bedingt die Pufferkapazität sowie die Fruchtbarkeit eines Bodens und ist ein Kriterium bei der Beurteilung stofflicher Nachhaltigkeit in der Forstwirtschaft. Der Verwitterungsprozess ist dabei die größte Senke für Protonen im Boden und beeinflusst die Sensitivität eines Ökosystems gegenüber Säureeinträgen maßgeblich (Whitfield et al. 2006). Die BC_w wird deshalb bei der Berechnung der Critical Loads (CL) für Säure, also der langfristigen Belastungsgrenze eines Rezeptors gegenüber versauernd wirkenden Luftschadstoffen, berücksichtigt. Trotz einer Vielzahl an Methoden zur Berechnung der Verwitterungsrate (CLRTAP 2017) wird diese immer noch als methodisches Grundproblem der Critical Loads gesehen (Köble et al. 1993), da die hohen Unsicherheiten in der Herleitung zu hohen Unsicherheiten in CL für Säure führen (Hodson und Langan 1999; Skeffington 2006). Die Verwitterungsrate kann für die Hälfte der Variabilität des Critical Loads verantwortlich sein (Phelan et al. 2014). Bis heute wird die Berechnung der BC_w deshalb als wissenschaftliche Herausforderung gesehen (Whitfield et al. 2018).

Die verschiedenen Methoden zur Berechnung der Verwitterungsrate unterscheiden sich prinzipiell hinsichtlich ihres Konzeptes, ihres Zeit- und Raumbezuges sowie der benötigten Eingabeparameter. Räumlich lassen sich standortspezifische Methoden (pedon-scale) von Methoden unterscheiden, die sich auf ein Einzugsgebiet (catchment-scale) beziehen.

Im folgenden Abschnitt werden kurz die verschiedenen Methoden zur Abschätzung der Verwitterungsrate beschrieben.

Bei der Input-Output-Bilanz (budget studies) wird die Verwitterungsrate aus den gemessenen anderen Bilanzgrößen abgeleitet. Da Bilanzierungen für Änderungen in der Kationenaustauschkapazität und Netto-Mineralisation schwierig sind, wird meist der steady state angenommen und die Verwitterung aus Deposition Abzüglich Austrag und Nährlemententzügen abgeschätzt (Akselsson et al. 2019). Die Methode kann standortspezifisch oder für Wassereinzugsgebiete angewendet werden (Langan et al. 1996; Paces 1986; Mason 1991; Sverdrup et al. 1998; Simonsson et al. 2015; Casetou-Gustafson et al. 2019). Die Input-Output-Methode kann meist

nur auf eine eingeschränkte Anzahl an Standorten angewendet werden, nämlich nur dort wo durch Langzeitmessungen verlässliche Informationen zu den Stoffflüssen vorliegen.

Eine weitere Methode zur Berechnung der Verwitterungsrate ist die pedologische Bilanzmethode (depletion method), bei der ein verwitterungsresistenter Element (Titan, Zirkonium) in das Verhältnis zu labilen Elementen (basische Kationen) gesetzt wird und zwischen unverwittertem C-Horizont und verwittertem Oberboden bilanziert wird (Bain et al. 1993; Stendahl et al. 2013; Casetou-Gustafson et al. 2020).

Weitere Methoden zur Abschätzung der Verwitterungsrate sind empirische und statistische Ansätze, wie z.B. der Substrat-Textur-Ansatz nach De Vries, Modelle wie PROFILE (Sverdrup und Warfvinge 1993a) und Magic, Strontium-Isotope oder Laborstudien.

In Deutschland wird im Rahmen der Berichtspflichten für die Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP 2017) für den bundesweiten CL-Datensatz die Verwitterungsrate über den Substrat-Textur-Ansatz nach Vries et al. (1992) ermittelt (Schlutow et al. 2017). Hierbei werden Angaben über Ausgangsgestein und Bodenart aus der nutzungsspezifischen Bodenübersichtskarte Deutschlands 1: 1 000 000 kombiniert, um Verwitterungsklassen abzuleiten. Grundsätzlich wird dabei ein linearer Zusammenhang zwischen Verwitterungsrate und Tongehalt angenommen (Sverdrup 1990).

Eine Alternative zum Substrat-Textur-Ansatz ist das Modell PROFILE (Sverdrup und Warfvinge 1993a). PROFILE berechnet für jeden einzelnen Bodenhorizont die Reaktion der Minerale mit den Elementen der Bodenlösung (H^+ , H_2O , CO_2 , organischen Liganden). Als Datengrundlage werden Parameter wie Deposition, Streufall, Kronenraumaustausch- und Aufnahmeprozesse als langjähriges Mittel aber auch bodenphysikalische Parameter wie Trockenrohdichte, volumetrischer Wassergehalt, spezifische Mineraloberfläche und quantitative Mineralanalysen benötigt. Der hohe Anspruch an die Eingabeparameter limitiert dabei den Einsatz des Modells (Koseva et al. 2010).

Im Rahmen des forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland liegen für 429 Standorte der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) und für weitere Standorte des intensiven Monitorings (Level II) quantitative Mineralanalysen vor. Bodenphysikalische Messwerte wie Korngrößenverteilung und Trockenrohdichten ergänzen den Datensatz. Mit Hilfe dieser Daten und dem Modell PROFILE werden Verwitterungsraten berechnet, die zur Validierung des Substrat-Textur-Ansatzes nach Vries et al. (1992) Verwendung finden.

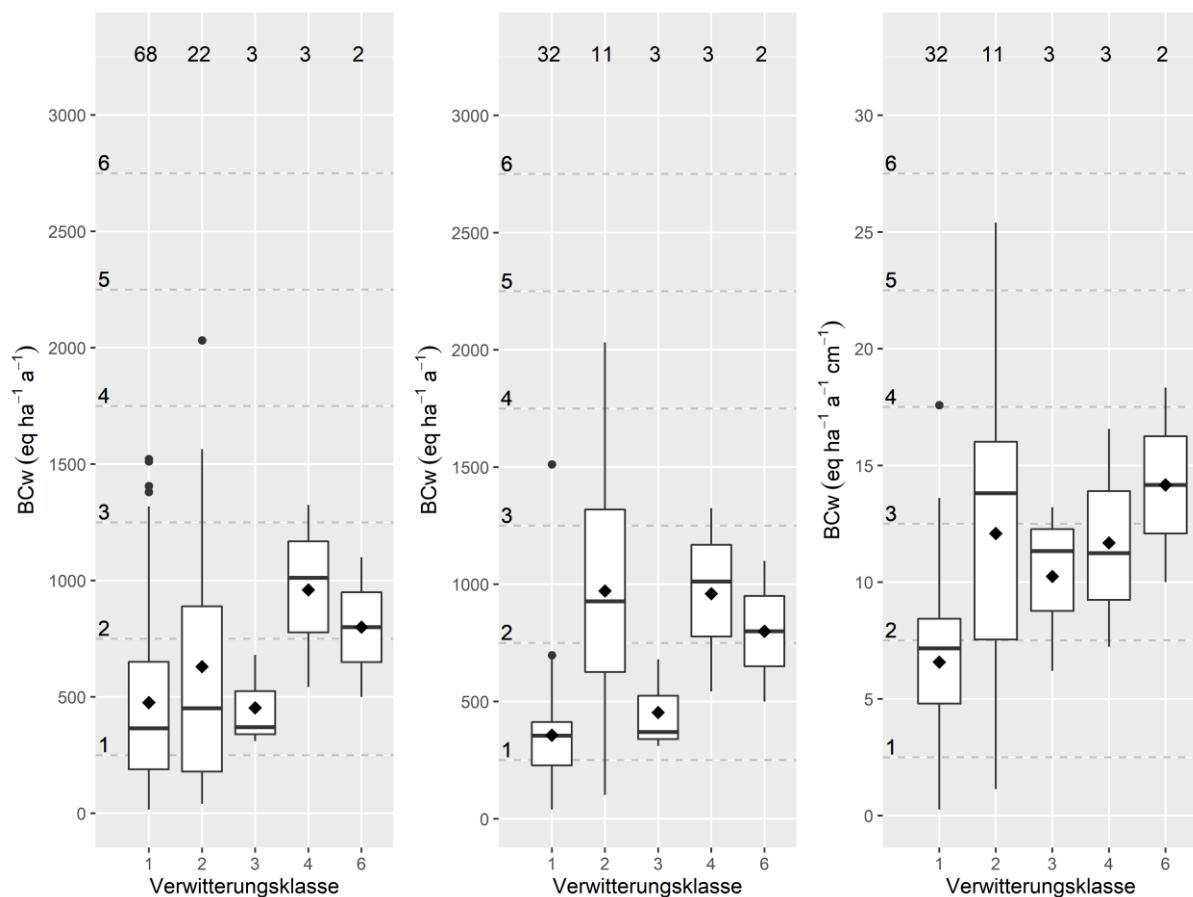
Zuvor werden Angaben zur Verwitterungsrate aus der Literatur zusammengefasst. Die Literaturdatenbank umfasst ca. 690 Einträge mit Verwitterungsraten von drei Kontinenten (Europa, Asien, Nordamerika). Die Studien unterscheiden sich stark in der Qualität der veröffentlichten Verwitterungsraten (standortspezifische Werte oder statistische Kennwerte), und Metadaten (Bodentiefe, Ausgangsgestein, Mineralogie und Tongehalt), was es schwer macht diese direkt zu vergleichen. Im ersten Schritt wurden deshalb alle Ergebnisse in Abbildung 7 und Abbildung 8 und im Anhang A.4 zusammengefasst.

Tabelle 7: Statistische Kenngrößen der Verwitterungsraten in Deutschland.

Quelle	Q5	Q25	Med	Q75	Q95	Methode	n	Erläuterung
Schlutow et al. (2018)	295	870	1297	1916	4267	STA	-	CLRTAP 2015-2017
Wellbrock und Bolte (2019)	240	560	986	1886	6990	STA	1848	BZE-Wald II
Ahrends et al. (2018)	170	420	970	2080	12690	PROFILE	1424	BZE-Wald II
Aktuelle Studie	94	306	600	1291	3853	PROFILE	153	Literaturauswertung ¹

1: standortspezifische Einzelwerte, Methode PROFILE (siehe Anhang A.4)

Verwitterungsrate: ($BCw = K + Na + Mg + Ca$, eq $ha^{-1} y^{-1}$), berechnet mittels Substrat-Textur-Ansatz (STA) und PROFILE im Vergleich zu Daten aus der aktuellen Literaturoauswertung

Abbildung 17: Verwitterungsraten aus der Literatur nach Verwitterungsklassen

Verwitterungsraten ($BCw = Ca + K + Mg + Na$) aus der Literatur nach Verwitterungsklassen (VW) entsprechend CLRTAP (2017). VW in eq $ha^{-1} a^{-1}$ unabhängig von der Methode (links) und aus PROFILE (Mitte). Verwitterungsintensität, d.h. Verwitterungsrate bezogen auf einen Zentimeter Bodentiefe (eq $ha^{-1} a^{-1} cm^{-1}$) aus PROFILE (rechts).

VW 1 = saures Ausgangsgestein (AG) mit grober Textur (Ton <18 Masse-%);

VW 2 = neutrales bis basisches AG mit grober Textur (Ton <18 Masse-%);

VW 3= saures AG mittlerer Textur (18 %<= Ton <35%);

VW 4 = neutrales AG mit 18 Masse-%<=Ton<35 Masse-%;

VW 6 = saures, neutrales oder basisches AG mit feiner Textur (Ton>35 Masse-%). Horizontale Linien =

Referenzlinien STA nach CLRTAP (2017). Anzahl der Verwitterungsraten pro Verwitterungsklasse als Zahlen in den Boxplots.

Zur Einordnung der Literaturwerte nach Substrat- und Texturklasse wurden die in den Tabellen im Anhang A.4 dargestellten standortspezifischen Werte verwendet. Die Zuordnung der Literaturwerte zu Substratklassen erfolgte nach Ausgangsgestein (CLRTAP (2017), Tabelle V.15) und sofern verfügbar nach SiO₂-Gehalten im Boden entsprechend der Klassifikation nach McNulty et al. (2007). Die Zuordnung zu Texturklasse erfolgte entsprechend CLRTAP (2017, Tabelle V.14).

Für ca. 100 Datensätze aus der Literatur konnten folglich Verwitterungsklassen abgeleitet werden. Für eine Vielzahl der Datensätze fehlten jedoch die hierfür erforderlichen Angaben zu Ton- und Sandgehalt oder Angaben zum Ausgangsgestein und Bodentiefe. Abbildung 17 zeigt diese ausgewählten Datensätze stratifiziert nach Verwitterungsklassen (i) unabhängig von der Berechnungsmethode, (ii) auf die PROFILE-Methode beschränkt und (iii) auf einen Zentimeter Bodentiefe bezogen. Als Vergleichswert dienen die Verwitterungsraten entsprechend der Verwitterungsklassen (VW) aus dem Substrat-Textur-Ansatz ($T=8^{\circ}\text{C}$, 1 m bzw. 1 cm Bodentiefe). Über 90 % der Standorte aus der Literatur weisen geringe Ton- und hohe Sandgehalte auf und lassen sich bei saurem Ausgangsgestein VW 1 bzw. bei intermediären bzw. basischen Ausgangsgesteinen VW 2 zuordnen. Für Böden mit mittleren Texturen (VW 3, VW 4) und feinen Texturen (VW 6) konnten nur wenige und für VW 5 gar keine Literaturwerte hinterlegt werden. Auffällig ist die große Spannweite der Verwitterungsraten innerhalb der VW 1 und besonders in VW 2 betrachtet man verschiedene Methoden zur Berechnung der Verwitterungsrate, unterschiedliche Bezugstiefen und Standortbedingungen (z.B. Temperatur) zusammen (Abbildung 17, links). Werden lediglich Verwitterungsraten aus PROFILE betrachtet (Abbildung 17, Mitte) ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen den Verwitterungsraten der Böden in VW 1 und VW 2. Die Verwitterungsintensitäten (nach Koptsik et al. (1999)), d.h. die Verwitterungsraten bezogen auf ein Zentimeter Bodentiefe, liegen für die Böden in VW 1 und VW 2 weit oberhalb der Referenzwerte aus dem Substrat-Textur-Ansatz (STA). Ca. 75 % der sauren Böden in VW 1 weisen Verwitterungsintensitäten über 5 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹ auf im Vergleich zu 2,5 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹ ($T=8^{\circ}\text{C}$) aus dem Substrat-Textur-Ansatz. Auch bei den intermediären und basischen Böden grober Textur (VW 2) zeigen ca. 75 % der Standorte Verwitterungsintensitäten oberhalb des Referenzwertes von 7,5 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹ aus dem STA. Demnach hat auch die Betrachtung der Verwitterungsintensität, d.h. einer einheitlichen Bezugstiefe, die Übereinstimmung zwischen Literaturwerten und dem Substrat-Textur-Ansatz nicht erhöht.

Tabelle 8: Freisetzung von basischen Kationen durch die Verwitterung - Literaturrecherche

Quelle	Methode	Land, Region, Standort	Ca	Mg	K	Na	BC _w	BC _w Spanne	n
Ahrends et al. (2018)	PROFILE	Deutschland, BZE-Wald	1767	794	193	353	3110	-	1424
Ahrends et al. (2018)	PROFILE	Deutschland, BZE-Wald, ohne karbonatische Standorte	210	346	188	347	1090	-	1214
Akselsson et al. (2019)	PROFILE	Schweden	124	52	46	111	332	-	
Akselsson et al. (2004)	PROFILE	Schweden	380	170	150	400	1100	-	25589
Becker (2001)	PROFILE	Deutschland, Sachsen	53	183	256	215	708	39- 2032	19
Casetou-Gustafson et al. (2020)	PROFILE	Schweden					399	371-427	2
Duan et al. (2002)	PROFILE	China	-	-	-	-	421	-	16
Dultz (2001)	PROFILE	Deutschland	20	186	192	134	531	-	4
Houle et al. (2012)	PROFILE	Kanada	910	390	120	280	1710	-	21
Kolka et al. (1996)	PROFILE	USA					406	-	5
Koptzik et al. (1999)	PROFILE	Norwegen, Russland					157	50-280	9
Koseva et al. (2010)	PROFILE	Kanada	-	-	-	-	-	143-2119	75
Koseva et al. (2010)	PROFILE	Kanada	231	160	60	177	628	-	10
Kronnäs et al. (2019)	PROFILE	Schweden					755	-	2
Langan et al. (1996)	PROFILE	UK					673	410-980	9
Maxe (1995)	PROFILE	Schweden					670	-	1
Mongeon et al. (2010)	PROFILE	Kanada					709	190-3510	19
Phelan et al. (2014)	PROFILE	USA, Pennsylvania	-	-	-	-	2301	119- 9245	51
Stendahl et al. (2013)	PROFILE	Schweden					413	290-680	13
Ouimet und Duchesne (2005)	PROFILE	Kanada	405	210	110	99	823	259-1512	3
Whitfield et al. (2010)	PROFILE	Kanada					-	16-740	43
Whitfield und Watmough (2012)	PROFILE	Kanada					-	0,1-23500	107
Koseva et al. (2010)	Substrat-Textur-Ansatz	Canada	-	-	-	-	-	6-367	75
Phelan et al. (2014)	Substrat-Textur-Ansatz	USA, Pennsylvania	-	-	-	-	879	601-1300	51
Schlutow et al. (2018)	Substrat-Textur-Ansatz	Deutschland					1579	-	
Egli et al. (2008)	PMB	Italien, Schweiz	-	-	-	-	313	-	20
	PMB, Ti	Kanada	390	120	262	454	1226	461-1668	3
Ouimet und Duchesne (2005)	PMB, Zr	Kanada	367	92	318	508	1284	1092-1476	2
Stendahl et al. (2013)	PMB	Schweden					204	-	13
Ouimet und Duchesne (2005)	budget	Kanada	705	151	110	120	1086	-	3
Ouimet und Duchesne (2005)	MAGIC	Kanada	689	112	107	99	1007	-	3

Quelle	Methode	Land, Region, Standort	Ca	Mg	K	Na	BC _w	BC _w Spanne	n
Ouimet und Duchesne (2005)	Literaturauswertung	Waldökosysteme, Nordamerika und Canada	338	168	130	111	612	-	-
Klaminder et al. (2011)	Massenbilanz, Zr-depletion, Strontium Isotop, Klima-Regression, PROFILE, MAGIC	Schweden, Svarterget-Krycklan Einzugsgebiet	34	-	10	-	-	-	-

PMB=Pedologische Massenbilanz (depletion), Ca: Calcium; Mg: Magnesium; K: Kalium; Na: Natrium; BC_w Freisetzung von basischen Kationen durch die Verwitterung [eq ha⁻¹ a⁻¹]; n: Anzahl der Stichprobenpunkte.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Denitrifikation

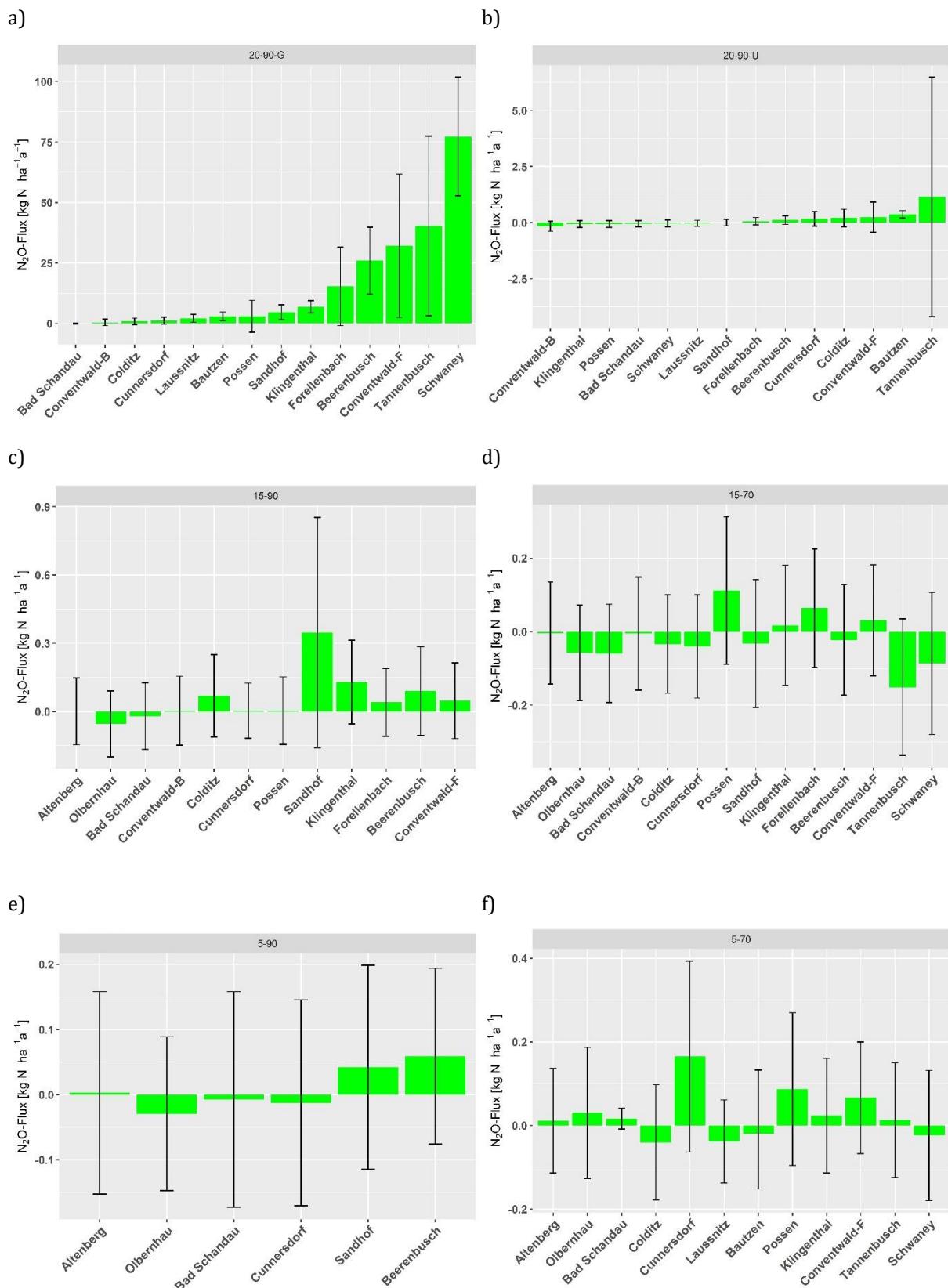
5.1.1 Bodenentgasung – Umgebungsluft

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Laborversuche zur Bodenentgasung dargestellt. Es werden die Gase N₂O, CO₂ sowie CH₄ untersucht. Die einzelnen Daten sind im Anhang A.5 aufgelistet.

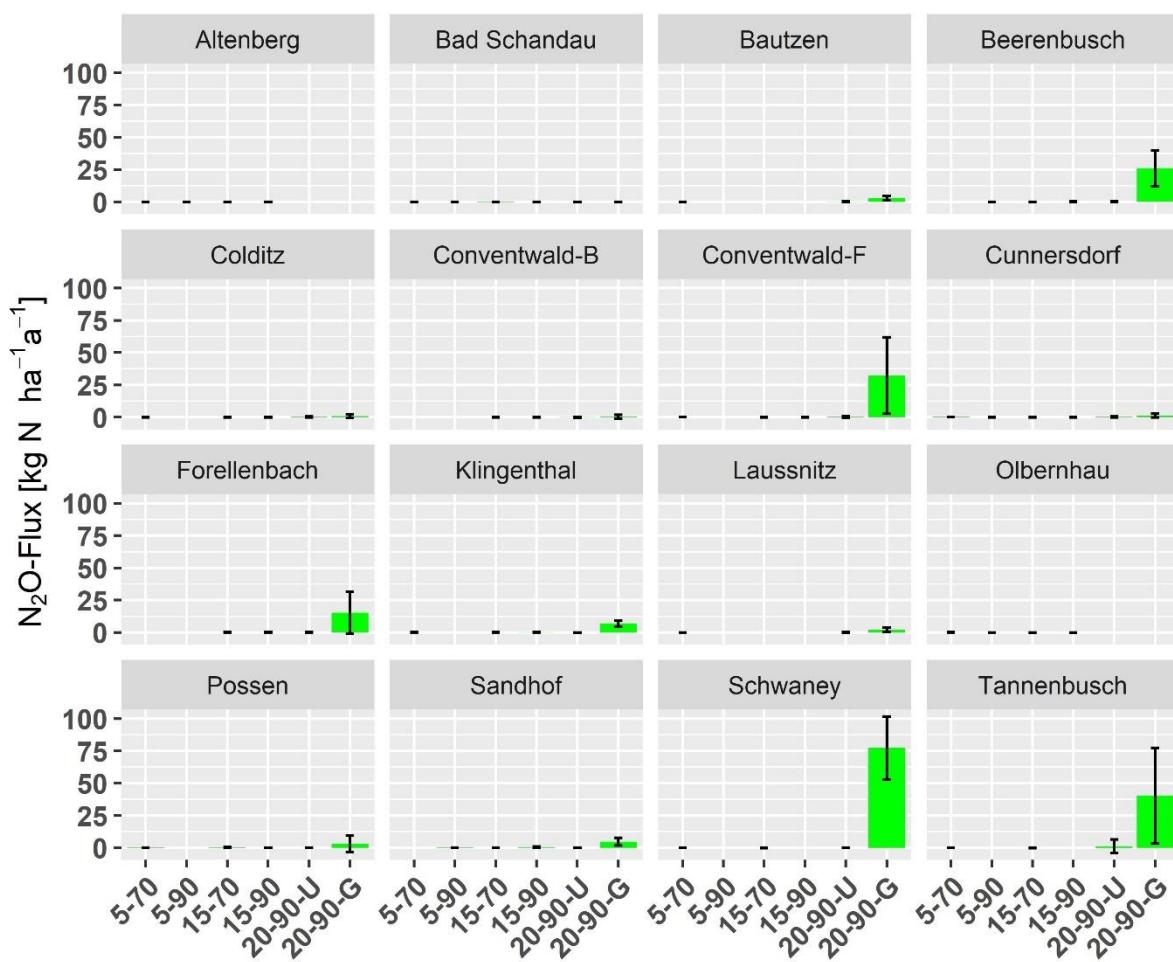
N₂O-Emissionen

Dieser Abschnitt beschäftigt sich mit den N₂O-Emissionen für die einzelnen Standorte. Abbildung 18 stellt, sortiert nach Behandlungsmethode, für die einzelnen Standorte die N₂O-Emissionen dar. Um auch bei Behandlungsmethoden mit geringen N₂O-Emissionen Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten erkennen zu können, wurde jeweils eine separate Einteilung der y-Achse vorgenommen. In Abbildung 19 sind die Ergebnisse der N₂O-Messungen in einer Grafik mit der gleichen Einteilung der y-Achse zusammengefasst. Hier wird ersichtlich, dass nur die Behandlungsmethode 20-90-G signifikante Werte lieferte. Alle anderen Behandlungsmethoden liefern N₂O-Emissionen von deutlich unter 1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ oder schwanken um 0 herum. Dass N₂O-Emissionen von Waldfächten eine geringe Bedeutung haben zeigt auch unsere Literaturrecherche sowie andere Arbeiten (Flechard et al. 2019). Berücksichtigt werden muss jedoch auch, dass wie bereits angesprochen, N₂O-Emissionen beispielsweise nur kurzfristig im Frühjahr hoch sind und den Rest des Jahres sehr niedrig ausfallen. Wird im Freiland diese Phase verpasst, so fallen die berechneten N₂O-Emissionen zu niedrig aus. Im Rahmen dieses Projektes wurden die pulsartig auftretenden Emissionen ebenfalls nicht betrachtet.

Im Folgenden wird nur die Behandlungsmethode 20-90-G betrachtet. Die Level-II-Standorte in Nordrhein-Westfalen Tannenbusch ($40,32 \pm 37,09$ kg N ha⁻¹a⁻¹) und Schwaney ($77,29 \pm 24,50$ kg N ha⁻¹a⁻¹) zeigten die höchsten Emissionen. Gleichzeitig weisen diese beiden Standorte die höchsten NO₃-Werte auf (Abbildung 24). Das ist vermutlich auch auf die Nähe zu den landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten in den Niederlanden mit den erhöhten Stickstoffeinträgen zurückzuführen. Auch am Standort Coventwald-F im Schwarzwald nahe Frankreich zeichnen sich ähnlich hohe Emissionswerte ($32,15 \pm 29,65$ kg N ha⁻¹a⁻¹) infolge erhöhter Stickstoffeinträge ab. Die niedrigsten N₂O-Emissionswerte kommen aus Bad Schandau ($-0,03 \pm 0,13$ kg N ha⁻¹a⁻¹).

Abbildung 18: N₂O-Emissionen für die verschiedenen Behandlungsmethoden

Behandlungsmethoden: a) 20°C, 90 % WFPs, gestörte Proben sowie die ungestörten Proben b) 20°C, 90 % WFPS, c) 15°C, 90 % WFPS, d) 15°C, 70% WFPS, e) 5°C, 90 % WFPS und f) 4°C, 70 % WFPS. Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardabweichung der Emissionen in kg N ha⁻¹ a⁻¹ für die einzelnen Messstandorte.

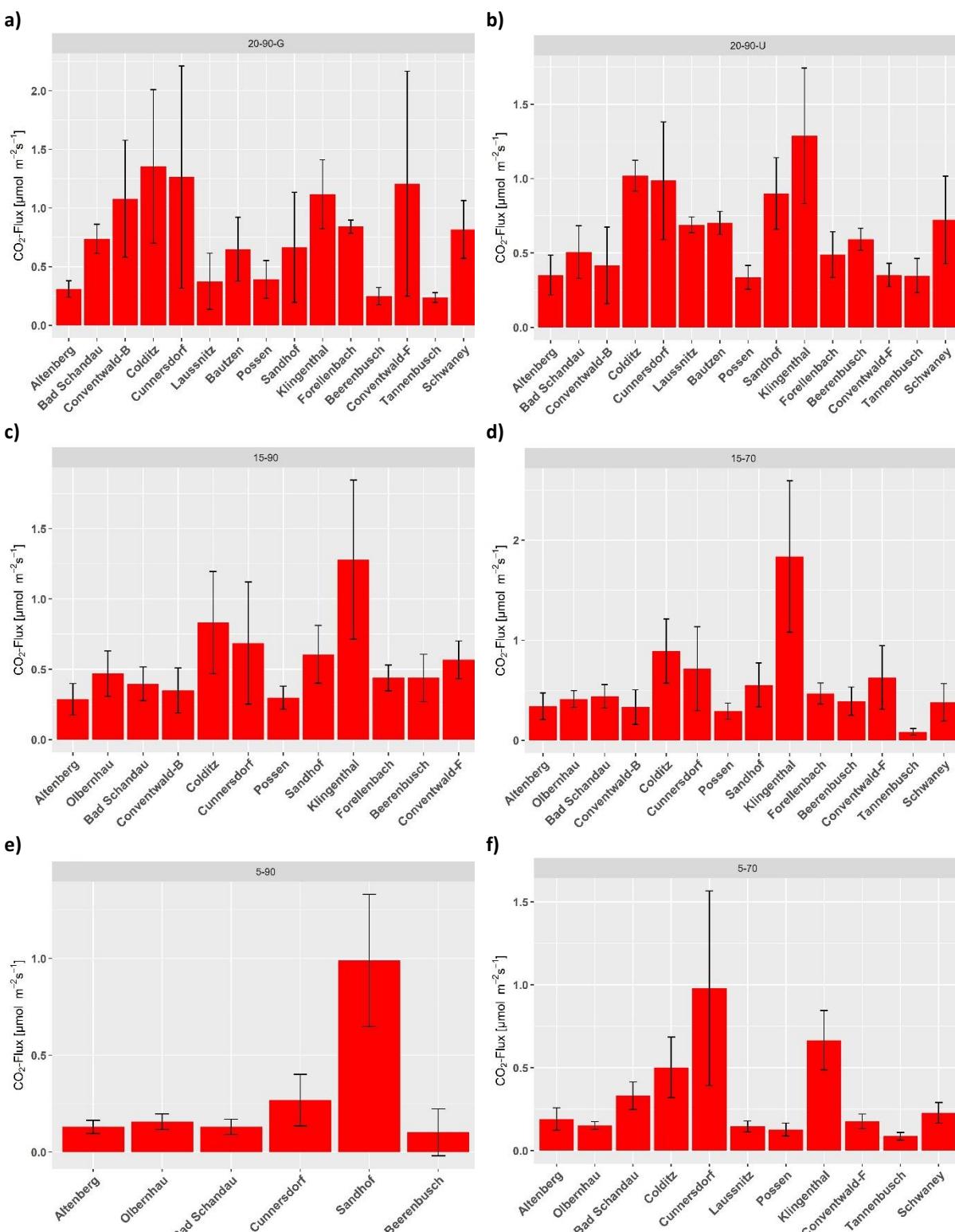
Abbildung 19: N₂O-Emissionen für die verschiedenen Standorte

Variationen: Temperatur, Feuchte, gestört / ungestört. Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardabweichung der Emissionen in $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Für alle Einzeldiagramme wird die gleiche Einteilung der y-Achse verwendet.

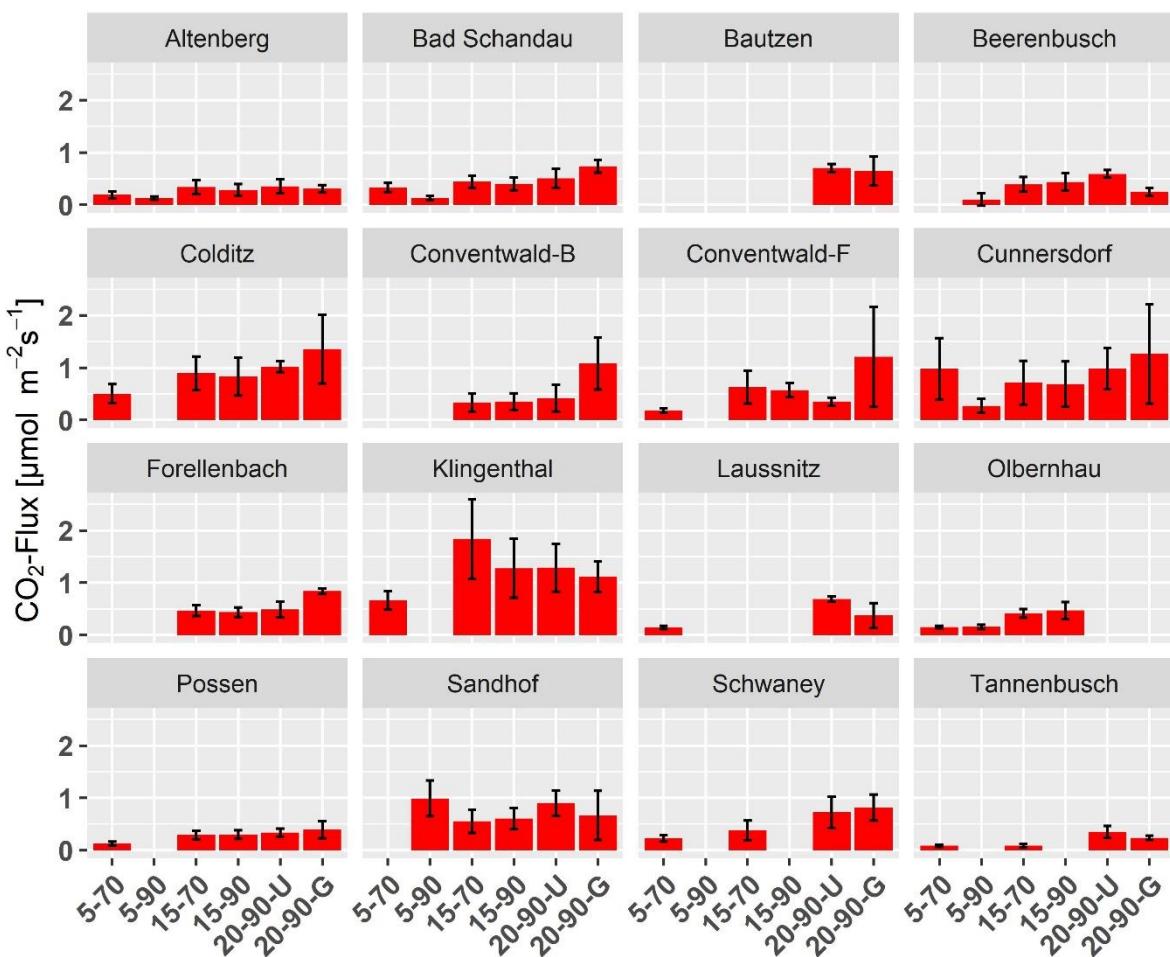
CO₂-Emissionen

Dieser Abschnitt stellt die CO₂-Emissionen der einzelnen Standorte für die einzelnen Behandlungsmethoden vor (Abbildung 20 und Abbildung 21). Die Standorte sind in den einzelnen Grafiken nach aufsteigenden N₂O-Emissionen der Versuchsreihe mit gestörten Proben bei 20°C und 90 % WFPS sortiert. Dies ermöglicht einen besseren Vergleich der Abhängigkeiten der einzelnen Gase untereinander. Für einige Standorte fehlen einzelnen Behandlungsmethoden. Dies ist durch Stromausfälle und kurzzeitige Störungen des Messgeräts bedingt. Um den weiteren Fortgang der Messserie nicht zu unterbrechen, konnten diese Versuche nicht nachgeholt werden. Dies muss mit neu genommen Proben durchgeführt werden.

Es zeigt sich, dass die CO₂-Emissionen in keiner Weise mit den N₂O-Werten korrelieren. Auch unterscheiden sich die verschiedenen Behandlungsmethoden nicht so voneinander, wie es bei den N₂O-Emissionen der Fall ist. Für 20-90-G liegen die höchsten Emissionen in Colditz ($1,35 \pm 0,65 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), Cunnersdorf ($1,26 \pm 0,95 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) und Converntwald-F ($1,21 \pm 0,96 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) und die Niedrigsten in Tannenbusch ($0,24 \pm 0,04 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$).

Abbildung 20: CO₂-Emissionen für die verschiedenen Behandlungsmethoden

a) 20°C, 90 % WFPs, gestörte Proben sowie die ungestörten Proben b) 20°C, 90 % WFPS, c) 15°C, 90 % WFPS, d) 15°C, 70% WFPS, e) 5°C, 90 % WFPS und f) 4°C, 70 % WFPS. Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardabweichung der Emissionen in μmol m⁻² s⁻¹ für die einzelnen Messstandorte.

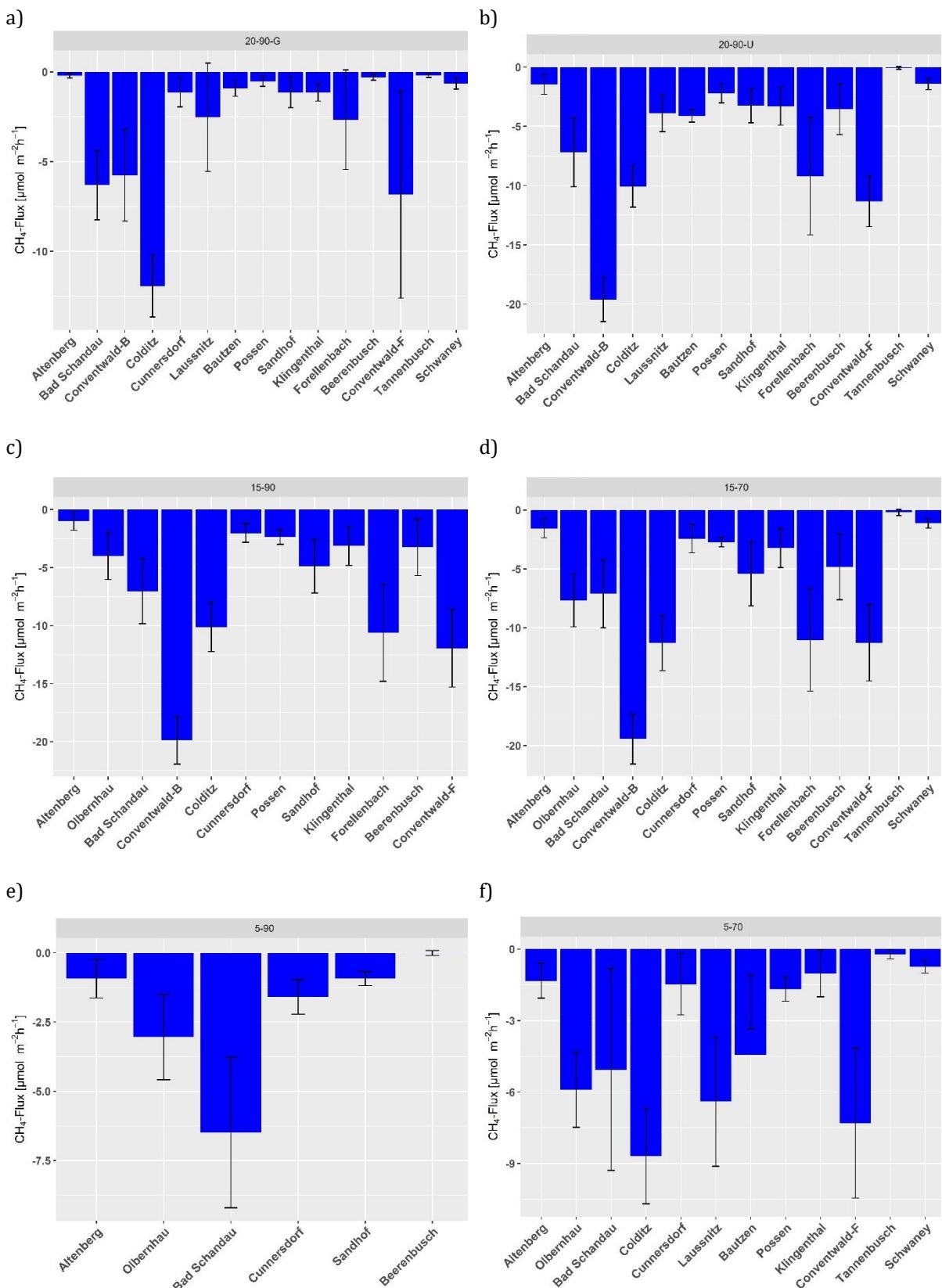
Abbildung 21: CO₂-Emissionen für die verschiedene Standorte

Variationen: Temperatur, Feuchte, gestört / ungestört. Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardabweichung der Emissionen in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Für alle Einzeldiagramme wird die gleiche Einteilung der y-Achse verwendet.

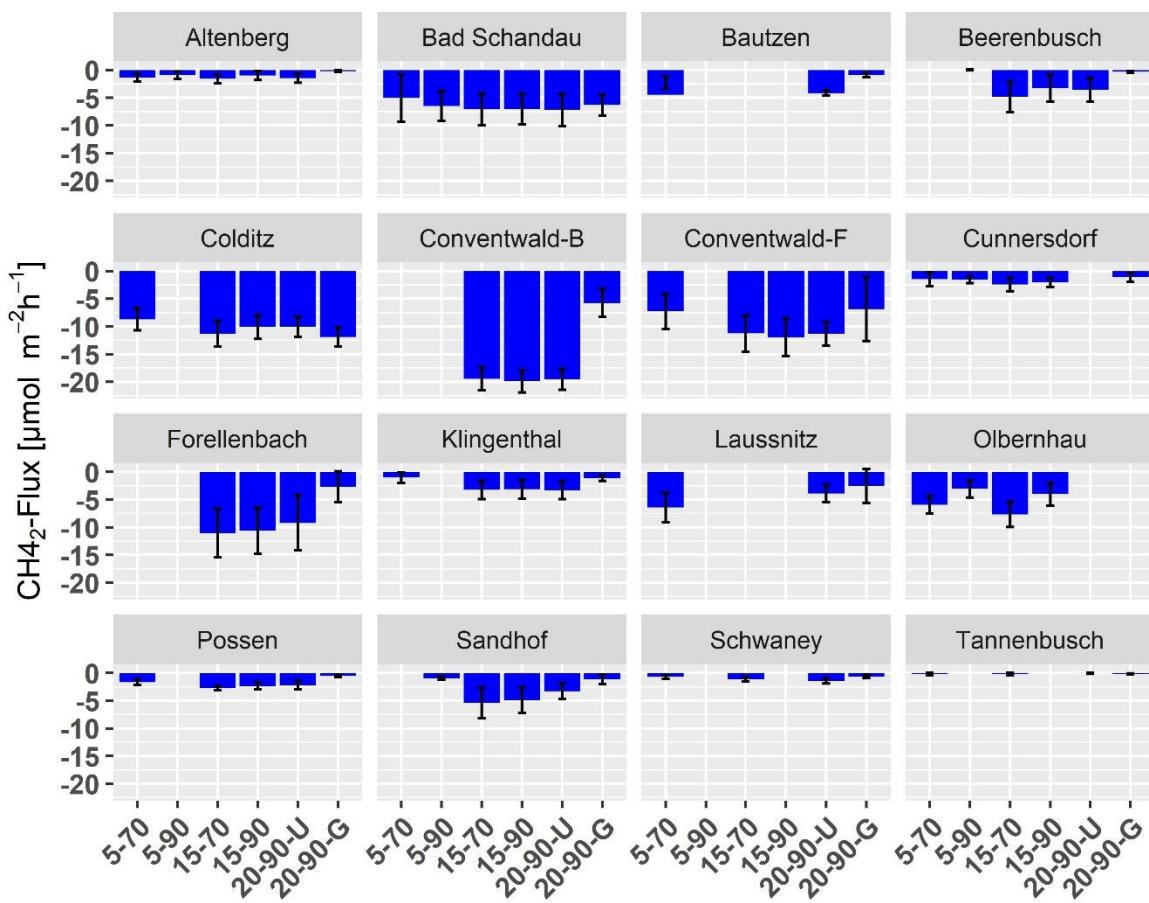
Bei den Behandlungsmethoden 20-90-U, 15-90 und 15-70 kommen die Spitzenemissionswerte aus Klingenthal ($1,29 \pm 0,46$, $1,28 \pm 0,57$ und $1,84 \pm 0,76 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Bei den Behandlungsmethoden 5-90 und 5-70 fehlen für mehrere Standorte die Messdaten. Die höchsten Emissionswerte treten in Sandhof (5-90: $0,99 \pm 0,34 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) und Cunnersdorf (5-70: $0,98 \pm 0,59 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) auf.

CH₄-Emissionen

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der CH₄-Messungen für die einzelnen Standorte und Behandlungsmethoden vorgestellt (Abbildung 22 und Abbildung 23). Die Standorte sind ebenfalls in den einzelnen Grafiken nach aufsteigenden N₂O-Emissionen der Versuchsreihe mit gestörten Proben bei 20°C und 90 % WFPS sortiert. Dies ermöglicht einen besseren Vergleich der Abhängigkeiten der einzelnen Gase untereinander. Es lassen sich jedoch auch bei den CH₄-Emissionen keine Abhängigkeiten von den N₂O- oder CO₂-Werten erkennen. Die Werte sind allesamt negativ, was zeigt, dass kein CH₄ emittiert, sondern nur vom Boden aufgenommen wird.

Abbildung 22: CH₄-Emissionen für die verschiedenen Behandlungsmethoden

a) 20°C, 90 % WFPs, gestörte Proben sowie die ungestörten Proben b) 20°C, 90 % WFPS, c) 15°C, 90 % WFPS, d) 15°C, 70% WFPS, e) 5°C, 90 % WFPS und f) 4°C, 70 % WFPS. Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardabweichung der Emissionen in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ für die einzelnen Messstandorte.

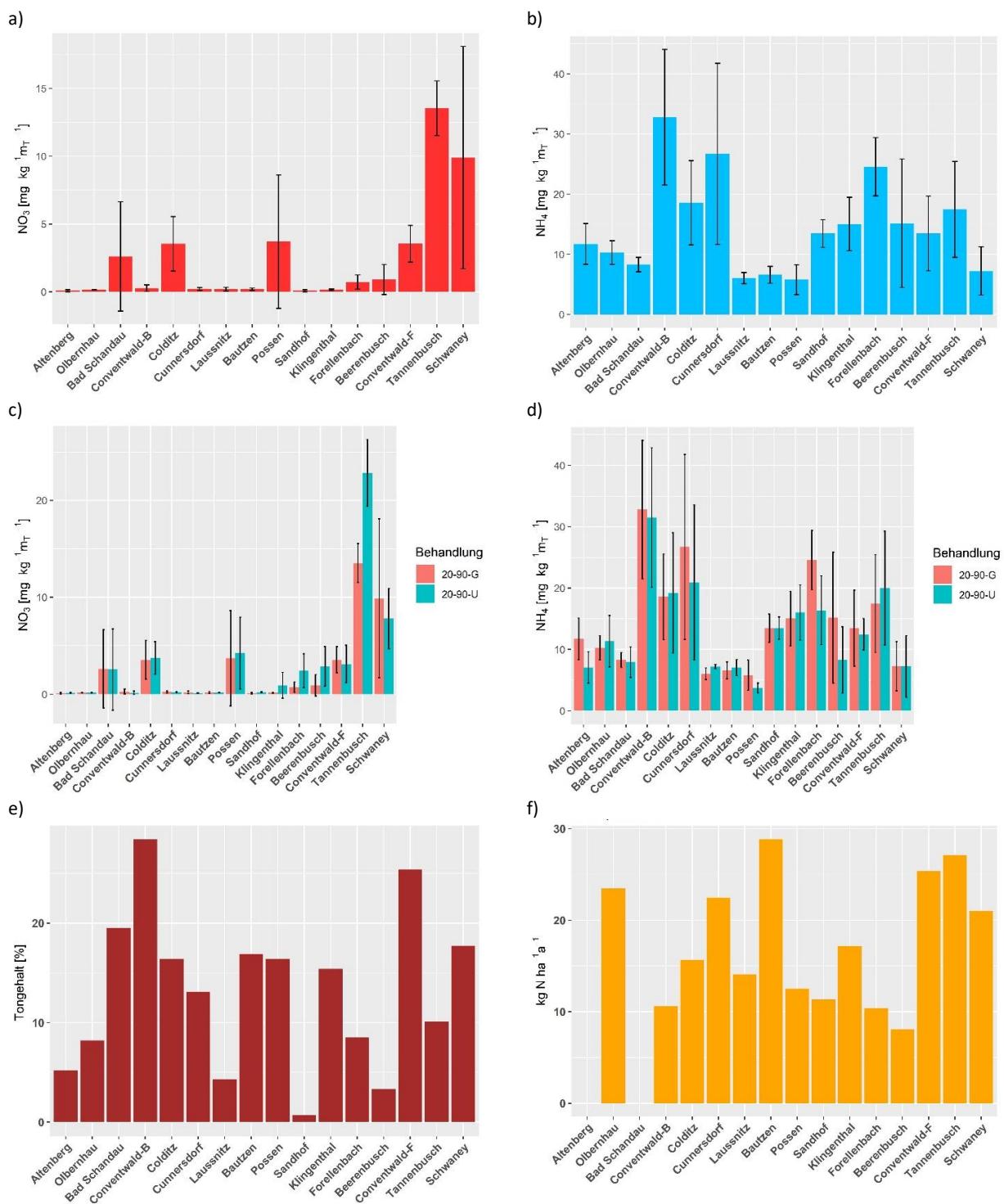
Abbildung 23: CH₄-Emissionen für die verschiedene Standorte

Variationen: Temperatur, Feuchte, gestört / ungestört. Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardabweichung der Emissionen in $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Für alle Einzeldiagramme wird die gleiche Einteilung der y-Achse verwendet.

Die höchsten Werte kommen hierbei je nach Behandlung aus Colditz und Connersdorf. Für die 20-90-G Proben, liegt der Höchstwert bei $-11,93 \pm 1,73 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Colditz) und die niedrigsten Emissionen bei $-0,21 \pm 0,13 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Altenberg). Nach der 20-90-U, 15-90 und 15-70 Behandlung treten bei den Bodenproben aus Conventwald-B die höchsten CH₄-Emissionswerte ($19,61 \pm 1,86$, $-19,87 \pm 2,05$ und $-19,44 \pm 2,11 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) auf. Für die Behandlungsmethode 5-90 liegen wiederum nur wenige Werte vor. Die höchsten Emissionen kommen dabei aus Bad Schandau ($-6,49 \pm 2,72 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Die Behandlung 5-70 bringen für die Proben aus Colditz die höchsten Emissionen ($-8,70 \pm 2,00 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) hervor.

Einflussgrößen

In diesem Abschnitt werden die Einflussgrößen auf die Gasfreisetzung dargestellt. Diese sind erneut nach den Ergebnissen der N₂O-Analysen bei 20°C, 90 % WFPS bei gestörten Verhältnissen sortiert dargestellt. Es werden die Größen Tongehalt, N-Deposition, sowie NO₃- und NH₄-Gehalt nach Beendigung der Versuchsreihe behandelt.

Abbildung 24: Analyseergebnisse der Steuergrößen der Bodenentgasung

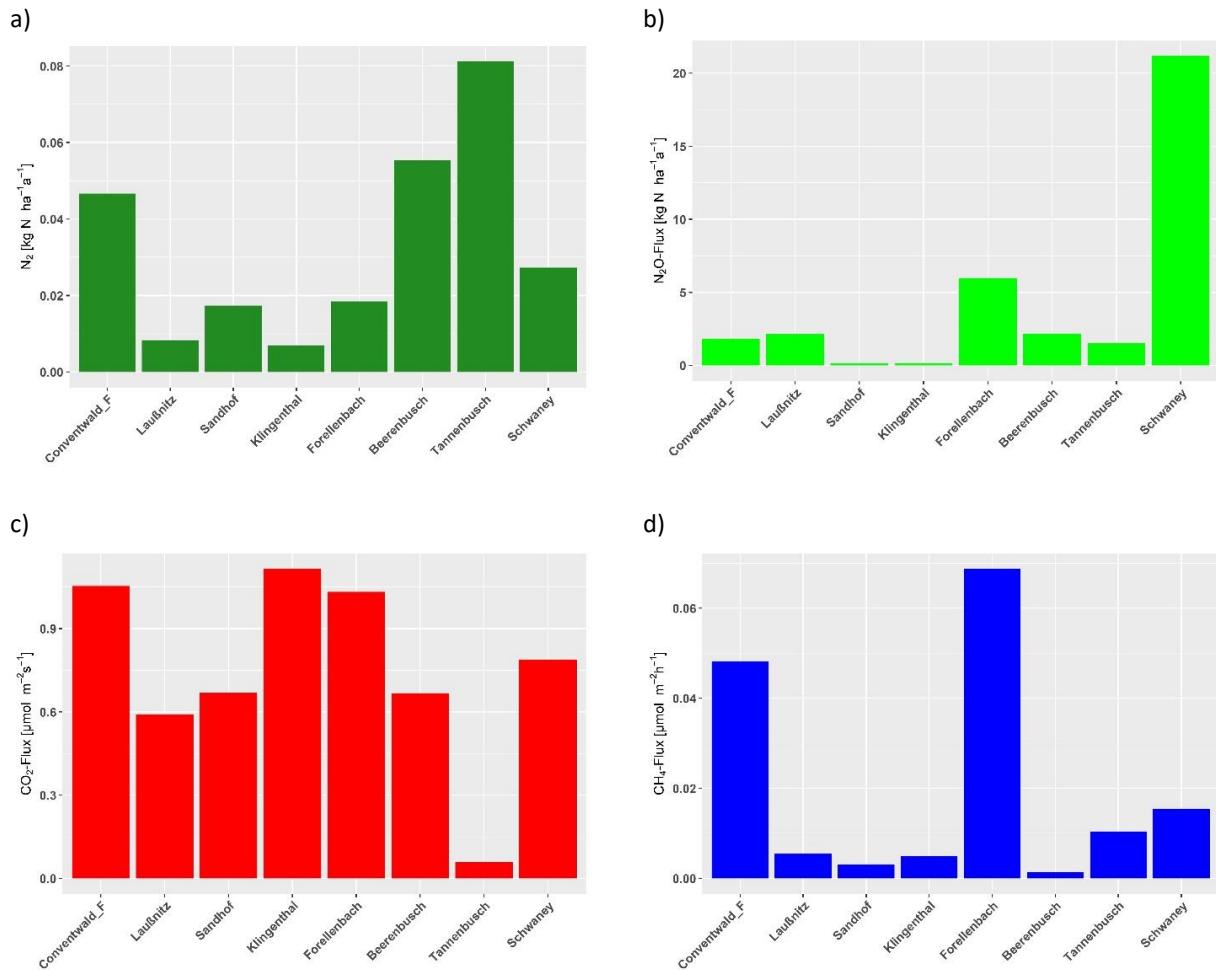
a) Nitratgehalt, b) Ammoniumgehalt, c) Nitratgehalt separiert nach Behandlungsmethode, d) Ammoniumgehalt separiert nach Behandlungsmethode, e) Tongehalt, f) Deposition

5.1.2 Bodenentgasung – He/O₂-Gemisch

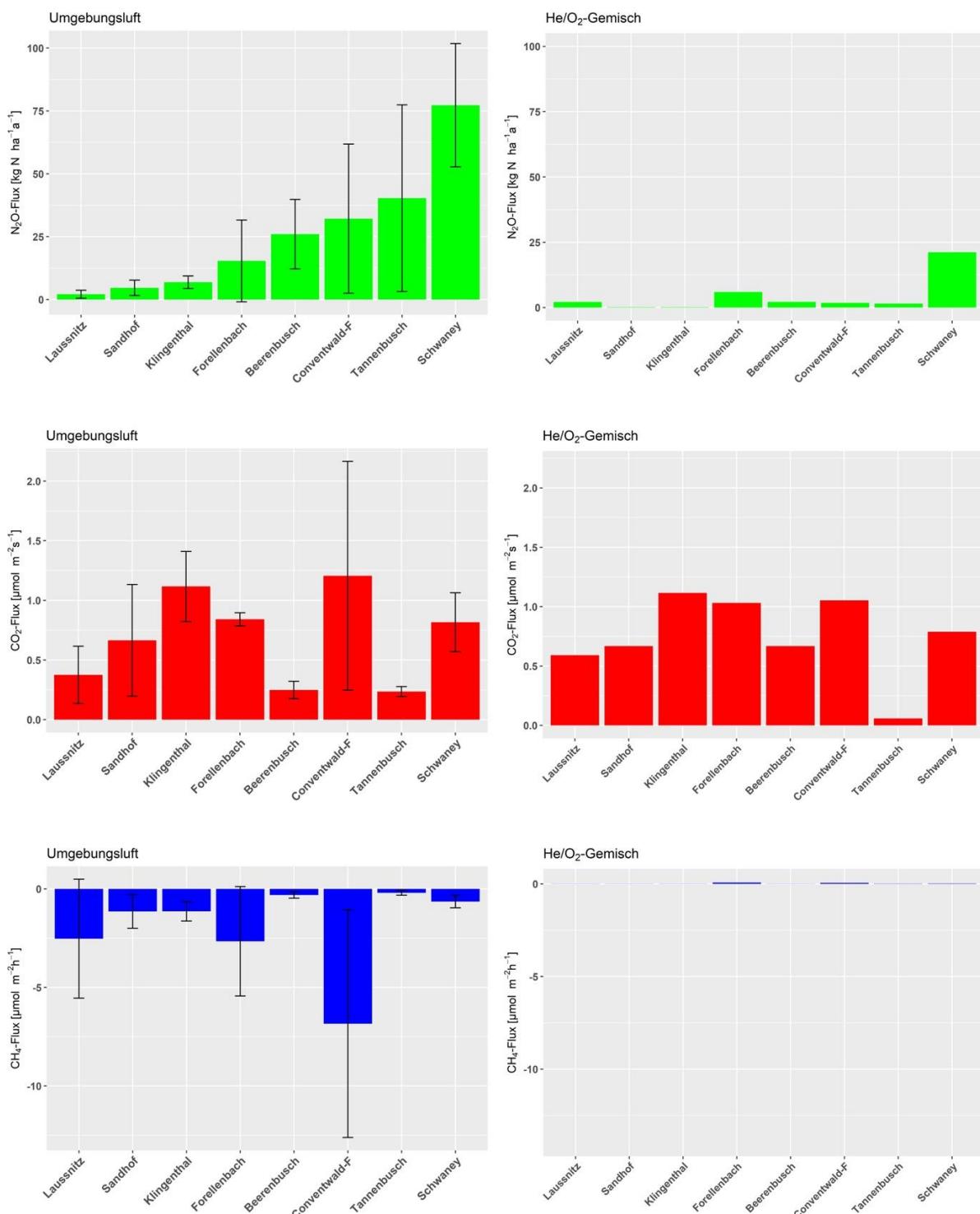
d Dieser Abschnitt stellt die Messergebnisse unter Verwendung des He/O₂-Gemisches vor. Die Flussraten werden in Abbildung 25 erneut in der Standortreihenfolge der Ergebnisse aus Abschnitt 0 dargestellt. Dies ermöglicht einen besseren Vergleich der beiden Versuchsreihen. Die Versuchsreihe im He/O₂-Gemisch wurde nur mit der Kombination 20°C und 90 % WFPS

durchgeführt. In Abbildung 26 werden die N₂O-, CO₂- und CH₄-Emissionen in He/O₂ mit den Emissionen aus der Versuchsreihe in Umgebungsluft dargestellt. Die CO₂-Emissionen sind bei beiden Versuchsreihen miteinander vergleichbar. Allerdings weichen die N₂O- sowie CH₄-Emissionen der beiden Versuchsreihen stark voneinander ab. Eine Verzögerung der Analysen und die dadurch bedingte lange Lagerung der Proben kann sich auf die Ergebnisse der Analysen auswirken. Die zweite Versuchsreihe sollte deshalb mit frischen Proben wiederholt werden. Auf eine weitere Auswertung dieser Versuchsreihe wurde deshalb verzichtet.

Abbildung 25: Ergebnisse der Gasflussmessungen in He/O₂



a) N₂, b) N₂O, c) CO₂ und d) CH₄. Es werden die einzelnen Standorte in der Reihenfolge des vorherigen Kapitels dargestellt. Die Skalierung der y-Achse ist für die freigesetzte Gasmenge optimiert.

Abbildung 26: Vergleich N₂O-Emissionen Variante Umgebungsluft und in H₂/O₂-Gemisch

5.2 Verwitterung

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der PROFILE-Modellierung dargestellt. Tabelle 9 zeigt zunächst die deskriptive Statistik für die untersuchten BZE-Standorte und Level-2-Standorte mit quantitativen Mineralanalysen (Abbildung 5).

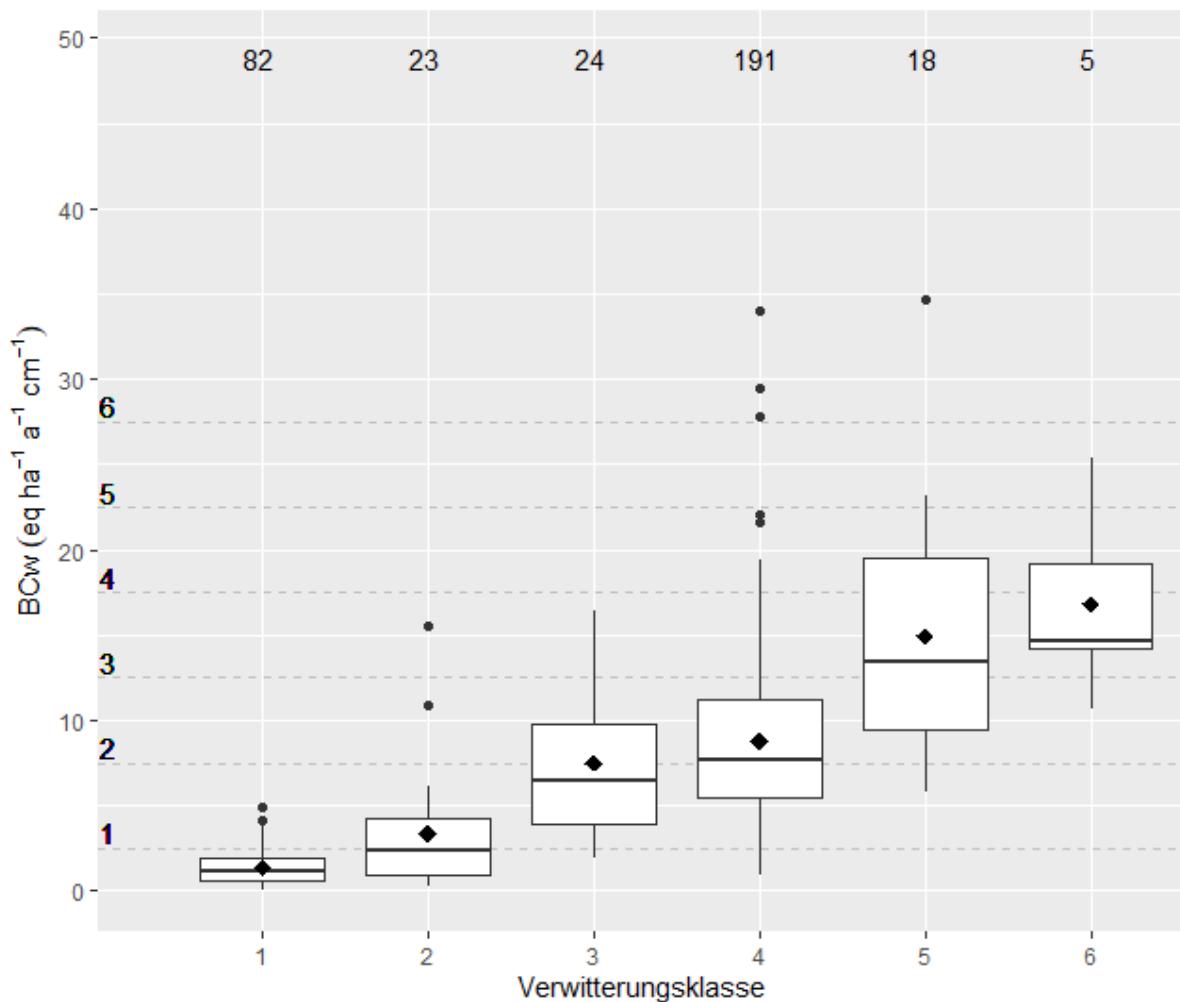
Tabelle 9: Statistische Kenngrößen der Verwitterungsraten aus PROFILE.

Element	Q5	Q25	Med	Q75	Q95	n
BCw	44,7	204,7	530,3	949,9	15751,2	383
Ca	1,4	8,2	26,7	55,9	10804,8	383
Mg	5,3	38,8	149,3	300,4	1081,8	383
K	27,1	88,2	174,2	278	515,1	383
Na	3,5	18,4	82	195	534,8	383

Statistische Kenngrößen für Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K), Natrium (Na) und die Summe an basischen Kationen (BCw=K+Na+Mg+Ca) in eq ha⁻¹ y⁻¹.

Um die Ergebnisse aus PROFILE direkt mit den Verwitterungsraten aus dem Substrat-Textur-Ansatz (STA) zu vergleichen, wurden die Böden nach Tabelle V.16 (CLRTAP 2017) den Verwitterungsklassen zugeordnet. Die Zuordnung zur Substratkasse erfolgte über die BÜK-Einheit unter Berücksichtigung der mineralogischen Zusammensetzung. Da die Verwitterungsrate, unabhängig von der angewendeten Berechnungsmethode, direkt von der betrachteten Durchwurzelungstiefe abhängt, wurden die Verwitterungsraten aus PROFILE auf einen Zentimeter Bodentiefe bezogen.

Die überwiegende Anzahl der hier untersuchten Böden entfällt auf die Verwitterungsklasse 4 (n=191) d.h. Böden aus intermediären Ausgangsgestein (AG) mittlerer Textur und Verwitterungsklasse 1 (n=84), d.h. Böden aus saurem AG grober Textur. Diese zwei Verwitterungsklassen umfassen über 70 % der Standorte. Im Vergleich mit der Flächen-Verteilung der Böden Deutschlands entsprechend der BÜK1000N (siehe Tabelle 2) sind Böden der VW 1 und 4 im hier untersuchten Datenkollektiv überrepräsentiert. Auf VW 2, 3 und 5 entfallen jeweils etwa 5 % der Standorte und auf Böden mit feiner bzw. sehr feiner Textur (VW 6) ca. 1 % der Standorte. 8 % der Standorte sind Böden aus karbonathaltigem Substrat.

Abbildung 27: Verwitterungsraten aus PROFILE nach Verwitterungsklassen

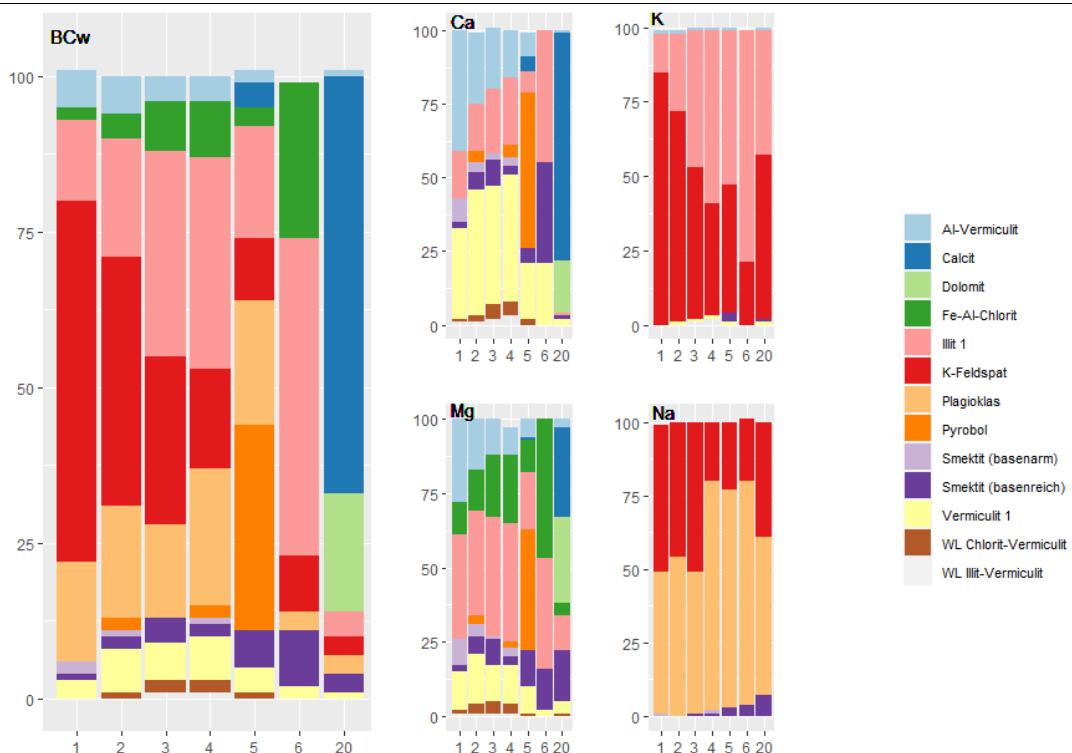
Verwitterungsraten ($BC_w = K + Na + Mg + Ca$) aus PROFILE angegeben pro Zentimeter Bodentiefe ($eq\ ha^{-1}\ a^{-1}\ cm^{-1}$) nach Verwitterungsklassen (VW). Zuordnung nach Tabelle V.16 (CLRTAP 2017). Horizontale Linien = Referenzlinien nach CLRTAP 2017. Verwitterungsklasse als Zahlen über den Boxplots.

- VW 1 = saures Ausgangsgestein (AG) mit grober Textur (Ton <18 % + Sand >=65%);
- VW 2 = neutrales oder basisches AG mit grober Textur (Ton <18% + Sand >=65%);
- VW 3= saures AG mittlerer Textur (18 %<= Ton <35%);
- VW 4 = neutrales AG mittlerer Textur (18 %<= Ton <35%);
- VW 5=basisches AG mittlerer Textur (18 %<= Ton <35%) und
- VW 6 = saures, neutrales oder basisches AG mit feiner Textur (Ton>35 Masse-%). Anzahl der Standorte pro

Abbildung 27 zeigt die berechneten Verwitterungsraten aus PROFILE stratifiziert nach Verwitterungsklassen (VW) bezogen auf einen Zentimeter Bodentiefe. Die Verwitterungsrate steigt entsprechend der Verwitterungsklasse an. Böden aus saurem Ausgangsgestein (AG) mit grober Textur d.h. mit Tonanteilen bis 18 Masse-% und Sandanteil von über 65 % (VW=1, n=82) weisen Verwitterungsraten mit einem Median von $1,2\ eq\ ha^{-1}\ a^{-1}\ cm^{-1}$ auf. Böden aus intermediären oder basischen AG (VW=2, n=23) mit grober Textur zeigen einen Median von $2,4\ eq\ ha^{-1}\ a^{-1}\ cm^{-1}$. Gegenüber dem Substrat-Textur-Ansatz mit $2,5\ eq\ ha^{-1}\ a^{-1}\ cm^{-1}$ für VW 1 und $7,5\ eq\ ha^{-1}\ a^{-1}\ cm^{-1}$ für VW 2 liegen die Werte deutlich niedriger. Diese Tendenz setzt sich auch für die Böden mit Tonanteilen zwischen 18 und 35 Masse-%, d.h. mittleren Texturen (VW 3, 4, 5) fort. Die Verwitterungsrate im Median beträgt bei Böden aus saurem AG (VW=3, n=24) $6,5\ eq\ ha^{-1}\ a^{-1}\ cm^{-1}$, bei Böden aus intermediären AG (VW=4, n=191) $7,7\ eq\ ha^{-1}\ a^{-1}\ cm^{-1}$ und bei Böden aus

basischen AG (VW=5, n=18) 14,9 eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹. Auf Böden mit feiner bzw. sehr feiner Textur können keine Aussagen getroffen werden, da zu wenige der hier untersuchten Böden unter Wald (n=5) der entsprechenden Verwitterungsklasse (VW=5) zuzuordnen sind.

Abbildung 28: Anteil der Minerale an der Verwitterungsrate von basischen Kationen



Angaben der Verwitterungsraten (BCw=K+Na+Mg+Ca), Calcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg) und Natrium (Na) in Prozent nach Verwitterungsklassen (VW).

VW 1 = saures Ausgangsgestein (AG) mit grober Textur (Ton <18 % + Sand >=65%);

VW 2 = neutrales oder basisches AG mit grober Textur (Ton <18% + Sand >=65%);

VW 3= saures AG mittlerer Textur (18 %<= Ton <35%);

VW 4 = neutrales AG mittlerer Textur (18 %<= Ton <35%);

VW 5=basisches AG mittlerer Textur (18 %<= Ton <35%) und

VW 6 = saures, neutrales oder basisches AG mit feiner Textur (Ton>35 Masse-%)

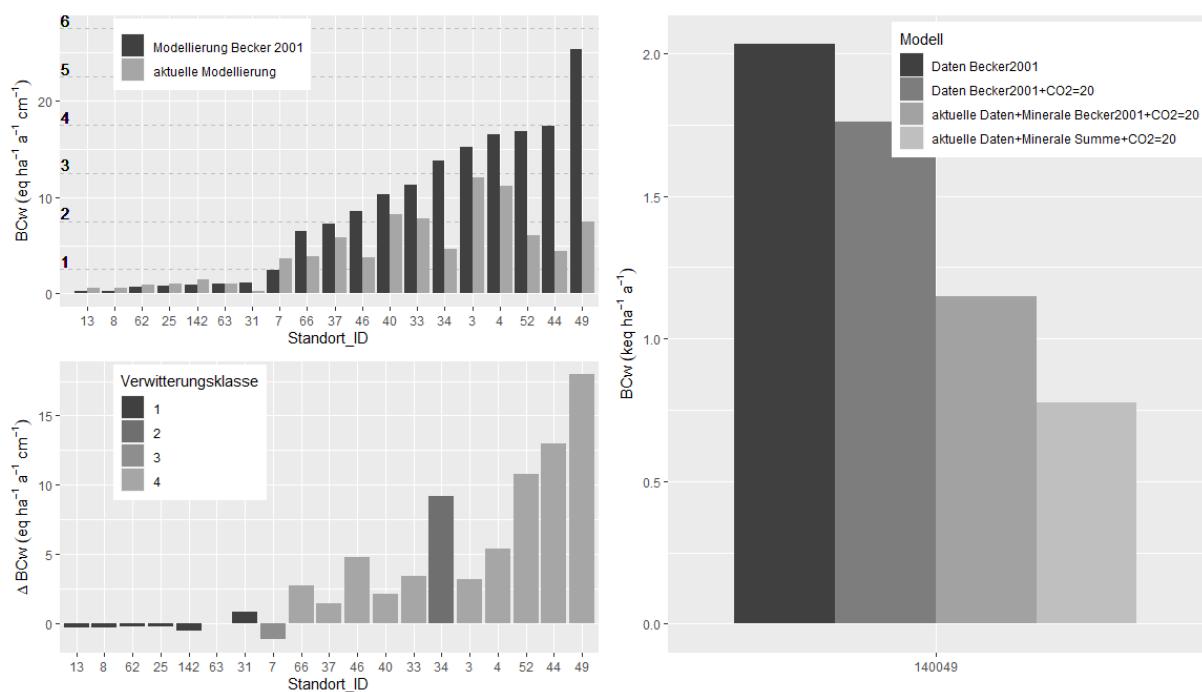
VW 20 =karbonatisches AG.

Mit Ausnahme der Böden aus basischen Ausgangsgestein mittlerer Textur (VW5) und den Böden aus karbonatischen AG (VW20) sind über alle Verwitterungsklassen hinweg K-Feldspat, Plagioklas und Illit die Minerale mit dem höchsten Anteil an der Verwitterungsrate (Abbildung 28). Die drei Minerale zusammen liefern zwischen 67 und 83 % der Kationen. Ihr Anteile untereinander verschiebt sich von VW1 zu VW4 und VW6, der Anteil des K-Feldspats sinkt wohingegen der Anteil des Illits an der Verwitterungsrate steigt. In Böden aus basischen AG mittlerer Textur (VW5) beträgt der Anteil von K-Feldspat, Plagioklas und Illit an der Verwitterungsrate ca. 40 %. Hier sind Pyrobole die Mineralgruppe die den Hauptanteil an der Verwitterungsrate ausmachen. Unter Pyrobole werden in PROFILE Amphibole und Pyroxene zusammengefasst.

Um den Einfluss der Eingangsparameter auf die Verwitterungsrate abschätzen zu können, wurden die Ergebnisse aus der PROFILE-Modellierung von Becker (2001) und der aktuellen Modellierung anhand von 19 sächsischen BZE-Standorten verglichen (Abbildung 29). Analog zu

den vorherigen Betrachtungen sind die Ergebnisse auf einen Zentimeter Bodentiefe bezogen, um den Einfluss der verschiedenen Durchwurzelungstiefen auszuschließen. Die Verwitterungsraten nach Becker (2001) sind deutlich höher als die Ergebnisse aus der aktuellen Modellierung. Lediglich die Standorte aus saurem AG mit hohen Sandgehalten (VW1) zeigen höhere Verwitterungsraten im aktuellen Modelldurchlauf. Der Standort mit der größten Differenz zwischen den zwei Modellierungen wurden zu Sensitivitätsanalyse herangezogen. Untersucht wurde (i) der Einfluss der modifizierten CO₂-Reaktionsgeschwindigkeitskonstante von 20 (siehe Kapitel 4.2), (ii) der Einfluss der modifizierten CO₂-Reaktionsgeschwindigkeitskonstante von 20 und der aktualisierten Eingangsparameter (z.B. Durchwurzelungstiefe, spezifische Oberfläche, Deposition etc.) in Kombination mit der Originalstöchiometrie nach Becker (2001) (iii) der Einfluss der modifizierten CO₂-Reaktionsgeschwindigkeitskonstante von 20, der aktualisierten Eingangsparameter und der veränderten Stöchiometrie der Vermiculite. Zur Erläuterung: Der Anteil der Vermiculite am Mineralbestand stand im vorliegenden Datensatz lediglich als Summe zu Verfügung. Bei Becker (2001) wurden die Vermiculite in K-Vermiculit, Ca-Vermiculit und Mg-Vermiculit unterschieden. Dementsprechend unterscheidet sich die verwendete Stöchiometrie in beiden Modelldurchläufen.

Abbildung 29: Vergleich PROFILE-Modellierung nach Becker (2001) und aktueller Modellierung



Es wurde die PROFILE-Modellierung nach Becker (2001) mit den Ergebnissen der aktuellen PROFILE-Modellierung an 19 BZE-Standorten in Sachsen verglichen. Verwitterungsraten (BCw=K+Na+Mg+Ca) pro Zentimeter Bodentiefe (eq ha⁻¹ a⁻¹ cm⁻¹). Horizontale Linien = Referenzlinien nach CLRTAP (2017). Differenz beider Modelldurchläufe stratifiziert nach Verwitterungsklassen (links unten). Auswirkungen von Veränderungen der Modell-Parametrisierung am Beispiel des BZE-Punktes 140049 mit dem größten Unterschied zwischen den PROFILE-Modellierungen (rechts). CO2=20: veränderte Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten für CO₂; aktuelle Daten+Minerale Becker2001+CO2_20=aktualisierte Daten für u.a. Trockenrohdichte, spezifische Oberfläche, Deposition; aktuelle Daten+Minerale Summe+ CO2_20=aktuelle Modellierung.

6 Fazit und Ausblick

In diesem Kapitel erfolgt für die beiden Parameter Denitrifikation und Verwitterung ein kurzes Fazit und ein Ausblick für weiteren Forschungsbedarf.

6.1 Denitrifikation

Um genauere Erkenntnisse für die Berechnung der Critical Loads für die Denitrifikation zu erhalten, sind umfangreichere Laborstudien notwendig. Für den empirischen Ansatz müssen hierzu alle Tongehaltsklassen abgedeckt werden und mit einer ausreichenden Anzahl von Wiederholungsstandorten ($n=3$) vertreten sein. Da die Deposition und Bodenfeuchte entscheidende Größen für die Denitrifikation sind, müssen auch für die Größen genügend Flächen innerhalb der verschiedenen Tongehaltsklassen vertreten sein. Diese war im finanziellen Rahmen dieses Projekts jedoch nicht möglich. Ein Trend ließ sich jedoch erkennen. Für alle untersuchten Proben waren die N_2O -Freisetzungsraten mit oft weniger als $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im zu vernachlässigenden Bereich. Nur mit gestörten Proben zeigten sich hohe N_2O -Emissionen. Da CL-Bedingungen aber von einem ungestörten Zustand ausgehen, ist die Verwendung der Werte gestörter Proben zunächst nicht zu verwerten. Verwendung können diese Zahlen finden, wenn man das maximale N_2O -Emissions-Potential, welches im Boden steckt, in der Berechnung verwenden möchte. Im Rahmen der Versuche wurden nur mineralische Böden untersucht. Für zukünftige Studien sollten auch organische Böden berücksichtigt werden. Diese können besonders im degradierten Zustand (z.B. durch Entwässerung) zu bedeutenden N-Quellen in Form von N_2O -Emissionen werden.

Zudem müssen Untersuchungen zu den N_2O - und N_2 -Emissionen unter einheitlichen Bedingungen und Mindestanforderungen, sowie unter Angabe der Mess- und Standortsbedingungen erfolgen.

6.2 Verwitterung

Die Ergebnisse aus der vorliegenden PROFILE-Modellierung zeigen deutlich niedrigere Verwitterungsraten als die Werte aus vergleichbaren Untersuchungen (Becker 2001) sowie als die zugrundeliegenden Raten aus dem Substrat-Textur-Ansatz (STA). Mögliche Ursachen könnten die Vielzahl der methodischen Anpassungen (Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten für $CO_2=20$) und Änderungen von Eingangsdaten (Deposition, spezifischen Oberfläche) sein. Aufgrund der hohen Bandbreite der Verwitterungsraten aus der Literatur und der vorliegenden PROFILE-Modellierung sollten weiterführende Berechnungen durchgeführt werden, in denen mehrere Methoden zur Abschätzung der Verwitterungsrate parallel am gleichen Datensatz angewendet werden (vgl. dazu Ahrends et al. (2018)). Futter et al. (2012) empfiehlt mindestens drei unabhängige Methoden, um die Verwitterungsraten zu vergleichen und gesicherte Ergebnisse abzuleiten.

Um die Repräsentativität des Datensatzes vor allem für die unterrepräsentativen Verwitterungsklassen zu erhöhen, können die Flächen des intensiven Umweltmonitorings im Wald (Level II) einbezogen werden. Dort wäre auch ein Vergleich mit Input-Output-Bilanzen möglich.

Um Verwitterungsraten verschiedener Standorte besser mit einander vergleichen zu können, sind neben der Verwitterungsrate selbst folgende Bodendaten essenziell: (i) Bezugstiefe, (ii) Angaben zur Korngrößenverteilung und (iii) Ausgangsgestein.

Außerdem werden folgende Ergänzung zum Mapping Manual im Hinblick auf die Berechnung der Verwitterungsrate vorgeschlagen

Kapitel V.3.2.3.3.2 The calculation of weathering rates with the PROFILE model:

Formel zur Berechnung der spezifischen Oberfläche sollte ergänzt werden Kapitel V.3.2.3.3.3.4 – The soil type –texture approximation:

- Berücksichtigung des Grobbodenanteils bei der Berechnung der Verwitterungsrate:
$$BCw_{corr} = BCw \cdot (1 - GBA/100)$$

7 Quellenverzeichnis

AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover

Ahrends, B.: Zuarbeiten zur AG Critical Loads mit Profile

Ahrends, B.; Klinck, U.; Klinck, C.; Weis, W. (2018): Herleitung flächiger Verwitterungsraten - Abschlussbericht zum Projekt "Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa), Freiburg

Aini, F. K.; Hergoualc'h, K.; Smith, J. U.; Verchot, L. (2015): Nitrous oxide emissions along a gradient of tropical forest disturbance on mineral soils in Sumatra. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 214, S. 107 – 117

Akselsson, C.; Belyazid, S.; Stendahl, J.; Finlay, R.; Olsson, B.; Erlandsson Lampa, M.; Wallander, H.; Gustafsson, J. P.; Bishop, K. H. (2019): Weathering rates in Swedish forest soils. *Biogeosciences Discussions*, 2019, S. 1 – 46

Akselsson, C.; Holmqvist, J.; Alveteg, M.; Kurz, D.; Sverdrup, H. Ulrik (2004): Scaling and Mapping Regional Calculations of Soil Chemical Weathering Rates in Sweden. In: Wieder, R. K.; Novák, M.; Vile, M. A.[Hrsg.]: Biogeochemical Investigations of Terrestrial, Freshwater, and Wetland Ecosystems across the Globe. Springer Netherlands, Dordrecht, S. 671-681 M4 - Citavi

Ambus, P.; Robertson, G. P. (2006): The effect of increased N deposition on nitrous oxide, methane and carbon dioxide fluxes from unmanaged forest and grassland communities in Michigan. *Biogeochemistry*, 79, 3, S. 315 – 337

Andreae, H.; Jacob, F. (2016): Monitoring auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen, Dresden

Aosaar, J.; Mander, Ü.; Varik, M.; Becker, H.; Morozov, G.; Maddison, M.; Uri, V. (2016): Biomass production and nitrogen balance of naturally afforested silver birch (*Betula pendula* Roth.) stand in Estonia. *Silva Fennica*, 50, 4, S. 1 – 19

Arai, S.; Ishizuka, S.; Ohta, S.; Ansori, S.; Tokuchi, N.; Tanaka, N.; Hardjono, A. (2008): Potential N₂O emissions from leguminous tree plantation soils in the humid tropics. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, 2

Arnold, K. von; Nilsson, M.; Hånell, B.; Weslien, P.; Klemmedsson, L. (2005): Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 6, S. 1059 – 1071

Aronson, E. L.; Goulden, M. L.; Allison, S. D. (2019): Greenhouse gas fluxes under drought and nitrogen addition in a Southern California grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 131, S. 19 – 27

Atkins, P. W.; Paula, J. de (2013): Physikalische Chemie, Wiley-VHC, Weinheim

Audet, J.; Hoffmann, C. C.; Andersen, P. M.; Baattrup-Pedersen, A.; Johansen, J. R.; Larsen, S. E.; Kjaergaard, C.; Elsgaard, L. (2014): Nitrous oxide fluxes in undisturbed riparian wetlands located in agricultural catchments: Emission, uptake and controlling factors. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, S. 291 – 299

Baas, P.; Knoepp, J.; Markewitz, D.; Mohan, J. (2017): Areas of residential development in the southern Appalachian Mountains are characterized by low riparian zone nitrogen cycling and no increase in soil greenhouse gas emissions. *Biogeochemistry*, 133, 1, S. 113 – 125

Bai, Z.; Yang, G.; Chen, H.; Zhu, Q.; Chen, D.; Li, Y.; Wang, X.; Wu, Z.; Zhou, G.; Peng, C. (2014): Nitrous oxide fluxes from three forest types of the tropical mountain rainforests on Hainan Island, China. *Atmospheric Environment*, 92, S. 469 – 477

Bain, D. C.; Mellor, A.; Robertson-Rintoul, M. S. E.; Buckland, S. T. (1993): Variations in weathering processes and rates with time in a chronosequence of soils from Glen Feshie, Scotland. *Geoderma*, 57, 3, S. 275 – 293

- Barton, L.; Wolf, B.; Rowlings, D.; Scheer, C.; Kiese, R.; Grace, P.; Stefanova, K.; Butterbach-Bahl, K. (2015): Sampling frequency affects estimates of annual nitrous oxide fluxes. *Scientific Reports*, 5, The Author(s), S. 15912
- Bayer, C.; Gomes, J.; Zanatta, J. Accordi; Vieira, F. Costa Beber; Piccolo, M. de Cássia; Dieckow, J.; Six, J. (2015): Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 146, S. 213 – 222
- Becker, R. (2001): Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen – Critical Loads – und deren Überschreitung mittels des Steady State-Modells PROFILE für 19 ausgewählte BZE-Standorte in Sachsen
- Beudert, B.; Breit, W. (2013): Bodenchemische Veränderungen als Folge anthropogener Belastungen und natürlicher Störungen
- Beudert, B.; Breit, W.; Müller, J. (2018): UN/ECE Integriertes Ökosystemmonitoring an der Messstelle Forellenbach des Nationalparks Bayerischer Wald (DE01) – Fortsetzung des Monitoringprogramms, Dessau-Roßlau
- Birch, H. F. (1958): The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, 10, 1, S. 9 – 31
- Block, J.; Dieler, J.; Gauer, J.; Greve, M.; Moshammer, R.; Schuck, J.; Schwappacher, V.; Wunn, U. (2016): Gewährleistung der Nachhaltigkeit der Nährstoffversorgung bei der Holz- und Biomassenutzung im Rheinland-Pfälzischen Wald, Trippstadt
- Bobbink, R.; Hettelingh, J. P. (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships - Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010, Bilthoven
- Bollmann, A.; Conrad, R. (1997): Acetylene blockage technique leads to underestimation of denitrification rates in oxic soils due to scavenging of intermediate nitric oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 7, S. 1067 – 1077
- Borken, W.; Matzner, E. (2004): Nitrate teaching in forest soils: An analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167, 3, S. 277 – 283
- Brüggemann, N.; Butterbach-Bahl, K. (2017): Biogeochemische Stoffkreisläufe. In: Brasseur, Guy P.; Jacob, Daniela; Schuck-Zöller, Susanne[Hrsg.]: *Klimawandel in Deutschland: Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, S. 173 – 181
- Brumme, R.; Borken, W.; Finke, S. (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 4, S. 1137 – 1148
- Brümmer, C.; Brüggemann, N.; Butterbach-Bahl, K.; Falk, U.; Szarzynski, J.; Vielhauer, K.; Wassmann, R.; Papen, H. (2008): Soil-atmosphere exchange of N₂O and NO in near-natural savanna and agricultural land in Burkina Faso (W. Africa). *Ecosystems*, 11, 4, S. 582 – 600
- Buchen, C.; Lewicka-Szczebak, D.; Fuß, R.; Helfrich, M.; Flessa, H.; Well, R. (2016): Fluxes of N₂ and N₂O and contributing processes in summer after grassland renewal and grassland conversion to maize cropping on a Plaggic Anthrosol and a Histic Gleysol. *Soil Biology and Biochemistry*, 101, S. 6 – 19
- Buchen-Tschiskale, C.; Hagemann, U.; Augustin, J. (2020): Soil incubation study showed biogas digestate to cause higher and more variable short-term N₂O and N₂ fluxes than mineral-N. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 183, 2, S. 208 – 219
- Buchkina, N. P.; Balashov, E. V.; Rizhiya, E. Y.; Smith, K. A. (2010): Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: effects of crops, fertilizers, manures and climate parameters. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87, 3, S. 429 – 442
- Bundesanstalt fuer Geowissenschaften und Rohstoffe (2014): Nutzungs differenzierte Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 (BÜK1000N) für Deutschland

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland - Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring.

<https://blumwald.thuenen.de/fileadmin/blumwald/ForstlichesUmweltmonitoring.pdf> (09.02.2021)

Bürvenich, Johannes; Geisthoff, Norbert; Jaschke, Lutz; Kuhlmann, Johannes; Mertens, Berthold; Nesar, Mathias; Eickenscheidt, Nadine; Ziegler, Christoph; Schulte-Kellinghaus, Stefan (2020): Waldzustandsbericht 2020 - Bericht über den ökologischen Zustand des Waldes in Nordrhein-Westfalen. https://www.wald-und-holz.nrw.de/fileadmin/Wald_in_NRW/waldzustandsbericht_2020_langfassung.pdf (12.02.2021)

Butterbach-Bahl, K.; Baggs, E. M.; Dannenmann, M.; Kiese, R.; Zechmeister-Boltenstern, S. (2013): Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368, 1621

Butterbach-Bahl, K.; Breuer, L.; Gasche, R.; Willibald, G.; Papen, H. (2002a): Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands: 1. Fluxes of N_2O , NO/NO_2 and CH_4 at forest sites with different N-deposition. *Forest Ecology and Management*, 167, 1, S. 123 – 134

Butterbach-Bahl, K.; Gasche, R.; Willibald, G.; Papen, H. (2002b): Exchange of N-gases at the Höglwald Forest – A summary. *Plant and Soil*, 240, 1, S. 117 – 123

Butterbach-Bahl, K.; Kahl, M.; Mykhayliv, L.; Werner, C.; Kiese, R.; Li, C. (2009): A European-wide inventory of soil NO emissions using the biogeochemical models DNDC/Forest-DNDC. *Atmospheric Environment*, 43, 7, S. 1392 – 1402

Butterbach-Bahl, K.; Willibald, G.; Papen, H. (2002c): Soil core method for direct simultaneous determination of N_2 and N_2O emissions from forest soils. *Plant and Soil*, 240, 1, S. 105 – 116

Cardenas, L. M.; Bhogal, A.; Chadwick, D. R.; McGeough, K.; Misselbrook, T.; Rees, R. M.; Thorman, R. E.; Watson, C. J.; Williams, J. R.; Smith, K. A. (2019): Nitrogen use efficiency and nitrous oxide emissions from five UK fertilised grasslands. *Science of The Total Environment*, 661, S. 696 – 710

Casetou-Gustafson, S.; Akselsson, C.; Hillier, S.; Olsson, B. A. (2019): The importance of mineral determinations to PROFILE base cation weathering release rates: a case study. *Biogeosciences*, 16, 9, S. 1903 – 1920

Casetou-Gustafson, S.; Grip, H.; Hillier, S.; Linder, S.; Olsson, B. A.; Simonsson, M.; Stendahl, J. (2020): Current, steady-state and historical weathering rates of base cations at two forest sites in northern and southern Sweden: a comparison of three methods. *Biogeosciences*, 17, 2, S. 281 – 304

Castaldi, S. (2000): Responses of nitrous oxide, dinitrogen and carbon dioxide production and oxygen consumption to temperature in forest and agricultural light-textured soils determined by model experiment. *Biology and fertility of soils*, 32, 1, S. 67 – 72

Castaldi, S.; Fierro, A. (2005): Soil-Atmosphere Methane Exchange in Undisturbed and Burned Mediterranean Shrubland of Southern Italy. *Ecosystems*, 8, 2, S. 182 – 190

Castaldi, S.; Grandcourt, A. de; Rasile, A.; Skiba, U.; Valentini, R. (2010): CO_2 , CH_4 and N_2O fluxes from soil of a burned grassland in Central Africa. *Biogeosciences*, 7, 11, Copernicus Publications, S. 3459 – 3471

Castaldi, S.; Pascale, R. A. de; Grace, J.; Nikanova, N.; Montes, R.; San José, J. (2004): Nitrous oxide and methane fluxes from soils of the Orinoco savanna under different land uses. *Global Change Biology*, 10, 11, S. 1947 – 1960

Castro, M. S.; Steudler, P. A.; Melillo, J. M.; Aber, J. D.; Millham, S. (1992): Exchange of N_2O and CH_4 between the atmosphere and soils in spruce-fir forests in the northeastern United States. *Biogeochemistry*, 18, 3, S. 119 – 135

- Cheng, J.; Lee, X.; Zhou, Z.; Wang, B.; Xing, Y.; Cheng, H. (2013): Nitrous oxide emissions from different land use patterns in a typical karst region, Southwest China. *Chinese Journal of Geochemistry*, 32, 2, S. 137 – 145
- Cheng, S.; Wang, L.; Fang, H.; Yu, G.; Yang, X.; Li, X.; Si, G.; Geng, J.; He, S. (2016): Nonlinear responses of soil nitrous oxide emission to multi-level nitrogen enrichment in a temperate needle-broadleaved mixed forest in Northeast China. *CATENA*, 147, S. 556 – 563
- Chirinda, N.; Loaiza, S.; Arenas, L.; Ruiz, V.; Faverín, C.; Alvarez, C.; Savian, J. Víctor; Belfon, R.; Zuniga, K.; Morales-Rincon, L. Alberto; Trujillo, C.; Arango, M.; Rao, I.; Arango, J.; Peters, M.; Barahona, R.; Costa, C.; Rosenstock, T. S.; Richards, M.; Martinez-Baron, D.; Cardenas, L. (2019): Adequate vegetative cover decreases nitrous oxide emissions from cattle urine deposited in grazed pastures under rainy season conditions. *Scientific Reports*, 9, 1, S. 908
- Christiansen, J. R.; Gundersen, P. (2011): Stand age and tree species affect N_2O and CH_4 exchange from afforested soils. *Biogeosciences*, 8, 9, S. 2535 – 2546
- CLRTAP (2017): Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. (accessed 02.02.2018 at [www.icpmapping.org.](http://www.icpmapping.org/))
- Courtois, E. A.; Stahl, C.; Burban, B.; van den Berge, J.; Berveiller, D.; Bréchet, L.; Soong, J. L.; Arriga, N.; Peñuelas, J.; Janssens, I. A. (2019): Automatic high-frequency measurements of full soil greenhouse gas fluxes in a tropical forest. *Biogeosciences*, 16, 3, S. 785 – 796
- Crézé, C. M.; Madramootoo, C. A. (2019): Water table management and fertilizer application impacts on CO_2 , N_2O and CH_4 fluxes in a corn agro-ecosystem. *Scientific Reports*, 9, 1, S. 2692
- (2002): Critical Loads-PROFILE 4.2 Dokumentation - Deutsche Version, Strausberg
- Cuer, C. A.; A. R. Rodrigues, R. de; Balieiro, F. C.; Jesus, J.; Silva, E. P.; Alves, B. J. R.; Rachid, C. T. C. C. (2018): Short-term effect of Eucalyptus plantations on soil microbial communities and soil-atmosphere methane and nitrous oxide exchange. *Scientific Reports*, 8, 1, S. 15133
- Čuhel, J.; Šimek, M.; Laughlin, R. J.; Bru, D.; Cheneby, D.; Watson, C. J.; Philippot, L. (2010): Insights into the effect of soil pH on N_2O and N_2 emissions and denitrifier community size and activity. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76, 6, S. 1870 – 1878
- Dalal, R. C.; Allen, D. E. (2008): Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany*, 56, 5, S. 369 – 407
- Dannenmann, M.; Butterbach-Bahl, K.; Gasche, R.; Willibald, G.; Papen, H. (2008): Dinitrogen emissions and the $\text{N}_2:\text{N}_2\text{O}$ emission ratio of a Rendzic Leptosol as influenced by pH and forest thinning. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 9, S. 2317 – 2323
- Dannenmann, M.; Díaz-Pinés, E.; Kitzler, B.; Karhu, K.; Tejedor, J.; Ambus, P.; Parra, A.; Sánchez-Martin, L.; Resco, V.; Ramírez, D. A.; Povoas-Guimaraes, L.; Willibald, G.; Gasche, R.; Zechmeister-Boltenstern, S.; Kraus, D.; Castaldi, S.; Vallejo, A.; Rubio, A.; Moreno, J. M.; Butterbach-Bahl, K. (2018): Postfire nitrogen balance of Mediterranean shrublands: Direct combustion losses versus gaseous and leaching losses from the postfire soil mineral nitrogen flush. *Global Change Biology*, 24, 10, S. 4505 – 4520
- Dannenmann, M.; Gasche, R.; Ledebuhr, A.; Holst, T.; Mayer, H.; Papen, H. (2007): The effect of forest management on trace gas exchange at the pedosphere–atmosphere interface in beech (*Fagus sylvatica* L.) forests stocking on calcareous soils. *European Journal of Forest Research*, 126, 2, S. 331 – 346
- Davidson, E. A. (2008): Fixing forests. *Nature Geoscience*, 1, Nature Publishing Group, S. 421
- Davidson, E. A.; Suddick, E. C.; Rice, C. W.; Prokopy, L. S. (2015): More Food, Low Pollution (Mo Fo Lo Po): A Grand Challenge for the 21st Century. *Journal of Environmental Quality*, 44, 2, S. 305 – 311

- Dietrich, H.-P.; Raspe, S.; Zimmermann, L.; Wauer, A.; Köhler, D.; Schubert, A.; Stiegler, J.; Kudernatsch, T.; Blum, U.; Klemmt, H.-J. (2018): Umwelt und Standortbedingungen in raschem Wandel. LWF aktuell, 2
- Dong, Y.; Scharffe, D.; Lobert, J. M.; Crutzen, P. J.; Sanhueza, E. (1998): Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from a temperate forest soil: the effects of leaves and humus layers. Tellus B: Chemical and Physical Meteorology, 50, 3, Taylor & Francis, S. 243 – 252
- Drewer, J.; Finch, J. W.; Lloyd, C. R.; Baggs, E. M.; Skiba, U. (2012): How do soil emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from perennial bioenergy crops differ from arable annual crops? GCB Bioenergy, 4, 4, S. 408 – 419
- Duan, L.; Hao, J.; Xie, S.; Zhou, Z.; Ye, X. (2002): Determining weathering rates of soils in China. Geoderma, 110
- Dultz, S. (2001): Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschlands und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung
- Dultz, S. (2014): Textur der mineralischen Substanz. In: : Handbuch der Bodenkunde, S. 1-18 M4 - Citavi
- Egli, M.; Mirabella, A.; Sartori, G. (2008): The role of climate and vegetation in weathering and clay mineral formation in late Quaternary soils of the Swiss and Italian Alps. Geomorphology, 102, 3-4, S. 307 – 324
- Eickenscheidt, N.; Brumme, R. (2013): Regulation of N₂O and NOx emission patterns in six acid temperate beech forest soils by soil gas diffusivity, N turnover, and atmospheric NOx concentrations. Plant and Soil, 369, 1, S. 515 – 529
- Eickenscheidt, T.; Heinichen, J.; Augustin, J.; Freibauer, A.; Drösler, M. (2014): Nitrogen mineralization and gaseous nitrogen losses from waterlogged and drained organic soils in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. Biogeosciences, 11, 11, Copernicus Publications, S. 2961 – 2976
- Enanga, E. M.; Creed, I. F.; Casson, N. J.; Beall, F. D. (2016): Summer storms trigger soil N₂O efflux episodes in forested catchments. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 121, 1, S. 95 – 108
- Fang, S.; Lin, D.; Tian, Y.; Hong, S. (2016): Thinning Intensity Affects Soil-Atmosphere Fluxes of Greenhouse Gases and Soil Nitrogen Mineralization in a Lowland Poplar Plantation. Forests, 7, 7, S. 141
- Feig, G. T.; Mamtimin, B.; Meixner, F. X. (2008): Use of laboratory and remote sensing techniques to estimate vegetation patch scale emissions of nitric oxide from an arid Kalahari savanna. Biogeosciences Discuss., 2008, Copernicus Publications, S. 4621 – 4680
- Fenn, M. E.; Nagel, H.-D.; Koseva, I.; Aherne, J.; Jovan, S. E.; Geiser, L. H.; Schlutow, A.; Scheuschner, T.; Bytnarowicz, A.; Gimeno, B. S.; Yuan, F.; Watmough, S. A.; Allen, E. B.; Johnson, R. F.; Meixner, T. (2014): A Comparison of Empirical and Modelled Nitrogen Critical Loads for Mediterranean Forests and Shrublands in California. In: Sutton, M. A.; Mason, K. E.; Sheppard, L. J.; Sverdrup, H.; Haeuber, R.; Hicks, W. K.[Hrsg.]: Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity. Springer Netherlands, Dordrecht, S. 357 – 368
- Fest, B. J.; Livesley, S. J.; Drösler, M.; van Gorsel, E.; Arndt, S. K. (2009): Soil–atmosphere greenhouse gas exchange in a cool, temperate *Eucalyptus delegatensis* forest in south-eastern Australia. Agricultural and Forest Meteorology, 149, 3-4, S. 393 – 406
- Fiedler, S. R.; Augustin, J.; Wrage-Mönnig, N.; Jurasiczki, G.; Gusovius, B.; Glatzel, S. (2017): Potential short-term losses of N₂O and N₂ from high concentrations of biogas digestate in arable soils. SOIL, 3, 3, Copernicus Publications, S. 161 – 176
- Flechard, C. R.; Ibrom, A.; Skiba, U. M.; Vries, W. de; van Oijen, M.; Cameron, D. R.; Dise, N. B.; Korhonen, J. F.; Buchmann, N.; Legout, A.; Simpson, D.; Sanz, M. J.; Aubinet, M.; Loustau, D.; Montagnani, L.; Neirynck, J.; Janssens, I. A.; Pihlatie, M.; Kiese, R.; Siemens, J.; Francez, A. J.; Augustin, J.; Varlagin, A.; Olejnik, J.; Juszczak, R.; Aurela, M.; Chojnicki, B. H.; Dämmgen, U.; Djuricic, V.; Dreher, J.; Eugster, W.; Fauvel, Y.; Fowler, D.; Frumau, A.; Granier, A.; Gross, P.; Hamon, Y.; Helfter, C.; Hensen, A.; Horváth, L.; Kitzler, B.; Kruijt, B.; Kutsch, W. L.; Lobo-do-Vale, R.; Lohila, A.; Longdoz, B.; Marek, M. V.; Matteucci, G.; Mitosinkova, M.; Moreaux, V.; Neftel, A.;

- Orcival, J. M.; Pilegaard, K.; Pita, G.; Sanz, F.; Schjoerring, J. K.; Sebastià, M. T.; Tang, Y. S.; Uggerud, H.; Urbaniak, M.; van Dijk, N.; Vesala, T.; Vidic, S.; Vincke, C.; Weidinger, T.; Zechmeister-Boltenstern, S.; Butterbach-Bahl, K.; Nemitz, E.; Sutton, M. A. (2019): Carbon / nitrogen interactions in European forests and semi-natural vegetation. Part I: Fluxes and budgets of carbon, nitrogen and greenhouse gases from ecosystem monitoring and modelling. *Biogeosciences Discuss.*, 2019, Copernicus Publications, S. 1 – 50
- Fowler, D.; Pilegaard, K.; Sutton, M. A.; Ambus, P.; Raivonen, M.; Duyzer, J.; Simpson, D.; Fagerli, H.; Fuzzi, S.; Schjoerring, J. K.; Granier, C.; Neftel, A.; Isaksen, I. S. A.; Laj, P.; Maione, M.; Monks, P. S.; Burkhardt, J.; Daemgen, U.; Neirynck, J.; Personne, E.; Wichink-Kruit, R.; Butterbach-Bahl, K.; Flechard, C.; Tuovinen, J. P.; Coyle, M.; Gerosa, G.; Loubet, B.; Altimir, N.; Gruenhage, L.; Ammann, C.; Cieslik, S.; Paoletti, E.; Mikkelsen, T. N.; Ro-Poulsen, H.; Cellier, P.; Cape, J. N.; Horváth, L.; Loreto, F.; Niinemets, Ü.; Palmer, P. I.; Rinne, J.; Misztal, P.; Nemitz, E.; Nilsson, D.; Pryor, S.; Gallagher, M. W.; Vesala, T.; Skiba, U.; Brüggemann, N.; Zechmeister-Boltenstern, S.; Williams, J.; O'Dowd, C.; Facchini, M. C.; Leeuw, G. de; Flossman, A.; Chaumerliac, N.; Erisman, J. W. (2009): Atmospheric composition change: Ecosystems–Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment*, 43, 33, S. 5193 – 5267
- Futter, M. N.; Klaminder, J.; Lucas, R. W.; Laudon, H.; Köhler, S. J. (2012): Uncertainty in silicate mineral weathering rate estimates: source partitioning and policy implications. *Environmental Research Letters*, 7, 2, S. 24025
- Gao, W.; Yang, H.; Kou, L.; Li, S. (2015): Effects of nitrogen deposition and fertilization on N transformations in forest soils: a review. *Journal of soils and sediments*, 15, 4, S. 863 – 879
- Gelfand, I.; Shcherbak, I.; Millar, N.; Kravchenko, A. N.; Robertson, G. P. (2016): Long-term nitrous oxide fluxes in annual and perennial agricultural and unmanaged ecosystems in the upper Midwest USA. *Global Change Biology*, 22, 11, S. 3594 – 3607
- Goossens, A.; Visscher, A. de; Boeckx, P.; van Cleemput, O. (2001): Two-year field study on the emission of N₂O from coarse and middle-textured Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 1, S. 23 – 34
- Groffman, P. M.; Altabet, M. A.; Böhlke, J. K.; Butterbach-Bahl, K.; David, M. B.; Firestone, M. K.; Giblin, A. E.; Kana, T. M.; Nielsen, L. P.; Voytek, M. A. (2006): Methods for measuring denitrification: diverse approaches to a difficult problem. *Ecological Applications*, 16, 6, Ecological Society of America, S. 2091 – 2122
- Gu, J.; Nicoullaud, B.; Rochette, P.; Grossel, A.; Hénault, C.; Cellier, P.; Richard, G. (2013): A regional experiment suggests that soil texture is a major control of N₂O emissions from tile-drained winter wheat fields during the fertilization period. *Soil Biology and Biochemistry*, 60, S. 134 – 141
- Guckland, A.; Corre, M. D.; Flessa, H. (2010): Variability of soil N cycling and N₂O emission in a mixed deciduous forest with different abundance of beech. *Plant and Soil*, 336, 1-2, S. 25 – 38
- Gundersen, P.; Christiansen, J. R.; Alberti, G.; Brüggemann, N.; Castaldi, S.; Gasche, R.; Kitzler, B.; Klemedtsson, L.; Lobo-do-Vale, R.; Moldan, F.; Rütting, T.; Schleppi, P.; Weslien, P.; Zechmeister-Boltenstern, S. (2012): The response of methane and nitrous oxide fluxes to forest change in Europe. *Biogeosciences*, 9, 10, Copernicus Publications, S. 3999 – 4012
- Gütlein, A.; Gerschlauer, F.; Kikoti, I.; Kiese, R. (2018): Impacts of climate and land use on N₂O and CH₄ fluxes from tropical ecosystems in the Mt. Kilimanjaro region, Tanzania. *Global Change Biology*, 24, 3, S. 1239 – 1255
- Hahn, M.; Gartner, K.; Zechmeister-Boltenstern, S. (2000): Greenhouse gas emissions (N₂O, CO₂ and CH₄) from three forest soils near Vienna (Austria) with different water and. *Die Bodenkultur*, 115, 51, S. 2
- Hansen, S.; Bernard, M.-E.; Rochette, P.; Whalen, J. K.; Dörsch, P. (2014): Nitrous oxide emissions from a fertile grassland in Western Norway following the application of inorganic and organic fertilizers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 98, 1, S. 71 – 85

- Hassler, E.; Corre, M. D.; Kurniawan, S.; Veldkamp, E. (2017): Soil nitrogen oxide fluxes from lowland forests converted to smallholder rubber and oil palm plantations in Sumatra, Indonesia. *Biogeosciences*, 14, 11, S. 2781 – 2798
- Hellebrand, H. J.; Kern, J.; Scholz, V. (2003): Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils. *Atmospheric Environment*, 37, 12, S. 1635 – 1644
- Henrich, M.; Haselwandter, K. (1997): Denitrification and gaseous nitrogen losses from an acid spruce forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 9-10, S. 1529 – 1537
- Hess, C.; Niemeyer, T.; Fichtner, A.; Jansen, K.; Kunz, M.; Maneke, M.; Wehrden, H. von; Quante, M.; Walmsley, D.; Oheimb, G. von; Härdtle, W. (2018): Anthropogenic nitrogen deposition alters growth responses of European beech (*Fagus sylvatica* L.) to climate change. *Environmental Pollution*, 233, S. 92 – 98
- Hodson, M. E.; Langan, S. J. (1999): Considerations of uncertainty in setting critical loads of acidity of soils: the role of weathering rate determination. *Environmental Pollution*, 106, 1, S. 73 – 81
- Höhle, J.; Wellbrock, N. (2017): Immobilisation of nitrogen in context of critical loads, Dessau-Roßlau
- Homyak, P. M.; Blankinship, J. C.; Marchus, K.; Lucero, D. M.; Sickman, J. O.; Schimel, J. P. (2016): Aridity and plant uptake interact to make dryland soils hotspots for nitric oxide (NO) emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 19, S. E2608-E2616
- Horváth, L.; Führer, E.; Lajtha, K. (2006): Nitric oxide and nitrous oxide emission from Hungarian forest soils; linked with atmospheric N-deposition. *Atmospheric Environment*, 40, 40, S. 7786 – 7795
- Houle, D.; Lamoureux, P.; Bélanger, N.; Bouchard, M.; Gagnon, C.; Couture, S.; Bouffard, A. (2012): Soil weathering rates in 21 catchments of the Canadian Shield. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 3, S. 685 – 697
- Huth, V.; Hoffmann, M.; Bereswill, S.; Popova, Y.; Zak, D.; Augustin, J. (2018): The climate warming effect of a fen peat meadow with fluctuating water table is reduced by young alder trees. *Mires and Peat*, 21, 4, S. 1 – 18
- Hwang, W.; Park, M.; Cho, K.; Kim, J.-G.; Hyun, S. (2019): Mitigation of CO₂ and N₂O Emission from Cabbage Fields in Korea by Optimizing Tillage Depth and N-Fertilizer Level: DNDC Model Simulation under RCP 8.5 Scenario. *Sustainability*, 11, 21, S. 6158
- Hynšt, J.; Šimek, M.; Brůček, P.; Petersen, S. O. (2007): High fluxes but different patterns of nitrous oxide and carbon dioxide emissions from soil in a cattle overwintering area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120, 2, S. 269 – 279
- Jacobsen, C.; Rademacher, P.; Meesenburg, H.; Meiws, K. Josef (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung
- Jassal, R. S.; Black, T. A.; Roy, R.; Ethier, G. (2011): Effect of nitrogen fertilization on soil CH₄ and N₂O fluxes, and soil and bole respiration. *Geoderma*, 162, 1, S. 182 – 186
- Jochheim, H.; Einert, P.; Ende, H.-P.; Kallweit, R.; Lütschwager, D.; Schindler, U. (2007): Wasser- und Stoffhaushalt eines Buchen-Altbestandes im Nordostdeutschen Tiefland – Ergebnisse einer 4jährigen Messperiode. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie*, 41, S. 1 – 14
- Juszczak, R.; Augustin, J. (2013): Exchange of the Greenhouse Gases Methane and Nitrous Oxide Between the Atmosphere and a Temperate Peatland in Central Europe. *Wetlands*, 33, 5, S. 895 – 907
- Kathleen, K. T. (2008): Nitrogen additions and microbial biomass: a meta-analysis of ecosystem studies. *Ecology Letters*, 11, 10, S. 1111 – 1120
- Keil, M.; Bock, M.; Esch, T.; Metz, A.; Nieland, S.; APfitzner, A. (2011): CORINE Land Cover 2006 - Europaweit harmonisierte Aktualisierung der Landbedeckungsdaten für Deutschland

- Keller, M.; Varner, R.; Dias, J. D.; Silva, H.; Crill, P.; Oliveira Jr, R. C. de; Asner, G. P. (2005): Soil–atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane, and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in the Tapajos National Forest, Brazil. *Earth Interactions*, 9, 23, S. 1 – 28
- Kennedy, T. L.; Suddick, E. C.; Six, J. (2013): Reduced nitrous oxide emissions and increased yields in California tomato cropping systems under drip irrigation and fertigation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 170, S. 16 – 27
- Kesik, M.; Brüggemann, N.; Forkel, R.; Kiese, R.; Knoche, R.; Li, C.; Seufert, G.; Simpson, D.; Butterbach-Bahl, K. (2006): Future scenarios of N₂O and NO emissions from European forest soils. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 111, G2, S. n/a-n/a
- Kim, Y. S. (2013): Soil-Atmosphere Exchange of CO₂, CH₄ and N₂O in Northern Temperate Forests: Effects of Elevated CO₂ Concentration, N Deposition and Forest Fire. *Eurasian Journal of Forest Research*, 16, 1, S. 1 – 43
- Kitzler, B.; Zechmeister-Boltenstern, S.; Holtermann, C.; Skiba, U.; Butterbach-Bahl, K. (2006a): Controls over N₂O, NOx and CO₂ fluxes in a calcareous mountain forest soil. *Biogeosciences*, 3, 4, S. 383 – 395
- Kitzler, B.; Zechmeister-Boltenstern, S.; Holtermann, C.; Skiba, U.; Butterbach-Bahl, K. (2006b): Nitrogen oxides emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads. *Biogeosciences*, 3, 3, Copernicus Publications, S. 293 – 310
- Klaminder, J.; Lucas, R. W.; Futter, M. N.; Bishop, K. H.; Köhler, S. J.; Egnell, G.; Laudon, H. (2011): Silicate mineral weathering rate estimates: Are they precise enough to be useful when predicting the recovery of nutrient pools after harvesting? *Forest Ecology and Management*, 261, 1, S. 1 – 9
- Klemmedsson, L.; Arnold, K. von; Weslien, P.; Gundersen, P. (2005): Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology*, 11, 7, Blackwell Science Ltd, S. 1142 – 1147
- Köble, R.; Nagel, D.; Smiatek, G.; Werner, B.; Werner, L. (1993): Kartierung der Critical Loads & Levels in der Bundesrepublik Deutschland, Prädikow
- Koehler, B.; Corre, M. D.; Veldkamp, E.; Wullaert, H.; Wright, S. J. (2009): Immediate and long-term nitrogen oxide emissions from tropical forest soils exposed to elevated nitrogen input. *Global Change Biology*, 15, 8, S. 2049 – 2066
- Kolka, R. K.; Grigal, D. F.; Nater, E. A. (1996): Forest soil mineral weathering rates: use of multiple approaches. *Geoderma*, 73, S. 1 – 21
- Konnerup, D.; Betancourt-Portela, J. M.; Villamil, C.; Parra, J. P. (2014): Nitrous oxide and methane emissions from the restored mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, S. 43 – 51
- Koopsik, G.; Teveldal, S.; Aamlid, D.; Venn, K. (1999): Calculations of weathering rate and soil solution chemistry for forest soils in the Norwegian-Russian border area with the PROFILE model. *Applied Geochemistry*, 14, S. 173 – 185
- Korkiakoski, M.; Tuovinen, J. P.; Penttilä, T.; Sarkkola, S.; Ojanen, P.; Minkkinen, K.; Rainne, J.; Laurila, T.; Lohila, A. (2019): Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clear-cutting. *Biogeosciences*, 16, 19, S. 3703 – 3723
- Koseva, I. S.; Watmough, S. A.; Aherne, J. (2010): Estimating base cation weathering rates in Canadian forest soils using a simple texture-based model. *Biogeochemistry*, 101
- Kramer, H. (1988): Waldwachstumslehre, Parey, Hamburg und Berlin
- Krause, K.; Niklaus, P. A.; Schleppi, P. (2013): Soil-atmosphere fluxes of the greenhouse gases CO₂, CH₄ and N₂O in a mountain spruce forest subjected to long-term N addition and to tree girdling. *Agricultural and Forest Meteorology*, 181, S. 61 – 68

- Kronnäs, V.; Akselsson, C.; Belyazid, S. (2019): Dynamic modelling of weathering rates – the benefit over steady-state modelling. *SOIL*, 5, 1, Copernicus Publications, S. 33 – 47
- Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Gotha (2001): Forstliches Umweltmonitoring in Thüringen. <https://www.thueringen.de/de/publikationen/pic/pubdownload745.pdf> (12.02.2021)
- Langan, S. J.; Reynolds, B.; Bain, D. C. (1996): The calculation of base cation release from mineral weathering in soils derived from Palaeozoic greywackes and shales in upland UK. *Geoderma*, 69, 3, S. 275 – 285
- Laseter, S. H.; Ford, C. R.; Vose, J. M.; Swift, L. W. (2012): Long-term temperature and precipitation trends at the Coweeta Hydrologic Laboratory, Otto, North Carolina, USA. *Hydrology Research* 43(6):890-901, 43, 6, S. 890 – 901
- Lehman, R. M.; Osborne, S. L. (2016): Soil greenhouse gas emissions and carbon dynamics of a no-till, corn-based cellulosic ethanol production system. *BioEnergy Research*, 9, 4, S. 1101 – 1108
- Leitner, S.; Homyak, P. M.; Blankinship, J. C.; Eberwein, J.; Jenerette, G. D.; Zechmeister-Boltenstern, S.; Schimel, J. P. (2017): Linking NO and N₂O emission pulses with the mobilization of mineral and organic N upon rewetting dry soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 115, S. 461 – 466
- Leitner, S.; Sae-Tun, O.; Kranzinger, L.; Zechmeister-Boltenstern, S.; Zimmermann, M. (2016): Contribution of litter layer to soil greenhouse gas emissions in a temperate beech forest. *Plant and Soil*, 403, 1, S. 455 – 469
- Lenhart, K.; Behrendt, T.; Greiner, S.; Steinkamp, J.; Well, R.; Giesemann, A.; Keppler, F. (2019): Nitrous oxide effluxes from plants as a potentially important source to the atmosphere. *New Phytologist*, 221, 3
- Leppelt, T.; Janssen, W.; Koppe, C. (2018): Trockenheit 2018 in Deutschland
- Li, D.; Wang, X.; Mo, J.; Sheng, G.; Fu, J. (2007): Soil nitric oxide emissions from two subtropical humid forests in south China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 112, D23
- Li, N.; Kumar, P.; Lai, L.; Abagandura, G. O.; Kumar, S.; Nleya, T.; Sieverding, H. L.; Stone, J. J.; Gibbons, W. (2019): Response of Soil Greenhouse Gas Fluxes and Soil Properties to Nitrogen Fertilizer Rates under Camelina and Carinata Nonfood Oilseed Crops. *BioEnergy Research*, S. 1 – 12
- Liu, S.; Schloter, M.; Brüggemann, N. (2018): Accumulation of NO₂– during periods of drying stimulates soil N₂O emissions during subsequent rewetting. *European Journal of Soil Science*, 69, 5, S. 936 – 946
- Livesley, S. J.; Idczak, D.; Fest, B. J. (2013): Differences in carbon density and soil CH₄/N₂O flux among remnant and agro-ecosystems established since European settlement in the Mornington Peninsula, Australia. *Science of The Total Environment*, 465, S. 17 – 25
- Luan, J.; Wu, J.; Liu, S.; Roulet, N.; Wang, M. (2019): Soil nitrogen determines greenhouse gas emissions from northern peatlands under concurrent warming and vegetation shifting. *Commun Biol*, 2, S. 132
- Ludwig, B.; Teepe, R.; Lopes de Gerenyu, V.; Flessa, H. (2006): CO₂ and N₂O emissions from gleyic soils in the Russian tundra and a German forest during freeze–thaw periods—a microcosm study. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 12, S. 3516 – 3519
- Lugato, E.; Leip, A.; Jones, A. (2018): Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N₂O emissions. *Nature Climate Change*, 8, 3, S. 219 – 223
- Luo, G. J.; Brüggemann, N.; Wolf, B.; Gasche, R.; Grote, R.; Butterbach-Bahl, K. (2012): Decadal variability of soil CO₂, NO, N₂O, and CH₄ fluxes at the Höglwald Forest, Germany. *Biogeosciences*, 9, 5, Copernicus Publications, S. 1741 – 1763
- Maljanen, M.; Hytönen, J.; Martikainen, P. J. (2010): Cold-season nitrous oxide dynamics in a drained boreal peatland differ depending on land-use practice. *Canadian Journal of Forest Research*, 40, 3, S. 565 – 572

- Maljanen, M.; Jokinen, H.; Saari, A.; Strömmér, R.; Martikainen, P. J. (2006): Methane and nitrous oxide fluxes, and carbon dioxide production in boreal forest soil fertilized with wood ash and nitrogen. *Soil Use and Management*, 22, 2, S. 151 – 157
- Maljanen, M.; Komulainen, V. M.; Hytönen, J.; Martikainen, P. J.; Laine, J. (2004): Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 11, S. 1801 – 1808
- Maljanen, M.; Liikanen, A.; Silvola, J.; Martikainen, P. J. (2003): Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 5, S. 689 – 700
- Maljanen, M.; Shurpali, N.; Hytönen, J.; Mäkiranta, P.; Aro, L.; Potila, H.; Laine, J.; Li, C.; Martikainen, P. J. (2012): Afforestation does not necessarily reduce nitrous oxide emissions from managed boreal peat soils. *Biogeochemistry*, 108, S. 199 – 218
- Maljanen, M.; Yli-Moijala, H.; Biasi, C.; Leblans, N. I. W.; Boeck, H. J. de; Bjarnadóttir, B.; Sigurdsson, B. D. (2017): The emissions of nitrous oxide and methane from natural soil temperature gradients in a volcanic area in southwest Iceland. *Soil Biology and Biochemistry*, 109, S. 70 – 80
- Mander, Ü.; Well, R.; Weymann, D.; Soosaar, K.; Maddison, M.; Kanal, A.; Löhmus, K.; Truu, J.; Augustin, J.; Tournebize, J. (2014): Isotopologue Ratios of N₂O and N₂ Measurements Underpin the Importance of Denitrification in Differently N-Loaded Riparian Alder Forests. *Environ. Sci. Technol.*, 48, 20, S. 11910 – 11918
- Marín-Muñiz, J. L.; Hernández, M. E.; Moreno-Casasola, P. (2015): Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics. *Atmospheric Environment*, 107, S. 107 – 117
- Martins, C. S. C.; Nazaries, L.; Macdonald, C. A.; Anderson, I. C.; Singh, B. K. (2015): Water availability and abundance of microbial groups are key determinants of greenhouse gas fluxes in a dryland forest ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 86, S. 5 – 16
- Masaka, J.; Nyamangara, J.; Wuta, M. (2016): Nitrous oxide emissions from wetland soil amended with two types of cattle manure. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 5, 2, S. 125 – 140
- Mason, B. J. [Hrsg.] (1991): The Surface Waters Acidification Programme. Cambridge University Press, Cambridge
- Matson, A.; Pennock, D.; Bedard-Haughn, A. (2009): Methane and nitrous oxide emissions from mature forest stands in the boreal forest, Saskatchewan, Canada. *Forest Ecology and Management*, 258, 7, S. 1073 – 1083
- Matson, A. L.; Corre, M. D.; Langs, K.; Veldkamp, E. (2017): Soil trace gas fluxes along orthogonal precipitation and soil fertility gradients in tropical lowland forests of Panama. *Biogeosciences*, 14, 14, S. 3509 – 3524
- Maxe, L. (1995): Effects of acidification on groundwater in Sweden. *Hydrological and hydrochemical processes*
- McNulty, S. G.; Cohen, E. C.; Moore Myers, J. A.; Sullivan, T. J.; Li, H. (2007): Estimates of critical acid loads and exceedances for forest soils across the conterminous United States. *Environmental Pollution*, 149, 3, S. 281 – 292
- Mellert, K.-H.; Brendel, J.; Göttlein, A.; Kölling, C.; Rücker, G. (2005a): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München - Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben, 2, S. 25 – 35
- Mellert, K.-H.; Gensior, A.; Göttlein, A.; Klölling, C. (2005b): Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern-Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. *Waldökologie-Online*, 2, S. 4 – 24
- Merbold, L.; Eugster, W.; Stieger, J.; Zahniser, M.; Nelson, D.; Buchmann, N. (2014): Greenhouse gas budget (CO₂, CH₄ and N₂O) of intensively managed grassland following restoration. *Global Change Biology*, 20, 6, S. 1913 – 1928

- Merbold, L.; Steinlin, C.; Hagedorn, F. (2013): Winter greenhouse gas fluxes (CO_2 , CH_4 and N_2O) from a subalpine grassland. *Biogeosciences*, 10, 5, Copernicus Publications, S. 3185 – 3203
- Ming, A.; Yang, Y.; Liu, S.; Wang, H.; Li, Y.; Li, H.; Nong, Y.; Cai, D.; Jia, H.; Tao, Y. (2018): Effects of Near Natural Forest Management on Soil Greenhouse Gas Flux in *Pinus massoniana* (Lamb.) and *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook. *Plantations. Forests*, 9, 5, S. 229
- Mongeon, A.; Aherne, J.; Watmough, S. A. (2010): Steady-state critical loads of acidity for forest soils in the Georgia Basin, British Columbia. *Journal of Limnology*, 69, 1
- Morin, X.; Fahse, L.; Jactel, H.; Scherer-Lorenzen, M.; García-Valdés, R.; Bugmann, H. (2018): Long-term response of forest productivity to climate change is mostly driven by change in tree species composition. *Scientific Reports*, 8, 1
- Morse, J.; Durán, J.; Beall, F.; Enanga, E. M.; Creed, I. F.; Fernandez, I.; Groffman, P. M. (2015): Soil denitrification fluxes from three northeastern North American forests across a range of nitrogen deposition. *Oecologia*, 177, 1, S. 17 – 27
- Morse, J. L.; Ardón, M.; Bernhardt, E. S. (2012): Using environmental variables and soil processes to forecast denitrification potential and nitrous oxide fluxes in coastal plain wetlands across different land uses. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117, G2
- Morse, J. L.; Bernhardt, E. S. (2013): Using ^{15}N tracers to estimate N_2O and N_2 emissions from nitrification and denitrification in coastal plain wetlands under contrasting land-uses. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, S. 635 – 643
- Müller, A. K.; Matson, A. L.; Corre, M. D.; Veldkamp, E. (2015): Soil N_2O fluxes along an elevation gradient of tropical montane forests under experimental nitrogen and phosphorus addition. *Frontiers in Earth Science*, 3, S. 66
- Nagel, H.-D.; Gregor, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen-Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg
- Nagel, J.; Gadow, K. (2014): Forest Tools 3 - Forstliche Software-Sammlung, J. Nagel Selbstverlag, Göttingen
- Nilsson, J.; Grennfelt, P. (1988): Critical loads for sulphur and nitrogen - Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March 1988, Copenhagen
- Norman, J.; Jansson, P.-E.; Farahbakhshazad, N.; Butterbach-Bahl, K.; Li, C.; Klemedtsson, L. (2008): Simulation of NO and N_2O emissions from a spruce forest during a freeze/thaw event using an N-flux submodel from the PnET-N-DNDC model integrated to CoupModel. *Ecological Modelling*, 216, 1, S. 18 – 30
- NW-FVA (2021): Neue Generation dynamischer Ertragstafeln. <https://www.nw-fva.de/index.php?id=643> (26.02.2021)
- Oertel, C.; Herklotz, K.; Matschullat, J.; Zimmermann, F. (2012): Nitric oxide emissions from soils: a case study with temperate soils from Saxony, Germany. *Environmental Earth Sciences*, 66, 8, S. 2343 – 2351
- Oertel, C.; Kartuzova, M.; Matschullat, J.; Ratnikov, A. (2011): CO_2 -fluxes from disturbed soil samples-a pot experiment with different fertilisers and plant cover. In: . Department of Extension and Information IUNG-PIB, Pulawy, S. 47 – 48
- Oertel, C.; Matschullat, J.; Zurba, K.; Zimmermann, F.; Erasmi, S. (2016): Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Chemie der Erde - Geochemistry*, 76, 3, S. 327 – 352
- Osterloh, K.; Tauchnitz, N.; Spott, O.; Hepp, J.; Bernsdorf, S.; Meissner, R. (2017): Changes of methane and nitrous oxide emissions in a transition bog in central Germany (German National Park Harz Mountains) after rewetting. *Wetlands Ecology and Management*, 26, 1, S. 87 – 102

- Ouimet, R.; Duchesne, L. (2005): Base cation mineral weathering and total release rates from soils in three calibrated forest watersheds on the Canadian Boreal Shield. *Canadian Journal of Soil Science*, 85, 2, S. 245 – 260
- Oulehle, F.; Hofmeister, J.; Hruška, J. (2007): Modeling of the long-term effect of tree species (Norway spruce and European beech) on soil acidification in the Ore Mountains. *Ecological Modelling*, 204, 3, S. 359 – 371
- Paces, T. (1986): Weathering rates of gneiss and depletion of exchangeable cations in soils under environmental acidification. *Journal of the Geological Society*, 143, 4, S. 673 – 677
- Papen, H.; Butterbach-Bahl, K. (1999): A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany 1. N₂O emissions. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 104, D15, S. 18487 – 18503
- Papen, H.; Rosenkranz, P.; Butterbach-Bahl, K.; Gasche, R.; Willibald, G.; Brüggemann, N. (2005): Effects of Tree Species on C- and N-Cycling and Biosphere-Atmosphere Exchange of Trace Gases in Forests. Tagung: , 2005, Dordrecht
- Pareja-Sánchez, E.; Cantero-Martínez, C.; Álvaro-Fuentes, J.; Plaza-Bonilla, D. (2020): Impact of tillage and N fertilization rate on soil N₂O emissions in irrigated maize in a Mediterranean agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 287, S. 106687
- Patiño-Zúñiga, L.; Ceja-Navarro, J. A.; Govaerts, B.; Luna-Guido, M.; Sayre, K. D.; Dendooven, L. (2009): The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of N₂O, CO₂ and CH₄ in the central highlands of Mexico: a laboratory study. *Plant and Soil*, 314, 1, S. 231 – 241
- Petersen, S. O.; Ambus, P.; Elsgaard, L.; Schjønning, P.; Olesen, J. E. (2013): Long-term effects of cropping system on N₂O emission potential. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, S. 706 – 712
- Petitjean, C.; Hénault, C.; Perrin, A.-S.; Pontet, C.; Metay, A.; Bernoux, M.; Jehanno, T.; Viard, A.; Roggy, J.-C. (2015): Soil N₂O emissions in French Guiana after the conversion of tropical forest to agriculture with the chop-and-mulch method. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 208, S. 64 – 74
- Phelan, J.; Belyazid, S.; Kurz, D.; Guthrie, S.; Cajka, J.; Sverdrup, H.; Waite, R. (2014): Estimation of Soil Base Cation Weathering Rates with the PROFILE Model to Determine Critical Loads of Acidity for Forested Ecosystems in Pennsylvania, USA: Pilot Application of a Potential National Methodology. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, 9, S. 696
- Picarro Inc. (12.02.2021): Cavity Ring-Down Spectroscopy (CRDS).
<https://www.picarro.com/company/technology/crds> (12.02.2021)
- Pihlatie, M.; Pumpanen, J.; Rinne, J.; Ilvesniemi, H.; Simojoki, A.; Hari, A.; Vesala, T. (2007): Gas concentration driven fluxes of nitrous oxide and carbon dioxide in boreal forest soil. *Tellus B*, 59, 3, S. 458 – 469
- Pilegaard, K.; Skiba, U.; Ambus, P.; Beier, C.; Brüggemann, N.; Butterbach-Bahl, K.; Dick, J.; Dorsey, J.; Duyzer, J.; Gallagher, M.; Gasche, R.; Horvath, L.; Kitzler, B.; Leip, A.; Pihlatie, M. K.; Rosenkranz, P.; Seufert, G.; Vesala, T.; Westrate, H.; Zechmeister-Boltenstern, S. (2006): Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). *Biogeosciences*, 3, 4, Copernicus Publications, S. 651 – 661
- Poblador, S.; Lupon, A.; Sabaté, S.; Sabater, F. (2017): Soil water content drives spatiotemporal patterns of CO₂ and N₂O emissions from a Mediterranean riparian forest soil. *Biogeosciences*, 14, 18, S. 4195 – 4208
- Puhlmann, H.; Schmidt-Walter, P.; Hartmann, P.; Meesenburg, H.; Wilpert, K. von (2019): Soil Water Budget and Drought Stress. In: Wellbrock, Nicole; Bolte, Andreas[Hrsg.]: Status and Dynamics of Forests in Germany. Springer International Publishing, Cham, S. 55 – 91

- Raben, G.; Andreae, H. (1999): Short- and Long-term pulses of acidification in forest ecosystems of Saxony (Germany). *J. For. Sci.*, 45, 4, S. 163 – 168
- Raben, G.; Andreae, H.; Leube, F. (1996): Schadstoffbelastungen in sächsischen Waldökosystemen. AFZ, der Wald: allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge, 22, S. 1244 – 1248
- Raben, G.; Andreae, H.; Meyer-Heisig, M. (2000): Long-term Acid Load and Its Consequences in Forest Ecosystems of Saxony (Germany). *Water, Air, Soil Pollut.*, 122, 1-2, S. 93 – 103
- Raben, G.; Andreae, H.; Symossek, F. (1998): Consequences of Reduced Emissions on the Ecochemical Status of Forest Ecosystems in Saxony (Germany). *Chemosphere*, 36, 4-5, S. 1007 – 1012
- Rademacher, P.; Buß, B.; Müller-Using, B. (1999): Waldbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernökonomie auf ärmeren pleistozänen Sanden. *Forst und Holz*, 54, M. & H. SCHAPER GMBH & CO. KG, S. 330 – 334
- Raut, N.; Sitaula, B. K.; Bakken, L. R.; Dörsch, P. (2014): Fluxes of CH₄, N₂O, and kinetics of denitrification in disturbed and undisturbed forest soil in India. *Canadian Journal of Soil Science*, 94, 2, S. 237 – 249
- Rees, R. M.; Wuta, M.; Furley, P. A.; Li, C. (2006): Nitrous oxide fluxes from savanna (miombo) woodlands in Zimbabwe. *Journal of Biogeography*, 33, 3, S. 424 – 437
- Regina, K.; Nykänen, H.; Maljanen, M.; Silvola, J.; Martikainen, P. J. (1998): Emissions of N₂O and NO and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compounds. *Canadian Journal of Forest Research*, 28, 1, S. 132 – 140
- Reinds, G. J.; Posch, M.; Vries, W. de (2001): A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models for Europe, Wageningen
- Remy, E.; Gasche, R.; Kiese, R.; Wuyts, K.; Verheyen, K.; Boeckx, P. (2017): Edge effects on N₂O, NO and CH₄ fluxes in two temperate forests. *Science of The Total Environment*, 575, S. 1150 – 1155
- Ribeiro, K.; Sousa-Neto, E. R. de; Carvalho Junior, J. A. de; Sousa Lima, J. R. de; Menezes, R. S. C.; Duarte-Neto, P. J.; Da Silva Guerra, G.; Ometto, J. P. H. B. (2016): Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. *Science of The Total Environment*, 571, S. 1048 – 1057
- Richter, A.; Siebner, C.; Schmidt, R. (2007): Nutzungs differenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000 Auszug Waldböden, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
- Robertson, G. P.; Tiedje, J. M. (1988): Deforestation alters denitrification in a lowland tropical rain forest. *Nature*, 336, 6201, S. 756
- Rochette, P.; Tremblay, N.; Fallon, E.; Angers, D. A.; Chantigny, M. H.; MacDonald, J. D.; Bertrand, N.; Parent, L. É. (2010): N₂O emissions from an irrigated and non-irrigated organic soil in eastern Canada as influenced by N fertilizer addition. *European Journal of Soil Science*, 61, 2, Blackwell Publishing Ltd, S. 186 – 196
- Rosenkranz, P.; Brüggemann, N.; Papen, H.; Xu, Z.; Seufert, G.; Butterbach-Bahl, K. (2006): N₂O, NO and CH₄ exchange, and microbial N turnover over a Mediterranean pine forest soil. *Biogeosciences*, 3, 2, Copernicus Publications, S. 121 – 133
- Rosenstock, T. S.; Mpanda, M.; Pelster, D. E.; Butterbach-Bahl, K.; Rufino, M. C.; Thiong'o, M.; Mutuo, P.; Abwanda, S.; Rioux, J.; Kimaro, A. A.; Neufeldt, H. (2016): Greenhouse gas fluxes from agricultural soils of Kenya and Tanzania. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121, 6, S. 1568 – 1580
- Russ, Alexander; Riek, Winfried (2017): Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern

Sá, M. M. F.; Schaefer, C. E. G. R.; Loureiro, D. C.; Simas, F. N. B.; Alves, B. J. R.; Sá Mendonça, E. de; Figueiredo, E. B. de; La Scala, N., Jr.; Panosso, A. R. (2019): Fluxes of CO₂, CH₄, and N₂O in tundra-covered and Nothofagus forest soils in the Argentinian Patagonia. *Science of The Total Environment*, 659, S. 401 – 409

Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft (2007): Forstliche Dauerbeobachtungsflächen. <https://www.wald.sachsen.de/forstliche-dauerbeobachtungsflaechen-6072.html> (09.02.2021)

Sanhueza, E.; Hao, W. Min; Scharffe, D.; Donoso, L.; Crutzen, P. J. (1990): N₂O and NO emissions from soils of the northern part of the Guayana Shield, Venezuela. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 95, D13, S. 22481 – 22488

Schaap, M.; Hendriks, C.; Kranenburg, R.; Kuenen, J.; Segers, A. J.; Schlutow, A.; Nagel, H.-D.; Ritter, A.; Banzhaf, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland, Dessau

Schaller, M.; Blum, J. D.; Hamburg, S. P.; Vadeboncoeur, M. A. (2010): Spatial variability of long-term chemical weathering rates in the White Mountains, New Hampshire, USA. *Geoderma*, 154, 3, S. 294 – 301

Schaufler, G.; Kitzler, B.; Schindlbacher, A.; Skiba, U.; Sutton, M. A.; Zechmeister-Boltenstern, S. (2010): Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *European Journal of Soil Science*, 61, 5, Blackwell Publishing Ltd, S. 683 – 696

Schindlbacher, A.; Zechmeister-Boltenstern, S.; Butterbach-Bahl, K. (2004): Effects of soil moisture and temperature on NO, NO₂, and N₂O emissions from European forest soils. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres*, 109, 17, S. D17302 1-12

Schlutow, A.; -D, N. H.; Y, B. (2017): Bereitstellung der Critical Load Daten für den Call for Data 2015-2017 des Coordination Centre for Effects im Rahmen der Berichtspflichten Deutsch-lands für die Konvention über weitreichende grenz-überschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP)

Schlutow, A.; Nagel, H. D.; Scheuschner, T.; Weigelt-Kirchner, R. (2010): Ökologische Belastungsgrenzen unter Einfluss des Klimawandels, Eigenverlag LfULG, Dresden

Schlutow, A.; Nagel, H.-D.; Bouwer, Y. (2018): Critical Load Daten für die Berichtserstattung 2015-2017 im Rahmen der Zusammenarbeit unter der Genfer Luftreinhaltkonvention (CLRTAP), Dessau

Schmitz, A.; Sanders, T. G. M.; Michel, A. K.; Verstraeten, A.; Hansen, K.; Waldner, P. (2018): Status and trends of inorganic nitrogen deposition to forests in Europe. *ICP Forests Brief* (2)

Schöpp, W.; Posch, M.; Mylona, S.; Johansson, M. (2003): Long-term development of acid deposition (1880–2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7, 4, S. 436 – 446

Schulte-Bispig, H.; Beese, F. (2016): N-fluxes and N-turnover in a mixed beech–pine forest under low N-inputs. *European Journal of Forest Research*, 135, 2, S. 229 – 241

Schulte-Bispig, H.; Brumme, R.; Priesack, E. (2003): Nitrous oxide emission inventory of German forest soils. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108, D4

Sgouridis, F.; Ullah, S. (2014): Denitrification potential of organic, forest and grassland soils in the Ribble-Wyre and Conwy River catchments, UK. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16, 7, S. 1551 – 1562

Sgouridis, F.; Ullah, S. (2015): Relative Magnitude and Controls of in Situ N₂ and N₂O Fluxes due to Denitrification in Natural and Seminatural Terrestrial Ecosystems Using ¹⁵N Tracers, 49, S. 14110 – 14119

Shrestha, D.; Wendroth, O.; Jacobsen, K. L. (2019): Nitrogen loss and greenhouse gas flux across an intensification gradient in diversified vegetable rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, S. 1 – 18

- Šimek, M.; Jíšová, L.; Hopkins, D. W. (2002): What is the so-called optimum pH for denitrification in soil? *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 9, S. 1227 – 1234
- Simonsson, M.; Bergholm, J.; Olsson, B. A.; Brömssen, C. von; Öborn, I. (2015): Estimating weathering rates using base cation budgets in a Norway spruce stand on podzolised soil: Analysis of fluxes and uncertainties. *Forest Ecology and Management*, 340, S. 135 – 152
- Skeffington, R. A. (2006): Quantifying uncertainty in critical loads: (A) literature review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 169, 1, S. 3 – 24
- Skiba, U. M.; Sheppard, L. J.; MacDonald, J.; Fowler, D. (1998): Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. *Atmospheric Environment*, 32, 19, S. 3311 – 3320
- Soosaar, K.; Mander, Ü.; Maddison, M.; Kanal, A.; Kull, A.; Löhmus, K.; Truu, J.; Augustin, J. (2011): Dynamics of gaseous nitrogen and carbon fluxes in riparian alder forests. *Ecological Engineering*, 37, 1, S. 40 – 53
- Sosulski, T.; Szara, E.; Stępień, W.; Rutkowska, B. (2015): The influence of mineral fertilization and legumes cultivation on the N₂O soil emissions. *Plant, Soil and Environment*, 61, 12, S. 529 – 536
- Spranger, T.; Lorenz, U.; Gregor, H. D. (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends
- Stendahl, J.; Akselsson, C.; Melkerud, P.-A.; Belyazid, S. (2013): Pedon-scale silicate weathering: comparison of the PROFILE model and the depletion method at 16 forest sites in Sweden. *Geoderma*, 211-212, S. 65 – 74
- Sverdrup, H. (1990): The kinetics base of cation release due to chemical weathering, Schweden
- Sverdrup, H.; Warfvinge, P. (1993a): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Applied Geochemistry*, 8, 3, S. 273 – 283
- Sverdrup, H.; Warfvinge, P. (1993b): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca + Mg + K)/Al ratio, Lund University Department of Chemical Engineering II, Lund
- Sverdrup, H.; Warfvinge, P.; Wickman, T. (1998): Estimating the weathering rate at Gårdsjön using different methods, John Wiley Sons Ltd
- Tang, W.; Chen, D.; Phillips, O. L.; Liu, X.; Zhou, Z.; Li, Y.; Xi, D.; Zhu, F.; Fang, J.; Zhang, L.; Lin, M.; Wu, J.; Fang, Y. (2018): Effects of long-term increased N deposition on tropical montane forest soil N₂ and N₂O emissions. *Soil Biology and Biochemistry*, 126, S. 194 – 203
- Teepe, R.; Brumme, R.; Beese, F.; Ludwig, B. (2004): Nitrous Oxide Emission and Methane Consumption Following Compaction of Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 2, S. 605 – 611
- Teh, Y. A.; Silver, W. L.; Sonnentag, O.; Detto, M.; Kelly, M.; Baldocchi, D. D. (2011): Large greenhouse gas emissions from a temperate peatland pasture. *Ecosystems*, 14, 2, S. 311 – 325
- ThüringenForst (2012): Wie belastbar ist unser Wald? - Ergebnisse des Forstlichen Umweltmonitoring in Thüringen. Tagung: , 2012
- Tian, P.; Zhang, J.; Cai, Z.; Jin, G. (2018): Different response of CO₂ and N₂O fluxes to N deposition with seasons in a temperate forest in northeastern China. *Journal of soils and sediments*, 18, 5, S. 1821 – 1831
- Ullah, S.; Breitenbeck, G. A.; Faulkner, S. P. (2005): Denitrification and N₂O emission from forested and cultivated alluvial clay soil. *Biogeochemistry*, 73, 3, S. 499 – 513
- Uri, V.; Löhmus, K.; Mander, Ü.; Ostonen, I.; Aosaar, J.; Maddison, M.; Helmisaari, H.-S.; Augustin, J. (2011): Long-term effects on the nitrogen budget of a short-rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) forest on abandoned agricultural land. *Ecological Engineering*, 37, 6, S. 920 – 930

- Ussiri, D.; Lal, R. (2013): Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation, Springer, Dordrecht
- van Delden, L.; Rowlings, D. W.; Scheer, C.; Grace, P. R. (2016): Urbanisation-related land use change from forest and pasture into turf grass modifies soil nitrogen cycling and increases N₂O emissions. *Biogeosciences*, 13, 21, S. 6095 – 6106
- van der Salm, C.; Vries, W. de (2001): A review of the calculation procedure for critical acid loads for terrestrial ecosystems. *Science of The Total Environment*, 271, 1, S. 11 – 25
- van der Weerden, T. J.; Kelliher, F. M.; Klein, C. A. M. de (2012): Influence of pore size distribution and soil water content on nitrous oxide emissions. *Soil Research*, 50, 2, S. 125 – 135
- Verchot, L. V.; Davidson, E. A.; Cattâniao, H.; Ackerman, I. L.; Erickson, H. E.; Keller, M. (1999): Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 1, S. 31 – 46
- Virkajarvi, P.; Maljanen, M.; Saarijarvi, K.; Haapala, J.; Martikainen, P. J. (2010): N₂O emissions from boreal grass and grass - clover pasture soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137, 1, S. 59 – 67
- Vries, W. de; Posch, M.; Reinds, G. J.; Kämäri, J. (1992): Critical Loads and their exceedance on forest soils in Europe
- Vuorenmaa, J.; Augustaitis, A.; Beudert, B.; Bochenek, W.; Clarke, N.; Wit, H. A. de; Dirnböck, T.; Frey, J.; Hakola, H.; Kleemola, S.; Kobler, J.; Krám, P.; Lindroos, A.-J.; Lundin, L.; Löfgren, S.; Marchetto, A.; Pecka, T.; Schulte-Bispinger, H.; Skotak, K.; Srybny, A.; Szpikowski, J.; Ukonmaanaho, L.; Váňa, M.; Åkerblom, S.; Forsius, M. (2018): Long-term changes (1990–2015) in the atmospheric deposition and runoff water chemistry of sulphate, inorganic nitrogen and acidity for forested catchments in Europe in relation to changes in emissions and hydrometeorological conditions. *Science of The Total Environment*, 625, S. 1129 – 1145
- Vybornova, O.; Pfeiffer, E.-M.; Kutzbach, L. (2017): Soil physical and chemical properties of peat samples taken from different microtopes of cut-over bog in Northern Germany, PANGAEA
- Wachiye, S.; Merbold, L.; Vesala, T.; Rinne, J.; Räsänen, M.; Leitner, S.; Pellikka, P. (2019): Soil Greenhouse Gas Emissions under Different Land-Use Types in Savanna Ecosystems of Kenya. *Biogeosciences Discuss.*, 2019, Copernicus Publications, S. 1 – 41
- Wagenführ, R. (2000): Holzatlas, Fachbuchverlag im Hanser Verlag, Leipzig
- Walker, J. T.; Geron, C. D.; Vose, J. M.; Swank, W. T. (2002): Nitrogen trace gas emissions from a riparian ecosystem in southern Appalachia. *Chemosphere* 49, 10, S. 1389 – 1398
- Wang, C.; Yang, X.; Xu, K. (2018): Effect of chronic nitrogen fertilization on soil CO₂ flux in a temperate forest in North China: a 5-year nitrogen addition experiment. *Journal of soils and sediments*, 18, 2, S. 506 – 516
- Wang, Y.; Cheng, S.; Fang, H.; Yu, G.; Yang, X.; Xu, M.; Dang, X.; Li, L.; Wang, L. (2016): Relationships between ammonia-oxidizing communities, soil methane uptake and nitrous oxide fluxes in a subtropical plantation soil with nitrogen enrichment. *European Journal of Soil Biology*, 73, S. 84 – 92
- Wang, Y.; Wang, H.; Wang, Z.-L.; Ma, Z.; Dai, X.; Wen, X.; Liu, Y. (2014): Effect of litter layer on soil–atmosphere N₂O flux of a subtropical pine plantation in China. *Atmospheric Environment*, 82, S. 106 – 112
- Wellbrock, N.; Bolte, A. [Hrsg.] (2019): Status and Dynamics of Forests in Germany. Springer, Cham
- Werner, C.; Kiese, R.; Butterbach-Bahl, K. (2007): Soil-atmosphere exchange of N₂O, CH₄, and CO₂ and controlling environmental factors for tropical rain forest sites in western Kenya. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 112, D3

- Werner, C.; Reiser, K.; Dannenmann, M.; Hutley, L. B.; Jacobbeit, J.; Butterbach-Bahl, K. (2014): N₂O, NO, N₂ and CO₂ emissions from tropical savanna and grassland of northern Australia: an incubation experiment with intact soil cores. *Biogeosciences*, 11, 21, S. 6047 – 6065
- Whitfield, C. J.; Aherne, J.; Watmough, S. A.; McDonald, M. (2010): Estimating the sensitivity of forest soils to acid deposition in the Athabasca Oil Sands Region, Alberta. *Journal of Limnology*, 69, 1s, S. 201
- Whitfield, C. J.; Phelan, J. N.; Buckley, J.; Clark, C. M.; Guthrie, S.; Lynch, J. A. (2018): Estimating Base Cation Weathering Rates in the USA: Challenges of Uncertain Soil Mineralogy and Specific Surface Area with Applications of the PROFILE Model. *Water, Air and Soil Pollution*, 229, 3
- Whitfield, C. J.; Watmough, S. A. (2012): A regional approach for mineral soil weathering estimation and critical load assessment in boreal Saskatchewan, Canada. *Science of The Total Environment*, 437, S. 165 – 172
- Whitfield, C. J.; Watmough, S. A.; Aherne, J.; Dillon, P. J. (2006): A comparison of weathering rates for acid-sensitive catchments in Nova Scotia, Canada and their impact on critical load calculations. *Geoderma*, 136, 3, S. 899 – 911
- Wilpert V., K. (2008): Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffhaushalts von Waldökosystemen - Am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie, Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Abt. Boden und Umwelt, Freiburg i.Br.
- Wolf, B.; Zheng, X.; Brüggemann, N.; Chen, W.; Dannenmann, M.; Han, X.; Sutton, M. A.; Wu, H.; Yao, Z.; Butterbach-Bahl, K. (2010): Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature*, 464, Macmillan Publishers Limited. All rights reserved, S. 881
- Wolff, M. W.; Alsina, M. M.; Stockert, C. M.; Khalsa, S. D. S.; Smart, D. R. (2018): Minimum tillage of a cover crop lowers net GWP and sequesters soil carbon in a California vineyard. *Soil and Tillage Research*, 175, S. 244 – 254
- Xiankai, L.; Jiangming, M.; Frank, S. G.; Guoyi, Z.; Yunting, F. (2010): Effects of experimental nitrogen additions on plant diversity in an old-growth tropical forest. *Global Change Biology*, 16, 10, S. 2688 – 2700
- Yazaki, T.; Nagata, O.; Sugito, T.; Hamasaki, T.; Tsuji, H. (2011): Nitrous oxide emissions from an Andosol upland field cropped to wheat and soybean with different tillage systems and organic matter applications. *Journal of Agricultural Meteorology*, advpub
- Yu, K.; Struwe, S.; Kjøller, A.; Chen, G. (2008): Nitrous oxide production and consumption potential in an agricultural and a forest soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39, 15-16, S. 2205 – 2220
- Yuping, Y.; Liqing, S.; Min, C.; Zheng, Z.; Jianwei, T.; Yinghong, W.; ZHANG, Y.; Rui, W.; Guangren, L.; Yuesi, W. (2008): Fluxes of CH₄ and N₂O from soil under a tropical seasonal rain forest in Xishuangbanna, Southwest China. *Journal of Environmental Sciences*, 20, 2, S. 207 – 215
- Zaman, M.; Nguyen, M. L. (2010): Effect of lime or zeolite on N₂O and N₂ emissions from a pastoral soil treated with urine or nitrate-N fertilizer under field conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136, 3-4, S. 254 – 261
- Zechmeister-Boltenstern, S.; Hahn, M.; Meger, S.; Jandl, R. (2002): Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in relation to microbial biomass dynamics in a beech forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 6, S. 823 – 832
- Zheng, M. H.; Zhang, T.; Li, L.; Zhu, W. X.; Zhang, W.; Mo, J. M. (2016): Effects of nitrogen and phosphorus additions on nitrous oxide emission in a nitrogen-rich and two nitrogen-limited tropical forests
- Zhu, R.; Ma, D.; Xu, H. (2014): Summertime N₂O, CH₄ and CO₂ exchanges from a tundra marsh and an upland tundra in maritime Antarctica. *Atmospheric Environment*, 83, S. 269 – 281
- Ziche, D. (2018): Bericht N-Immobilisierung

Ziche, D.; Grüneberg, E.; Hilbrig, L.; Höhle, J.; Kompa, T.; Liski, J.; Repo, A.; Wellbrock, N. (2019): Comparing soil inventory with modelling: Carbon balance in central European forest soils varies among forest types. *The Science of the total environment*, 647, S. 1573 – 1585

Zou, J.; Tobin, B.; Luo, Y.; Osborne, B. (2018): Differential responses of soil CO₂ and N₂O fluxes to experimental warming. *Agricultural and Forest Meteorology*, 259, S. 11 – 22

A Anhang

A.1 Bilder der Probenahme

Nachfolgend sind Überblicks- und Bodenprofilbilder der Untersuchungsstandorte der Bodenentgasungsstudie zu finden.

Sachsen



Bodenprofil Level-II-Fläche Laußnitz



Level-II-Fläche Laußnitz



Bodenprofil Level-II-Fläche Bautzen



Level-II-Fläche Bautzen



Level-II-Fläche Bad Schandau



Bodenprofil Level-II-Fläche
Cunnersdorf



Level-II-Fläche Cunnersdorf



Level-II-Fläche Altenberg



Bodenprofil Level-II-Fläche
Olbernhau



Level-II-Fläche Olbernhau



Level-II-Fläche Klingenthal



Level-II-Fläche Colditz

Baden-Württemberg



Conventwald Fichte, Detail
Boden
Stechzylinderprobennahme



Level-II-Fläche Conventwald Fichte



Bodenprofil Level-II-Fläche
Conventwald Buche



Level-II-Fläche Conventwald Buche

Nordrhein-Westfalen



Level-II-Fläche Tannenbusch



Level-II-Fläche Schwaney

Bayern



Probenahmepunkt Forellenbach

Brandenburg



Level-II-Fläche Beerbusch

Thüringen



Bodenprofil Level-II-Fläche Possen



Level-II-Fläche Possen

Mecklenburg-Vorpommern



Bodenprofil Level-II-Fläche Sandhof



Level-II-Fläche Sandhof

A.2 Tabelle N₂O-Literaturdaten

Literaturdaten zu N₂O-Emissionen aus Böden aus Waldökosystemen verschiedener Klimazonen

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH- Wert	Quelle
Gemäßigte Klimazone										
Kalt										
Südfinnland	131 (g)	Podsol / - / -	Fichte, Birke, Kiefer	1,23 / k.A. / 3 Jahre	-	4,8 / 0,02	3,3	680	3,7 (CaCl ₂)	Maljanen et al. (2006)
Hyytiälä (Finnland)	181	Podsol / SI3 / 9	Kiefer	0,03 / 6 / 1 Jahr	5,0	4,1 / 0,1	2,9	709	3,8 (CaCl ₂)	Pihlatie et al. (2007)
Kannus (Finnland)	50	Torfboden (ehemaliges Ackerland)	Birke (Aufforstung)	22,0 / 4 / 3 Jahre	-	-	2,5	656	4,7 (H ₂ O)	Maljanen et al. (2012)
Kannus (Finnland)	50	Torfboden (ehemaliges Ackerland)	Kiefer (Aufforstung)	12,07 ¹ / 4 / 3 Jahre	-	-	2,5	656	4,3 (H ₂ O) ¹	Maljanen et al. (2012)
Kihnio (Finnland)	150	Ehemaliges Torfabbaugebiet	Kiefer (Aufforstung)	3,40 ¹ / 4 / 3 Jahre	-	-	3,8	579	4,2 (H ₂ O) ¹	Maljanen et al. (2012)
Kihnio (Finnland)	150	Ehemaliges Torfabbaugebiet	Birke (Aufforstung)	0,90 ¹ / 4 / 3 Jahre	-	-	3,8	579	4,0 (H ₂ O) ¹	Maljanen et al. (2012)
Kannus (Finnland)	-	Torf / - / -	Kiefer, Birke	25 / 14 / 1 Jahr	-	53 / 2,5	2,8	561	3,8 (H ₂ O)	Maljanen et al. (2010)
BERMS (Kanada)	579	Brunisol / Ss / 1	Banks-Kiefer	0,07 / 20 / 2 Sommer	-	0,6 / -	0,5	406	5,1	Matson et al. (2009)
BERMS (Kanada)	629	Gley / Su3 / 3	Schwarz-Fichte	0,11 / 20 / 2 Sommer	-	0,7 / -	0,5	406	6,5	Matson et al. (2009)
BERMS (Kanada)	601	Luvisol / Su4 / 7	Amerikanische Zitterpappel	0,13 / 20 / 2 Sommer	-	0,8 / -	0,5	406	5,6	Matson et al. (2009)
Ilomantsi (Finnland)	150	Entwässertes Torfmoor	Mischwald	5,2 / 12 / ~ 2 Monate	2,7	50 / 2,8	1,9	650	4,4	Regina et al. (1998)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH- Wert	Quelle
Changbaishan (China)	990	Braunerde / - / -	Mischwald	1,21 / 3 / 6 Monate	11	15,7 / 0,72	3,6	700	5,85	Cheng et al. (2016)
Hveragerdi (Island)	38	Andosol / - / -	Sitka-Fichte	0,22 (5, 3 Jahre)	-	-	5,2	1431	5,2	Maljanen et al. (2017)
Hyytiälä (Finnland)	142- 200	- / Ls / 17-25	Kiefer	0,27 (6, soil core)	5	6,5 / 0,21	3,9	710	3,6 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Hyytiälä (Finnland)	142- 200	-	Kiefer	0,03	2,2	-	-	500	3,3	Pilegaard et al. (2006)
Kühl										
Mt. Mansfield (Vermont, USA)	985	Podsol / - / -	Kiefer / Fichte	0,17 (6, eine Vegetationsperiode)	16	-	-	1861	2,9 (H ₂ O)	Castro et al. (1992)
Haard (D-NW)	70	Braunerde-Podsol / Su3 / 6	Buche	0,54 / 5 / 2 Monate	23,6	14,2 / 0,6	9,5	880	3,6 (H ₂ O)	Eickenscheidt und Brumme (2013)
Solling (D-NS)	500	Mäßig podsolige Braunerde/ Lu / 25	Buche	9,9 / 5 / 2 Monate	21,6	9,7 / 0,5	6,9	1193	3,5 (H ₂ O)	Eickenscheidt und Brumme (2013)
Neuhäusel (D-RP)	390	Braunerde / Lu / 24	Buche	-0,11 / 5 / 2 Monate	18,7	6,9 / 0,4	8,1	956	4,1 (H ₂ O)	Eickenscheidt und Brumme (2013)
Biebergemünd (D-HE)	450	Mäßig podsolige Braunerde / Si4 / 13	Buche	0,14 / 5 / 2 Monate	19,8	5,9 / 0,3	7,6	1037	3,7 (H ₂ O)	Eickenscheidt und Brumme (2013)
Hünfeld (D-HE)	410	Braunerde / Si3 / 9	Buche	0,02 / 5 / 2 Monate	18,8	3,3 / 0,2	7,2	706	4,3 (H ₂ O)	Eickenscheidt und Brumme (2013)
Lüss (D-NI)	101 - 150	Mäßig podsolige Braunerde / Su2 / 4	Buche	-0,21 / 5 / 2 Monate	15,1	5,6 / 0,2	8,0	784	3,7 (H ₂ O)	Eickenscheidt und Brumme (2013)
Beerenbusch (D-BB)	79	Braunerde / Ss / 3	Kiefer	0,44 / 6 / 6 Jahre	13,26	3,8 / 0,2	8,1	600	4,1 (H ₂ O)	Schulte-Bisping und Beese (2016)
Billingshausen (D-NS)	250 -	- / Ltu / 31	Buche	0,07 / 3 / 1 Jahr	15-17 (P)	14,7 /	7,8	700	5,0	Teepe et al.

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH- Wert	Quelle
	300					1,3			(H ₂ O)	(2004)
Holzerode (D-NS)	250 – 300	- / Ls / 8	Buche	0,19 / 3 / 1 Jahr	15-17 (P)	11,3 / 0,6	7,8	700	4,5 (H ₂ O)	Teepe et al. (2004)
Ebergötzen (D-NS)	250 – 300	- / Uu / 8	Buche	0,39 / 3 / 1 Jahr	15-17 (P)	9,3 / 8,5	7,8	700	4,5 (H ₂ O)	Teepe et al. (2004)
Kienhorst (D-BB)	20 - 60	Podsol / Ss / < 5	Kiefer	0,41 / 5 / 2 Jahre	15,8	-	7,3	545	3,5 (KCl)	Butterbach-Bahl et al. (2002a)
Hubertusstock (D-BB)	20 – 60	Braunerde / Ss / < 5	Kiefer	0,85 / 5 / 3 Jahre	14,9	-	7,3	550	3,6 (KCl)	Butterbach-Bahl et al. (2002a)
Lichterfelde (D-BB)	20 – 60	Braunerde / Ss / < 5	Kiefer	2,63 / 5 / 2 Vegetationsperioden	20,4	-	7,3	561	3,9 (KCl)	Butterbach-Bahl et al. (2002a)
Bayerswald (D-BB)	20 – 60	Braunerde / Ss / < 5	Kiefer	2,80 / 5 / eine Vegetationsperiode	22,0	-	7,3	500	3,6 (KCl)	Butterbach-Bahl et al. (2002a)
Wildbahn (D-BB)	20 - 60	Braunerde / Ss / < 5	Kiefer	1,37 / 5 / 3 Jahre	20,2	-	7,3	500	3,4 (KCl)	Butterbach-Bahl et al. (2002a)
Matra (Ungarn)	560	Ranker-Regosol / SI4 / 15	Fichte	1,3 (3,2 Max) / 8 / 1 Jahr	14,2	5,5 / 0,4	5,7	780	3,6	Horváth et al. (2006)
Matra (Ungarn)	660	Ranker-Regosol / SI4 / 17	Eiche	1,8 (4,3 Max) / 8 / 1 Jahr	15,9	6,5 / 0,5	5,7	780	4,7	Horváth et al. (2006)
Höglwald (D-BY)	540	Braunerde / - / -	Fichte	0,2 – 3,0 / 5 / 15 Jahre	20 - 30	-	8,6	932	3,6 – 4,0 (CaCl ₂)	Luo et al. (2012)
Xiaoxing Mountains (China)	130 - 700	Humaquepts / - / -	Mischwald	0,71 / 12 / 2 Vegetationsperioden	12,9	-	-0,3	676	5,5 – 5,7	Tian et al. (2018)
Freisinger Moos (D – BY)	452	Erdniedermoor- Mulmniedermoor / - /-	Schwarz Erle entwässert	0,51 / - / 1 Jahr	17,7	14,6 / 1,8	7,5	787	-	Eickenscheidt et al. (2014)
Freisinger Moos (D- BY)	452	Braunschlammbodyen / - / -	Schwarz Erle	0,97 / - / 1 Jahr	17,7	7,8 / 0,3	7,5	787	-	Eickenscheidt et al. (2014)
Poppel (Belgien)	30	- / Ss / 2	Laubwald	-5,84 – 0,95 / 6 / 2 Jahre	-	7,8 / 0,3	10,2	727	3,8 (H ₂ O)	Goossens et al. (2001)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Schottenwald (Österreich)	370	Braunerde / Lu / 17 – 30	Buche	0,9 / 5 / 2 Jahre	22,4	37,7 / 2,4	9,0	465	4,4 (CaCl ₂)	Kitzler et al. (2006b)
Klausenleopoldsdorf (Österreich)	510	Braunerde / Tl / 45 - 60	Buche	0,63 / 5 / 2 Jahre	13,5	74,5 / 4,8	8,0	728	4,6 (CaCl ₂)	Kitzler et al. (2006b)
Appalachen (USA)	816	- / sandiger Lehm / 17- 25	Auwald	0,12 / 5 / 1 Jahr	-	2,6	5,4	1700	5,0 (H ₂ O)	Baas et al. (2017) Laseter et al. (2012)
Rosalia Lehrforst (Österreich)	600	Pseudovergleyte Braunerde / - / -	Buche	0,5 / 24 / 9 Monate	-	-	6,5	796	3,9 (CaCl ₂)	Leitner et al. (2016)
Nordbelgien	35	Podsol / - / -	Stieleiche	0,67 / 12 / 2 Monate	23	-	10,6	783	4,1 (H ₂ O)	Remy et al. (2017)
Nordbelgien	30	Podsol / - / -	Schwarzkiefer	0,15 / 12 / 2 Monate	40	-	10,6	783	4 (H ₂ O)	Remy et al. (2017)
Baoying (China)	4	Lehm / - / -	Kanadische Schwarz-Pappel	3,90 / 6 / 1 Jahr	-	- / 0,9	14,3	966	7,6	Fang et al. (2016)
Conwy (Wales)	440	Podsol / - / -	Mischwald	13 / 5 / 16 Monate	18	-	-	2200	5,2	Sgouridis und Ullah (2014)
								2400		Sgouridis und Ullah (2015)
Ribble-Wyre (England)	260 - 290	Podsol-Gley / - / -	Primärwald (Mischwald)	8 / 5 / 16 Monate	18	-	-	1693	7,0	Sgouridis und Ullah (2014)
										Sgouridis und Ullah (2015)
Alptal (Schweiz)	1200	Gley / Tu2 / 48	Fichte, Weiß-Tanne	0,05 / 5 / 5 Jahre	29	-	6,0	2300	-	Krause et al. (2013)
Vestskoven (Dänemark)	18 - 27	Hapludalf /sandiger Lehm / 17 - 25	Fichte	0,37 / 9 / 2 Jahre	17	-	7,7	625	5,6 (CaCl ₂)	Christiansen und Gundersen (2011)
Vestskoven (Dänemark)	18 -27	Hapludalf /sandiger Lehm / 17 - 25	Eiche	0,35 / 9 / 2 Jahre	9	-	7,7	625	4,9 (CaCl ₂)	Christiansen und Gundersen (2011)
Bago State Forest (Australien)	1200	Dermosol / Lt2 / 25,2	Eukalyptus	0,16 / 10 / 2 Wochen	-	9,1 / 0,4	-	986	5,1 (H ₂ O)	Fest et al. (2009)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Bago State Forest (Australien)	1200	Dermosol / Lt2 / 25,2	Eukalyptus	0,25 / 10 / 2 Wochen	-	10,1 / 0,4	-	986	4,9 (H ₂ O)	Fest et al. (2009)
Kellogg Biological Station (USA)	280	Hapludalf / sandiger Lehm	Primärer Laubwald	0,33 / 3 / 2 Vegetationsperioden	6	2,6 / 0,23	9,7	890	5,4	Ambus und Robertson (2006)
Kellogg Biological Station (USA)	280	Hapludalf / sandiger Lehm	Nadelwald (Bepflanzung)	0,34 / 3 / 2 Vegetationsperioden	6	1,2 / 0,09	9,7	890	4,6	Ambus und Robertson (2006)
Mühleggerköpfl (Österreich)	895	Rendzina, Terra fusca / - / -	Mischwald (Fichte, Tanne, Buche)	0,39 / 4 / 2 Jahre	-	15 / 0,09	6,5	1733	6,4 (CaCl ₂)	Kitzler et al. (2006a)
Asa (Schweden)	230	Torf entwässert (Mächtigkeit 82 cm)	Moor-Birke	0,02 / 10 / 1 Jahr	-	2,6 / 53	5,6	662	3,4 (CaCl ₂)	Arnold et al. (2005)
Asa (Schweden)	230	Torf entwässert (Mächtigkeit 28 cm)	Schwarz-Erle	0,09 / 10 / 1 Jahr	-	3,2 / 52	5,6	662	4,5 (CaCl ₂)	Arnold et al. (2005)
Asa (Schweden)	230	Torf ursprünglich (Mächtigkeit 53 cm)	Schwarz-Erle	0,01 / 7 / 3 Jahre	-	2,5 / 54	5,6	662	4,2 (CaCl ₂)	Arnold et al. (2005)
Schottenwald (Österreich)	370	Braunerde / - / -	Buche	4,03 / 4 / 2 Vegetationsperioden	-	-	10,1	970	-	Zechmeister-Boltenstern et al. (2002)
Klausenleopoldsdorf (Österreich)	510	Braunerde / - / -	Buche	2,39 / 4 / 1 Vegetationsperiode	10	7,5 / 0,48	15,5	734	5,0 (CaCl ₂)	Hahn et al. (2000)
Klausenleopoldsdorf (Österreich)	510	Pseudogley / - / -	Buche	1,32 / 4 / 1 Vegetationsperiode	10	-	15,5	734	5,2 (CaCl ₂)	Hahn et al. (2000)
Schottenwald (Österreich)	370	Braunerde / - / -	Buche	6,14 / 4 / 1 Vegetationsperiode	35	3,8 / 0,24	15,5	970	4,3 (CaCl ₂)	Hahn et al. (2000)
Bush Estate (Schottland)	190	Braunerde / sandig toniger Lehm / -	Erle	0,46 / 3 / 2 Monate	10	-	-	-	4,6 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Bush Estate (Schottland)	190	Braunerde / sandig toniger Lehm / -	Scheinbuche	0,27 / 3 / 2 Monate	10	-	-	-	4,9 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Glencorse (Schottland)	250 – 450 (g)	Braunerde / toniger Lehm / -	Moor-Birke	0,28 / 3 / 2 Monate	10	-	-	-	4,7 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Glencorse (Schottland)	250 – 450	Braunerde / toniger Lehm / -	Sitka-Fichte	0,62 / 3 / 2 Monate	10	-	-	-	4,8 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH- Wert	Quelle
Glencorse (Schottland)	(g) 250 – 450	Braunerde / toniger Lehm / -	Sitka-Fichte	2,45 / 3 / 2 Monate	58	-	-	-	4,6 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Glencorse (Schottland)	(g) 250 – 450	Braunerde / toniger Lehm / -	Erle	1,67 / 3 / 4 Jahre	10	-	-	-	4,2 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Glencorse (Schottland)	(g) 250 – 450	Braunerde / toniger Lehm / -	Moor-Birke	0,60 / 3 / 1 Jahr	10	-	-	-	4,9 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Glencorse (Schottland)	(g) 250 – 450	Braunerde / toniger Lehm / -	Sitka-Fichte	0,32 / 3 / 1 Jahr	10	-	-	-	4,5 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Glencorse (Schottland)	(g) 250 – 450	Braunerde / toniger Lehm / -	Sitka-Fichte	0,35 / 3 / 1 Jahr	58	-	-	-	3,9 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Devilla (Schottland)	70 (g)	- / sandig toniger Lehm / -	Kiefer	0,46 / 9 / 6 Monate	10	-	-	-	3,5 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Devilla (Schottland)	70 (g)	- / sandig toniger Lehm / -	Kiefer	0,29 / 9 / 8 Monate	10	-	-	-	3,4 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Borders (Schottland)	150 – 250 (g)	Gley / - / -	Mischwald	0,89 / 3 / 3 Monate	129	-	-	-	3,2 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Borders (Schottland)	150 – 250 (g)	Gley / - / -	Mischwald	0,33 / 3 / 3 Monate	60	-	-	-	3,1 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Borders (Schottland)	150 – 250 (g)	Gley / - / -	Mischwald	0,21 / 3 / 3 Monate	10	-	-	-	3,9 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
North Berwick (Schottland)	60	Gley-Braunerde / - / -	Berg-Ahorn	0,60 / 3 / 1 Monat	10	-	-	-	4,6 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Bornhöved (Deutschland)	30	Niedermoor / - / -	Erle	7,3 / 3 / 1 Jahr	33	18,1 / -	8,1	697	3,9 (H ₂ O)	Brumme et al. (1999)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH- Wert	Quelle
Solling (Deutschland)	500	Mäßig podsolige Braunerde / - / -	Fichte	0,26 / 3 / 1 Jahr	41	2,6 / -	6,4	1090	3,9 (H ₂ O)	Brumme et al. (1999)
Solling (Deutschland)	500	Mäßig podsolige Braunerde / - / -	Buche	3,0 / 3 / 1 Jahr	35	2,6 / -	6,4	1090	3,9 (H ₂ O)	Brumme et al. (1999)
Höglwald (Deutschland)	540	Parabraunerde / - / 5	Fichte	1,44 / 5 / 3 Jahre	30	-	7,3	800	3,6 – 4,0 (CaCl ₂)	Papen und Butterbach-Bahl (1999)
Höglwald (Deutschland)	540	Parabraunerde / - / 10	Buche	5,12 / 5 / 3 Jahre	20	-	7,3	800	3,4 (CaCl ₂)	Papen und Butterbach-Bahl (1999)
Höglwald (Deutschland)	540	- / Ls / 17-25	Fichte	5,29 (6, soil core)	35	10,2 / 0,43	8,5	890	3,1 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Sorø (Dänemark)	42	- / Ls / 17-25	Buche	10,74 (6, soil core)	24	7,2 / 0,42	8,3	730	3,4 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Speulderbos (Niederlande)	48-70	- / S / 0-5	Douglasie, Eiche	3,52 (6, soil core)	45	15,6 /0,63	9,4	460	2,9 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Höglwald (Deutschland)	540	-	Fichte	0,79	29,1	-	-	937	3,2	Pilegaard et al. (2006)
Höglwald (Deutschland)	540	-	Buche	1,14	13	-	-	937	3,4	Pilegaard et al. (2006)
Matrá (Ungarn)	250- 870	-	Fichte	1,30	14,2	-	-	817	3,6	Pilegaard et al. (2006)
Matrá (Ungarn)	250- 870	-	Eiche	1,78	15,9	-	-	817	4,7	Pilegaard et al. (2006)
Glencorse (Großbritannien)	230- 400	-	Birke	1,04	5,2	-	-	1047	5,1	Pilegaard et al. (2006)
Speulderbos (Niederlande)	48-70	-	Douglasie	0,2	38,5	-	-	721	3,7	Pilegaard et al. (2006)
Schottenwald (Österreich)	310- 460	-	Buche	0,56	24,4	-	-	509	4,3	Pilegaard et al. (2006)
Klausen-Leopoldsdorf (Österreich)	390- 480	-	Buche	0,47	9,8	-	-	612	5,0	Pilegaard et al. (2006)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Achenkirch (Österreich)	900-1200	-	Fichte	0,25	10	-	-	1355	7,0	Pilegaard et al. (2006)
Glencorse (Großbritannien)	230-400	-	Fichte	1,31	11,4	-	-	1047	5,1	Pilegaard et al. (2006)
Sorø (Dänemark)	34-50	-	Buche	0,74	23,6	-	-	845	4,5	Pilegaard et al. (2006)
Niedersachsen (Deutschland)	328	Gley / Ut2 / 11,3	Eiche	7,90 (5, 50 Tage alle 3h)	14 (P)	4,2 / 0,2	-	-	6,4 (H ₂ O)	Ludwig et al. (2006)
Nationalpark Hainich (Deutschland)	350	Pseudogley / Uu / 3	Buche	0,11 (soil core)	-	- / 0,17	7,5	670	4,5	Guckland et al. (2010)
Nationalpark Hainich (Deutschland)	350	Pseudogley / Us / 2	Mischwald	0,19 (soil core)	-	- / 0,24	7,5	670	5,4	Guckland et al. (2010)
Nationalpark Hainich (Deutschland)	350	Pseudogley / Us / 3	Mischwald	0,40 (soil core)	-	- / 0,38	7,5	670	5,7	Guckland et al. (2010)
Tierra del Fuego (Argentinien)	600	Inceptisol / Ls4 / 20	Scheinbuche	-0,35 (6, 2 Wochen, täglich)	-	7,0 / 0,26	2,5	-	4,8 (H ₂ O) 3,9 (KCl)	Sá et al. (2019)
San Rossore (Italien)	0-20	-	Kiefer	0,18	7,6	-	-	959	6,5	Pilegaard et al. (2006)
Tuscany (Italien)	2	Regosol / Ss / 4	Kiefer	-0,69 - -0,38 / 5 / 6 Monate	12,0	1 / 0	14,1	918	5,7 (CaCl ₂)	Rosenkranz et al. (2006)
Montserrat Natural Park (Spanien)	536	- / Ss / 3	Auwald	3,07 / - / -	15 - 30	0,2 / 0,02	11,6	1020	6,7 (H ₂ O)	Poblador et al. (2017)
Parco (Italien)	180-200	-	Laubwald	0,43	13	-	-	825	4,6	Pilegaard et al. (2006)
Parco (Italien)	180-200	-	Pappel	1,73	13	-	-	825	6,4	Pilegaard et al. (2006)
Subtropische Klimazone										
Mukuvisi (Zimbabwe)	1400	Ustipsamment	Waldsavanne (Miombo)	0,5 / 3 / 1 Jahr	-	-	15 - 20	840	4,8	Rees et al. (2006)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
South East Queensland (Australien)	60	Planosol / SI2 / 7	Naturwald (Eukalyptus)	0,9 / 3 / 1 Jahr	-	1,8 / 0,14	13 - 25,6	1110	5,5	van Delden et al. (2016)
Dinghushan (China)	280	Rote Erde aus Sandstein	Primärwald	1,22 / 5 / 3 Jahre	54	4,1 / 0,16	21	1927	3,9 (H ₂ O)	Zheng et al. (2016)
Dinghushan (China)	280	Rote Erde aus Sandstein	Mischwald	0,87 / 5 / 3 Jahre	44	2,8 / 0,11	21	1927	4,0 (H ₂ O)	Zheng et al. (2016)
Dinghushan (China)	280	Rote Erde aus Sandstein	Kiefer	0,95 / 5 / 3 Jahre	46	2,9 / 0,11	21	1927	4,0 (H ₂ O)	Zheng et al. (2016)
Qianyanzhou (China)	100	Braunerde	Kiefer	0,50 / 3 / 1,5 Jahre	30 - 73	2,0 / 0,11	17,9	1505	4,26	Wang et al. (2016)
Hawkesbury Forest (Australien)	25	Chromosol / - / -	Eukalyptus	24 / 3 / 9 Monate	-	0,8 / 0,06	-	-	5,5 (H ₂ O)	Martins et al. (2015)
Qianyanzhou (China)	107	- / Ut3 / 15	Kiefernplantage	0,45 / 6 / 3 Jahre	-	0,9 / 0,07	17,9	1469	4,5	Wang et al. (2014)
Mornington Peninsula (Australien)	< 300	Chromosol / - / -	Eukalyptus	0,54 / 4 / 1 Jahr	-	3,0 / -	9,7 - 19	897	4,5 (H ₂ O)	Livesley et al. (2013)
Longdongbao (China)	1200	Karst / - / -	Kiefer (<i>Pinus massoniana</i>)	1,40 / 3 / 1 Jahr	-	3,6 / 0,29	14,8	1118	6,0 (H ₂ O)	Cheng et al. (2013)
Longdongbao (China)	1200	Karst / - / -	Kiefer (<i>Pinus massoniana</i>)	1,65 / 3 / 1 Jahr	-	4,7 / 0,41	14,8	1118	6,5 (H ₂ O)	Cheng et al. (2013)
Sumatra (Indonesien)	50 – 350 (g)	- / Ts4 / 32	<i>Acacia mangium</i> (Plantage)	2,59 / 6 / 1 Jahr	-	-	-	-	4,9 (H ₂ O)	Arai et al. (2008)
Sumatra (Indonesien)	50 – 350 (g)	- / Lts / 38	Sekundärwald	3,29 / 6 / 1 Jahr	-	-	-	-	4,9 (H ₂ O)	Arai et al. (2008)
Dinghushan (China)	250 – 300	Boden aus Sandstein / - / -	Laubwald (Climax forest)	6,23	38,4	3,2 / 0,25	21	1927	4,3	Li et al. (2007)
Dinghushan (China)	50 – 200	Boden aus Sandstein / - / -	Kiefer	5,42	38,4	2,3 / 0,13	21	1927	3,7	Li et al. (2007)
Belo Oriente (Brasilien)	300	Ferralsol / - / 60	Eukalyptus (jung)	1,51 / - / 4 Tage	-	3,8 / 0,11	22 - 27	701 – 1500 (H ₂ O)	Cuer et al. (2018)	

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Belo Oriente (Brasilien)	300	Ferralsol / - / 59	Eukalyptus (alt)	0,77 / - / 4 Tage	-	3,8 / 0,21	22 - 27	701 - 1500	4,3 (H ₂ O)	Cuer et al. (2018)
Belo Oriente (Brasilien)	300	Ferralsol / - / 60	Atlantischer Regenwald	0,85 / - / 4 Tage	-	3,0 / 0,22	22 - 27	701 - 1500	4,3 (H ₂ O)	Cuer et al. (2018)
Mt. Kilimajaro (Tansania)	2770 - 3060	Andosol / Uls / 12	Steineibe	0,57 / 60 / 5 Jahre	-	31 / 2,1	8,7	1607	3,7 (CaCl ₂)	Gütlein et al. (2018)
Mt. Kilimajaro (Tansania)	2120 - 2750	Andosol / Uls / 10	Loorbeerwald	1,13 / 60 / 5 Jahre	-	29,2 / 2,0	14,4	2388	3,5 (CaCl ₂)	Gütlein et al. (2018)
Pingxiang (China)	350	Ferralsol / - / -	Kiefer	0,32 / 3 / 1 Jahr	-	2,6 / 0,3	20,5 - 21,7	1200 - 1500	4,2 (KCl)	Ming et al. (2018)
Paragominas (Pará Brasilien)	126	Latosol	Primärwald	2,43 (RZ: 4,58, TZ: 0,91) / 8 / 1 Jahr	-	-	-	1850	4,4 (H ₂ O)	Verchot et al. (1999)
Paragominas (Pará Brasilien)	126	Latosol	Sekundärwald	0,94 (RZ: 1,42, TZ: 0,60) / 8 / 1 Jahr	-	-	-	1850	5,5 (H ₂ O)	Verchot et al. (1999)
Guri dam (Venezuela)	138	- / Ts4 / 32	Wald - halbimmergrün	2,00 / 5 / 1 Monat	-	- / 1300	27	1300	5,2 (KCl)	Sanhueza et al. (1990)
Orinoco Ilanos (Venezuela) (g)	140	Ultisol / Sl2 / 7	Waldsavanne	0,19 / 10 / 1 Jahr	-	4,6 / 1,2	27,3	1057	4,6	Castaldi et al. (2004)
Pasir Mayang (Indonesien)	104	Oxisol / St3 / 25	Ungestörter Wald	1,73 / 9 / 14 Monate	-	1,9 / 0,11	25,3	2646	3,8 (H ₂ O)	Aini et al. (2015)
Pasir Mayang (Indonesien)	104	Oxisol / Ts4 / 29	Gestörter Wald	1,22 / 9 / 14 Monate	-	1,9 / 0,11	27,5	2646	4,0 (H ₂ O)	Aini et al. (2015)
Französisch-Guayana	30	Ferralsol / Ut4 – Tu4 / 22-28	Ungestörter Regenwald	1,39 / 4 / 1 Jahr	-	-	27,3	2771	-	Petitjean et al. (2015)
Hainan Island (China)	800-900	-	Primärer Bergregenwald	2,40 (Labor) / 9 / 1 Jahr	6	-	19,8	2449	4,5	Bai et al. (2014)
Hainan Island (China)	800-900	-	Sekundärer Bergregenwald	4,77 (Labor) / 6 / 1 Jahr	6	-	19,8	2449	4,2	Bai et al. (2014)
Hainan Island (China)	800-900	-	Plantage	5,49 (Labor) / 6 / 1 Jahr	6	-	19,8	2449	4,3	Bai et al. (2014)
Karnataka (Indien)	1172	Vertisol/ Parabraunerde / Lts /	Ungestörter Wald	0,43 / 4 / 1 Jahr	-	2,6 / 0,41	25	789	5,6 (KCl)	Raut et al. (2014)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Karnataka (Indien)	1319	39 Vertisol/ Parabraunerde / St3, Ts4 / 25	Gestörter Wald	0,27 / 4 / 1 Jahr	-	1,8 / 0,27	25	789	5,3 (KCl)	Raut et al. (2014)
Podocarpus Nationalpark (Ecuador)	1000	Braunerde / sandig / -	Primärwald	0,50 / 4 / 21 Monate	14-45	-	19,4	2230	-	Müller et al. (2015)
Podocarpus Nationalpark (Ecuador)	2000	Braunerde / lehmig / -	Primärwald	0,16 / 4 / 21 Monate	14-45	-	15,4	1950	-	Müller et al. (2015)
Podocarpus Nationalpark (Ecuador)	3000	Histosol / lehmig / -	Primärwald	-0,08 / 4 / 21 Monate	14-45	-	9,4	4500	-	Müller et al. (2015)
Kakamega-Regenwald (Kenia)	1500-1700	Gneis / Lts / 34	Primärwald	3,76 / 6 / 2,5 Monate	-	11,6 / 0,98	24,9	1662	6,3 (CaCl ₂)	Werner et al. (2007)
Xishuangbanna (China)	720	Oxisol / - / -	<i>Pometia tomentosa</i> (+ Streu)	1,60 / 3 / 1 Jahr	-	1,6 / 0,14	21,7	1557	3,75	Yuping et al. (2008)
Xishuangbanna (China)	720	Oxisol / - / -	<i>Pometia tomentosa</i> (Streu + Keimlinge)	4,40 / 3 / 1 Jahr	-	1,6 / 0,14	21,7	1557	3,75	Yuping et al. (2008)
Tapajos (Brasilien)	160	Oxisol	Amazonas Regenwald	0,07 / 8 / 2 Jahre	-	2,5 / 0,18	25	2000	4,5	Keller et al. (2005)
Tapajos (Brasilien)	160	Ultisol	Amazonas Regenwald	0,01 / 8 / 2 Jahre	-	2,5 / 0,14	25	2000	4,5	Keller et al. (2005)
Paracou (Französisch Guayana)	10 - 40	Acrisol	Primärer tropischer Regenwald	0,88 / 16 / 4 Monate	-	-	25,1	3103	-	Courtois et al. (2019)
Gigante Peninsula (Panama)	25 - 61	Dystrudepts / clay / -	Halbimmergrüner tropischer Regenwald	0,01 (16, 2 Jahre, 14tägig)	9	4,7 / 0,36	27,4	2650	4,5 (H ₂ O)	Koehler et al. (2009)
Fortuna Forest Reserve (Panama)	1200 - 1300	Hapludands / sandy loam / -	Bergregenwald	0,01 (16, 2 Jahre, 14tägig)	5	5,1 / 0,39	20,1	5532	5,3 (H ₂ O)	Koehler et al. (2009)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) (Messpunkte, Studiendauer)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Einzugsgebiet Panamakanal (Panama)	50	Ferralsol / Tu2 / 48	Primärwald	1,07 (16, ~ 2 Jahre, monatlich)	-	1,5 / 0,15	27,0	2360	5,1 (H ₂ O)	Matson et al. (2017)
Einzugsgebiet Panamakanal (Panama)	160	Ferralsol / Tl / 63	Sekundärwald	0,35 (16, ~ 2 Jahre, monatlich)	-	1,5 / 0,14	27,0	2690	4,9 (H ₂ O)	Matson et al. (2017)
Einzugsgebiet Panamakanal (Panama)	340	Ferralsol / Tu2 / 60	Primärwald	0,66 (16, ~ 2 Jahre, monatlich)	-	2,0 / 0,19	27,0	3400	5,1 (H ₂ O)	Matson et al. (2017)
Einzugsgebiet Panamakanal (Panama)	30	Cambosol / Tu2 / 3	Sekundärwald	0,41 (16, ~ 2 Jahre, monatlich)	-	1,3 / 0,11	27,0	1700	6,2 (H ₂ O)	Matson et al. (2017)
Einzugsgebiet Panamakanal (Panama)	100	Cambisol / Tu2 / 2	Sekundärwald	0,43 (16, ~ 2 Jahre, monatlich)	-	1,1 / 0,11	27,20	2030	5,8 (H ₂ O)	Matson et al. (2017)
Jambi (Indonesien)	73	Acrisol/ Lehm / -	Ölpalme	1,1 (16, 2 Jahre, monatlich – wöchentlich)	82,7 (inkl. Düngung)	-	26,7	2235	4,3	Hassler et al. (2017)
Jambi (Indonesien)	73	Acrisol / Lehm / -	Gummibaum	1,2 (16, 2 Jahre, monatlich – wöchentlich)	82,7 (inkl. Düngung)	-	26,7	2235	4,3	Hassler et al. (2017)
Jambi (Indonesien)	73	Acrisol / Lehm	Wald	0,9 (16, 2 Jahre, monatlich – wöchentlich)	82,7 (inkl. Düngung)	-	26,7	2235	4,3	Hassler et al. (2017)
Jambi (Indonesien)	73	Acrisol / Ton / -	Wald	1,0 (16, 2 Jahre, monatlich – wöchentlich)	82,7 (inkl. Düngung)	-	26,7	2235	4,5	Hassler et al. (2017)
Jambi (Indonesien)	73	Acrisol / Ton / -	Gummibaum	0,6 (16, 2 Jahre, monatlich – wöchentlich)	82,7 (inkl. Düngung)	-	26,7	2235	4,5	Hassler et al. (2017)
Jambi (Indonesien)	73	Acrisol / Ton / -	Ölpalme	1,0 (16, 2 Jahre, monatlich – wöchentlich)	82,7 (inkl. Düngung)	-	26,7	2235	4,5	Hassler et al. (2017)

Regenzeit (RZ), Trockenzeit (TZ), Höhe mit Google Earth ermittelt (g)

Literaturdaten zu N₂O-Emissionen aus Ackerböden verschiedener Klimazonen

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH- Wert	Quelle
----------	----------------------	---------------------------------------	------------	--	--	------------	---------------------------	----------------------------	-------------	--------

(Sub)Polare Klimazone

Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Brachland	4,87 (4, eine Veg.- Periode, 2 x wöchentlich) 4,39 (4, eine Veg.- Periode, 2 x wöchentlich)	328 (Düngung) 656 (Düngung)	1,55 1,55	4,5 4,5	1109 1109	- -	Buchkina et al. (2010) Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Brachland	1,38 (4, eine Veg.- Periode, 2 x wöchentlich)	-	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Gras und Leguminosen	1,12 (4, eine Veg.- Periode, 2 x wöchentlich)	-	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Gerste	1,79 (4, eine Veg.- Periode, 2 x wöchentlich)	110 (Düngung)	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Gerste	1,27 (4, eine Veg.- Periode, 2 x wöchentlich)	65 (Düngung)	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Gerste	0,62 (4, eine Veg.- Periode, 2 x wöchentlich)	-	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Kartoffel	2,7 (8, eine Veg.- Periode, 2 x wöchentlich)	120 (Düngung)	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Hafer und Leguminosen	1,34 (4, eine Veg.-Periode, 2 x wöchentlich)	134,6 (Düngung)	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Hafer und Leguminosen	5,42 (4, eine Veg.-Periode, 2 x wöchentlich)	656 (Düngung)	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Hafer und Leguminosen	7,11 (4, eine Veg.-Periode, 2 x wöchentlich)	994 (Düngung)	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Kartoffel	3,6 (8, eine Veg.-Periode, 2 x wöchentlich)	120 (Düngung)	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)
Men'kovo (Russland)	97	Spodosol / Ls / 7,5	Hafer und Leguminosen	0,77 (4, eine Veg.-Periode, 2 x wöchentlich)	-	1,55	4,5	1109	-	Buchkina et al. (2010)

Gemäßigte Klimazone

Kalt										
Kannus (Finnland)	~50	Torf	Gerste	5,37 – 11,3 / 3 / 21 Monate	100 (Düngung)	40 / -	2,4	561	5,2 (H ₂ O)	Maljanen et al. (2004)
Kühl										
Potsdam (D-BB)	< 100	Arenosol / St2 / 6	Roggen	1,12 (1,01 oD) / 1 / 3 Jahre	50 (Düngung)	-	8,6	595	6,0	Hellebrand et al. (2003)
Potsdam (D-BB)	< 100	Arenosol / St2 / 6	Triticale	0,99 (0,71 oD) / 1 / 3 Jahre	50 (Düngung)	-	8,6	595	6,0	Hellebrand et al. (2003)
Potsdam (D-BB)	< 100	Arenosol / St2 / 6	Hanf	1,48 (0,94 oD) / 1 / 3 Jahre	50 (Düngung)	-	8,6	595	6,0	Hellebrand et al. (2003)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Potsdam (D-BB)	< 100	Arenosol / St2 / 6	Raps	3,89 (1,11 oD) / 1 / 3 Jahre	50 (Düngung)	-	8,6	595	6,0	Hellebrand et al. (2003)
Kellogg Biological Station (USA)	280	Hapludalf / sandiger Lehm	Sukzessionsfläche Grasland	0,21 / 2 / 2 Vegetationsperioden	6	1,1 / 0,11	9,7	809	5,0	Ambus und Robertson (2006)
Kellogg Biological Station (USA)	288	Hapludalf / - / -	Mais, Soja, Weizen	2,50 (4, 20 Jahre, 14tägig)	77-137 (Düngung)	-	10,1	1027	-	Gelfand et al. (2016)
Kellogg Biological Station (USA)	288	Hapludalf / - / -	Pappel (Kurzumtriebsplantage)	0,14 (4, 20 Jahre, 14tägig)	-	-	10,1	1027	-	Gelfand et al. (2016)
Springfield Fram (Schottland)		Ehemaliger Moorböden	Gerste	0,53 / 3 / 9 Monate	98 (inkl. Düngung)	-	-	-	5,4 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
North Berwick (Schottland)	60 (g)	Gley-Braunerde / - / -	Raps	1,60 / 9 / 1 Monat	235 (inkl. Düngung)	-	-	-	5,2 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Linconshire (England)	27	- / TI / -	Miscanthus (KUP)	0,32 / 5 / 30 Monate	12,2	1,2 / 0,3	5,9	605	7,1	Drewer et al. (2012)
Linconshire (England)	27	- / TI / -	Weide (KUP)	0,02 / 5 / 30 Monate	12,2	2,2 / 0,37	5,9	605	5,8	Drewer et al. (2012)
Linconshire (England)	27	- / TI / -	Raps-Weizen -Raps	2,83 / 5 / 30 Monate	152 (inkl. Düngung)	-	5,9	605	6,5	Drewer et al. (2012)
Linconshire (England)	27	- / TI / -	Weizen-Weizen-Raps	0,73 / 5 / 30 Monate	152 (inkl. Düngung)	-	5,9	605	6,3	Drewer et al. (2012)
Český Krumlov (Tschechien)	630	Braunerde / SI2 / 6	Weideland (gering Nutzung)	3,42 / 8 / 19 Monate	-	2,2 / 0,27	7,0	650	5,7 (H ₂ O)	Hynšt et al. (2007)
Český Krumlov (Tschechien)	630	Braunerde / St2 / 6	Weideland (intensive Nutzung)	21,16 / 8 / 19 Monate	-	5,2 / 0,5	7,0	650	7,8 (H ₂ O)	Hynšt et al. (2007)
Skiernewice (Polen)	115	Parabraunerde / St2 / 7	Gerste	1,31 / 5 / 2 Vegetationsperioden	-	0,6 / 0,06	8,0	520	6,5 (KCl)	Sosulski et al. (2015)
Skiernewice (Polen)	115	Parabraunerde / St2 / 7	Lupine	1,38 / 5 / 2 Vegetationsperioden	-	0,6 / 0,06	8,0	520	6,5 (KCl)	Sosulski et al. (2015)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Gebesee (Deutschland)	155	- / Lu / 17-25	Rübe, Kartoffel, Raps	2,52 (6, soil core)	35	2,5 / 0,22	9,7	510	6,2 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Grignon (Frankreich)	330	- / Lu / 17-25	Senf, Mais, Weizen, Gerste	3,09 (6, soil core)	13	2,0 / 0,18	11,5	600	6,7 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Sapporo (Japan)	70	Andosol / - / -	Weizen, Sojabohne, Kürbis	0,58 (3, 2 Jahre, 14-tägig)	-	-	7,1	957	-	Yazaki et al. (2011)
Brooking County (USA)	500	Hapludoll / silty clay loam / 47	Soja, Mais	1,86 (3, 4 Jahre, 14tägig - monatlich)	90,75 (Düngung)	2,8 / 0,23	6,2	579	6,70	Lehman und Osborne (2016)
Kentucky (USA)	315	Paleudalf / silt loam / -	Gemüse	0,29 (6, 3 Jahre, 14tägig)	-	1,1 / 0,07	13,2	1232	5,26	Shrestha et al. (2019)
Aurora (USA)	500	Haploboroll / schluffig / -	Äthiopischer Senf	0,75 (3 Vegetationsperioden, 14tägig)	-	1,8 / 0,17	6,1	480	5,6	Li et al. (2019)
Aurora (USA)	500	Haploboroll / schluffig / -	Leindotter	0,99 (3 Vegetationsperioden, 14tägig)	-	1,9 / 0,18	6,1	480	5,7	Li et al. (2019)
Agramunt (Spanien)	337 (g)	Xerofluvent / Ulis / 11,9	Mais	0,15 (3, 3 Vegetationsperioden, wöchentlich)	-	0,7 / -	14,1	401	8,5 (H ₂ O)	Pareja-Sánchez et al. (2020)
Deokso Farm, Gyeonggi (Südkorea)	68 (g)	- / - / 22	Gemüsekohl	16,6 (4, 1 Jahr monatlich)	-	3,0 / -	12,6	1467	6,2 (H ₂ O)	Hwang et al. (2019)

Mediterran

Borgo Cioffi (Italien)	6	- / T / 65-100	Mais, Lupine, Fenchel	1,07 (6, soil core)	47	1,2 / 0,16	19,0	500	7,2 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Castellaro (Italien)	225	- / Ls / 17-25	Mais, Reis	3,34 (6, soil core)	17	2,0 / 0,21	12,7	980	6,9 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Winters (USA)	37	Xerochrept / Clay loam / -	Tomate	2,01 (eine Vegetationsperiode, mehrmaals)	237 (Düngung)	-	-	658	-	Kennedy et al. (2013)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Napa Valley (USA)	46	Happloixeroll / Ls2 / 25	Wein	wöchentlich) 0,26 (6, 2 Jahre 14tägig)	-	2,1 / -	-	-	5,6	Wolff et al. (2018)
Subtropische Klimazone										
Rio Grande do Sul (Brasilien)	45	Acrisol / Ls4 / 22	Schwarzer Hafer / Mais	0,39 / 2 / 1 Jahr	-	-	19,4	1440	-	Bayer et al. (2015)
Rio Grande do Sul (Brasilien)	45	Acrisol / Ls4 / 22	Wicke / Mais	0,47 / 2 / 1 Jahr	-	-	19,4	1440	-	Bayer et al. (2015)
Tropische Klimazone										
Französisch-Guayana	30	Ferralsol / Ut4 – Tu4 / 22-28	Sojabohnen, Mais	3,10 / 8 / 1 Jahr	-	-	27,3	2771	-	Petitjean et al. (2015)
Kaptumo (Kenia)	1800 - 2000	- / St3 / 19	Tee	0,7 (5, 1 Jahr, wöchentlich)	-	3,4 / 0,33	-	-	4,1 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
Kaptumo (Kenia)	1800 - 2000	- / St3 / 24,7	Tee	0,4 (5, 1 Jahr, wöchentlich)	-	2,94 / 0,26	-	-	5,2 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
Kaptumo (Kenia)	1800 - 2000	- / St3 / 23,4	Kürbis, Kartoffel, Kraut und Bohnen	0,9 (5, 1 Jahr, wöchentlich)	-	3,5 / 0,33	-	-	5,8 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
Kaptumo (Kenia)	1800 - 2000	- / Ts4 / 27,8	Kartoffeln	0,9 (5, 1 Jahr, wöchentlich)	-	4,1 / 0,37	-	-	6,0 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
Kolero (Tansania)	260 - 1250	- / St2 / 9,6	Maniok	0,4 (5, 1 Jahr, 2 x wöchentlich)	-	1,0 / 0,08	-	-	6,8 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
Kolero (Tansania)	260 - 1250	- / St3 / 24,9	Mais	0,9 (5, 1 Jahr, 2 x wöchentlich)	-	1,7 / 0,16	-	-	6,1 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
Maktau, (Kenia)	1070	Ferralsol / St3 / 19,1	Mais, Bohnen, Erbsen, Süßkartoffel	0,23 (9, 1 Jahr, 8 x 1 Woche)	-	0,6 / 0,07	23	500	7,9	Wachiye et al. (2019)

Ohne Düngung (oD), Höhe mit Google Earth ermittelt (g)

Literaturdaten zu N₂O-Emissionen aus Grünlandböden verschiedener Klimazonen

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
----------	----------------------	---------------------------------------	------------	--	--	------------	---------------------------	----------------------------	---------	--------

(Sub)Polare Klimazone

Vorcuta Tundra (Russland)	80	Cryosol / Ut3 / 13,6	Tundra	0,004 (5, 50 Tage alle 3h)	-	1,5 / 0,1	-	-	5,2 (H ₂ O)	Ludwig et al. (2006)
Tierra del Fuego (Argentinien)	660	Inceptisol / Sl4 / 17	Tundra (Bolax gummifera, Krähenbeeren)	0,05 (6, 2 Wochen täglich)	-	7,6 / 0,23	2,5	-	5,2 (H ₂ O) 3,9 (KCl)	Sá et al. (2019)
Tierra del Fuego (Argentinien)	770	Inceptisol / Ls4 / 20	Tundra (Bolax gummifera, Krähenbeeren)	0,1 (6, 2 Wochen, täglich)	-	15,8 / 0,6	2,5	-	4,9 (H ₂ O) 3,8 (KCl)	Sá et al. (2019)
Ardley Island, trocken (Antarktis)	10-14	Cryosol / Ton / -	Tundra (Algen, Moose, Flechten)	2,3 (eine Sommerperiode)	-	26,8 / 2,5	1,3	122	6,0 (KCl)	Zhu et al. (2014)
Ardley Island, feucht (Antarktis)	10-14	Cryosol / Ton / -	Tundra (Algen, Moose, Flechten)	-0,82 (2 Sommerperioden)	-	24,0 / 3,30	1,3	122	5,8 (KCl)	Zhu et al. (2014)
Fildes- Halbinsel (Antarktis)	40	Cryosol / Ton / -	Tundra (Moose und Flechten)	0,26 (2 Sommerperioden)	-	1,3 / 0,08	1,3	122	6,5 (KCl)	Zhu et al. (2014)

Gemäßigte Klimazone

Kalt										
Hämeensuo (Finnland)	93	Regosol / sandig / -	Wiesenschwingel, Lieschgras	3,2 – 4,1 / 6 / 3 Jahre	220 (Düngung)	- / 0,12	2,8	609	6,0 (H ₂ O)	Virkajarvi et al. (2010)
Hämeensuo (Finnland)	93	Regosol / sandig / -	Klee	6,4 – 7,6 / 6 / 3 Jahre	-	- / 0,12	2,8	609	6,0 (H ₂ O)	Virkajarvi et al. (2010)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Kannus (Finnland)	~50	Torf / - / -	Grasland	3,07 / 3 / 21 Monate	100 (Düngung)	42 / -	2,4	561	4,0 (H ₂ O)	Maljanen et al. (2004)
Kannus (Finnland)	50	Torf	Grünlandwirtschaft	34,8 / 14 / 1 Jahr	-	55 / 3,0	2,8	561	5,0 (H ₂ O)	Maljanen et al. (2010)
Hveragerdi (Island)	38	Andosol / - / -	Grasland (unbearbeitet)	0,34 (5, 3 Jahre)	-	-	5,2	1431	7,3	Maljanen et al. (2017)
Tingvoll (Norwegen)	27	Stagnosol / - / -	Gräser	1,26 (4, 2 Vegetationsperioden)	<3	4,4 / -	7,7	1160	5,8 (H ₂ O)	Hansen et al. (2014)
Kühl										
Chamau (Schweiz)	400	Braunerde / - / -	Weidelgras / Klee	29,1 / 1 / 1 Jahr	169,8 (Düngung)	-	9,1	1151	5	Merbold et al. (2014)
Crichton (Schottland)	50	- / Sandiger Lehm / 15	Dauergrünland	1,34 / 5 / 1 Jahr	-	3,5 / 0,3	9,1	1140	5,6	Cardenas et al. (2019)
Drayton (England)	47	- / Ton / 56,5	Dauergrünland	0,23 / 5 / 1 Jahr	-	4,7 / 0,6	10,3	628	7,6	Cardenas et al. (2019)
North Wyke (England)	181	- / toniger Lehm / 41,3	Dauergrünland	1,07 / 5 / 1 Jahr	-	4,5 / 0,6	10,0	1042	5,5	Cardenas et al. (2019)
Hillsbourough (Nordirland)	128	- / toniger Lehm / 25,7	Dauergrünland	0,20 / 5 / 1 Jahr	-	9,0 / 0,6	9,0	908	6,5	Cardenas et al. (2019)
Pwllpeiran (Wales)	213	- / toniger Lehm / 31	Dauergrünland	0,38 / 5 / 1 Jahr	-	4,7 / 0,5	10,0	1570	5,5	Cardenas et al. (2019)
Bush Estate (Schottland)	190	Braunerde / sandig toniger Lehm / -	Gemähte Wiese	1,42 / 2 / 3 Monate	10	-	-	-	4,9 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Glencorse (Schottland)	250 – 450 (g)	Braunerde / toniger Lehm / -	Gemähte Wiese	0,82 / 2-3 / 4 Jahre	10	-	-	-	4,8 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Bush Estate (Schottland)	190	Braunerde / sandig toniger Lehm / -	Weideland (Schafe)	3,80 / 2 / 1 Jahr	172 (inkl. Kot und Düngung)	-	-	-	5,8 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Bush Estate (Schottland)	190	Braunerde / sandig toniger Lehm / -	Weideland (Schafe)	3,08 / 2 / 1 Jahr	68 (Kot)	-	-	-	5,8 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Springfield Farm (Schottland)		Ehemaliger Moorböden	Grünlandwirtschaft	0,16 / - / 9 Monate	40	-	-	-	5,6 (CaCl ₂)	Skiba et al. (1998)
Bugac (Ungarn)	110	- / Ls / 17-25	Schwingel	18,58 (6, soil core)	13	8,6 / 0,85	10,5	500	6,9 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Easter Bush (England)	190-200	- / Lt / 25-45	Weidelgras	45,09 (6, soil core)	20	5,2 / 0,41	9,6	850	4,8 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Oensingen (Schweiz)	455-525	- / Lt / 25-45	Weidelgras, Klee	3,79 (6, soil core)	20	4,2 / 0,41	9,0	1110	5,7 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Innere Mongolei (China)	1288	-	Graslandsteppe (unbeweidet)	0,22 (9, 1 Jahr, wöchentlich)	-	-	-	-	-	Wolf et al. (2010)
Innere Mongolei (China)	1288	-	Graslandsteppe (leicht beweidet)	0,15 (8, 1 Jahr, wöchentlich)	-	-	-	-	-	Wolf et al. (2010)
Innere Mongolei (China)	1288	-	Graslandsteppe (noderat beweidet)	0,13 (8, 1 Jahr, wöchentlich)	-	-	-	-	-	Wolf et al. (2010)
Innere Mongolei (China)	1288	-	Graslandsteppe (stark eweidet)	0,10 (11, 1 Jahr, wöchentlich)	-	-	-	-	-	Wolf et al. (2010)
Dischmatal (Schweiz)	1590	Ut3 / 10	Bergwiese	2,03 (6, 6 Monate, wöchentlich)	-	8 / -	2,8	1022	4,1-4,6 (CaCl ₂)	Merbold et al. (2013)
Balcarce INTA (Argentinien)	295	Mollisol / sandiger Lehm / -	Weideland (adäquate Veg.-Dichte)	18,72 (5, 1 Monat, 8 mal)	1641 (Düngung)	3,5 / 0,3	14	815	7,5	Chirinda et al. (2019)
Balcarce INTA (Argentinien)	295	Mollisol / sandig toniger Lehm / -	Weideland (geringe Veg.-Dichte)	13,70 (5, 1 Monat, 8 mal)	1641 (Düngung)	3,3 / 0,3	14	815	8,9	Chirinda et al. (2019)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Mediterran										
Sherman Island (USA)	0	Torfmoor / - / -	Weideland	2,4 (5, 1 Jahr wöchentlich)	-	-	15,6	325	-	Teh et al. (2011)
Subtropische Klimazone										
South East Queensland (Australien)	60	Planosol / SI2 / 6	Grasland (<i>Chloris gayana</i>)	0,20 / 3 / 1 Jahr	-	1,5 / 0,12	13- 25,6	1110	5,4	van Delden et al. (2016)
Rio Grande do Sul (Brasilien)	45	Paleudult / toniger Lehm / -	Weideland (adäquate Veg.- Dichte)	69,85 (5, 1 Monat, 8 mal)	619 (Düngung)	1,4 / 0,1	19	1595	5,0	Chirinda et al. (2019)
Rio Grande do Sul (Brasilien)	45	Paleudult / toniger Lehm / -	Weideland (geringe Veg.- Dichte)	45,81 (5, 1 Monat, 8 mal)	619 (Düngung)	1,3 / 0,1	19	1595	5,0	Chirinda et al. (2019)
Manfredi INTI (Argentinien)	110	Mollisol / schluffiger Lehm / -	Weideland (adäquate Veg.- Dichte)	3,2 (5, 1 Monat, 8 mal)	546 (Düngung)	1,8 / 0,2	16	801	6,4	Chirinda et al. (2019)
Manfredi INTI (Argentinien)	110	Mollisol / schluffiger Lehm / -	Weideland (geringe Veg.- Dichte)	2,74 (5, 1 Monat, 8 mal)	546 (Düngung)	1,7 / 0,2	16	801	6,2	Chirinda et al. (2019)
Santa Ana (USA)	365	- / sandy loam / -	Grünland	0,20 (8, 1,5 Jahre, 14 Messungen)	-	-	16,4	247	6,8	Aronson et al. (2019)
Tropische Klimazone										
Paragominas (Pará, Brasilien)	126	Latosol / - / -	Weideland	0,25 (RZ: 0,84, TZ: - 0,18) / 8 / 1 Jahr	-	-	-	1850	5,7 (H ₂ O)	Verchot et al. (1999)
Guri dam (Venezuela)	138	- / Ls4 / 22	Buschsavanne	0,22 / 5 / 1 Monat	-	- / 0,13	27	1300	4,6 (KCl)	Sanhueza et al. (1990)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Mukuvisi (Zimbabwe)	1400	Ustipsamments / - / -	Graslandsavanne	0,52 / 3 / 1 Jahr	-	-	15 - 20	1840	4,8	Rees et al. (2006)
Ioba (Burkino Faso)	293	- / Su3 / 8	Graslandsavanne	0,71 / 5 / 10 Monate	-	0,56 / 0,05	29,5	926	4,9 (CaCl ₂)	Brümmer et al. (2008)
São João (Brasilien)	690	Entisol / - / -	Caatinga	0,84 / 18 / 1 Jahr	-	-	25-30	782	5,4	Ribeiro et al. (2016)
São João (Brasilien)	690	Entisol / - / -	Weideland	1,10 / 18 / 1 Jahr	-	-	25-30	782	5,4	Ribeiro et al. (2016)
Esteli (Nicaragua)	850	Oxisol / Lehm / -	Weideland (adäquate Veg.-Dichte)	88,57 (5, 1 Monat, 8 mal)	464 (Düngung)	3,0 / 0,2	23	1302	6,4	Chirinda et al. (2019)
Esteli (Nicaragua)	850	Oxisol / Ton / -	Weideland (geringe Veg.-Dichte)	28,15 (5, 1 Monat, 8 mal)	464 (Düngung)	5,0 / 0,4	23	1302	7,4	Chirinda et al. (2019)
Patía (Kolumbien)	620	Mollisol / Ton / -	Weideland (adäquate Veg.-Dichte)	58,59 (5, 1 Monat, 8 mal)	789 (Düngung)	2,2 / 0,2	23	3011	6,4	Chirinda et al. (2019)
Patía (Kolumbien)	620	Mollisol / Ton / -	Weideland (geringe Veg.-Dichte)	21,46 (5, 1 Monat, 8 mal)	789 (Düngung)	2,0 / 0,2	23	3011	6,3	Chirinda et al. (2019)
Taluma (Kolumbien)	-	Oxisol / toniger Lehm / -	Weideland (adäquate Veg.-Dichte)	0,41 (5, 1 Monat, 8 mal)	112 (Düngung)	1,3 / 0,1	20	2581	5,8	Chirinda et al. (2019)
Taluma (Kolumbien)	-	Oxisol / Lehm / -	Weideland (geringe Veg.-Dichte)	0,41 (5, 1 Monat, 8 mal)	112 (Düngung)	1,3 / 0,1	20	2581	5,2	Chirinda et al. (2019)
St. Augustine (Trinidad und Tobago)	30	Inceptisol / sandiger Lehm / -	Weideland (adäquate Veg.-Dichte)	113,99 (5, 1 Monat, 8 mal)	-	-	27	1792	5,0	Chirinda et al. (2019)
St. Augustine (Trinidad und Tobago)	30	Inceptisol / sandiger Lehm / -	Weideland (geringe Veg.-Dichte)	91,31 (5, 1 Monat, 8 mal)	-	-	27	1792	5,1	Chirinda et al. (2019)

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
Kaptumo (Kenia)	1800 -	- / Ts4 / 28,5	Gras	0,5 (5, 1 Jahr, wöchentlich)	-	3,7 /0,33	-	-	5,9 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
	2000									
Kaptumo (Kenia)	1800 -	- / St3 / 22,7	Gras	0,5 (5, 1 Jahr, wöchentlich)	-	2,2 / 0,22	-	-	6,0 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
	2000									
Kaptumo (Kenia)	1800 -	- / St3 / 23	Weide	2,3 (5, 1 Jahr, wöchentlich)	-	3,5 / 0,32	-	-	6,2 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
	2000									
Kaptumo (Kenia)	1800 -	- / Ts4 / 32,1	Weide	3,9 (5, 1 Jahr, wöchentlich)	-	3,3 / 0,27	-	-	6,3 (H ₂ O)	Rosenstock et al. (2016)
	2000									
Kouilou district (Kongo)	82	Arenosol / - / -	Savanne	0,07 (4, 2 Messtermine)	-	1,0 / 0,06	25	1200	3,65	Castaldi et al. (2010)
Maktau (Kenia)	869 (g)	Ferralsol / Ts4 / 31,7	Grasland	0,13 (9, 1 Jahr, 8 x 1 Woche)	-	0,8 / 0,08	23	500	6,3	Wachiye et al. (2019)

Regenzeit (RZ); Trockenzeit (TZ), Höhe mit Google Earth ermittelt (g)

Literaturdaten zu N₂O-Emissionen Feuchtgebieten verschiedener Klimazonen

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
----------	-------------------	------------------------------------	------------	---	--	------------	---------------------------	----------------------------	---------	--------

Gemäßigte Klimazone

Kalt										
Lompolojännökä (Finnland)	274	Torf / - / -	Seggen, Moos, Weide, Birke, Heidelbeere	0,28 (6, soil core)	1	47,6 / 1,39	-1,8	464	4,4 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Harz, Brocken (Deutschland)	650-670	Torf geflutet / - / -	Seggen, Gräser, Moose	-0,03 / 5 / 4 Jahre wöchentlich - monatlich	18	-/ 1,4-3,9	5,3	1278	3,4-3,9	Osterloh et al. (2017)
Harz, Brocken (Deutschland)	650-670	Torf nicht geflutet / - / -	Fichte	1,6 / 5 / 4 Jahre wöchentlich - monatlich	18	-/1,1-4,1	5,3	1278	3,4-3,9	Osterloh et al. (2017)
Lettusuo (Finnland)	128 (g)	Torf / - / -	Kiefer, Birke	0,20 / - / 2 Jahre)	-	-	4,6	627	-	Korkiakoski et al. (2019)

Kühl										
Villestrup (Dänemark)	12	Torf, Feinsand	Weideland (Feuchtgebiet)	1,43 / 12 / 1 Jahr	200 (Düngung)	- / 1,5	7,6	688 – 831	5,2 (H ₂ O)	Audet et al. (2014)
Haderup (Dänemark)	15	Torf	Feuchtgebiet	0,30 / 12 / 1 Jahr	-	- / 0,65	7,6	688 - 831	6,7 (H ₂ O)	Audet et al. (2014)
Porijõgi (Estland)	89	Pseudogley	Grau-Erle (Flußaue)	0,40 / 5 / 9 Jahre	-	- / 0,41	-	522 - 875	6,5 (KCl)	Soosaar et al. (2011)
Rzecin (Polen)	54	Torfmoor / - / -	Schilf,	0,04 / 5 / 1	-	-	6,8	997	6,2	Juszczak und

Standort	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ O-Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) / Messpunkte / Studiendauer	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Luft} (°C)	P (mm a ⁻¹)	pH-Wert	Quelle
			Rohrkolben, Moos	Jahr						Augustin (2013)
Auchencorth Moss (England)	270	Torf / - / -	Heide, Binse, Moos, Wollgras	3,89 (6, soil core)	14	53,3 / 2,55	7,6	1000	3,4 (CaCl ₂)	Schaufler et al. (2010)
Robinsons (Kanada)	56 (g)	Moor / - / -	Gräser, Halbsträucher, Moose	0,61 / 64 / 2 Jahre 3x wöchentlich	5,5	-	5	1340	4,5 (H ₂ O)	Luan et al. (2019)

Subtropische Klimazone

Dufua (Zimbabwe)	1260	Luvisol / St2 / 10	Tomate	1,53 (2 Jahre, 7 mal)	-	0,4 / 2,4	21	725	-	Masaka et al. (2016)
Dufua (Zimbabwe)	1260	Luvisol / St2 / 10	Raps	1,61 (2 Jahre, 6 mal)	-	0,4 / 2,4	21	725	-	Masaka et al. (2016)

Tropische Klimazone

Rinconada (Kolumbien)	9	-	Mangroven	8,53 / 4 / 1 Jahr	-	-	28	700	7,1	Konnerup et al. (2014)
Veracruz (Mexiko)	9	Gley / - / -	Moor	8,81 / 4 / 2 Jahre	-	20 / -	17 - 37	1200 - 1650	-	Marín-Muñiz et al. (2015)

A.3 Tabelle N₂-Literaturdaten

Literaturdaten zu N₂-Emissionen von Waldböden in verschiedenen Klimazonen

Standort	Methode	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ -/N ₂ O- Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{inkub.} (°C)	WFPS (%)	pH- Wert	Quelle
----------	---------	----------------------	---------------------------------------	------------	---	--	------------	-----------------------------	-------------	-------------	--------

Gemäßigte Klimazone

Kalt

Kühl

Tuttlingen, Südhang (Deutschland)	He / O ₂ soil core	760- 820	Rendzic Leptosol / Tu2 / 46	Buche	18,0 / 0,42	10	1,4 / 0,01	11	51	-	Dannenmann et al. (2008), Dannenmann et al. (2007)
Tuttlingen, Nordhang (Deutschland)	He / O ₂ soil core	760 - 820	Rendzic Leptosol / Tu3 / 45	Buche	23,2 / 0,92	10	1,4 / 0,01	10,1	69	-	Dannenmann et al. (2008), Dannenmann et al. (2007)
Kambja (Estland)	He / O ₂ soil core	90 (g)	Glossic-Podzoluvi / lehmiger Sand / 5-12	Birke	83 / 0,12	-	-	-	-	5,7 (KCl)	Aosaar et al. (2016)
Porijõgi (Estland)	He / O ₂ soil core	59	Gley	Grau-Erle	177,1 / 0,28	45,2	-	5 - 20	-	-	Mander et al. (2014)
Viiratsi (Estland)	He / O ₂ soil core	59	Gley	Grau-Erle	102,4 / 0,50	25,6	-	5 - 20	-	-	Mander et al. (2014)
Höglwald (Deutschland)	He / O ₂ soil core	540	Braunerde / Su3 / 5	Fichte	7,2 / 2,14	-	-	8	-	4,0 (CaCl ₂)	Butterbach-Bahl et al. (2002b)
Höglwald (Deutschland)	He / O ₂ soil core	540	Braunerde / Su3 / 5	Buche	12,4 / 3,16	-	-	10	-	3,4 (CaCl ₂)	Butterbach-Bahl et al. (2002b)

Standort	Methode	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ /N ₂ O- Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Inkub.} (°C)	WFPS (%)	pH- Wert	Quelle
Algoma Highlands (Kanada)	Acetyleninhibitor (Kammersystem)	400	Podsol/ - / -	Mischwald	20,3 / -	9,9	-	-	-	-	Enanga et al. (2016)
Algoma Highlands (Kanada)	Acetyleninhibitor (Kammersystem)	400	Podsol / - / -	Mischwald	22,0 / -	9,9	-	-	-	-	Enanga et al. (2016)
Mühleggerköpfl (Österreich)	Acetyleninhibitor	895	Leptosol, Camibsol / - / - / -	Buchen, Fichten, Tannen	2,2 / 0,39	12	15 / 0,09	25	43/46	6,4 (CaCl ₂)	Kitzler et al. (2006a)
Sorø (Dänemark)	Acetyleninhibitor	31	- / - / -	Buche und Fichte	0,9 / 0,60	80	1,7 / 0,17	12	-	6,3 (H ₂ O)	Yu et al. (2008)
Innsbruck (Österreich)	Acetyleninhibitor	860	Braunerde / - / -	Fichte	0,02 / 0,08	11,5	- / 0,19	24	-	3,8 (CaCl ₂)	Henrich und Haselwandter (1997)
Freisinger Moos (Deutschland)	He / O ₂ soil core	449	Erdniedermoor- Mulmniedermoor / - / -	Schwarz-Erle (entwässert)	135,9 / -	17,7	14,6 / 1,8	0	100	-	Eickenscheidt et al. (2014)
Freisinger Moos (Deutschland)	He / O ₂ soil core	449	Erdniedermoor- Mulmniedermoor / - / -	Schwarz-Erle (entwässert)	108,7 / -	17,7	14,6 / 1,8	5	100	-	Eickenscheidt et al. (2014)
Freisinger Moos (Deutschland)	He / O ₂ soil core	449	Erdniedermoor- Mulmniedermoor / - / -	Schwarz-Erle (entwässert)	119,2 / -	17,7	14,6 / 1,8	15	100	-	Eickenscheidt et al. (2014)
Freisinger Moos (Deutschland)	He / O ₂ soil core	449	Erdniedermoor- Mulmniedermoor / - / -	Schwarz-Erle (entwässert)	111,3 / -	17,7	14,6 / 1,8	25	100	-	Eickenscheidt et al. (2014)
Freisinger Moos (Deutschland)	He / O ₂ soil core	449	Fluvisol / - / -	Schwarz-Erle	90,3 / -	17,7	35,2 / 2,8	0	100	-	Eickenscheidt et al. (2014)
Freisinger Moos (Deutschland)	He / O ₂ soil core	449	Fluvisol / - / -	Schwarz-Erle	52,6 / -	17,7	35,2 / 2,8	5	100	-	Eickenscheidt et al. (2014)
Freisinger Moos (Deutschland)	He / O ₂ soil core	449	Fluvisol / - / -	Schwarz-Erle	120,1 / -	17,7	35,2 / 2,8	15	100	-	Eickenscheidt et al. (2014)

Standort	Methode	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ -/N ₂ O- Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Inkub.} (°C)	WFPS (%)	pH- Wert	Quelle
Freisinger Moos (Deutschland)	He / O ₂ soil core	449	Fluvisol / - / -	Schwarz-Erle	527,7 / -	17,7	35,2 / 2,8	25	100	-	Eickenscheidt et al. (2014)
Holvandi (Estland)	He / O ₂ soil core	64	Podzoluvisol / - / -	Grau-Erle	73,8 / 0,51	-	-	-	-	-	Uri et al. (2011)
Subtropische Klimazone											
Albemarle Peninsula (USA)	¹⁵ N Tracer (NH ₄)	0	Umbraquult / schluffig / -	Bewaldetes Feuchtgebiet	6,7 / 5,0	-	5 / 0,25	20	54	4,2	Morse et al. (2012), Morse und Bernhardt (2013)
Albemarle Peninsula (USA)	¹⁵ N Tracer (NH ₄)	0	Umbraquult / schluffig / -	Bewaldetes Feuchtgebiet	113,0 / 13,67	-	5 / 0,25	20	65	4,2	Morse et al. (2012), Morse und Bernhardt (2013)
Albemarle Peninsula (USA)	¹⁵ N Tracer (NO ₃)	0	Umbraquult / schluffig / -	Bewaldetes Feuchtgebiet	13,1 / 1,31	-	5 / 0,25	20	61	4,2	Morse et al. (2012), Morse und Bernhardt (2013)
Albemarle Peninsula (USA)	¹⁵ N Tracer (NO ₃)	0	Umbraquult / schluffig / -	Bewaldetes Feuchtgebiet	245,4 / 5,61	-	5 / 0,25	20	71	4,2	Morse et al. (2012), Morse und Bernhardt (2013)
Yazoo Delta (USA)	Acetyleninhibitor (gestörte Probe)	-	- / Tu2 / 53	Mischwald	59,6 / 7,89	-	37,7 / 3,3	22-25	85	5,4	Ullah et al. (2005)
Yazoo Delta (USA)	Acetyleninhibitor (gestörte Probe)	-	- / Tu2 / 53	Mischwald	92,9 / 25,42	-	37,7 / 3,3	22-25	100	5,4	Ullah et al. (2005)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / Ss / 3 - 7	Eukalyptus (Savanne)	9,4 / -	-	1,4 / 0,06	20	25	4,7	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / Ss / 3 - 7	Eukalyptus (Savanne)	5,7 / -	-	1,4 / 0,06	20	50	4,7	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / Ss / 3 - 7	Eukalyptus (Savanne)	91,3 / -	-	1,4 / 0,06	20	75	4,7	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / Ss / 3 - 7	Eukalyptus (Savanne)	4,0 / -	-	1,4 / 0,06	30	25	4,7	Werner et al. (2014)

Standort	Methode	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ /N ₂ O- Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Inkub.} (°C)	WFPS (%)	pH- Wert	Quelle
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / Ss / 3 - 7	Eukalyptus (Savanne)	4,9 / -	-	1,4 / 0,06	30	50	4,7	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / Ss / 3 - 7	Eukalyptus (Savanne)	55,0 / -	-	1,4 / 0,06	30	75	4,7	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / Ss / 3 - 7	Eukalyptus (Savanne)	4,0 / -	-	1,4 / 0,06	40	50	4,7	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / Ss / 3 - 7	Eukalyptus (Savanne)	4,9 / -	-	1,4 / 0,06	40	75	4,7	Werner et al. (2014)

Tropische Klimazone

La Selva (Costa Rica)	Acetyleninhibitor	50	-	Primärwald	13,2 (N ₂ + N ₂ O)	-	-	-	-	4,2 - 5	Robertson und Tiedje (1988)
La Selva (Costa Rica)	Acetyleninhibitor	50	-	Sukzessionsflächen	19,2 (N ₂ + N ₂ O)	-	-	-	-	4,2 - 5	Robertson und Tiedje (1988)

Literaturdaten zu N₂-Emissionen von Grünlandböden in verschiedenen Klimazonen

Standort	Methode	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ -/N ₂ O- Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{inkub.} (°C)	WFPS (%)	pH- Wert	Quelle
----------	---------	----------------------	---------------------------------------	------------	--	--	------------	-----------------------------	-------------	-------------	--------

Gemäßigte Klimazone

Kühl												
Toenepi (Neuseeland)	Acetyleninhibitor	60	Haplaquent / schluffiger Lehm / -	Weidelgras / Klee	0,4 / 0,95	-	4,5 / 0,45	-	-	6,2	Zaman und Nguyen (2010)	
Toenepi (Neuseeland)	Acetyleninhibitor	60	Haplaquent / schluffiger Lehm / -	Weidelgras / Klee, 200 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	9,7 / 49,68	-	4,5 / 0,45	-	-	6,2	Zaman und Nguyen (2010)	
Český Krumlov (Tschechien)	¹⁵ N Tracer	630	Tschernosem / SI3 / 6-14	Weidelgras, Lieschgras	59,0 / 1,08	-	2,1 / 0,33	25	-	5,5	Čuhel et al. (2010)	
Český Krumlov (Tschechien)	¹⁵ N Tracer	630	Tschernosem / SI3 / 6-14	Weidelgras, Lieschgras	105,2 / 2,76	-	2,1 / 0,29	25	-	6,8	Čuhel et al. (2010)	
Český Krumlov (Tschechien)	¹⁵ N Tracer	630	Tschernosem / SI3 / 6-14	Weidelgras, Lieschgras	206,6 / 3,16	-	/ 0,25	25	-	7,7	Čuhel et al. (2010)	
Ihausen (Deutschland)	¹⁵ N Tracer	2	Gley / Su2 / 5	Grasland	21,1 / 2,02	360 (Düngung)	19,7 / 1,46	-	-	5,8 (CaCl ₂)	Buchen et al. (2016)	
Wehnen (Deutschland)	¹⁵ N Tracer	10	Plaggenesch / Ss / 3	Grasland	n.b. / 0,27	250 (Düngung)	2,8 / 0,20	-	-	5 (CaCl ₂)	Buchen et al. (2016)	

(Sub)Tropische Klimazone

Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / SI4 / 15	Grünlandwirtschaft	35,1 / 0,03	-	1,5 / 0,1	20	25	4,6	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / SI4 / 15	Grünlandwirtschaft	9,7 / 0,04	-	1,5 / 0,1	20	50	4,6	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / SI4 / 15	Grünlandwirtschaft	112,3 / 0,10	-	1,5 / 0,1	20	75	4,6	Werner et al. (2014)

Standort	Methode	Höhe (m ü. NN)	Bodentyp / Bodenart / Tongehalt	Vegetation	N ₂ -/N ₂ O- Emission (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	C/N (%)	T _{Inkub.} (°C)	WFPS (%)	pH- Wert	Quelle
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / SI4 / 15	Grünlandwirtschaft	27,3 / 0,04	-	1,5 / 0,1	30	25	4,6	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / SI4 / 15	Grünlandwirtschaft	10,4 / 0,17	-	1,5 / 0,1	30	50	4,6	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / SI4 / 15	Grünlandwirtschaft	30,5 / 0,72	-	1,5 / 0,1	30	75	4,6	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / SI4 / 15	Grünlandwirtschaft	18,1 / 0,36	-	1,5 / 0,1	40	50	4,6	Werner et al. (2014)
Girraween (Australien)	He / O ₂ soil core	20	- / SI4 / 15	Grünlandwirtschaft	53,9 / 1,50	-	1,5 / 0,1	40	75	-	Werner et al. (2014)

A.4 Verwendete Studien aus der Literatur zur Verwitterungsrate

Freisetzung von basischen Kationen durch die Verwitterung [eq ha⁻¹ a⁻¹]. Zusammenfassung der Literaturrecherche. PMB=Pedologische Massenbilanz (depletion), Ca: Calcium; Mg: Magnesium; K: Kalium; Na: Natrium; BCw Freisetzung von basischen Kationen durch die Verwitterung; n: Anzahl der Stichprobenpunkte.

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
Deutschland	Sachsen	PROFILE	1	200	160	26	60	6	67	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	2	90	102	13	49	37	4	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	1	140	132	6	62	24	41	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	4	80	1325	209	281	292	543	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	4	90	1012	86	416	258	253	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	2	90	1243	94	246	302	601	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	4	75	543	26	197	78	241	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	2	90	928	210	164	278	276	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	2	90	1564	23	625	689	227	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	2	90	772	27	219	66	460	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	2	80	2032	17	1062	589	364	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	2	80	1347	16	707	380	244	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	1	90	67	4	31	9	23	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	1	90	92	6	47	15	24	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	2	80	521	60	193	111	157	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	1	90	220	12	128	31	49	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	1	180	54	3	39	9	4	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	1	150	39	2	21	3	13	1	Becker (2001)
Deutschland	Sachsen	PROFILE	2	85	1291	168	326	308	489	1	Becker (2001)
Deutschland	Ottersberg	PROFILE			682	13	293	289	87	1	Dultz (2014)
Deutschland	Bahrdorf	PROFILE			94	5	31	14	44	1	Dultz (2014)
Deutschland	Siggen	PROFILE			619	31	199	212	177	1	Dultz (2014)
Deutschland	Harste	PROFILE			730	30	244	227	229	1	Dultz (2014)
Italien	Val di Rabbi	PMB	2	120	41					1	Egli et al. (2008)

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
Italien	Val di Rabbi	PMB		95	85					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val di Rabbi	PMB	2	150	333					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val di Rabbi	PMB	2	110	239					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val di Rabbi	PMB	2	100	134					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val Genova	PMB	2	42	528					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val Genova	PMB	1	90	589					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val Genova	PMB	2	120	277					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val Genova	PMB	2	110	118					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val Genova	PMB	1	35	405					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val di Fiemme	PMB	2	90	152					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val di Fiemme	PMB	1	145	237					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val di Fiemme	PMB	2	60	608					1	Egli et al. (2008)
Italien	Val di Fiemme	PMB	1	60	797					1	Egli et al. (2008)
Kanada	Lake Clair Watershed	PROFILE	1	75	698	342	44	251	61	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Clair Watershed	PMB	1	75	1512,5	372	361	127,5	652	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Clair Watershed	IOB	1	75	790	458	104	98	130	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Clair Watershed	MAGIC	1	75	649	377	102	78	92	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Clair Watershed	CLT	1	75	656	394	97	81	84	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Clair Watershed	CT	1	75	683	143	98	340		1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Laflamme Watershed	PROFILE	1	86	1512	698	273	334	207	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Laflamme Watershed	PMB	1	86	1380	467	346	102	465	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Laflamme Watershed	IOB	1	86	1406	990	118	207	92	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Laflamme Watershed	MAGIC	1	86	1318	1027	108	116	67	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Laflamme Watershed	CLT	1	86	1522	1065	121	226	111	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Laflamme Watershed	CT	1	86	706	291	102	222		1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Tirasse Watershed	PROFILE	1	50	259	174	12	44	29	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Tirasse Watershed	PMB	1	50	461	225	8	84	145	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Tirasse Watershed	IOB	1	50	1063	667	109	148	139	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Tirasse Watershed	MAGIC	1	50	1054	664	110	141	139	1	Ouimet und Duchesne (2005)

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
Kanada	Lake Tirassee Watershed	CLT	1	50	1058	666	109	147	137	1	Ouimet und Duchesne (2005)
Kanada	Lake Tirassee Watershed	CT	1	50	1047	228	169	513		1	Ouimet und Duchesne (2005)
Norway	Kola Halbinsel	PROFILE		50	210					1	Koptsik et al. (1999)
Norway	Kola Halbinsel	PROFILE		50	50					1	Koptsik et al. (1999)
Norway	Kola Halbinsel	PROFILE		50	170					1	Koptsik et al. (1999)
Russia	Kola Halbinsel	PROFILE		50	240					1	Koptsik et al. (1999)
Russia	Kola Halbinsel	PROFILE		50	80					1	Koptsik et al. (1999)
Russia	Kola Halbinsel	PROFILE		50	160					1	Koptsik et al. (1999)
Russia	Kola Halbinsel	PROFILE		50	280					1	Koptsik et al. (1999)
Russia	Kola Halbinsel	PROFILE		50	90					1	Koptsik et al. (1999)
Russia	Kola Halbinsel	PROFILE		50	130					1	Koptsik et al. (1999)
Schweden	Hissmossa	PROFILE		50	450					1	Kronnäs et al. (2019)
Schweden	Västra Torup	PROFILE		50	1060					1	Kronnäs et al. (2019)
Schweden	Stubbetorp	PROFILE		100	670					1	Maxe (1995)
Schweden	Asa	PMB	1	50	220					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Gardsjön, A	PROFILE	1	50	410					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Gardsjön, A	PROFILE	1	50	520					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Gardsjön, A	PMB	1	50	410					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Flakaliden	PMB	1	50	180					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Svarterget, B	PROFILE	1	50	520					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Asa	PMB	1	50	200					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Svarterget, B	PROFILE	1	50	290					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Flakaliden	PMB	1	50	110					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Risfallet, B	PROFILE	1	50	420					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Kullarna	PROFILE	1	50	360					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Kullarna	PMB	1	50	160					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Lammhult	PROFILE	1	50	350					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Lammhult	PMB	1	50	330					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Risfallet, A	PROFILE	1	50	680					1	Stendahl et al. (2013)

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
Schweden	Risfallet, A	PMB	1	50	290					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Söderasen	PROFILE	1	50	360					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Söderasen	PMB	1	50	190					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Skanes Värsjö	PROFILE	1	50	370					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Skanes Värsjö	PMB	1	50	80					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Stöde	PROFILE	1	50	410					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Stöde	PMB	1	50	180					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Svartberget, A	PROFILE	1	50	380					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Svartberget, A	PMB	1	50	170					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Vindeln	PROFILE	1	50	300					1	Stendahl et al. (2013)
Schweden	Vindeln	PMB	1	50	130					1	Stendahl et al. (2013)
Schweiz	Vereinatal	PMB	1	105	188					1	Egli et al. (2008)
Schweiz	Vereinatal	PMB	1	100	607					1	Egli et al. (2008)
Schweiz	Vereinatal	PMB	1	150	16					1	Egli et al. (2008)
Schweiz	Vereinatal	PMB	1	105	156					1	Egli et al. (2008)
Schweiz	Vereinatal	PMB	2	105	383					1	Egli et al. (2008)
Schweiz	Vereinatal	PMB	2	120	363					1	Egli et al. (2008)
UK	UK	PROFILE			650					1	Langan et al. (1996)
UK	UK	PROFILE			420					1	Langan et al. (1996)
UK	UK	PROFILE			650					1	Langan et al. (1996)
UK	UK	PROFILE			410					1	Langan et al. (1996)
UK	UK	PROFILE			610					1	Langan et al. (1996)
UK	UK	PROFILE			700					1	Langan et al. (1996)
UK	UK	PROFILE			810					1	Langan et al. (1996)
UK	UK	PROFILE			980					1	Langan et al. (1996)
UK	UK	PROFILE			830					1	Langan et al. (1996)
USA	Minnesota	PROFILE		150	410					1	Kolka et al. (1996)
USA	Minnesota	PROFILE		150	140					1	Kolka et al. (1996)
USA	Minnesota	PROFILE	6	60	1100					1	Kolka et al. (1996)

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
USA	Wisconsin	PROFILE		150	70					1	Kolka et al. (1996)
USA	Wisconsin	PROFILE		90	310					1	Kolka et al. (1996)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	9245					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	601					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2698					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	3094					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	865					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1209					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1157					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	1228					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2189					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	860					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	543					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2386					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	865					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1502					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	911					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	269					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1231					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	618					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	3410					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	1160					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	5382					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	811					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	3601					1	Phelan et al. (2014)

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
USA	Pennsylvania	STA		80	1300					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2162					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	856					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	4231					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	788					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2959					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	991					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1413					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1616					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	991					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1707					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	797					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	4596					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	1300					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	379					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	900					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	7245					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	813					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	967					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	900					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	528					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	991					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2721					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	900					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2529					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	865					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	3007					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	783					1	Phelan et al. (2014)

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1950					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2461					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	618					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	665					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	3527					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	991					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1768					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	874					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	5710					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	811					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1871					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	772					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	306					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	291					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1064					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	804					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	876					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	788					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2032					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	828					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2048					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	688					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	4822					1	Phelan et al. (2014)

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
USA	Pennsylvania	STA		80	797					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	294					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	900					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	119					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	1054					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	2432					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	915					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	1022					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	243					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	7514					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	813					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	1075					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	841					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	PROFILE		80	691					1	Phelan et al. (2014)
USA	Pennsylvania	STA		80	911					1	Phelan et al. (2014)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	80					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	170					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	190					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	50					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	50					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	160					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	100					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	190					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	300					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	250					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	270					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	230					1	Schaller et al. (2010)

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	130					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	410					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	500					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	60					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	180					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	320					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	80					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	250					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	150					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	20					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	170					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	90					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	390					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	280					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	180					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	70					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	160					1	Schaller et al. (2010)
USA	White Mountains/New Hampshire	PMB		33-115	200					1	Schaller et al. (2010)
China	Suixi, Guangdong	PROFILE	6	50	500					1	Duan et al. (2002)
China	Guiyang, Guizhou	PROFILE	1	43	250					1	Duan et al. (2002)
China	Jinzhai, Anhui	PROFILE	1	39	390					1	Duan et al. (2002)
China	Zhouxian, Shandong	PROFILE	1	35	250					1	Duan et al. (2002)
China	Shenyang, Liaoning	PROFILE		60	600					1	Duan et al. (2002)
China	Leshan, Sichuan	PROFILE		50	590					1	Duan et al. (2002)
China	Acheng, Heilongjiang	PROFILE		50	790					1	Duan et al. (2002)
China	Xinlin, Heilongjiang	PROFILE	1	30	110					1	Duan et al. (2002)
China	Wuchuan, Guangdong	PROFILE	1	45	280					1	Duan et al. (2002)
China	Zhanjian , Guangdong	PROFILE	2	50	160					1	Duan et al. (2002)
China	Jiujiang, Jiangxi	PROFILE	2	50	730					1	Duan et al. (2002)

Land	Standort	Methode	VWK	Tiefe [cm]	BC	Ca	K	Mg	Na	n	Quelle
China	Jiujiang, Jiangxi	PROFILE	3	60	680					1	Duan et al. (2002)
China	Xiangtan, Hunan	PROFILE	1	40	230					1	Duan et al. (2002)
China	Jingxian, Anhui	PROFILE	3	50	310					1	Duan et al. (2002)
China	Conghua, Guangdong	PROFILE	1	50	500					1	Duan et al. (2002)
China	Shenzhen, Guangdong	PROFILE	3	28	370					1	Duan et al. (2002)
Kanada	Saturna Island	PROFILE		81	1530					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Coquitlam W	PROFILE		39	290					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Coquitlam 110	PROFILE	20	48	500					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Weaver Lake	PROFILE		23	590					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Florence Lake	PROFILE		49	400					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Tingle Lake	PROFILE		18	260					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Thomas Lake	PROFILE		11	190					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Tretheway Lake	PROFILE		29	360					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Kinnear Lake	PROFILE		26	420					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	MASS	PROFILE	20	34	450					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Roberts Creek	PROFILE	20	35	680					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Shawnigan Lake	PROFILE	20	63	1260					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Salt Spring	PROFILE	20	46	770					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Campbell River	PROFILE	20	18	3510					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Malcolm Knapp	PROFILE	20	47	800					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Chilliwack	PROFILE		27	350					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Seymour E	PROFILE		53	510					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Seymour M-L	PROFILE	20	67	280					1	Mongeon et al. (2010)
Kanada	Capilano	PROFILE		51	320					1	Mongeon et al. (2010)
Schweden	Gårdsjön A	PROFILE	1	50	371					1	Casetou-Gustafson et al. (2020)
Schweden	Vindeln	PROFILE	1	50	427					1	Casetou-Gustafson et al. (2020)

A.5 Tabelle Bodenentgasungsdaten

Daten der Bodenentgasungsversuche aus der Sauerstoffapparatur mit den Behandlungsmethoden (Temperatur-WFPS) von gestörten (G) und ungestörten (U) Proben; die Werte sind in den Einheiten kg N ha⁻¹ a⁻¹ (N₂O), µmol m⁻² s⁻¹ (CO₂), µmol m⁻² h⁻¹ (CH₄) angegeben.

Standort	Behandlung	Gas	Median	IQR	Mittelwert	Standardabweichung
Altenberg	15-70	N ₂ O	-0,01	0,20	0,00	0,14
		CO ₂	0,29	0,26	0,34	0,13
		CH ₄	-1,34	0,55	-1,57	0,79
	15-90	N ₂ O	-0,02	0,20	0,00	0,15
		CO ₂	0,34	0,21	0,29	0,11
		CH ₄	-0,84	0,54	-1,00	0,80
	20-90-G	N ₂ O	-0,18	0,20	-0,15	0,12
		CO ₂	0,34	0,04	0,31	0,07
		CH ₄	-0,20	0,15	-0,21	0,13
	20-90-U	N ₂ O	-0,03	0,18	-0,07	0,14
		CO ₂	0,41	0,20	0,35	0,13
		CH ₄	-1,24	1,91	-1,46	0,84
	5-70	N ₂ O	0,02	0,16	0,01	0,13
		CO ₂	0,19	0,11	0,19	0,07
		CH ₄	-1,14	0,53	-1,33	0,73
	5-90	N ₂ O	-0,03	0,20	0,00	0,16
		CO ₂	0,13	0,07	0,13	0,03
		CH ₄	-0,79	0,38	-0,94	0,69
Bad Schandau	15-70	N ₂ O	-0,07	0,15	-0,06	0,13
		CO ₂	0,41	0,14	0,44	0,12
		CH ₄	-7,76	5,59	-7,10	2,89
	15-90	N ₂ O	-0,03	0,22	-0,02	0,15
		CO ₂	0,39	0,19	0,40	0,12
		CH ₄	-7,83	4,85	-7,04	2,78
	20-90-G	N ₂ O	-0,04	0,15	-0,03	0,14
		CO ₂	0,78	0,24	0,74	0,12
		CH ₄	-7,27	4,17	-6,31	1,93
	20-90-U	N ₂ O	-0,06	0,17	-0,05	0,14
		CO ₂	0,42	0,30	0,51	0,18
		CH ₄	-8,95	6,25	-7,18	2,92
	5-70	N ₂ O	0,00	0,02	0,02	0,03
		CO ₂	0,33	0,09	0,33	0,08
		CH ₄	-3,42	3,99	-5,06	4,24
	5-90	N ₂ O	0,00	0,20	-0,01	0,17
		CO ₂	0,11	0,06	0,13	0,04
		CH ₄	-6,93	5,57	-6,49	2,72
Bautzen	20-90-G	N ₂ O	2,98	3,82	2,93	1,85
		CO ₂	0,71	0,63	0,65	0,27
		CH ₄	-0,67	0,82	-0,92	0,44
	20-90-U	N ₂ O	0,40	0,21	0,37	0,16

		CO ₂	0,72	0,15	0,70	0,08
		CH ₄	-3,96	1,10	-4,12	0,53
Beerensbusch	5-70	N ₂ O	-0,02	0,25	-0,01	0,14
		CO ₂	-0,02	0,25	-0,01	0,14
		CH ₄	-2,19	1,23	-2,22	1,13
		N ₂ O	0,01	0,26	-0,02	0,15
Colditz	15-70	CO ₂	0,36	0,09	0,39	0,14
		CH ₄	-3,75	4,22	-4,82	2,79
		N ₂ O	0,12	0,31	0,09	0,19
	15-90	CO ₂	0,39	0,06	0,44	0,17
		CH ₄	-2,74	3,46	-3,25	2,43
		N ₂ O	27,35	23,51	26,00	13,81
	20-90-G	CO ₂	0,23	0,15	0,25	0,07
		CH ₄	-0,34	0,28	-0,31	0,16
		N ₂ O	0,10	0,22	0,11	0,19
	20-90-U	CO ₂	0,61	0,12	0,59	0,07
		CH ₄	-4,63	4,66	-3,55	2,15
		N ₂ O	0,09	0,16	0,06	0,14
Connewald-B	5-90	CO ₂	0,05	0,14	0,10	0,12
		CH ₄	-0,04	0,13	-0,01	0,09
		N ₂ O	-0,04	0,17	-0,03	0,13
	15-70	CO ₂	0,81	0,34	0,89	0,32
		CH ₄	-10,29	3,54	-11,29	2,35
		N ₂ O	0,09	0,27	0,07	0,18
	15-90	CO ₂	0,63	0,30	0,83	0,36
		CH ₄	-9,33	2,42	-10,12	2,12
		N ₂ O	0,08	2,18	0,91	1,33
	20-90-G	CO ₂	0,97	1,30	1,35	0,65
		CH ₄	-11,09	3,78	-11,93	1,73
		N ₂ O	0,13	0,58	0,21	0,39
	20-90-U	CO ₂	1,06	0,19	1,02	0,10
		CH ₄	-10,29	4,04	-10,06	1,75
		N ₂ O	-0,05	0,18	-0,04	0,14
Connewald-B	5-70	CO ₂	0,48	0,20	0,50	0,18
		CH ₄	-7,78	2,53	-8,70	2,00
		N ₂ O	-0,03	0,24	-0,01	0,15
	15-70	CO ₂	0,30	0,32	0,33	0,17
		CH ₄	-19,41	3,46	-19,44	2,11
		N ₂ O	0,00	0,22	0,00	0,15
	15-90	CO ₂	0,38	0,31	0,35	0,16
		CH ₄	-19,90	3,48	-19,87	2,05
		N ₂ O	-0,08	0,39	0,43	1,32
Connewald-B	20-90-G	CO ₂	1,01	1,16	1,08	0,50
		CH ₄	-4,67	5,66	-5,76	2,55
		N ₂ O	-0,13	0,32	-0,16	0,22
	20-90-U	CO ₂	0,34	0,57	0,42	0,26

		CH ₄	-18,76	3,61	-19,61	1,86
Conventwald-F	15-70	N ₂ O	0,03	0,18	0,03	0,15
		CO ₂	0,52	0,30	0,63	0,32
		CH ₄	-10,18	4,00	-11,27	3,24
	15-90	N ₂ O	0,05	0,20	0,05	0,17
		CO ₂	0,51	0,21	0,57	0,13
		CH ₄	-10,88	4,65	-11,95	3,34
	20-90-G	N ₂ O	51,24	55,12	32,15	29,65
		CO ₂	0,73	2,04	1,21	0,96
		CH ₄	-3,92	12,71	-6,84	5,77
	20-90-U	N ₂ O	-0,03	0,31	0,24	0,67
		CO ₂	0,33	0,13	0,35	0,08
		CH ₄	-11,70	4,86	-11,32	2,13
	5-70	N ₂ O	0,08	0,20	0,07	0,13
		CO ₂	0,17	0,07	0,18	0,04
		CH ₄	-7,50	4,05	-7,30	3,15
Cunnersdorf	15-70	N ₂ O	-0,05	0,21	-0,04	0,14
		CO ₂	0,65	0,54	0,71	0,42
		CH ₄	-2,35	1,54	-2,44	1,21
	15-90	N ₂ O	0,01	0,16	0,00	0,12
		CO ₂	0,62	0,66	0,69	0,43
		CH ₄	-2,07	0,75	-2,03	0,80
	20-90-G	N ₂ O	0,33	2,69	1,14	1,50
		CO ₂	1,12	1,91	1,26	0,95
		CH ₄	-1,01	1,63	-1,14	0,81
	20-90-U	N ₂ O	0,02	0,51	0,17	0,33
		CO ₂	1,24	0,79	0,99	0,40
	5-70	CH ₄	0,13	0,17	0,16	0,23
		N ₂ O	0,68	0,81	0,98	0,59
		CO ₂	-1,06	1,51	-1,47	1,29
	5-90	N ₂ O	0,00	0,20	-0,01	0,16
		CO ₂	0,23	0,16	0,27	0,13
		CH ₄	-1,35	0,89	-1,60	0,62
Forellenbach	15-70	N ₂ O	0,05	0,19	0,06	0,16
		CO ₂	0,50	0,19	0,47	0,11
		CH ₄	-9,12	7,23	-11,03	4,36
	15-90	N ₂ O	0,03	0,14	0,04	0,15
		CO ₂	0,45	0,15	0,44	0,09
		CH ₄	-9,05	6,16	-10,62	4,18
	20-90-G	N ₂ O	8,99	0,83	15,36	16,25
		CO ₂	0,84	0,07	0,84	0,06
		CH ₄	-0,94	5,67	-2,66	2,78
	20-90-U	N ₂ O	0,07	0,22	0,06	0,16
		CO ₂	0,56	0,27	0,49	0,15
		CH ₄	-8,53	11,80	-9,19	4,96
Klingenthal	15-70	N ₂ O	0,02	0,20	0,02	0,16

		CO ₂	1,89	1,03	1,84	0,76
		CH ₄	-3,14	2,74	-3,23	1,65
15-90	N ₂ O	0,09	0,26	0,13		0,18
	CO ₂	1,14	0,92	1,28		0,57
	CH ₄	-2,95	2,42	-3,12		1,69
20-90-G	N ₂ O	7,31	2,94	6,89		2,48
	CO ₂	1,23	0,62	1,12		0,29
	CH ₄	-1,21	1,13	-1,14		0,49
20-90-U	N ₂ O	-0,06	0,19	-0,07		0,15
	CO ₂	1,38	0,99	1,29		0,46
	CH ₄	-3,29	3,73	-3,29		1,62
5-70	N ₂ O	0,03	0,18	0,02		0,14
	CO ₂	0,64	0,24	0,67		0,18
	CH ₄	-0,47	1,50	-1,01		0,98
Laussnitz	20-90-G	N ₂ O	2,51	3,49	2,13	1,59
		CO ₂	0,25	0,50	0,38	0,24
		CH ₄	-0,60	6,24	-2,53	3,02
	20-90-U	N ₂ O	-0,04	0,22	-0,03	0,14
		CO ₂	0,68	0,08	0,69	0,05
		CH ₄	-3,23	3,49	-3,88	1,57
	5-70	N ₂ O	-0,03	0,11	-0,04	0,10
		CO ₂	0,14	0,04	0,15	0,03
		CH ₄	-7,15	5,11	-6,39	2,72
Olbernhau	15-70	N ₂ O	-0,03	0,22	-0,06	0,13
		CO ₂	0,43	0,12	0,41	0,08
		CH ₄	-8,33	3,24	-7,66	2,27
	15-90	N ₂ O	-0,07	0,22	-0,05	0,14
		CO ₂	0,44	0,16	0,47	0,16
		CH ₄	-3,65	2,33	-4,00	2,03
	5-70	N ₂ O	0,02	0,20	0,03	0,16
		CO ₂	0,15	0,02	0,15	0,02
		CH ₄	-6,39	2,75	-5,90	1,57
	5-90	N ₂ O	-0,03	0,17	-0,03	0,12
		CO ₂	0,15	0,03	0,16	0,04
		CH ₄	-3,02	1,62	-3,04	1,54
Possen	15-70	N ₂ O	0,06	0,29	0,11	0,20
		CO ₂	0,27	0,16	0,29	0,08
		CH ₄	-2,85	0,54	-2,73	0,39
	15-90	N ₂ O	0,01	0,16	0,00	0,15
		CO ₂	0,27	0,15	0,30	0,08
		CH ₄	-2,52	0,83	-2,37	0,62
	20-90-G	N ₂ O	-0,02	2,13	3,01	6,56
		CO ₂	0,34	0,26	0,39	0,16
		CH ₄	-0,36	0,58	-0,52	0,28
	20-90-U	N ₂ O	-0,06	0,22	-0,06	0,15
		CO ₂	0,30	0,17	0,34	0,08

		CH ₄	-2,57	1,83	-2,20	0,83
5-70		N ₂ O	0,10	0,24	0,09	0,18
		CO ₂	0,13	0,06	0,13	0,04
		CH ₄	-1,60	0,66	-1,67	0,51
Sandhof	15-70	N ₂ O	-0,03	0,21	-0,03	0,17
		CO ₂	0,50	0,16	0,55	0,22
		CH ₄	-5,18	3,62	-5,40	2,74
	15-90	N ₂ O	0,20	0,27	0,35	0,51
		CO ₂	0,57	0,18	0,61	0,21
		CH ₄	-4,39	3,56	-4,89	2,31
	20-90-G	N ₂ O	3,53	1,01	4,68	3,05
		CO ₂	0,44	1,03	0,66	0,47
		CH ₄	-0,60	1,73	-1,15	0,85
	20-90-U	N ₂ O	0,00	0,23	0,01	0,15
		CO ₂	0,77	0,49	0,90	0,24
		CH ₄	-3,05	3,36	-3,27	1,44
	5-90	N ₂ O	0,04	0,16	0,04	0,16
		CO ₂	1,02	0,40	0,99	0,34
		CH ₄	-0,89	0,28	-0,93	0,26
Schwaney	15-70	N ₂ O	-0,08	0,23	-0,09	0,19
		CO ₂	0,31	0,39	0,38	0,19
		CH ₄	-1,21	0,82	-1,14	0,41
	20-90-G	N ₂ O	90,04	48,87	77,29	24,50
		CO ₂	0,66	0,49	0,82	0,25
		CH ₄	-0,64	0,58	-0,64	0,32
	20-90-U	N ₂ O	-0,03	0,20	-0,03	0,16
		CO ₂	0,56	0,61	0,72	0,29
		CH ₄	-1,29	1,01	-1,43	0,47
	5-70	N ₂ O	-0,01	0,19	-0,02	0,16
		CO ₂	0,22	0,07	0,23	0,06
		CH ₄	-0,75	0,58	-0,74	0,28
Tannenbusch	15-70	N ₂ O	-0,16	0,24	-0,15	0,19
		CO ₂	0,09	0,05	0,08	0,03
		CH ₄	-0,11	0,44	-0,21	0,25
	20-90-G	N ₂ O	24,66	67,22	40,32	37,09
		CO ₂	0,21	0,08	0,24	0,04
		CH ₄	-0,21	0,17	-0,20	0,12
	20-90-U	N ₂ O	0,00	0,18	1,15	5,34
		CO ₂	0,29	0,24	0,35	0,12
		CH ₄	-0,07	0,15	-0,08	0,11
	5-70	N ₂ O	0,03	0,17	0,01	0,14
		CO ₂	0,08	0,03	0,09	0,02
		CH ₄	-0,13	0,38	-0,21	0,20

Mittelwerte der Nitrat- und Ammoniumgehalte der Bodenproben nach Durchlauf der Versuche in der Apparatur unter Verwendung von Umgebungsluft und der dazugehörigen Standardabweichung.

Standort	Behandlung	Nitrat (NO_3^-) (mg/kg mT)	Std. (mg/kg mT)	Ammonium (NH_4^+) (mg/kg mT)	Std. (mg/kg mT)
Laußnitz (SN)	20-90-U	0,13	0,03	7,2	0,36
	20-90-G	0,19	0,14	6,04	0,93
Bautzen (SN)	20-90-U	0,15	0,02	7,04	1,32
	20-90-G	0,19	0,09	6,59	1,39
Bad Schandau (SN)	20-90-U	2,55	4,19	7,93	2,50
	20-90-G	2,62	4,03	8,29	1,21
Cunnersdorf (SN)	20-90-U	0,21	0,05	20,9	12,65
	20-90-G	0,22	0,10	26,7	15,06
Altenberg (SN)	20-90-U	0,14	0,03	7,06	2,55
	20-90-G	0,09	0,08	11,73	3,39
Olbernhau (SN)	20-90-U	0,15	0,03	11,35	4,19
	20-90-G	0,15	0,03	10,29	1,97
Klingenthal (SN)	20-90-U	0,92	1,33	16,03	4,48
	20-90-G	0,15	0,05	15,03	4,43
Colditz (SN)	20-90-U	3,75	1,67	19,2	9,83
	20-90-G	3,54	2,0	18,57	7,0
Beerenbusch (BB)	20-90-U	2,86	2,04	8,28	5,4
	20-90-G	0,91	1,11	15,16	10,68
Sandhof (MV)	20-90-U	0,21	0,04	13,47	1,8
	20-90-G	0,09	0,08	13,47	2,31
Tannenbusch (NW)	20-90-U	22,83	3,44	20	9,29
	20-90-G	13,53	2,01	17,47	7,97
Schwaney (NW)	20-90-U	7,8	3,1	7,24	5,01
	20-90-G	9,9	8,19	7,23	4,01
Possen (TH)	20-90-U	4,24	3,7	3,74	0,8
	20-90-G	3,71	4,91	5,79	2,49
Conventwald-F (BW)	20-90-U	3,11	1,94	12,47	2,56
	20-90-G	3,55	1,35	13,46	6,22

Standort	Behandlung	Nitrat (NO ₃) (mg/kg mT)	Std. (mg/kg mT)	Ammonium (NH ₄) (mg/kg mT)	Std. (mg/kg mT)
Conventwald-B (BW)	20-90-U	0,14	0,17	31,5	11,36
	20-90-G	0,27	0,25	32,8	11,29
Forellenbach (BY)	20-90-U	2,43	1,74	16,37	5,61
	20-90-G	0,72	0,53	24,57	5,84