

Universität für Bodenkultur

University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna

Department für Wald- und Bodenwissenschaften

Institut für Bodenforschung



STICKSTOFFUMSETZUNG IM BODENWASSER UND IN DER BODENNAHEN LUFTSCHICHT BEIM ZWISCHENFRUCHTANBAU ZUR BIOGASGEWINNUNG

**Diplomarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur**

eingereicht von:
ALLESCH ASTRID

Betreuer: Dr. rer.nat. Dr.h.c mult. Em. O.Univ.Prof. Winfried E.H. Blum
Mitbetreuer: Dipl.-Ing. Dr. Maximilian Kuderna

Matrikelnummer 0440215

Jänner 2011

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	5
Gleichungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	7
Vorwort	8
Zusammenfassung	9
Abstract	10
<i>Gleichungsverzeichnis</i>	6
1 <i>Einleitung und Abgrenzung der Fragestellung</i>	12
1.1 Ziele der Arbeit	12
1.2 Prozesse im Boden – Bodenwasser	14
1.2.1 Nitrat	14
1.2.2 Nitratentstehung	14
1.3 Prozesse im Boden und in der bodennahen Luftschicht	16
1.3.1 Lachgas – N ₂ O	16
1.3.1.1 Treibhauseffekt	16
1.3.1.2 Ozonschicht	18
1.3.2 Prozesse der N ₂ O - Entstehung im Boden	18
1.3.2.1 Biologische Prozesse	18
1.3.2.1.1 Nitrifikation	18
1.3.2.1.2 Denitrifikation	19
1.3.2.2 Nicht - biologische Prozesse	20
1.3.2.2.1 Chemodenitrifikation	20
1.3.2.2.2 Chemische Zersetzung von Hydroxylamin	20
1.3.2.2.3 Reaktion von Nitrit mit Hydroxylamin	20
1.4 Einfluss der Bodenbewirtschaftung - Zwischenfruchtanbau	21
2 <i>Materialien und Methoden</i>	23
2.1 Projekt SYNENERGY	23
2.2 Feldversuche	24
2.2.1 Genereller Versuchsaufbau	24
2.2.2 Thalheim, Oberösterreich:	25
2.2.3 Güssing, Burgenland	26
2.2.4 Hasendorf an der Mur, Steiermark	28
2.3 Untersuchungen und Analysemethoden	30
2.3.1 Probenahme	30
2.3.2 Analytik	31
2.3.3 Auswertungsmethoden	31
2.3.3.1 Nitratenauswaschung	31
2.3.3.2 Lachgasemission	32
2.3.4 Statistik	33

2.3.4.1	Nitratauswaschung	33
2.3.4.2	Lachgasemission	33
3	Ergebnisse und Interpretation	34
3.1	Messgrößen aus Feldversuchen	34
3.1.1	Biomasseerträge	34
3.1.2	Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Pflanzenrückstände	37
3.1.3	Stickstoffmenge im Aufwuchs	38
3.1.4	Bodenwasseranteile	39
3.2	Nitratauswaschung	42
3.2.1	N _{min} - Vergleich der Zwischenfruchtvarianten	42
3.2.1.1	Thalheim	42
3.2.1.2	Güssing	45
3.2.1.3	Hasendorf an der Mur	48
3.2.2	Zusammenfassende Bewertung	51
3.3	Lachgasemissionen	55
3.3.1	relevante Einflussfaktoren der N ₂ O – Emissionen von landwirtschaftlichen Böden	55
3.3.1.1	Bodeneigenschaften	55
3.3.1.2	Temperatur	56
3.3.1.3	Einfluss der Düngung	57
3.3.1.4	Lachgasemissionen durch das Einbringen oder Mulchen von Pflanzenrückständen	58
3.3.2	Lachgasemissionen durch das Aufbringen der Gärrückstände	62
3.3.3	Vergleichende Bewertung und Parametrisierung der Einflussfaktoren	64
3.3.4	Modellerstellung - Lachgasemissionen	65
3.3.4.1	Korrelationsmatrix	65
3.3.4.2	Modell - Hintergrundemission	66
3.3.4.3	Modell – Lachgasemissionen durch Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse	68
3.3.5	Abschätzung der Höhe der N ₂ O Emissionen unter den Versuchsbedingungen	70
3.3.5.1	Hintergrundemission	70
3.3.5.2	Lachgasemissionen durch Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse	74
3.3.5.3	Vergleich der Lachgasemissionen durch Einarbeitung von Pflanzenrückständen mit anderen Modellen	76
3.3.6	Vergleich der Lachgasemissionen: Abtransport oder Einarbeitung/Mulchen	78
3.3.7	Zusammenfassung	81
4	Schlussfolgerungen	82
5	Quellen	84
6	Anhang	90
7	Lebenslauf	111

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1: IPCC. 2001. <i>Climate Change 2001. The Scientific Basis</i> , Cambridge University Press, Cambridge	17
Abb. 1-2: Bildung von N ₂ O in Böden nach dem „hole-in-the-pipe“-Modell nach DAVIDSON (1991)	18
Abb. 1-3: Nitrifikationsschritte	19
Abb. 1-4: Denitrifikationsschritte	19
Abb. 2-1: Übersicht der Versuchstandorte	24
Abb. 3-1: Trockenmasseerträge [kg/ha], Thalheim	35
Abb. 3-2: Trockenmasseerträge [kg/ha], Güssing	35
Abb. 3-3: Trockenmasseerträge [kg/ha], Hasendorf an der Mur	36
Abb. 3-4: N – Menge der Zwischenfruchtaufwüchse [kg /ha], Thalheim	38
Abb. 3-5: N – Menge der Zwischenfruchtaufwüchse [kg /ha], Güssing	39
Abb. 3-6: N – Menge der Zwischenfruchtaufwüchse [kg /ha], Hasendorf an der Mur	39
Abb. 3-7: Wasseranteile, Thalheim	40
Abb. 3-8: Wasseranteile, Güssing	41
Abb. 3-9: Wasseranteile, Hasendorf an der Mur	41
Abb. 3-10: N _{min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 28. Oktober 2009	42
Abb. 3-11: N _{min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 19. Februar 2010	43
Abb. 3-12: Differenz der N _{min} – Gehalte [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm vom 28. Oktober 2009 und 19. Februar 2010	43
Abb. 3-13: Vergleich der N _{min} – Gehalte [kg/ha] in den Tiefen 0-30cm, 30-60cm und 60-90 cm vom 28. Oktober 2009 und dem 19. Februar 2010	44
Abb. 3-14: N _{min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 30. Oktober 2009	45
Abb. 3-15: N _{min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 03. Februar 2010	46
Abb. 3-16: Differenz der N _{min} – Gehalte [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm vom 30. Oktober 2009 und 03. Februar 2010	47
Abb. 3-17: Vergleich der N _{min} – Gehalte [kg/ha] in den Tiefen 0-30cm, 30-60cm und 60-90 cm vom 30. Oktober 2009 und dem 03. Februar 2010	47
Abb. 3-18: N _{min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 04. Februar 2010	48
Abb. 3-19: N _{min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 04. Mai 2010	49
Abb. 3-20: Differenz der N _{min} – Gehalte [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm vom 04. Februar 2010 und dem 04. Mai 2010	49
Abb. 3-21: Vergleich der N _{min} – Gehalte [kg/ha] in den Tiefen 0-30cm, 30-60cm und 60-90 cm vom 04. Februar 2010 und dem 04. Mai 2010	50
Abb. 3-22: Vergleich der N _{min} – Gehalte, Differenz Zwischenfruchtanbau und Kontrollflächen bei der zweiten Probenahme	51
Abb. 3-23: Vergleich N _{min} – Gehalte [kg / ha] der Varianten 0-3 bei der zweiten und dritten Probenahme	53
Abb. 3-24: Anpassungsgüte des Modells an die Messwerte	69
Abb. 3-25: N ₂ O-N Hintergrundemissionen, Thalheim	71
Abb. 3-26: N ₂ O-N Hintergrundemissionen, Güssing	72
Abb. 3-27: N ₂ O-N Hintergrundemissionen, Hasendorf an der Mur	73
Abb. 3-28: mittlere Lachgasemission der drei Wiederholungen, Thalheim	74
Abb. 3-29: mittlere Lachgasemission der drei Wiederholungen, Güssing	75
Abb. 3-30: Lachgasemissionen [kg N/ha] der vier Modelle	78
Abb. 3-31: Erhöhung der Lachgasemissionen bei Einarbeitung im Vergleich zum Abtransport von Pflanzenrückständen [kg N/ha/Jahr]	79

<i>Abb. 6-1: Streifenversuche Güssing, Burgenland</i>	90
<i>Abb. 6-2: Streifenversuche Thalheim, Oberösterreich</i>	91
<i>Abb. 6-3: Streifenversuche Hasendorf an der Mur, Steiermark</i>	92

Gleichungsverzeichnis

<i>Gleichung 1: Berechnung WFPS [%]</i>	33
<i>Gleichung 2: Berechnung der Hintergrundlachgasemissionen</i>	67
<i>Gleichung 3: Berechnung der Lachgasemission bei Einarbeitung der Pflanzenrückstände</i>	69
<i>Gleichung 4: Berechnung der Lachgasemissionen (IPCC, 1997)</i>	76
<i>Gleichung 5: Berechnung der Lachgasemissionen (NOVOA et al., 2006)</i>	76
<i>Gleichung 6: Berechnung des N₂O - Emissionsfaktors</i>	80

Tabellenverzeichnis

<i>Tab. 1.1: Zusammenfassung der Fragestellung dieser Studie</i>	12
<i>Tab. 1.2: Globale Quellen N₂O nach MOSIER et al. (1998) zitiert nach IPCC</i>	16
<i>Tab. 1.3: Eigenschaften der Gase CO₂, CH₄ und N₂O (IPCC, 2001)</i>	17
<i>Tab. 2.1: Übersicht der Arbeitsschritte auf dem Standort Thalheim</i>	25
<i>Tab. 2.2: Übersicht der Varianten auf dem Versuchsstandort Thalheim 2009</i>	25
<i>Tab. 2.3: Übersicht der Arbeitsschritte auf dem Standort Güssing</i>	26
<i>Tab. 2.4: Übersicht der Varianten auf dem Versuchsstandort Güssing 2009</i>	27
<i>Tab. 2.5: Übersicht der Arbeitsschritte auf dem Standort Hasendorf an der Mur</i>	28
<i>Tab. 2.6: Übersicht der Varianten auf dem Versuchsstandort Hasendorf an der Mur 2009</i>	28
<i>Tab. 2.7: Untersuchungsergebnisse der Bodenproben der drei Versuchsstandorte</i>	30
<i>Tab. 3.1: C- und N-Gehalte der Pflanzenaufwüchse, Thalheim</i>	37
<i>Tab. 3.2: C- und N-Gehalte der Pflanzenaufwüchse, Güssing</i>	37
<i>Tab. 3.3: C- und N-Gehalte der Pflanzenaufwüchse, Hasendorf an der Mur</i>	38
<i>Tab. 3.4: Vergleichende Bewertung der Einflussfaktoren</i>	64
<i>Tab. 3.5: Korrelationsmatrix</i>	66
<i>Tab. 3.6: Koeffizienten – Modell Hintergrundemission</i>	67
<i>Tab. 3.7: Koeffizienten – Modell mit PR</i>	68
<i>Tab. 3.8: deskriptive Statistik der Hintergrundemissionen am Standort Thalheim</i>	71
<i>Tab. 3.9: deskriptive Statistik der Hintergrundemissionen am Standort Güssing</i>	72
<i>Tab. 3.10: deskriptive Statistik der Hintergrundemissionen am Standort Hasendorf an der Mur</i>	73
<i>Tab. 3.11: deskriptive Statistik der Lachgasemissionen mit PR, Thalheim</i>	74
<i>Tab. 3.12: deskriptive Statistik der Lachgasemissionen mit PR, Güssing</i>	75
<i>Tab. 3.13: deskriptive Statistik der Lachgasemissionen der vier Modelle</i>	77
<i>Tab. 3.14: N₂O – Emissionsfaktor der drei Versuchsstandorte</i>	80
<i>Tab. 6.1. N_{min}-Gehalte der zweiten und dritten Probenahme, Thalheim</i>	93
<i>Tab. 6.2: N_{min}-Gehalte der zweiten und dritten Probenahme, Güssing</i>	94
<i>Tab. 6.3: N_{min}-Gehalte der zweiten und dritten Probenahme, Hasendorf an der Mur</i>	95
<i>Tab. 6.4: Lachgasemissionen und relevante Einflussfaktoren aus der Literaturstudie</i>	96
<i>Tab. 6.5: Datengrundlage zur Berechnung der Lachgasemissionen am Standort Thalheim</i>	105
<i>Tab. 6.6: Datengrundlage zur Berechnung der Lachgasemissionen am Standort Güssing</i>	106
<i>Tab. 6.7: Datengrundlage zur Berechnung der Lachgasemissionen am Standort Hasendorf an der Mur</i>	107
<i>Tab. 6.8: N₂O-Hintergrundemissionen und N₂O-Emissionen bei Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse [kg N/ha]</i>	109

Vorwort

Meine Masterarbeit wurde auf dem Department für Wald- und Bodenwissenschaften am Institut für Bodenforschung in Zusammenarbeit mit der Firma wpa beratende Ingenieure als ein Teil des Projekts SYNENERGY geschrieben.

Herzlichen Dank möchte ich an dieser Stelle meinem Betreuer Herrn Dr. rer.nat. Dr.h.c mult. Em. O.Univ.Prof. Blum und meinem Mitbetreuer, einem der Geschäftsführer, Herrn Dr. Kuderna aussprechen, die mir beide mit Rat und Tat zur Seite gestanden sind.

Weiters möchte ich mich bei allen bedanken, die mich während meines Studiums begleitet haben. Allen voran gilt der Dank meinen Eltern für die emotionale und finanzielle Unterstützung. Ein weiterer Dank gehört meinem Bruder, der mich sowohl gefordert als auch gefördert hat.

Außerdem danke ich meinen Studienkollegen Helene, Stefan, Karo und Ina für die schöne Studienzeit und meiner Freundin Irmi für die großartige Unterstützung.

Zusammenfassung

Als Teil des Projektes „*Klima- und Wasserschutz durch synergetische Biomassenutzung*“ beschäftigt sich diese Arbeit mit den Auswirkungen des Zwischenfruchtanbaus für die Biogasgewinnung auf die Stickstoffverluste.

Zur Untersuchung der Auswirkungen des Zwischenfruchtanbaus auf das Klima und die Umwelt wurden auf drei Standorten in Österreich (Oberösterreich, Burgenland und Steiermark) Streifenversuche mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen und Zwischenfruchtmischungen angelegt. Die Ergebnisse aus dem ersten Untersuchungsjahr sind in dieser Arbeit dargestellt.

Zur Bestimmung des Nitratauswaschungsrisikos wurden N_{\min} -Proben während der Vegetationsperiode der Zwischenfrüchte und nach der Ernte in den Tiefen 0-30, 30-60 und 60-90cm gezogen. Verglichen wurden die N_{\min} – Gehalte bei Kontrollflächen ohne Zwischenfruchtanbau und bei Flächen mit Zwischenfrüchten, sowie deren Bearbeitungsmethoden (Mulchen, Abräumen). Die Ergebnisse zeigen, dass durch den Anbau von Zwischenfrüchten der mineralische Stickstoffgehalt während der Vegetationsperiode im Vergleich zu Kontrollflächen ohne Zwischenfruchtanbau um rund 29 kg/ha reduziert werden kann.

Durch das Mulchen des Pflanzenmaterials wird dem Boden wieder Stickstoff zugeführt und durch Mineralisationsprozesse kommt es, im Gegensatz zum Abräumen der Biomasse, zu einem deutlichen Anstieg des N_{\min} – Gehalts. Durch das Verbleiben der Zwischenfruchtaufwüchse auf dem Feld ist der N_{\min} -Gehalt im Mittel um rund 32 kg/ha höher als bei der Abräumung der Biomasse. Die Abfuhr der Zwischenfruchtaufwüchse würde den mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens reduzieren, somit das Nitratauswaschungsrisiko verringern und zum Grundwasserschutz beitragen.

Seit der Industrialisierung ist die Konzentration klimarelevanter Spurengase wie Lachgas in der Atmosphäre stark angestiegen. Ein beträchtlicher Teil der N_2O -Emissionen stammt jedoch aus landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Zur Abschätzung der Lachgasemissionen wurden im Rahmen einer Literaturstudie entscheidende Einflussfaktoren identifiziert. Es konnten Beziehungen zwischen der Höhe der Lachgasemissionen und dem Tongehalt, dem Wassergehalt und den chemischen Eigenschaften der Zwischenfrüchte festgestellt werden.

Mittels der Sammlung von 129 auswertbaren Daten konnten zwei Modelle erstellt werden, die es erlauben die Lachgasemissionen der drei Versuchsstandorte quantitativ zu schätzen und den Einfluss der Abfuhr bzw. der Einarbeitung der Zwischenfrüchte zu bewerten. Ein Modell beschreibt die Hintergrundemission von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Das zweite Modell berücksichtigt zusätzlich die unterschiedlichen Bearbeitungsmethoden.

Zur Berechnung der N_2O – Hintergrundemissionen wurden die Faktoren Bodenwasseranteil, Sand- und Tongehalt berücksichtigt. Im Durchschnitt emittieren von den landwirtschaftlichen Flächen der drei Versuchsstandorte 1,8 kg N_2O -N/ha/Jahr. Zur Abschätzung des Einflusses der unterschiedlichen Bearbeitungsmethoden wurden zusätzlich die Faktoren Stickstoffinput durch Düngung und Pflanzenrückstände einbezogen.

Durch die Einarbeitung von Zwischenfruchtaufwüchsen emittieren rund 3,5 kg N_2O -N/ha/Jahr. Demzufolge wird ersichtlich, dass der Stickstoffinput durch die Biomasse der Zwischenfrüchte zu einer Erhöhung der Lachgasemissionen führt. Die Ernte der Zwischenfruchtaufwüchse und deren energetische Nutzung hat somit einen positiven Einfluss auf das Klima.

Abstract

The thesis, as a part of the project “*Klima- und Wasserschutz durch synergetische Biomassenutzung*“, deals with the effects of using catch crops for biogas production on nitrogen losses.

The influences of catch crop cultivation on climate and environment were investigated on three fields in Austria (Upper Austria, Burgenland and Styria). Experiments with different forms of crop residue management and mixtures of intercrops were established. On each field the tests were repeated three times. The paper shows the results from the first year of the research.

During the period of intercrop vegetation and after the harvest, soil was sampled in the depths of 0-30, 30-60 and 60-90cm to determine the N_{\min} -content. The soil mineral nitrogen contents on areas with and without (control field) intercrops, as well as their different management methods (mulching, harvesting) were compared.

The results on fields with catch crops show lower N_{\min} -contents than the control fields. On average the amount of N_{\min} can be reduced by 29kg/ha with cultivating intercrops. Application of plant residue mulch to the soil leads to mineralization processes and increases the N_{\min} -content whereas harvesting the catch crops can decrease the soil mineral content, reduce the nitrate leaching risk and protect the groundwater. The mulching fields result in N_{\min} -contents, that are circa 32 kg/ha higher than the N_{\min} -contents at harvesting fields.

The atmospheric concentration of climate relevant gases like nitrous oxide has been going up rapidly since industrialization. A considerable source of N_2O -emissions is contributed to agriculture.

Within a study of scientific literature important parameters to estimate the nitrous oxide emissions were indicated. Correlations between nitrous oxide emissions and the clay-content, the water-content and the chemical quality of the intercrops were found. Two models were created with 129 collected datasets to estimate the N_2O -emissions on the three experimental fields and to assess the effects of harvesting or incorporating the catch crop residues. One model describes the N_2O -background emissions from agriculturally used areas and the second model considers the different management methods.

The N_2O -background emissions depend on the factors soil water-, sand- and clay content. On average 1,8 kg N_2O -N/ha/year emit from the three experimental fields. Additionally the factors N-input according to crop residues and fertilization were considered to estimate the effects of different management methods. The application of catch crop residues results in 3,5 kg N_2O -N/ha/year. The estimated N_2O -losses show that incorporating residues increase the nitrous oxide emissions. In contrast to this, harvesting the intercrops and using them for energy production leads to a positive influence on the climate.

1 Einleitung und Abgrenzung der Fragestellung

1.1 Ziele der Arbeit

Die Ziele dieser Arbeit sind die Abschätzung von Umwelteffekten der energetischen Nutzung von Zwischenfrüchten zur Biogasgewinnung. Im Speziellen wird die Stickstoffumsetzung im Bodenwasser und in der bodennahen Luftschicht durch unterschiedliche Nutzungsvarianten und Bewirtschaftungsformen untersucht. Um Aussagen bezüglich der Einflüsse auf die Umwelt und das Klima durch die Nutzung von Zwischenfrüchten treffen zu können, werden folgende Nutzungsvarianten betrachtet.

- keine Zwischenbegrünung/mit Zwischenbegrünung
- Ernte bzw. energetische Nutzung/Einarbeitung bzw. Mulchen der Aufwüchse

Ein Teil der Arbeit befasst sich mit der Ermittlung der Effekte des Zwischenfruchtanbaus, sowie der Nutzung der Aufwüchse auf den Bodenwasserhaushalt und die Stickstoffverlagerungen in den Untergrund. Nitratgehalte im Grundwasser über 50 mg/l sind gesundheitsschädlich und unerwünscht. Vor allem landwirtschaftliche Böden sind Quellen, die den Nitratgehalt des Grundwassers erhöhen. Mit der Untersuchung der N_{min} – Gehalte im Boden sollen die schon oben erwähnten verschiedenen Nutzungsvarianten bewertet und die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser abgeschätzt werden. Der zweite Teil dieser Arbeit beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Ernte und der anschließenden energetischen Nutzung der Zwischenfruchtaufwüchse auf das Klima durch Lachgasemissionen. Es werden verschiedene Faktoren untersucht, die die Lachgasemissionen aus dem Boden regulieren und dadurch die Emissionsrate beeinflussen. Als Instrument zur Abschätzung der Lachgasemissionen wird eine Literaturstudie durchgeführt. Es werden keine Messungen durchgeführt, sondern anhand von wissenschaftlichen Erkenntnissen und aktuellen Forschungsberichten wird die Höhe der Lachgasemissionsraten abgeschätzt. Die verschiedenen Nutzungsvarianten werden im Hinblick auf klimarelevante Auswirkungen der Nutzung von Zwischenfrüchten verglichen. Eine anschließende Bewertung der Ergebnisse soll die Bewirtschaftungsvariante identifizieren, die die geringsten Lachgasemissionen verursacht und zu weiteren Handlungsempfehlungen im Hinblick auf die Bewirtschaftungs- und Bearbeitungsform führen.

Diese Studie ist Teil des Projektes SYNENERGY, welches die Nutzbarkeit von Zwischenfrüchten zur Biogasgewinnung untersucht. Im Zuge dieses Projektes wurden Anlagen konzipiert, die der geringen Energiedichte und Transportwürdigkeit der Biomasse gerecht werden. Das Projekt SYNENERGY behandelt verschiedene Fragestellungen (siehe Kapitel 2.1).

Im Rahmen dieser Masterarbeit werden, in Tab. 1.1 nochmals zusammengefasst nur die oben beschriebenen Projektteile untersucht.

Tab. 1.1: Zusammenfassung der Fragestellung dieser Studie

Fragestellungen
Welche Einflussfaktoren steuern die N_2O - Emissionen aus dem Boden?
Wie hoch sind die Lachgasemissionen für die untersuchten Zwischenfruchtmischungen in Abhängigkeit der unterschiedlichen Bearbeitungs- und Nutzungsmethoden?
Können Rückschlüsse auf die Klimarelevanz der Nutzung von Zwischenbegrünungen gezogen werden?
Welche Auswirkungen gibt es in Folge des Zwischenfruchtanbaus und der Nutzung der Zwischenfruchtaufwüchse auf das Nitratauswaschungsrisiko?

Diese Arbeit wurde in enger Anbindung an das Projekt SYNENERGY erstellt und basiert zum Teil auf Daten, die im Rahmen des Projektes erarbeitet wurden. SYNENERGY aus Mitteln des Klima- und Energiefonds (www.klimafonds.gv.at) gefördert und im Rahmen des Programms "NEUE ENERGIEN 2020" durchgeführt."



Weitere unten beschriebene Ziele dieses Projektes SYNENERGY (siehe 2.1) werden in dieser Arbeit nicht ausgearbeitet, sondern nur die Auswirkungen auf Umwelt und Klima durch Stickstoffverluste betrachtet und geprüft.

1.2 Prozesse im Boden – Bodenwasser

1.2.1 Nitrat

Nitratauswaschungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen sind vor allem problematisch zu betrachten, wenn sie mit einer Belastung des Grundwassers verbunden sind. In Österreich werden etwa 99% des Trinkwassers aus Grundwasserreserven gewonnen. Trinkwasser kann aus folgenden Grundwässern gewonnen werden:

- Porengrundwasser
- Karstgrundwasser
- Kluftgrundwasser

Dabei stammen rund 50% des Trinkwassers aus Porengrundwässern und 49% aus Karst- und Kluftgrundwässern (Quellen). In Regionen landwirtschaftlicher Nutzung sind Porengrundwässer im Hinblick auf die Nitratbelastung gefährdet und deshalb gibt es in Österreich folgende Schwellenwerte, die eingehalten werden müssen (UMWELTBUNDESAMT, 2006):

- Qualitätsverordnung Chemie Grundwasser (BGBl. II Nr. 98/2010)
Nitrat [mg/l] 45
- Trinkwasserverordnung (BGBl. II Nr. 304/01)
Nitrat [mg/l] 50

Das Grundwasser enthält von Natur aus bis zu 10mg/l Nitrat. Der Nitratgehalt hat sich in den letzten Jahren durch nicht bedarfsgerechte Nutzung von Mineral- und Wirtschaftsdünger erhöht. Auch die zwischenfruchtlose Nutzung von Ackerflächen führt zu einer erhöhten Grundwasserbelastung (Bayrisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1999).

Durch Untersuchungen der Nitratgehalte in Porengrundwässern in Österreich während des Beobachtungszeitraums 1995-1997 wurde festgestellt, dass 69% einen Nitratgehalt <30 mg/l und 16 % einen Nitratgehalt über 50 mg/l aufweisen. Die regionale Betrachtung der Nitratgehalte zeigte, dass im Westen (Tirol, Vorarlberg) keine Werte > 50mg/l auftreten. Im Gegensatz zum Osten, wo im Burgenland 32% und in Niederösterreich 27% der untersuchten Messstellen über dem Grenzwert lagen. Karst- und Kluftgrundwässer wiesen in dieser Studie praktisch keine Nitratbelastung auf (PAVLIK, 1999).

Nitrat kann gesundheitliche Probleme mit sich bringen, wenn es in der Mundhöhle durch Bakterien zu dem für Menschen schädlichen Nitrit umgewandelt wird. Etwa 5% des durch Nahrung zugeführten Nitrats wird im Speichel zu Nitrit umgewandelt und gelangt dann in den Verdauungstrakt (SCHMID, 2006).

1.2.2 Nitratentstehung

Mineralisationsprozesse oder auch Ammonifikation genannt und Nitrifikationsprozesse sind die wichtigsten Vorgänge, die zur Entstehung von Nitrat im Boden beitragen. Durch den Mineralisationsprozess wird organischer Stickstoff zu pflanzenverfügbaren organischen Stickstoffverbindungen umgewandelt (JARVIS, 1999).

Nitrat entsteht im ersten Schritt durch mikrobiologische Aktivität und durch die Umwandlung von organisch gebundenem Stickstoff zu Ammonium, welches dem Boden auch mittels Düngung zugeführt werden kann. Im zweiten Schritt wird Ammonium durch Nitrifikation über Nitrit zu Nitrat umgewandelt.

Nitrat ist wasserlöslich, kann dadurch ausgewaschen werden und ins Grundwasser gelangen. Es gibt verschiedenen hydraulischen Wege, die die Nitrat-Bodenlösung in das Grundwasser bewegen. Die Nitratauswaschung hängt von dem Bodentyp, der Bodentextur, der Niederschlagsmenge und -intensität ab. Die Wasserbewegung und der Nährstofftransport finden im Boden hauptsächlich vertikal statt, nur zu einem geringen Teil horizontal oder als Oberflächenabfluss bei gering durchlässigen Böden (JARVIS, 1999).

1.3 Prozesse im Boden und in der bodennahen Luftschicht

1.3.1 Lachgas – N₂O

Distickstoffmonoxidemissionen aus landwirtschaftlichen Böden verursachen einen Stickstoffverlust aus dem System Landwirtschaft. Lachgas in der Atmosphäre ist ein klimarelevantes Gas, weil es einerseits ein Treibhausgas ist und andererseits als Hauptquelle des stratosphärischen Stickstoffmonoxids, den Ozonschicht – Chemismus beeinflusst.

Die Lachgaskonzentration in der Atmosphäre wird durch natürliche und anthropogene Quellen und Senken verändert (siehe Tab. 1.2). Im Jahr 1997 stammten etwa 55% der Lachgasemissionen aus natürlichen Quellen, wie aus Ozeanen und tropischen Böden. Die anthropogen bedingten Emissionen haben ihren Ursprung etwa zu zwei Drittel aus der Landwirtschaft (53% aus landwirtschaftlichen Flächen, 20% aus der Viehhaltung) und 18% aus industriellen Prozessen (MOSIER, 1998).

Tab. 1.2: Globale Quellen N₂O nach MOSIER et al. (1998) zitiert nach IPCC

	IPCC 1995	IPCC 1997
Quellen	Tg N₂O-N y-1	
Natürliche Quellen		
Ozean	3,0	3,0
Tropische Böden	4,0	4,0
Böden der gemäßigten Zone	2,0	2,0
Zwischensumme	9,0	9,0
Anthropogene Quellen		
landwirtschaftliche Böden	3,5	3,3
Biomasseverbrennung	0,5	0,5
Industrie	1,3	1,3
Viehhaltung	0,4	2,1
Zwischensumme	5,7	7,2
Summe der Quellen	14,7	16,2
Senken		
Anstieg in der Atmosphäre	3,9	3,9
Abbau in der Stratosphäre	12,3	12,3
Summe der Senken	16,2	16,2

1.3.1.1 Treibhauseffekt

Das Klima wird durch die Strahlungsbilanz in der Atmosphäre beeinflusst. Die Erdoberfläche absorbiert Teile der kurzwelligen Sonneneinstrahlung und reflektiert langwellige Strahlen zurück in die Atmosphäre.

Klimarelevante Gase wie CO₂, CH₄, N₂O und halogenierte Kohlenwasserstoffe beeinflussen die Strahlungsbilanz der Atmosphäre dadurch, dass kurzwellige Strahlen die Atmosphäre wieder passieren können, langwellige Strahlen jedoch reflektiert werden. Dieser Vorgang beschreibt den natürlichen Treibhauseffekt und führt dazu, dass die mittlere Temperatur um etwa 33°C auf 14°C erhöht wird. Durch eine Zunahme der Konzentration der Treibhausgase wird dieser Effekt gesteigert und führt zu einer Erwärmung der Erdoberfläche und der unteren Atmosphäre. In der Zeit vor der industriellen Revolution war die Konzentration der Treibhausgase weitestgehend konstant, doch seit der Industrialisierung stieg die Konzentration dieser Gase. Durch diesen sogenannten

anthropogenen Treibhauseffekt betrug der Anstieg der mittleren Jahrestemperatur seit dem 19. Jahrhundert $0,6 \pm 0,2^\circ\text{C}$ (IPCC, 2001). Die Eigenschaften einiger klimarelevanten Gase, die für den anthropogenen Treibhauseffekt verantwortlich sind, sind in der Tab. 1.3 aufgelistet.

N_2O hat verglichen mit CO_2 ein um etwa 300-fach höheres Treibhauspotential und ist mit einer Lebensdauer in der Atmosphäre von 114 Jahren ein sehr langlebiges Treibhausgas. Trotz der relativ niedrigen Konzentrationen ist Lachgas zu 6 % am anthropogenen Treibhauseffekt und damit an der Erwärmung der Troposphäre beteiligt (IPCC, 2001).

Tab. 1.3: Eigenschaften der Gase CO_2 , CH_4 und N_2O (IPCC, 2001)

	CO_2	CH_4	N_2O
Vorindustrielle Konzentration	ca. 280 ppm	ca. 700 ppb	270 ppb
Konzentration 1998	365 ppm	1745 ppb	314 ppb
Veränderung der Konzentrationsrate	1.5 ppm/yr	7.0 ppb/yr	0.8 ppb/yr
Lebensdauer in der Atmosphäre	5 – 200 yr ^a	12 yr	114 yr
GWP ^b 20 Jahre	1	62	275
GWP 100 Jahre	1	23	296
GWP 500 Jahre	1	7	153

- a Für CO_2 kann die Lebensdauer nicht exakt angegeben werden, da es unterschiedliche Abbauraten gibt
- b Global Warming Potential: ein Index den relativen Beitrag von verschiedenen Treibhausgasen abschätzt, als Verhältnis der Emission von einem kg eines bestimmten Treibhausgases und der Emission von einem kg CO_2

Die Konzentration von N_2O in der Atmosphäre stieg seit 1750 um 46 ppb (16 %) und steigt weiter. Die jährliche Zuwachsrate beträgt 0,25%/yr (IPCC 2001). Die globale N_2O Konzentration erhöhte sich seit der Industrialisierung von 270 ppb auf 319 ppb im Jahr 2005 (IPCC, 2007) (siehe Abb. 1-1).

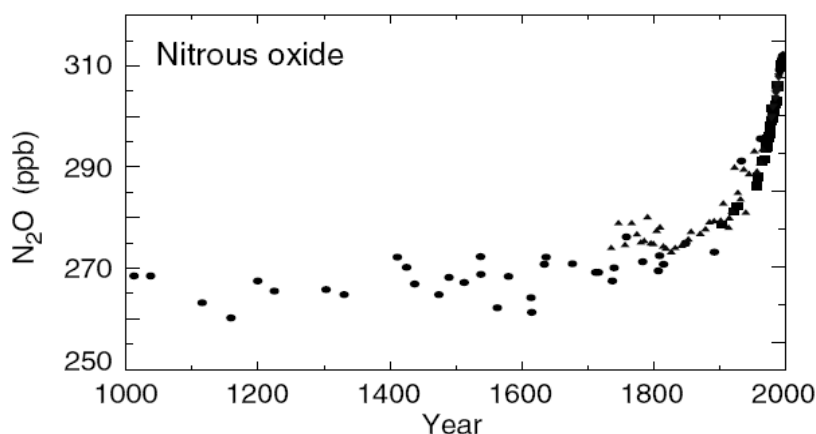


Abb. 1-1: IPCC. 2001. Climate Change 2001. The Scientific Basis, Cambridge University Press, Cambridge

1.3.1.2 Ozonschicht

Lachgas ist in der Troposphäre inert, das heißt es ist reaktionsträge und beteiligt sich an fast keinen chemischen Reaktionen. Der einzige Abbau von Lachgas findet in der Stratosphäre statt, wo N_2O zu NO photooxidiert. Das Stickstoffmonoxid reagiert mit dem Ozon O_3 und ist dadurch Mitverursacher der Ozonschicht – Zerstörung (CICERONE, 1989).

1.3.2 Prozesse der N_2O - Entstehung im Boden

1.3.2.1 Biologische Prozesse

N_2O wird hauptsächlich durch mikrobiologische Prozesse im Boden gebildet und zu einem kleinen Teil auch durch nicht biologische Prozesse (siehe Kap.0).

Die mikrobiologischen Vorgänge gliedern sich in Nitrifikation und Denitrifikation. In früheren Arbeiten wurde angenommen, dass die Denitrifikation die Hauptquelle der N_2O -Bildung ist. Heute ist bekannt, dass auch nitrifizierende Mikroorganismen eine bedeutende Rolle bei der N_2O -Emission von Böden spielen. (BREMNER, 1997)

Das Konzept der biologischen N_2O – Bildung im Boden wird durch das „hole-in-the pipe“ Modell von DAVIDSON (1991) beschrieben (siehe Abb. 1-2). Lachgas wird sowohl durch Denitrifikations- als auch durch Nitrifikationsprozesse gebildet (siehe 1.3.2.1.1 und 1.3.2.1.2)

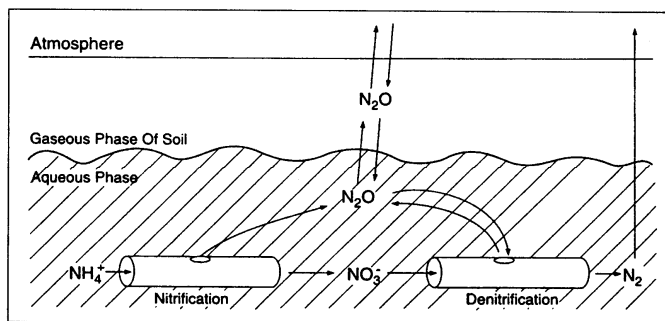


Abb. 1-2: Bildung von N_2O in Böden nach dem „hole-in-the-pipe“-Modell nach DAVIDSON (1991)

1.3.2.1.1 Nitrifikation

Die Soil Science Society of America (1987) definiert die Nitrifikation als eine biologische Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat oder als eine durch biologische Prozesse verursachte Erhöhung des Oxidationsstatus von Stickstoff.

Hauptsächlich verantwortlich für die Nitrifikation sind autotrophe Mikroorganismen, wenn auch heterotrophe Mikroorganismen involviert sein können (BEAUCHAMP, 1997). Einige heterotrophe Mikroorganismen können aus reduzierten Stickstoffverbindungen Nitrat oder Nitrit produzieren (BREMNER, 1997). Vor allem in sehr sauren oder heißen Gebieten kann die Entwicklung von autotrophen Nitrifizierern gehemmt werden und dadurch bekommt die heterotrophe Nitrifikation eine größere Bedeutung als bisher angenommen (WILLIAMS et al., 1992). Zu den autotrophen nitrifizierenden Bakterien zählen *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrosococcus* und einige mehr (BREMNER, 1997). Autotrophe Nitrifizierer verwenden CO_2 als Kohlenstoffquelle und erhalten ihre Energie aus der Oxidation anorganischer Stickstoffverbindungen, in einem ersten Schritt von NH_4 . Ammonium entsteht durch Mineralisierung von organischen Stickstoffverbindungen durch Organismen oder kann den Boden durch Düngung zugeführt werden (GRANLI et al., 1994).

Die Nitrifikation in zwei Schritten. Nach der Oxidation von NH_4 zu NO_2 mit NH_2OH als Zwischenprodukt wird im zweiten Schritt NO_2^- weiter zu NO_3 oxidiert (siehe Abb. 1-3).

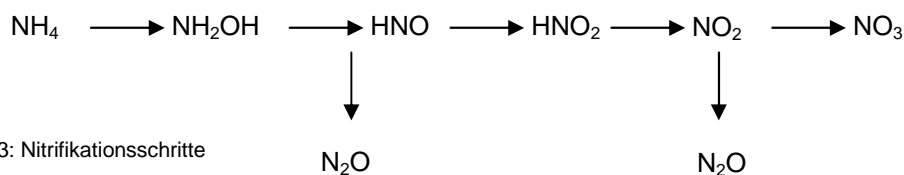


Abb. 1-3: Nitrifikationsschritte

Zwei Mechanismen sind für die Produktion von N_2O während der Nitrifikation verantwortlich (GROFFMAN, 1991):

- Ammoniumoxidierer können NO_2 als alternativen Elektronenakzeptor verwenden, wenn O_2 nur limitierend vorhanden ist und N_2O produzieren
- Unter sauren Bedingungen kann N_2O als Zwischenprodukt bei der Reaktion von NH_4 zu NO_2 oder durch die Umwandlung vom NO_2 selbst entstehen.

1.3.2.1.2 Denitrifikation

Denitrifikation ist der letzte Schritt im Stickstoff-Kreislauf, wo fixierter Stickstoff in gasförmigen Distickstoff übergeht. Lachgas ist kein Endprodukt dieser Reaktionen, sondern entsteht als Nebenprodukt in Abhängigkeit diverser Umweltfaktoren (GRANLI et al, 1994).

Die SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA (1987) definiert die Denitrifikation als die Reduktion von Nitrat oder Nitrit zu molekularem Stickstoff oder Stickstoffoxid durch mikrobielle Aktivität (siehe Abb. 1-4). Laut BREMNER [1997] ist diese Definition unzufriedenstellend. BREMNER (1997) definiert die Denitrifikation als eine respiratorische Reduktion von Nitriten oder Nitraten zu gasförmigen Stickstoffprodukten NO , N_2O oder N_2 gekoppelt an die Elektronen-Transport-Phosphorylierung.



Abb. 1-4: Denitrifikationsschritte

Die Entstehung von N_2O als Zwischenprodukt der Denitrifikation ist weitgehend akzeptiert, wobei die Entstehung von NO noch ungeklärt ist. Die Entstehung von Stickoxiden steht normalerweise nicht am Ende des Denitrifikationsprozesses im Boden oder Wasser, aber kann als ein Hauptprodukt der Denitrifikation von Nitraten im Boden unter anaeroben Bedingungen angesehen werden. Denitrifizierende Mikroorganismen im Boden sind aerobe Bakterien, welche unter Sauerstoffmangel N-Oxide reduzieren. Dazu zählen Spezies der Gattungen *Pseudomonas* und *Alcaligenes* (BREMNER 1997).

Die Denitrifikationsrate ist unter Umweltbedingungen, die die Produktion von N_2O fördert gewöhnlich sehr gering. Eine hohe Lachgasproduktion wird bei niedrigen Temperaturen oder niedrigem pH-Wert erwartet. Unter diesen Umweltbedingungen ist die Denitrifikationsrate, aber so gering, dass auch sehr geringen Lachgasmengen produziert werden. Hohe Lachgasemissionen werden also unter Umweltbedingungen erwartet, die die Denitrifikation fördern, auch wenn diese Voraussetzungen nicht optimal für die Lachgasproduktion sind (GRANLI et al, 1994).

1.3.2.2 Nicht - biologische Prozesse

1.3.2.2.1 Chemodenitrifikation

Verschiedene Untersuchungen zeigen, dass Nitrit in neutralen und sauren Böden, durch Verflüchtigung und Fixierung von Nitrit – N, chemisch abgebaut wird. Diese chemischen Reaktionen von Nitrit im Boden ähneln der biologischen Denitrifikation dadurch, dass N_2O , N_2 und NO gebildet werden. Die Chemodenitrifikation im Boden wird vor allem vom pH-Wert und dem Humusgehalt beeinflusst. Die produzierte Lachgasmenge während dieser Reaktion ist jedoch sehr gering im Vergleich zu der Menge an produzierten NO und N_2 (BREMNER, 1997).

1.3.2.2.2 Chemische Zersetzung von Hydroxylamin

Hydroxylamin [NH_2OH] wird als Zwischenprodukt bei der Oxidation von Ammonium zu Nitrit gebildet. Einige Studien zeigten, dass NH_2OH im Boden rasch zersetzt wird und dadurch N_2O und N_2 gebildet wird. Die dabei entstandene Lachgasmenge durch diese chemische Reaktion ist größer als die N_2O -Produktion durch die Chemodenitrifikation (BREMNER, 1997).

1.3.2.2.3 Reaktion von Nitrit mit Hydroxylamin

Lachgas wird auch durch die Reaktion von Hydroxylamin [NH_2OH] mit Nitrit durch Bodenorganismen produziert. Die gebildeten N_2O -Mengen sind allerdings sehr gering und können vernachlässigt werden (BREMNER, 1997).

1.4 Einfluss der Bodenbewirtschaftung - Zwischenfruchtanbau

Der Zwischenfruchtanbau ist der Anbau von Gründungs- und Futterpflanzen zwischen zwei Hauptkulturen. Es gibt Sommerzwischenfrüchte und Winterzwischenfrüchte, die sich durch den Saattermin und den Erntezeitpunkt unterscheiden (RENIUS et al., 1992).

Zwischenfrüchte wurden schon im Altertum angebaut und dienten damals in erster Linie der Stickstoffsammlung. Vor allem durch den Anbau von Leguminosen konnte den landwirtschaftlichen Flächen Stickstoff zugeführt werden. Später wurden Zwischenfrüchte unter dem Gesichtspunkt Futtergewinnung, Stickstoffsammlung und Humusproduktion angepflanzt (RENIUS et al., 1992). Heute werden Zwischenfrüchte zum Schutz des Bodens und der Minimierung von Nährstoffverlusten angebaut (RENIUS et al., 1992). Die Bedeutung des Zwischenfruchtanbaus hat sich in den letzten Jahren stark positiv und zu einem wichtigen Verfahrensschritt im Ackerbau entwickelt und kann dadurch einen wichtigen Beitrag zum Umweltschutz leisten (KREITMAYR, 2004).

Grundsätzlich werden Zwischenfrüchte angelegt, um negative Effekte während Brachzeiten auf den Boden und den Wasserhaushalt zu reduzieren. Durch den Anbau von Zwischenfrüchten und einer raschen Begrünung des Bodens zwischen zwei Hauptkulturen können Boden- und Nährstoffverluste durch Erosion vermindert werden. Der Zwischenfruchtanbau unterstützt die Lebendverbauung des Bodens, weil durch die Durchwurzelung des Bodens dessen Stabilität erhöht wird. Weiters können durch zügiges Wachstum und der Entwicklung dichter Zwischenfruchtaufwüchse dem Unkrautwachstum entgegengewirkt werden. Durch die Kombination verschiedener Zwischenfruchtpflanzen und dem dadurch entstehenden Wurzelsystem, das verschiedenen Bodenzonen erschließt, wird der Boden belebt. Je vielfältiger der Bewuchs, desto reicher ist die Entwicklung des Bodenlebens. Mit dem Anbau von Zwischenfrüchten können auswaschungsgefährdete Nährstoffe festgehalten und dadurch der Nährstoffverlust vermindert werden. Zusätzlich kommt es zur Bodenlockerung und der Verbesserung der Bodenstruktur (HERRMANN et al., 1993).

Eine der wichtigsten Aufgaben des Zwischenfruchtanbaus ist die Aufnahme des mineralischen Stickstoffs aus dem Boden, der nach der Ernte der Hauptfrüchte im Boden verbleibt. Dadurch kann der N_{\min} -Gehalt des Bodens verringert werden, was zu einer Reduktion des Nitratauswaschungsrisikos führt. Zusätzlich kann durch Leguminosen Stickstoff aus der Luft aufgenommen und der Fruchtfolge zugeführt werden. Durch die Symbiose mit Rhizobien können Leguminosen zwar Stickstoff aus der Luft aufnehmen, sind dadurch aber weniger auf bodenbürtigen Stickstoff angewiesen. Dadurch wird ihre Rolle im Zwischenfruchtanbau zur Verminderung des Nitratauswaschungsrisikos fraglich. (FREYER et al., 2005). KOLBE (2004) konnte durch seine Versuche zeigen, dass durch den Anbau von Gräsern der mineralische Bodenstickstoffgehalt um 65 % reduziert werden kann. Bei Leguminosen-Reinsaaten kam es dagegen nur zu einer Reduktion des N_{\min} – Gehalts um durchschnittlich 25-30%.

Zwischenfruchtaufwüchse können entweder in den Boden eingearbeitet werden, auf der Bodenoberfläche als Mulch belassen oder abgefahren werden, um sie als Futter oder zur Energieerzeugung zu nutzen. Durch die verschiedenen Bewirtschaftungsformen und Nutzungsmöglichkeiten der Zwischenfruchtaufwüchse kann es zu unterschiedlichen positiven und auch negativen Effekten für die Umwelt und das Klima kommen.

Durch die Stickstofffixierung der Zwischenfrüchte kann dem Boden organische Substanz zugeführt und dadurch der Stickstoff- und Humusumsatz gesteigert werden. Weiters ist es möglich, dass die Nährstoffversorgung der Folgefrüchte verbessert wird (KOLBE, 2004). Nach dem Umbruch und der Einarbeitung der Zwischenfrüchte kommt es in Abhängigkeit von Boden- und Wetterverhältnissen zu einer Zunahme der mikrobiellen Aktivität. Die Mikroorganismen verwenden den Kohlenstoff zur Energiegewinnung und die Nährstoffe dienen dem Wachstum der Organismen. Durch die mikrobielle Tätigkeit wird durch Veratmung Kohlendioxid frei und zusätzlich werden Nährstoffe, vor allem

Stickstoff, aber auch Schwefel und Phosphor, freigesetzt. (KOLBE, 2004).

Verschiedene Faktoren beeinflussen die Umsetzung der Pflanzensubstanz (KOLBE, 2004):

- Pflanzenart (Menge an gebildeter Frischmasse, N-Gehalt, C/N-Verhältnis)
- Behandlung der Pflanzenmasse (als Futter abgefahren, gemulcht, gehäckselt)
- Bodenart und Einarbeitung der Pflanzenmasse (Bearbeitungszeitpunkt, -tiefe)
- Witterungsbedingungen für das Wachstum der Pflanzen und nach der Einarbeitung.

Neben den oben genannten Vorteilen die durch den Anbau verschiedener Zwischenfrüchte entstehen können, bringt der Zwischenfruchtanbau auch negative Effekte mit sich. Der Anbau ist durch das Saatgut, die Bodenbearbeitung und die Aussaat mit Kosten und Arbeit verbunden (GROCHOLL, 2008). Die Wirkung des Zwischenfruchtanbaus hängt vor allem von dem Pflanzenmaterial und der Art der Einarbeitung der Zwischenfrüchte zur Folgekultur ab. Eine positive Stickstoffwirkung ist nur dann gegeben, wenn der Stickstoff für die Folgekultur zum richtigen Zeitpunkt und in der richtigen Menge zur Verfügung steht (KOLBE, 2004). Außerdem stellt sich die Frage, wie die Wirkung der Zwischenfrüchte auf das Klima durch Lachgasemissionen zu beurteilen ist.

In Fruchtfolgen mit Getreide oder Mais werden häufig Zwischenfrüchte wie Senf, Örettich und Winterrüben angebaut. Dadurch steigt der Anteil an Kreuzblütlern und damit kann sich das Kohlhernie Risiko (*Plasmiodiophora brassicae*) erhöhen (KREITMAYR, 2004).

Ferner kann eine knappe Wasserversorgung zu einer Beschränkung des Zwischenfruchtanbaus führen. Trockene Verhältnisse schränken die Pflanzenentwicklung ein und reduzieren dadurch die Biomassebildung und die Vorteile des Zwischenfruchtanbaus. Zusätzlich kann es zur Wasserknappheit für die Folgekultur und dadurch zu Ertragsreduktionen kommen (FREYER et al., 2005).

2 Materialien und Methoden

2.1 Projekt SYNENERGY

Das Projekt „SYNERGY“ untersucht die energetische Nutzung von Zwischenfrüchten, die in die Fruchtfolgen für die Nahrungs- und Futtermittelerzeugung integriert werden. Der Biomasseanbau und die derzeit übliche Nutzung von den Hauptkulturen zur Biogaserzeugung wurden in der letzten Zeit vermehrt für die steigenden Lebensmittelpreise verantwortlich gemacht. Durch die Nutzung der Zwischenfrüchte zur Biogaserzeugung könnte Energie aus nachwachsenden Rohstoffen erzeugt werden, ohne dabei Einfluss auf die Lebensmittelpreise zu nehmen. Zusätzlich können negative Auswirkungen der Landwirtschaft auf das Klima und die Wasserressourcen durch die energetische Nutzung der Zwischenfrüchte verringert werden.

Die Aufwüchse der Zwischenfrüchte weisen in der Regel eine geringe Energiedichte und Transportwürdigkeit auf. Um die Biomassepotenziale trotzdem nachhaltig und wirtschaftlich nutzen zu können, werden Anlagensysteme konzipiert, die eine effiziente Biogaserzeugung ermöglichen. Aus diesem Grund können mit derzeitigen Anlagensystemen Zwischenfrüchte nur dann genützt werden, wenn sie in der Nähe der Biogasanlage anfallen.

Mit diesem Projekt sollen Anlagen konzipiert werden, die eine Minimierung des Transportaufwandes und eine effiziente Biogaserzeugung ermöglichen. Dies kann durch die Trennung von Fermenter und des Blockheizkraftwerkes und den Bau von Biogasleitungen erreicht werden. Auf diese Weise könnten beträchtliche Biogaspotenziale erschlossen werden, ohne die Nahrungsmittelerzeugung einzuschränken.

Im Zuge des Projektes SYNENERGY werden auch die Einflüsse der energetischen Nutzung von Zwischenfrüchten auf die Umwelt und das Klima untersucht. Durch das Verbleiben der Zwischenfruchttrückstände auf den landwirtschaftlichen Flächen als Mulch oder durch das Einarbeiten der Zwischenfruchttrückstände kann es zu einem bedeutenden Verlust an Stickstoff durch Auswaschungen und zu einer erhöhten N₂O-Emission kommen. Vor allem das Lachgas spielt durch seine Klimarelevanz eine wichtige Rolle. Die Ernte und Nutzung der Zwischenfruchtaufwüchse würde also zusätzlich zu weiteren positiven Umwelt- und Klimaeffekten beitragen.

Außerdem können die Gärrückstände als Dünger verwendet und damit ein Teil der Düngergaben ersetzt werden. Durch die Gärrückstände entsteht mobiler Dünger, der ähnlich wie Gülle, Mist oder Jauche eingesetzt werden kann. Dadurch können räumlich und zeitlich entstehende Verluste bei der Versorgung der Pflanzen ausgeglichen werden. Weiters können durch das Ernten der Pflanzenmaterialien Stickstoffüberhänge, die durch das Mulchen oder Einarbeiten der Pflanzenrückstände entstehen, abgeschöpft werden, wodurch dadurch sich das Verlustpotenzial verringert (STINNER et al.).

Ziele des Projektes SYNENERGY
Integration von Zwischenfrüchten in Nahrungsmittelfruchtfolgen zur Biogasproduktion
Ermittlung der erzielbaren Methanerträge
Bewertung der Auswirkungen des Zwischenfruchtanbaus auf Wasserressourcen und das Klima.
Konzeption von Anlagensystemen für Biomassen mit geringer Energiedichte
Erarbeitung von Empfehlungen für die Einführung der Biogaserzeugung aus Zwischenfrüchten

2.2 Feldversuche

Zur Untersuchung der Auswirkungen des Zwischenfruchtanbaus wurden auf drei Standorten (siehe Abb. 2-1) Streifenversuche über zwei Vegetationsperioden angelegt. Die Standorte befinden sich in drei typischen Ackerbauregionen Österreichs. Sie dienen der Bewertung der Eignung der Zwischenfrüchte zur energetischen Nutzung, zur Ermittlung der erzielbaren Trockenmasseerträge, der Untersuchung der Umwelteffekte und der Auswirkungen auf das Klima. Diese Arbeit stellt die Ergebnisse aus dem ersten Versuchsjahr vor. Sie beschäftigt sich also mit den Ergebnissen aus der ersten Vegetationsperiode.

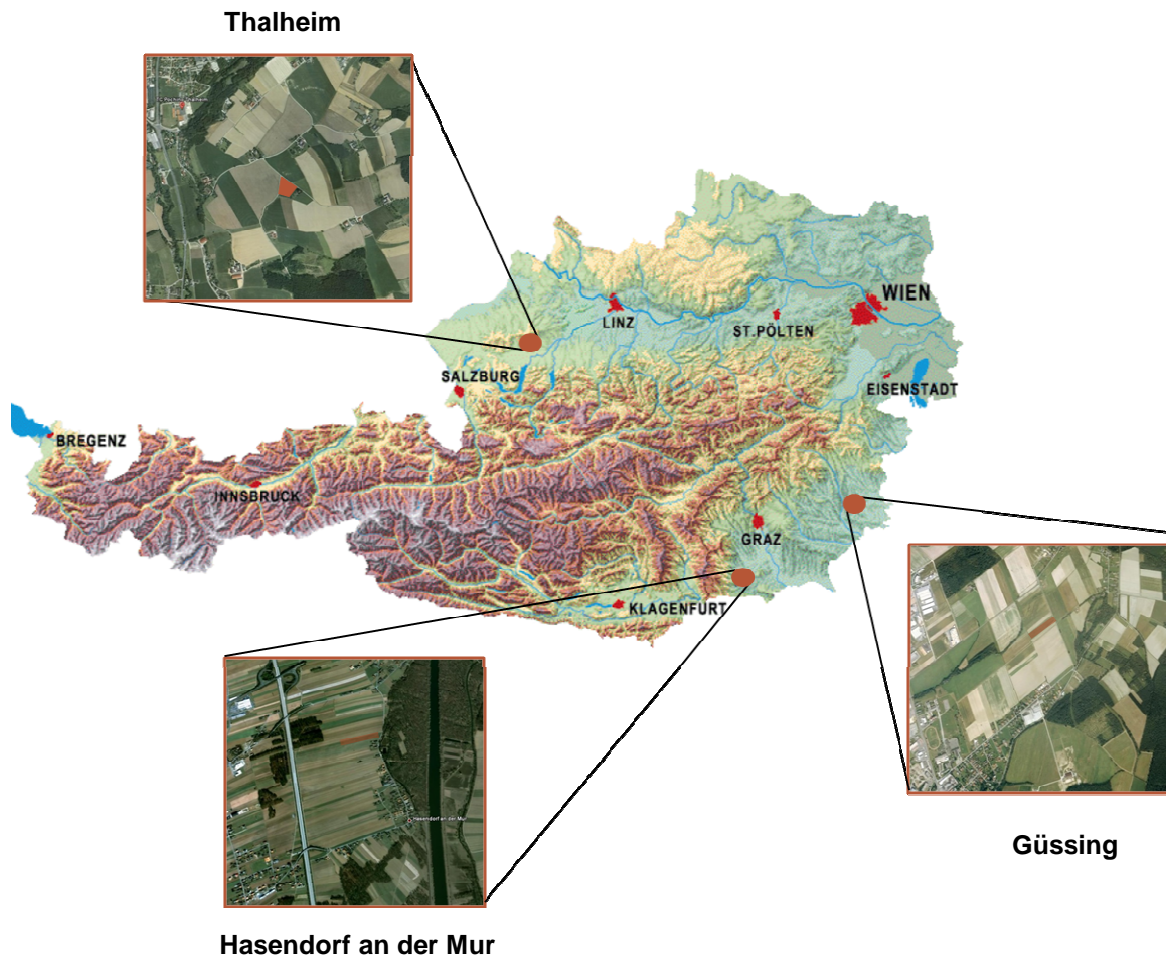


Abb. 2-1: Übersicht der Versuchstandorte

2.2.1 Genereller Versuchsaufbau

Die Versuche wurden in einer Blockanlage mit jeweils drei Wiederholungen durchgeführt. Jeder Standort gliedert sich in drei Blöcke (A, B und C), die jeweils mit 8 bzw. 10 verschiedenen Zwischenfruchtmischungen je Streifen bewirtschaftet wurden (siehe Anhang Abb. 6-1 Abb. 6-2 und Abb. 6-3). Um die Umwelteffekte zu untersuchen, wurde pro Block jeweils ein Streifen ohne Zwischenfrüchte ausgeführt und dient als Kontrollfläche. Jeder Streifen wurde unterschiedlich bearbeitet, um die verschiedenen Nutzungsvarianten und ihre Effekte auf Ertrag und Umwelt zu prüfen.

2.2.2 Thalheim, Oberösterreich:

Der Standort Thalheim kann wie folgt charakterisiert werden:

- Flusseinzugsgebiet der Traun
- Decklembereich des Hügellandes nahe Wels
- pseudovergleyte, kalkfreie Lockersediment - Braunerde
- Jahresniederschlag 750 mm
- Temperaturmittel von 8,8 °C
(1971-2000 Hörsching)

Die Fruchtfolge auf dem Standort Thalheim ist meist dreijährig mit der Gliederung Winterweizen, Mais und Wintergerste. Im Zuge des Projektes SYNERGY erfolgte nach der Ernte der Wintergerste im Jahr 2009 der Anbau von Zwischenfrüchten in Form einer randomisierten Streifenanlage mit drei Blöcken mit jeweils 8 Varianten. In den Tabellen (siehe Tab. 2.1 und Tab. 2.2) sind die verschiedenen Varianten und Bearbeitungsmethoden der einzelnen Streifen, sowie die Bearbeitungsschritte des Standorts Thalheim beschrieben. Nach der Ernte der Zwischenfrüchte wurde Winterweizen angebaut. Darauf folgen dann wieder Zwischenfrüchte und dann Körnermais.

Tab. 2.1: Übersicht der Arbeitsschritte auf dem Standort Thalheim

Datum	Arbeitsschritte	Anmerkungen
17.07.2009	Ernte Wintergerste	
21.07.2009	Einmessen der Versuchsfläche und 1. Probenahme	Mischprobe von Blöcken Humus, Nt, pH P, K, NH ₄ , NO ₃ , Wassergehalt
23.07.2009	Düngung mit Schweinegülle	35 kg N/ha; Einarbeitung mit Flügelschargrubber
23.07.2009	Aussaat der Zwischenfrüchte	Kreiselegge und pneumatische Drillmaschine
15.10.2009	Ernte der Zwischenfrucht	
21.10.2009	Anbau der Hauptkultur	Flügelschargrubber und Aussaat – Drillkombination mit Scheibenscharen
28.10.2009	2. Probenahme	Einzelparzellen: NH ₄ , NO ₃ , Wassergehalt, Grobanteil
19.02.2010	3. Probenahme	Einzelparzellen: NH ₄ , NO ₃ , Wassergehalt, Grobanteil

Tab. 2.2: Übersicht der Varianten auf dem Versuchsstandort Thalheim 2009

Variante	Arten/Gemenge	Aussaatstärke [kg/ha]	Bodenbear. Zwischenfrucht	Verwertung Zwischenfrucht	Bodenbear. Hauptfrucht
0	ohne Zwischenfrucht		konservierend	mulchen	konservierend
1	Ölrettich	2	konservierend	mulchen	konservierend
	Phacelia	5			
	Alexandrinerklee	8			
2	Ölrettich	2	konservierend	abfahren	konservierend
	Phacelia	5			
	Alexandrinerklee	8			

Variante	Arten/Gemenge	Aussaatstärke [kg/ha]	Bodenbear. Zwischenfrucht	Verwertung Zwischenfrucht	Bodenbear. Hauptfrucht
3	Ölrettich	2	konservierend	abfahren	wendend
	Phacelia	5			
	Alexandrinerklee	8			
4	Raygras*	25	konservierend	abfahren	konservierend
	Alexandrinerklee	15			
5	Mungo	6	konservierend	abfahren	konservierend
	Phacelia	2			
	Alexandrinerklee	4			
6	Ackerbohne	50	konservierend	abfahren	konservierend
	Sonnenblume	8			
7	Hirse	10	konservierend	abfahren	konservierend
	Rotklee	7			
	Alexandrinerklee	10			

2.2.3 Güssing, Burgenland

Der Versuchsstandort Güssing kann wie folgt beschrieben werden:

- Terrassen im westlichen Flusseinzugsgebiet der Pinka
- Pseudogley aus feinen, kalkfreien eiszeitliche Deckschichten
- Jahresniederschlag 730 mm
- Temperaturmittel 8,7 °C (1971-2000 Kleinzicken)

Der Standort Güssing befindet sich auf einer Ackerfläche der Fachschule Güssing. Die Fruchtfolge der letzten drei Jahre war Wintertriticale im Jahr 2007, Sommerhafer im Jahr 2008 und Winterraps im Jahr 2009. Für das Projekt SYNENERGY wurden nach der Winterrapsenernte 2009 Zwischenfrüchte nach dem gleichen Prinzip wie beim Standort Thalheim angebaut (siehe Tabelle Tab. 2.4). Anschließend wurde die Ackerfläche mit Winterweizen bestellt und auf die Ernte 2010 folgt der zweite Anbau von Zwischenfrüchten. In der folgenden Tabelle (Tab. 2.3) sind die Bearbeitungsschritte und Probenahmeterminale dargestellt.

Tab. 2.3: Übersicht der Arbeitsschritte auf dem Standort Güssing

Datum	Arbeitsschritte	Anmerkungen
16.07.2009	Ernte Winterraps	
24.07.2009	Einmessen der Versuchsfläche und 1. Probenahme	Mischprobe von Blöcken Humus, Nt, pH P, K, NH ₄ , NO ₃ , Wassergehalt
28.07.2009	Aussaat der Zwischenfrüchte	Kreiselegge 5cm und pneumatische Drillmaschine
16.10.2009	Ernte der Zwischenfrucht	
19.10.2009	Anbau der Hauptkultur - Winterweizen	

Datum	Arbeitsschritte	Anmerkungen
30.10.2009	2. Probenahme	Einzelparzellen NH ₄ , NO ₃ , Wassergehalt, Grobanteil
03.02.2010	3. Probenahme	Einzelparzellen NH ₄ , NO ₃ , Wassergehalt, Grobanteil

Tab. 2.4: Übersicht der Varianten auf dem Versuchsstandort Güssing 2009

Variante	Arten/Gemenge	Aussaatstärke [kg/ha]	Bodenbear. Zwischenfrucht	Verwertung Zwischenfrucht	Bodenbear. Hauptfrucht
0	ohne Zwischenfrucht		konservierend	mulchen	konservierend
1	Welsches Weidelgras	30	konservierend	mulchen	konservierend
	Buchweizen	10			
	Ausfallraps				
2	Welsches Weidelgras	30	konservierend	abfahren	konservierend
	Buchweizen	10			
	Ausfallraps				
3	Welsches Weidelgras	30	konservierend	abfahren	wendend
	Buchweizen	10			
	Ausfallraps				
4	Hafer	50	konservierend	abfahren	konservierend
	Roggen	50			
	Erbse	80			
	Sonnenblume	10			
	Ausfallraps				
5	Alexandrin-Klee	24	konservierend	abfahren	konservierend
	gemeines Knautgras	10			
	Ausfallraps				
6	Silosorghum	10	konservierend	abfahren	konservierend
	Rotklee	10			
	Ausfallraps				
7	Sudangras	27	konservierend	abfahren	konservierend
	Phacelia	4			

2.2.4 Hasendorf an der Mur, Steiermark

- Niederterrasse nahe der Mur
- silikatische Lockersediment Braunerde aus sandig lehmigen Terrassenmaterial über Schotter
- Jahresniederschlag 910 mm
- Temperaturmittel 8,8 °C
(1971-2000 Leibnitz)

Auf der Fläche des Standorts Hasendorf an der Mur wurde im Jahr 2009 Ölkürbis angebaut. Nach der Ölkürbisernte 2009 erfolgte im Zuge des Projekts SYNERGY der Anbau von Zwischenfrüchten. Die Versuchsanlage wurde wieder als Blockanlage mit drei Wiederholungen angelegt. In der Tab. 2.5 sind die Probenahmetermine und Bearbeitungsschritte dargestellt. In

Tab. 2.6 sind die Zwischenfruchtmischungen und Bodenbearbeitungsmethoden beschrieben. Nach der Zwischenfruchternte folgt der Anbau von Mais im Jahr 2010. Anschließend werden wieder Zwischenfrüchte gesät.

Tab. 2.5: Übersicht der Arbeitsschritte auf dem Standort Hasendorf an der Mur

Datum	Arbeitsschritte	Anmerkungen
07.09.2009	Ernte Ölkürbis	
09.09..2009	Einmessen der Versuchsfläche und 1. Probenahme	Mischprobe von Blöcken Humus, Nt, pH P, K, NH ₄ , NO ₃ , Wassergehalt
21.09.2009	Bodenbearbeitung	Flügelschabung 15cm
23.09.2009	Aussaat der Zwischenfrüchte	Kreiselegge und pneumatischen Sämaschine mit Scheibenscharen
04.02.2010	2. Probenahme	Einzelparzellen NH ₄ , NO ₃ , Wassergehalt, Grobanteil
03.05.2010	Ernte der Zwischenfrucht	
04.05.2010	Anbau der Hauptkultur - Mais	
04.05.2010	3. Probenahme	Einzelparzellen NH ₄ , NO ₃ , Wassergehalt, Grobanteil

Tab. 2.6: Übersicht der Varianten auf dem Versuchsstandort Hasendorf an der Mur 2009

Variante	Arten	Aussaatstärke [kg/ha]	Bodenbear. Zwf	Verwertung Zwf	Bodenbear. Hf
0	ohne Zwischenfrucht		konservierend	mulchen	wendend
1	Grünroggen	100	konservierend	mulchen	wendend
2	Grünroggen	100	konservierend	abfahren	wendend
3	Grünroggen	100	konservierend	abfahren	konservierend

Variante	Arten	Aussaatstärke [kg/ha]	Bodenbear. Zwf	Verwertung Zwf	Bodenbear. Hf
4	Grünroggen ungedüngt	100	konservierend	abfahren	wendend
5	Wintererbse	45	konservierend	abfahren	wendend
	Grünroggen	48			wendend
6	Raygras	36	konservierend	abfahren	wendend
7	Winterrübsen	11	konservierend	abfahren	wendend
8	W-Triticale	150	konservierend	abfahren	wendend
9	W-Erbse	48	konservierend	abfahren	wendend
	W-Triticale	75	konservierend	abfahren	wendend

2.3 Untersuchungen und Analysemethoden

2.3.1 Probenahme

Jeder Standort wurde mit einem sogenannten Kernversuch ausgestattet. Dabei wurden in je einem Versuchsblock bei den Varianten 0, 1, 2, und 3 Messelemente in 5 Tiefen (30, 50, 70, 90 und 110 cm u. GOK) eingebaut. Erhoben werden Wasseranteile [cm^3/cm^3] mit stündlichem Aufzeichnungsintervall und in Variante 2 zusätzlich die Bodentemperatur [$^{\circ}\text{C}$]. Einmal wöchentlich werden aus Variante 2 Saugspannungen [hPa] aus Gipsblockmessungen aufgezeichnet. Die Instrumente wurden im Zeitraum Ende Juli bis Mitte September 2009 jeweils nach der Ernte der Hauptkulturen eingebaut. Im Zuge des Einbaus wurden zusätzlich Bodenproben gezogen und diese im Labor untersucht. Die Ergebnisse dieser ersten Untersuchung sind in folgender Tabelle (siehe Tab. 2.7) dargestellt.

Tab. 2.7: Untersuchungsergebnisse der Bodenproben der drei Versuchsstandorte

Standort	Tiefe [cm]		Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	Grobanteil [%]	Humus [%]	pH	Bodenart gem. ÖNORM L 1050
	von	bis							
Thalheim	0	20	21,2	72,9	6,0	0,0	1,99	6,21	IU
Thalheim	20	32	20,7	73,8	5,5	0,0	1,68	6,19	IU
Thalheim	32	45	22,4	71,5	6,1	0,0	0,62	6,47	IU
Thalheim	45	60	24,1	68,9	7,0	0,0	0,44	6,31	IU
Thalheim	60	85	26,3	65,6	8,1	0,0	0,33	6,40	IU
Thalheim	85	240	30,4	62,3	7,3	0,0	0,30	6,16	uL
Güssing	0	25	19,2	66,5	14,3	0,0	1,49	5,73	IU
Güssing	25	40	19,4	67,2	13,4	0,0	0,98	5,34	IU
Güssing	40	60	33,5	58,3	8,3	0,0	0,45	5,31	uL
Güssing	60	82	38,9	54,0	7,1	0,0	0,48	5,12	L
Güssing	82	250	39,7	53,1	7,2	0,0	0,33	5,20	L
Hasendorf	0	20	16,3	35,1	39,2	9,4	3,17	4,43	sL
Hasendorf	20	40	11,2	39,9	41,7	7,2	2,95	4,36	IS
Hasendorf	40	60	14,4	42,7	35,8	7,1	2,07	4,31	IS
Hasendorf	60	80	12,3	29,1	41,6	17,0	1,72	5,06	IS
Hasendorf	80	120	12,1	49,1	38,8	0,0	0,76	5,61	IS
Hasendorf	120	160	1,4	8,2	24,9	65,5	0,37	6,40	S

Neben den Untersuchungen des Bodenwasserhaushalts erfolgten auch Untersuchungen die den Stickstoffhaushalt im Boden betreffen. Dazu wurden aus jeder Versuchsparzelle Bodenproben als Flächenmischproben mit 8 Einstichen aus den Tiefenstufen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm gezogen und auf den Gehalt an mineralischem Stickstoff (N_{min}) untersucht. Die Probenahmen fanden im Oktober 2009/Februar 2010 (Güssing und Thalheim) sowie im Februar und Mai 2010 (Hasendorf an der Mur) statt.

Um eine horizontgetreue Probenahme ohne Verschleppung zu gewährleisten, wurde ein Probenahmegerät mit geringer Schlagenergie und hoher Schlagfrequenz verwendet. Nach den Probenahmen wurden die Proben gekühlt gelagert, um eine Veränderung des Nitrat- und Ammoniumstickstoffgehaltes durch mikrobielle Tätigkeit auszuschließen. Die Proben wurden dann zur Analyse ins Labor gebracht.

Zur Ermittlung der Biomasseerträge wurde je Variante auf drei Flächen von 50 x 50 cm der oberirdische Aufwuchs der Zwischenfruchtbestände entnommen.

2.3.2 Analytik

Untersucht wurden einerseits die Zwischenfruchtaufwüchse hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung auf den Kohlenstoff- sowie den Stickstoffgehalt und andererseits der Boden auf den mineralischen Stickstoffgehalt.

Zur Bestimmung des mineralischen Stickstoffs im Boden wurden die Analysen laut ÖNORM L 1091 durchgeführt. Die ÖNORM L 1091 definiert den mineralischen Stickstoff als den in anorganischer Bindung vorliegenden und damit pflanzenaufnehmbaren Stickstoff, der zum Zeitpunkt der Untersuchung im gesamten Bodenprofil vorhanden ist. Er wird in kg N/ha ausgedrückt und besteht aus Nitrat-N und austauschbar gebundenen Ammonium-N.

Die Bestimmung des Ammoniumstickstoffgehalts erfolgte gemäß ÖNORM L 1091. Der Ammoniumstickstoff wurde nur für die erste Tiefenstufe 0-30 cm bestimmt, da Ammonium vom Boden gebunden und nicht leicht in tiefere Schichten verlagert wird. Der Nitratstickstoff wurde in drei Tiefenstufen 0-30cm, 30-60cm und 60-90cm ermittelt.

Der Nitratstickstoffgehalt wurde nicht, wie in der ÖNORM L 1091 vorgeschlagen photometrisch bestimmt, sondern mit Hilfe der HPLC-Methode (High Performance Liquid Chromatography). Bei der HPLC-Methode werden die verschiedenen Inhaltsstoffe getrennt. Dabei fließt eine mobile flüssige Phase über eine stationäre Phase. Die Trennung erfolgt nach den Prinzipien der Adsorption, Verteilung, Ionenaustausch und Ausschlusses. Mit einem Detektor kann dann anschließend die Konzentration der unterschiedlichen Inhaltsstoffe bestimmt werden.

Zur Ermittlung der Biomasseerträge wurde je Streifen auf drei Flächen von 50 x 50 cm der oberirdische Aufwuchs der Zwischenfruchtbestände entnommen. Die drei Ernteparzellen (50x50cm) jeder Variante wurden gemischt und gewogen. Eine Teilprobe wurde zur Bestimmung der Biomasse bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz aber mindestens 72 Stunden getrocknet.

2.3.3 Auswertungsmethoden

2.3.3.1 Nitratauswaschung

Die Berechnung des mineralischen Stickstoffgehalts erfolgte anhand der Analysenergebnisse für Ammonium (NH_4) und Nitrat (NO_3). Über die relative Atommasse der einzelnen Stoffe wurde aus diesen beiden Substanzen (NH_4 , NO_3) der Stickstoffanteil berechnet. Weiters wurde zu Umlegung der Ergebnisse auf trockenen Boden und der Umrechnung von den Einheiten Masse/Masse auf Masse/Fläche die Tiefe der Schicht (jeweils 30cm), die Rohdichte und die Trockensubstanz des Bodens berücksichtigt.

Zur endgültigen Bestimmung des mineralischen Stickstoffgehalts wurde der Steinanteil einkalkuliert. Der Steinanteil wurde nach dem Schätzverfahren nach APPEL berechnet. Bei diesem

Schätzverfahren wird ein Korrekturfaktor berechnet, der den gemessenen mineralischen Stickstoffgehalt bei einem steinhaltigen Boden reduziert.

Die Abschätzung des Nitratauswaschungsrisikos erfolgt über den mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens. Aus dem Vergleich der N_{\min} -Gehalte, der unterschiedlichen Bearbeitungsmethoden und Zwischenfruchtmischungen können Rückschlüsse auf die Auswirkungen des Zwischenfruchtanbaus auf das Nitratauswaschungsrisiko gezogen werden.

2.3.3.2 Lachgasemission

Zur Bewertung der Lachgasemissionen für die verschiedenen Zwischenfruchtmischungen und Nutzungsvarianten wurden Literaturstudien durchgeführt. Mittels diverser wissenschaftlicher Forschungsberichte wurden entscheidende Einflussparameter für die Lachgasemissionen identifiziert und deren Einfluss quantifiziert, um die Auswirkungen unterschiedlicher Bergrünungsvarianten auf die Höhe der Lachgasemissionen abzuschätzen.

Für die Literaturrecherche wurden unterschiedliche Medien gewählt. Über die BOKU – Bibliothekshomepage wurden diverse Online-Journale durchblättert und zusätzlich über die Zeitschriften – Datenbank SCOPUS nach Artikeln, die sich mit „nitrous oxide“ in der Landwirtschaft und im speziellen mit Lachgasemissionen beim Zwischenfruchtanbau beschäftigen, gesucht.

Als Ergebnis der Recherche konnten 129 auswertbare Fälle erhoben werden, die einen Vergleich verschiedener Nutzungsvarianten und Zwischenfruchtmischungen erlauben. Die Literatur wurde, um eine Abschätzung der Lachgasemissionen vorzunehmen, systematisch erfasst. Auch einbezogen wurden alle erhebbaren Angaben, welche die Höhe der Lachgasemissionen beeinflussen und in den diversen Versuchen gemessen wurden. Einflussfaktoren, wie der Wassergehalt im Boden, das C/N Verhältnis und die Form der Bearbeitung oder Nutzung (Einarbeiten/Mulchen) sowie Randbedingungen, wie Bodeneigenschaften, die Art der Messung (Feld/Labor) und die Messdauer wurden erfasst. Die erhobenen Daten aus der Literaturstudie sind im Anhang in der Tabelle (siehe Tab. 6.4) aufgelistet. Bei N_2O - Emissionsmessungen ist zu beachten, dass sie mit einer hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität behaftet sind. Durch die Verwendung von sehr kleinen Messkammern zur Sammlung von N_2O - Emissionsdaten sind die Ergebnisse meist sehr ungenau und fehlerhaft (BEAUCHAMP, 1997).

Auf Grund ungenügender Beschreibung verschiedener Umwelt- und Versuchsbedingungen in diversen Studien wurden einige Faktoren abgeschätzt. Zur Berechnung des WFPS (water-filled-pore-space) werden der Wassergehalt, die Rohdichte und die Feststoffdichte benötigt. Bei fehlenden Rohdichten beziehungsweise Feststoffdichten wurden die Werte $\rho_d = 1,2g/cm^3$ bzw. $\rho_s = 2,65$ angenommen.

Die Umrechnung des Wassergehalts auf den WFPS bzw. umgekehrt erfolgte mit folgender Formel.

Gleichung 1: Berechnung WFPS [%]

$$\text{WFPS} = \frac{w * \rho_d}{1 - \frac{\rho_d}{\rho_s}}$$

[WFPS]	%	water – filled – pore – space -
[w]	%	Wassergehalt
[ρ_d]	g/cm ³	Rohdichte
[ρ_s]	g/cm ³	Feststoffdichte

Um die 129 Datensätze gemeinsam auszuwerten wurde zur Vereinheitlichung der Werte für die Lachgasemissionen eine Bearbeitungstiefe von 15cm angenommen. Dadurch ist es möglich die verschiedenen Einheits-Angaben von Masse pro Fläche bzw. Masse pro Masse zu vereinheitlichen, um Berechnungen durchführen zu können.

2.3.4 Statistik

2.3.4.1 Nitrat Auswaschung

Die statistische Auswertung der N_{\min} -Gehalte des Bodens erfolgte mit Hilfe des Programms „PASW Statistics 18 (SPSS)“. Um signifikante Unterschiede zwischen den Blöcken, den Varianten und den Bearbeitungsmethoden zu erkennen, wurde ein lineares univariates Modell gewählt. Dadurch können Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Faktoren untersucht werden. Die statistischen Berechnungen wurden mit den Verfahren LSD und S-N-K (Student-Newman-Keuls) durchgeführt. Weiters wurden verschiedene Diagramme erstellt, die einen Vergleich der Mittelwerte einzelner Zwischenfruchtmischungen und Bearbeitungsmethoden erlauben, wobei unterschiedliche Indices (a, b, c) statistisch signifikante Unterschiede bedeuten.

2.3.4.2 Lachgasemission

Die oben beschriebene Systematisierung (siehe Kapitel 2.3.3.2) erlaubt eine Umlegung der erhobenen Ergebnisse bezüglich der Lachgasemissionsrate auf die Versuchsreihen des Projektes SYNENERGY durch die Erstellung zweier Modelle. Mit Hilfe des Programms „PASW Statistics 18 (SPSS)“ wurde eine lineare Regression durchgeführt, die es anschließend erlaubt, die erhobenen Werte auf die Feldversuche umzulegen. Mit der linearen Regression werden die Koeffizienten einer linearen Gleichung unter Berücksichtigung mehrerer unabhängiger Variablen geschätzt. Dadurch kann dann der Wert der abhängigen Variablen vorhergesagt werden. Weiters wurde, um im Vorhinein den Zusammenhang der einzelnen Einflussfaktoren zu erkennen, eine Korrelationsmatrix nach Pearson erstellt.

3 Ergebnisse und Interpretation

3.1 Messgrößen aus Feldversuchen

3.1.1 Biomasseerträge

Der durchschnittliche Trockenmasseertrag der unterschiedlichen Varianten der drei Versuchsstandorte liegt bei ca. 3,3 t/ha. Die Ergebnisse sind in den Diagrammen Abb. 3-1, Abb. 3-2 und Abb. 3-3 dargestellt. Die Varianten mit verschiedenen Indexbezeichnungen (a,b,c) unterscheiden sich signifikant.

Der Standort Hasendorf an der Mur weist im Vergleich zu den beiden anderen Versuchsstandorten aufgrund günstiger Witterungsbedingungen die ertragsstärksten Zwischenfruchtmischungen auf. Am Standort Thalheim kam es am 23. Juli 2009 zu einem starken Hagelunwetter und nachfolgendem Starkregen, was zur Verschlammung des Bodens führt und dadurch das Vegetationsverhalten der Zwischenfrüchte stark beeinflusste. Der Vergleich der Mittelwerte der Trockenmasseerträge der drei Standorte zeigt, dass vor allem in Güssing die Trockenmasseerträge sehr gering waren. Aufgrund der warmen Sommertage war es nötig die Zwischenfruchtsaaten in Güssing zu walzen. Dies könnte der Grund für das heterogene Pflanzenwachstum sein, was besonders bei den Buchweizenmischungen zu erkennen ist.

Thalheim

Die Trockenmasseerträge am Standort Thalheim/Oberösterreich liegen im Durchschnitt bei 3,1 t/ha. Kurz nach der Bestellung der Felder wurde der Boden durch starke Niederschläge verschlammte, was Auswirkungen auf das Wachstum der Zwischenfrüchte hatte. Am besten konnte die Ackerbohne/Sonnenblumen Mischung damit umgehen und ist mit 3,6 t/ha die ertragsstärkste Variante. Gefolgt wird diese Variante von dem Raygras/Alexandrinerklee Gemenge (Variante 4) mit einem Trockenmasseertrag von 3,4 t/ha. Zu beachten ist, dass die Variante 4 allerdings einen deutlich höheren Standardfehler aufweist. Die restlichen Mischungen mit Ausnahme der Variante 3 und 7 ergeben einen Ertrag von rund 3,2 t/ha auf. Die Variante 3 Ölrettich/Phacelia/Alexandrinerklee und die Variante 7 Hirse/Alexandrinerklee sind die ertragschwächsten Mischungen mit einem Trockenmasseertrag von rund 2,6 t/ha. Der mittlere Trockenmasseertrag der Variante 3 ist deutlich geringer als der Ertrag der Varianten 1 und 2 trotz des Anbaus der gleichen Zwischenfruchtmischung. Der Standardfehler der drei Wiederholungen bei der Variante 3 ist allerdings deutlich größer als bei den beiden anderen Varianten (siehe Abb. 3-1).

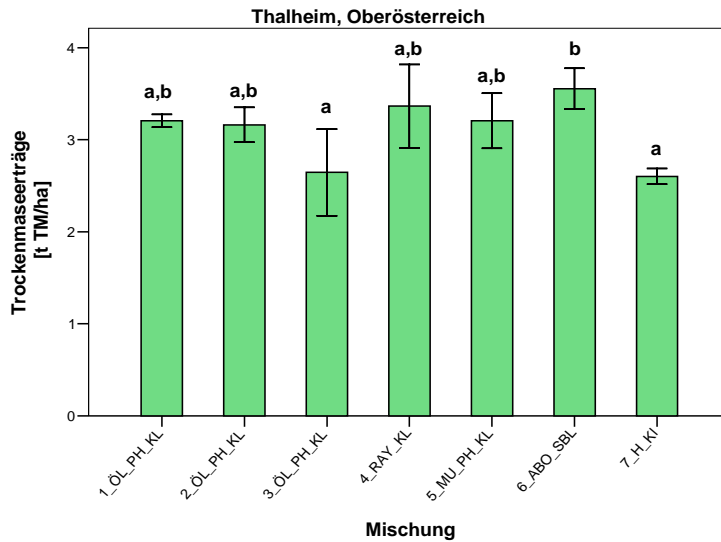


Abb. 3-1: Trockenmasseerträge [kg/ha], Thalheim

Güssing

Heiße Tage nach der Bestellung der Felder machten ein Walzen des Bodens nötig, um den Bodenschluss zu verbessern. Trotzdem blieben einige Zwischenfrüchte hinter den erwarteten Trockenmasseerträgen. Den geringsten Biomasseertrag brachte die Mischung Raygras/Buchweizen am Standort Güssing auf dem Block A der Variante 2 mit einem Ertrag von nur 0,9 t/ha. Der durchschnittliche Ertrag in Güssing lag bei 2,3 t/ha. Sowohl die Mischungen Raygras/Buchweizen als auch die Mischung Sommerhafer/Winterroggen/ Erbse/Sonnenblume schnitten mit Trockenmasseerträgen zwischen 1,4 und 1,8 t/ha relativ schlecht ab. Die ertragstärksten Varianten auf dem Standort Güssing sind die Mischungen Alexandrinerklee/Knaulgras sowie das Sudangras/Phacelia-Gemenge mit einem Trockensubstanzertrag von etwa 3,6t/ha (siehe Abb. 3-2). Die deutlichen Ertragsunterschiede der einzelnen Varianten könnten auf Bodenverdichtungen der Erntemaschinen zurückgeführt werden.

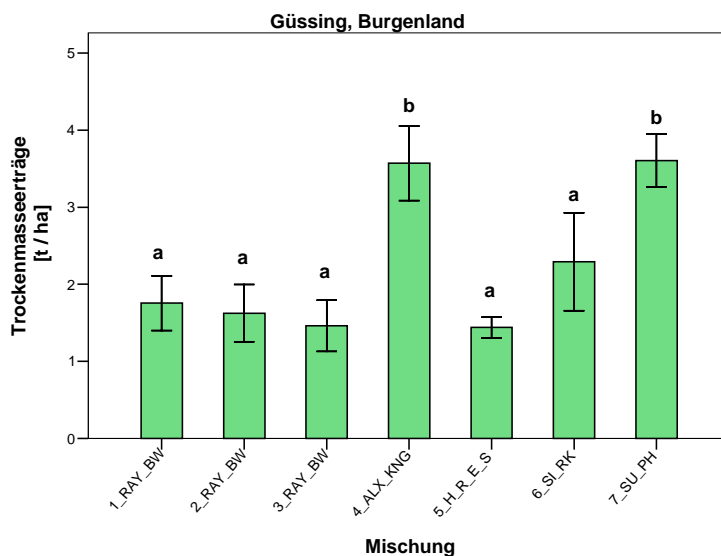


Abb. 3-2: Trockenmasseerträge [kg/ha], Güssing

Hasendorf an der Mur

Der durchschnittliche Trockenmasseertrag ist in Hasendorf an der Mur 4,5 t/ha und liegt damit deutlich über der Erträgen der beiden anderen Standorte. Dies kann auf die günstigen Witterungsbedingungen nach der Aussaat zurückgeführt werden. Vor allem die Variante Winterrüben erzielt mit 5,3t/ha einen sehr hohen Ertrag. Die ertragsschwächste Variante mit 3,9 t/ha ist auf diesem Standort die Variante 8 Wintertriticale. Mit einem Ertrag von 3,9 t/ha ist diese Variante aber trotzdem ertragreicher als die Varianten der Standorte Thalheim und Güssing. (siehe Abb. 3-3)

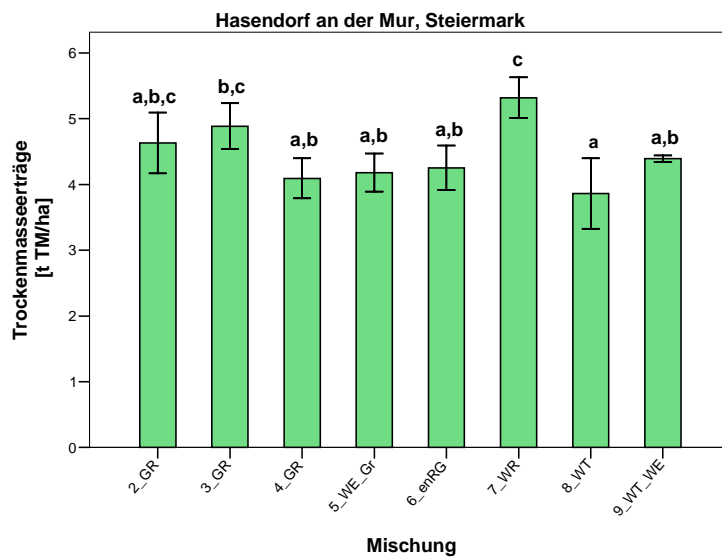


Abb. 3-3: Trockenmasseerträge [kg/ha], Hasendorf an der Mur

3.1.2 Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Pflanzenrückstände

Die Tabellen Tab. 3.1, Tab. 3.2 und Tab. 3.3 geben einen Überblick über die chemische Zusammensetzung der Pflanzenrückstände bezüglich des Kohlenstoff- und Stickstoffgehalts der drei Versuchsstandorte. Hohe Stickstoffgehalte können bei hohen Leguminosenanteilen beobachtet werden. Durch die Eigenversorgung mit Stickstoff der Leguminosen aus der Luft (KOLBE, 2004) sind die Stickstoffgehalte dieser Mischungen meist sehr hoch.

Am Standort Thalheim (Tab. 3.1) liegt das C/N Verhältnis der einzelnen Mischungen zwischen 16,2 und 21,5. Die Stickstoffgehalte sind mit Ausnahme der Mischung Mungo/Phacelia/Alexandrinerklee immer über 2%. Die Ackerbohne/Sonnenblume Mischung weist den höchsten Stickstoffgehalt mit 2,7% auf.

Tab. 3.1: C- und N-Gehalte der Pflanzenaufwüchse, Thalheim

Mischung	C/N Verhältnis	C-Gehalt [%]	N-Gehalt [%]
ÖL_PH_KL 1	19,4	41,2	2,2
ÖL_PH_KL 2	16,2	41,7	2,6
ÖL_PH_KL 3	17,0	41,7	2,5
RAY_KL	17,3	42,2	2,4
MU_PH_KL	21,5	40,8	1,9
ABO_SBL	16,5	43,3	2,7
H_KI	17,7	41,5	2,3

Die chemischen Eigenschaften am Standort Güssing weisen deutlichere Unterschiede auf. Das C/N Verhältnis liegt zwischen 18 und 39,6. Die Stickstoffgehalte weisen, außer bei der Variante 4 Hafer/Roggen/Erbse/Sonnenblume und der Variante 5 Alexandrinerklee/Knautgras, relativ geringe Wert auf.

Tab. 3.2: C- und N-Gehalte der Pflanzenaufwüchse, Güssing

Mischung	C/N Verhältnis	C-Gehalt [%]	N-Gehalt [%]
RAY_BW 1	27,7	40,4	1,5
RAY_BW 2	27,6	40,4	1,5
RAY_BW 3	27,9	40,2	1,5
H_R_E_S	19,1	42,1	2,3
ALX_KNG	18,0	42,0	2,4
SI_RK	26,5	41,0	1,6
SU_PH	39,6	41,4	1,1

Die C-Gehalte der Pflanzenrückstände des Standorts Hasendorf an der Mur liegen relativ eng beisammen. Die N-Gehalte betragen zwischen 1,5 und 2,6%. Dadurch ergibt sich für die Mischung Wintertriticale/Wintererbse ein relativ enges C/N Verhältnis von 17,5.

Tab. 3.3: C- und N-Gehalte der Pflanzenaufwüchse, Hasendorf an der Mur

Mischung	C/N Verhältnis	C-Gehalt [%]	N-Gehalt [%]
GR 2	24,2	44,5	1,9
GR 3	26,0	44,5	1,7
GR 4	30,7	44,3	1,5
WE_Gr	21,5	44,3	2,1
enRG	23,7	43,9	1,9
WR	22,7	43,6	1,9
WT	28,7	44,3	1,7
WT_WE	17,5	44,4	2,6

3.1.3 Stickstoffmenge im Aufwuchs

Die durchschnittliche Stickstoffmenge der Zwischenfruchtaufwüchse beträgt auf allen drei Versuchsstandorten 66 kg /ha.

Am Standort Thalheim hat die Zwischenfruchtmischung Ackerbohne/Sonnenblume die höchsten Stickstoffmengen mit 96 kg/ha. Dies kann auf den höheren Ertragsanteil der Ackerbohne zurückgeführt werden, die als großkörnige Leguminose Stickstoff aus der Luft fixieren kann. Bei anderen Mischungen mit feinkörnigen Leguminosen sind die Stickstoffgehalte etwas geringer. Mit 60 kg N/ha ist der N – Gehalt bei den Mischungen Mungo/Phacelia/ Alexandrinerklee und Hirse/Alexandrinerklee am geringsten.

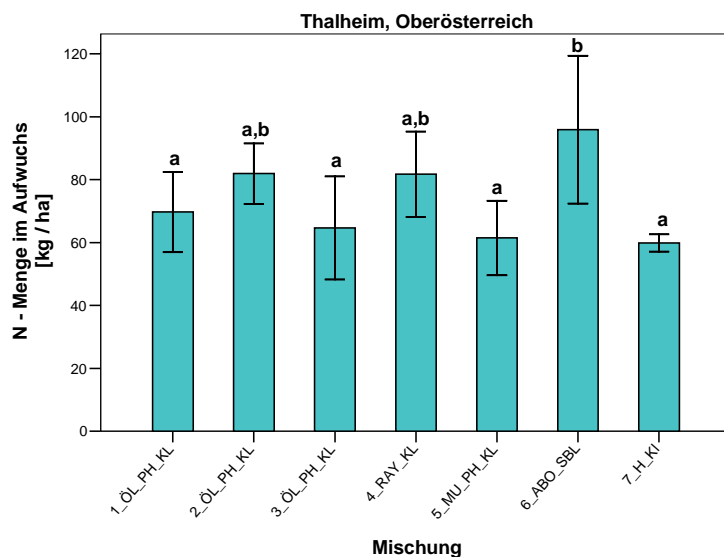


Abb. 3-4: N – Menge der Zwischenfruchtaufwüchse [kg /ha], Thalheim

Am Standort Güssing weist eindeutig die Zwischenfruchtmischung Alexandrinerklee/Knaulgras die höchste Stickstoffmenge im Aufwuchs mit rund 85 kg N/ha auf. Dies kann auf den hohen Trockenmasseertrag und den Ertragsanteil der feinkörnigen Leguminose Alexandrinerklee von 90% zurückgeführt werden. Die restlichen Zwischenfruchtaufwüchse haben einen relativ geringen N-Gehalt in der Biomasse, der zwischen 20 und 40 kg N/ha liegt. Die Mischung Sudangras/Phacelia weist, obwohl sie fast den gleich hohen Biomasseertrag wie die Mischung Alexandrinerk-

lee/Knaulgras hat, nur etwa den halben Stickstoffgehalt auf.

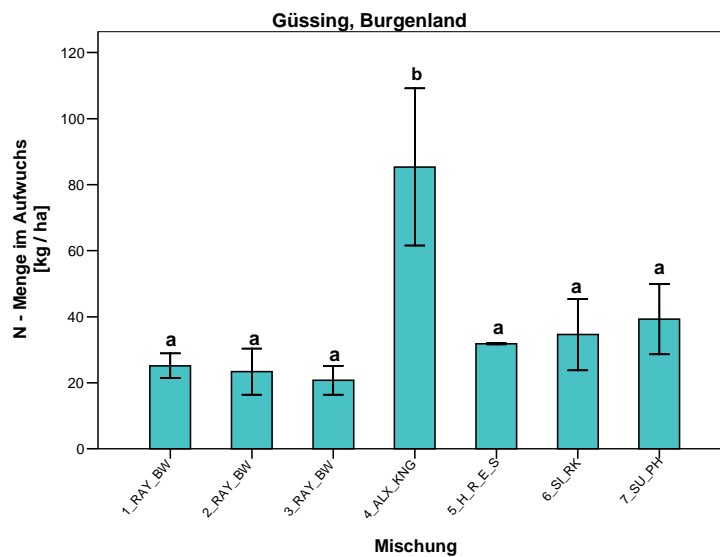


Abb. 3-5: N – Menge der Zwischenfruchtaufwüchse [kg /ha], Güssing

Die Zwischenfruchtmischung Wintererbse und Wintertriticale weist mit 118 kg N/ha den höchsten Stickstoffgehalt aller drei Versuchsstandorte auf. Insgesamt sind am Standort Hasendorf an der Mur die Stickstoffgehalte im Mittel am höchsten. Auffallend ist, dass die Variante 4 sich deutlich von den Varianten 2 und 3 unterscheidet. Der N – Gehalt der Variante 4 ist trotz des Anbaus der gleichen Zwischenfrucht (Grünroggen) um rund 30kg/ha niedriger. Auch der alleinige Anbau der Zwischenfrucht Wintertriticale führt vergleichsweise zu einem relativ geringen N – Gehalt von 67kg N/ha.

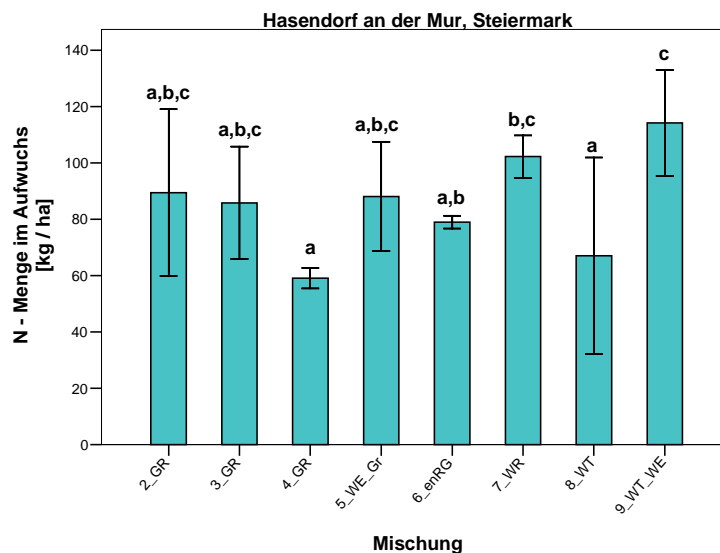


Abb. 3-6: N – Menge der Zwischenfruchtaufwüchse [kg /ha], Hasendorf an der Mur

3.1.4 Bodenwasseranteile

Die Wasseranteile wurden in den Tiefen 30, 50, 70, 90 und 110 cm auf den Varianten 0 - 3 laufend gemessen. Der gemittelte Verlauf des Bodenwasseranteils über die vier Tiefen der drei Versuchs-

standorte ist in den folgenden Diagrammen (siehe Abb. 3-7, Abb. 3-8 und Abb. 3-9) dargestellt. Die Varianten 0 zeigen die Wasseranteile der Kontrollvariante ohne den Anbau von Zwischenfrüchten. Die Bodenbearbeitung der Varianten 1 war konservierend und die Zwischenfruchtaufwüchse wurden auf dem Feld als Mulch gelassen. Die Varianten 2 und 3 wurden auch konservierend bearbeitet und die Zwischenfruchtaufwüchse abgefahren. Aus den Diagrammen ist zu erkennen, dass kein eindeutiger Zusammenhang zwischen den unterschiedlichen Zwischenfruchtmischungen und Bearbeitungsmethoden zu erkennen ist. In Thalheim weist die Variante 3 den höchsten Wasseranteil über den beobachteten Zeitraum auf. In Güssing liegt der Wasseranteil der Variante 0 deutlich über den der anderen Varianten und in Hasendorf an der Mur zeigt die Variante 2 die höchsten Wasseranteile. Auf allen drei Standorten konnte ab Mitte April eine deutliche Abnahme des Bodenwasseranteils beobachtet werden, dies kann auf das Anspringen der Vegetation und den daraus folgenden Wasserentzug der Pflanzen zurückgeführt werden.

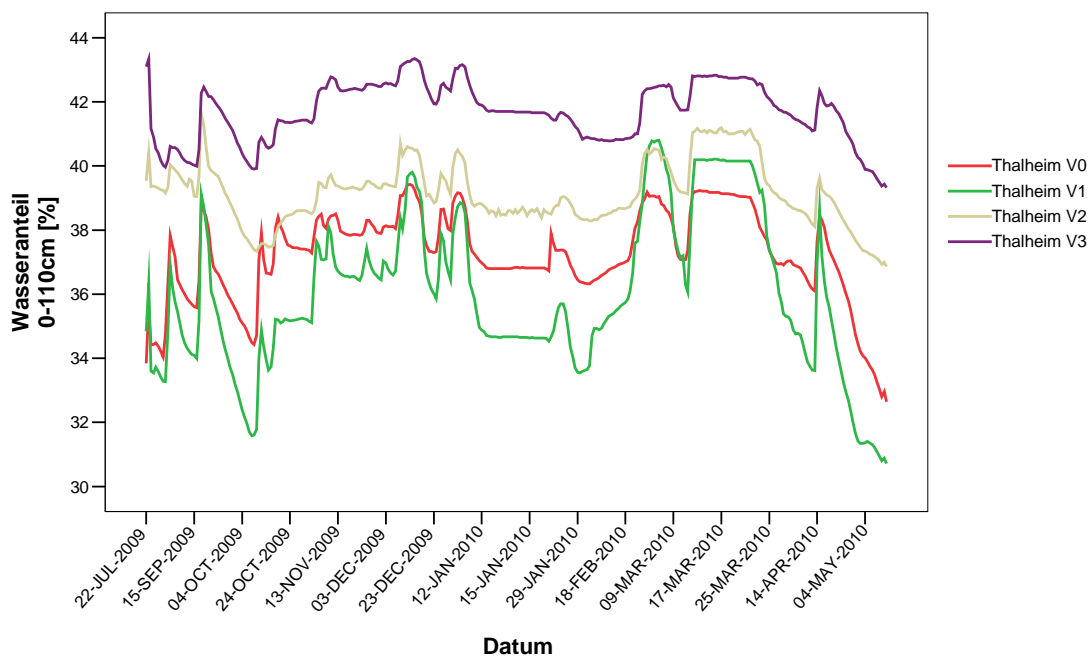


Abb. 3-7: Wasseranteile, Thalheim

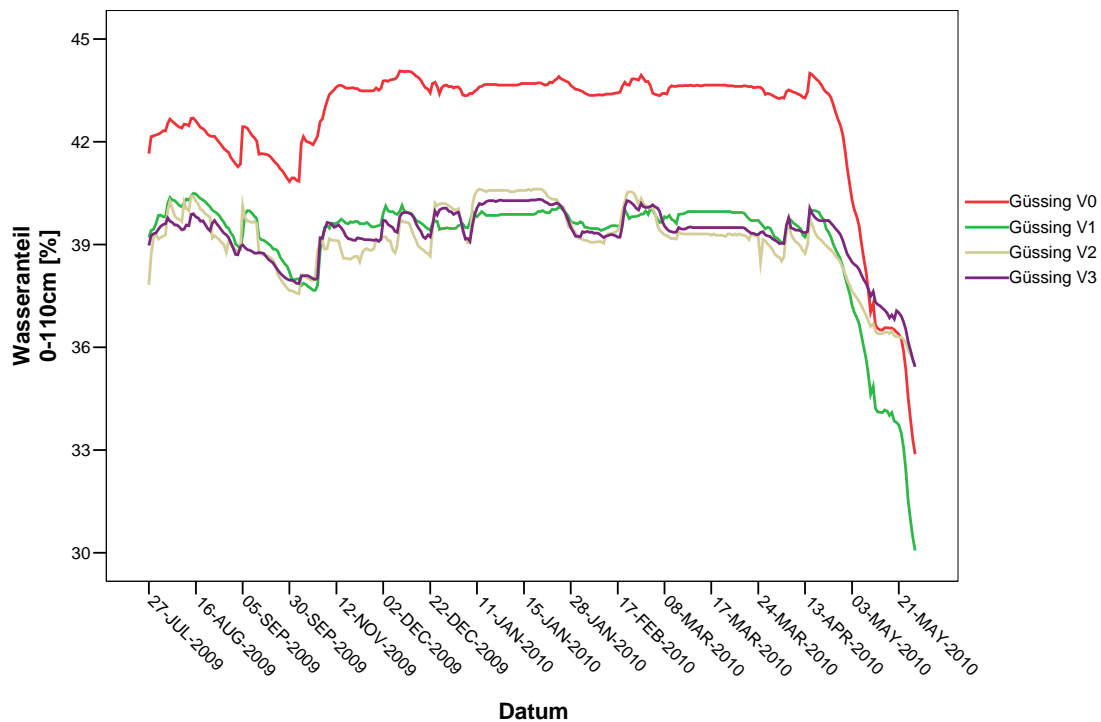


Abb. 3-8: Wasseranteile, Güssing

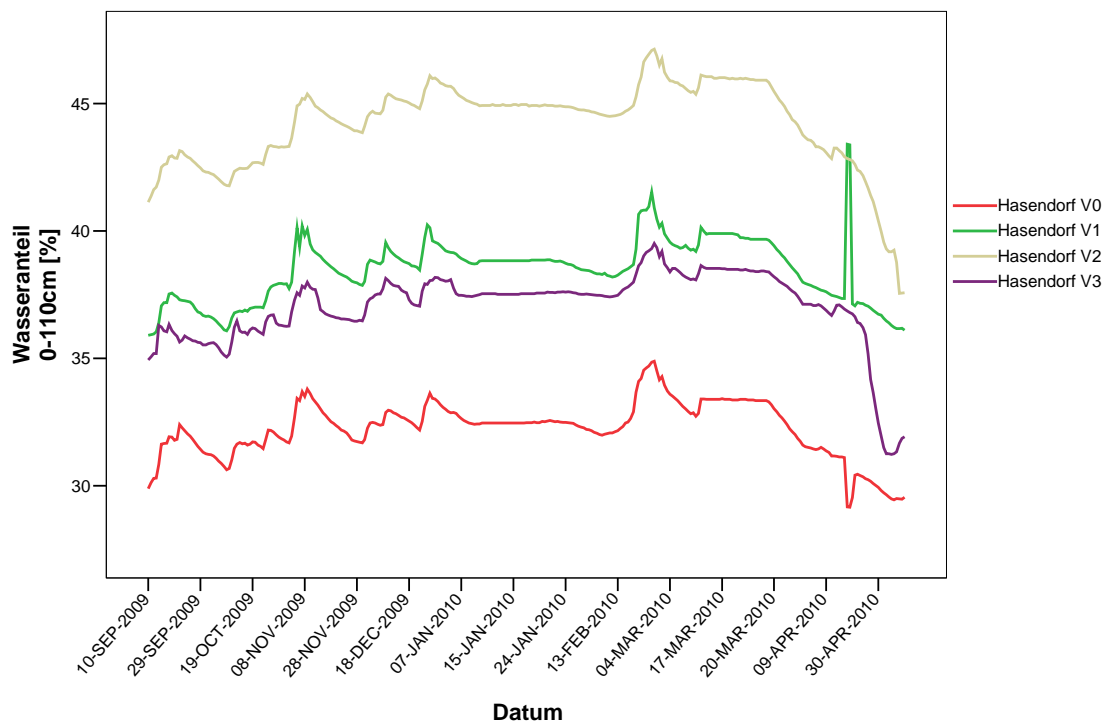


Abb. 3-9: Wasseranteile, Hasendorf an der Mur

In den Diagrammen (Abb. 3-7, Abb. 3-8 und Abb. 3-9) ist deutlich zu erkennen, dass sich die Wasseranteile der einzelnen Varianten auf den Standorten Thalheim und Hasendorf an der Mur stark unterscheiden. Es konnten teilweise Wasseranteile mit einer Differenz von 10 % gemessen werden. Am Standort Güssing sind bis Ende Mai die Wasseranteile der Variante 0 deutlich höher im Vergleich zu den drei anderen Varianten. Die Varianten 1, 2 und 3 weisen in Güssing im Verlauf der Messungen circa gleich hohe Wasseranteile auf.

3.2 Nitrat auswaschung

3.2.1 N_{\min} - Vergleich der Zwischenfruchtvarianten

3.2.1.1 Thalheim

Wie schon in Kapitel 2.2.2 beschrieben, wurden am Versuchsstandort Thalheim Ende Juli 2009 Zwischenfrüchte angebaut. Nach der Ernte der Zwischenfrüchte Mitte Oktober 2009 wurde Winterweizen angepflanzt. Die Ergebnisse der zweiten Probenahme am 28. Oktober 2009 sind in der Abb. 3-10 dargestellt. Zu erkennen ist, dass trotz des Anbaus unterschiedlicher Zwischenfruchtmischungen auf diesen Flächen die mineralischen Stickstoffgehalte des Bodens nach der Ernte teilweise höher sind als im Vergleich zum Kontrollboden auf dem keine Zwischenfrüchte angebaut wurden.

Es konnten durch die statistische Überprüfung keine signifikanten Unterschiede der N_{\min} -Gehalte zwischen den einzelnen Zwischenfruchtmischungen festgestellt werden. Nur die Variante mit der Zwischenfruchtmischung Mungo/Phacelia/Alexandrinerklee weist einen deutlich geringeren N_{\min} -Gehalt auf. Bei den Varianten 6 (Ackerbohne/Sonnenblume) und 7 (Hirse/Alexandrinerklee) ist mit 58 kg/ha der N_{\min} -Gehalt am höchsten. Zu beachten ist, dass die Variante 1 schon vor der zweiten Probenahme gemulcht und dadurch wiederum Stickstoff mineralisiert wurde.

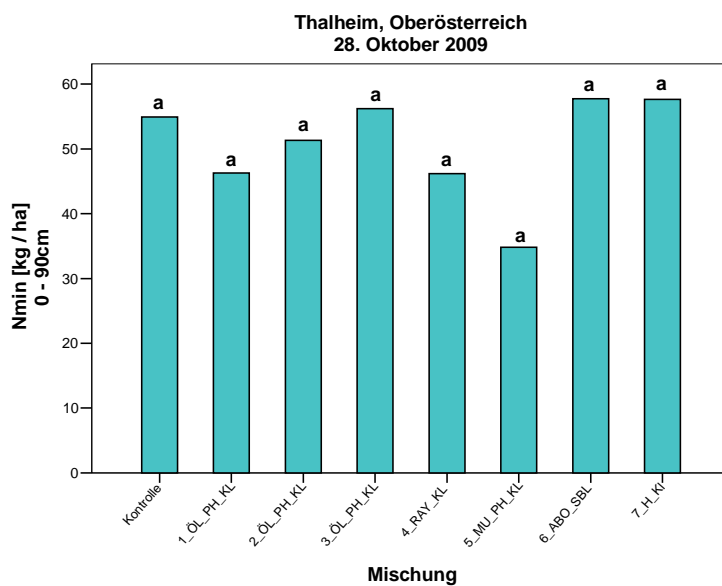


Abb. 3-10: N_{\min} - Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 28. Oktober 2009

Das folgende Diagramm (Abb. 3-11) zeigt den N_{\min} -Gehalt der einzelnen Varianten bei der dritten Probenahme im Februar 2010 rund vier Monate nach dem Mulchen bzw. der Ernte der Pflanzenaufwüchse. Bei allen Varianten mit Ausnahme der Variante 1 (Ölrettich, Phacelia und Alexandrinerklee) wurden die Zwischenfruchtaufwüchse abgefahren. Die statistische Auswertung zeigt, dass nur die N_{\min} -Gehalte der Variante 1 und der Variante 5 signifikante Unterschiede aufweisen. Durch das Mulchen der Ernterückstände und der damit verbundenen Zufuhr von etwa 70 kg N/ha konnte auf der Variante 1 der höchste N_{\min} -Gehalt mit 63 kg/ha gemessen werden. Die restlichen Varianten bringen keine signifikanten Unterschiede der N_{\min} -Gehalte mit sich.

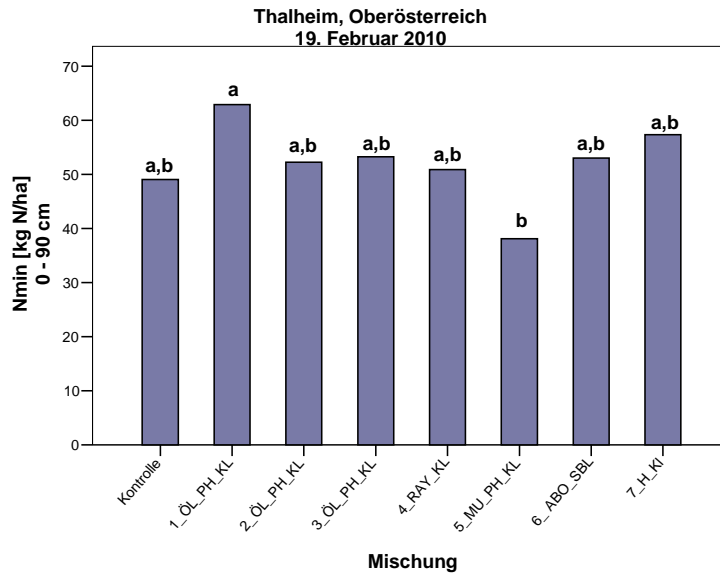


Abb. 3-11: N_{min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 19. Februar 2010

In der Abb. 3-12 sind die Differenzen der N_{min}-Gehalte der zweiten und dritten Probenahme dargestellt. Zu erkennen ist, dass es bei den meisten Varianten zwischen dem 28. Oktober 2009 und dem 19. Februar 2010 nur zu einer geringfügigen Veränderung des mineralischen Stickstoffgehalts des Bodens kam. Beim Kontrollboden, der Variante 3 mit der Zwischenfruchtmischung Ölrettich, Phacelia und Alexandrinerklee und der Variante 6, wo die Zwischenfruchtmischung Ackerbohne und Sonnenblume angebaut wurde, kam es zu einer leichten Abnahme des N_{min}-Gehalts um 3-6 kg N/ha. Die stärkste Veränderung des N_{min}-Gehalts weist die Variante 1 mit der Zwischenfruchtmischung Ölrettich, Phacelia und Alexandrinerklee mit einer Zunahme von 17 kg/ha auf. Die Variante 1 ist jene, bei der die Zwischenfruchtrückstände mit einer Trockenmasse von 3,2 t/ha in Form von Mulch auf dem Feld verblieben. Bei den restlichen Varianten wurde durch die Abfuhr der Zwischenfruchtaufwüchse eine geringfügige Erhöhung des N_{min}-Gehalts festgestellt. Allerdings kam es nur bei der Variante 1, wo die Pflanzenrückstände gemulcht wurden, zu einer deutlichen Veränderung des N_{min}-Gehaltes um rund 15kg/ha.

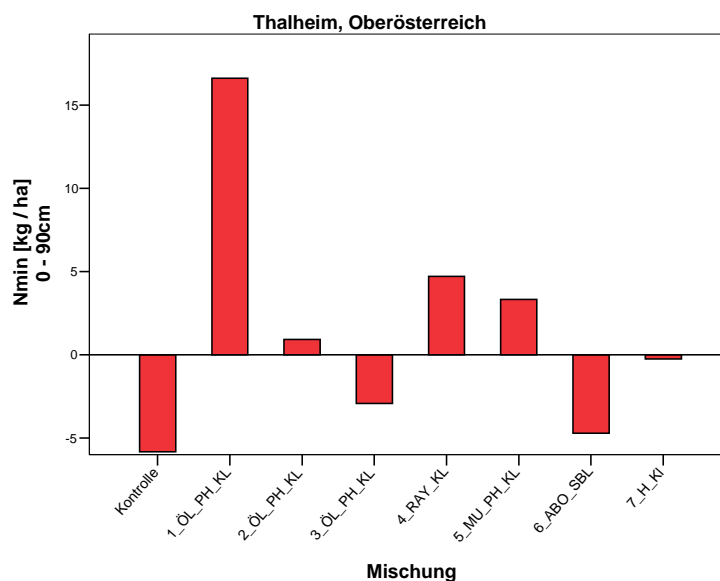


Abb. 3-12: Differenz der N_{min} – Gehalte [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm vom 28. Oktober 2009 und 19. Februar 2010

In Abb. 3-13 ist zu erkennen, dass die Veränderungen des N_{\min} -Gehalts zwischen den beiden Probenahmeterminen hauptsächlich aus der Verminderung des N_{\min} -Gehalts in den oberen 30cm des Bodens resultieren. Bei allen Varianten mit Ausnahme der Variante 1 wurde in den ersten 30cm der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens zwischen der zweiten und der dritten Probenahme reduziert.

Nur bei der Mulch-Variante (1) kam es in dieser Tiefe zu einer Steigerung des N_{\min} -Gehalts. Dies kann aus der Zufuhr der Zwischenfruchtückstände und der Mineralisation dieser resultieren. In den Tiefen 30 bis 90 cm wurden grundsätzlich deutlich niedrigere N_{\min} -Gehalte zwischen 0-16 kg N/ha gemessen. In dieser Tiefe (30-90cm) stieg zwischen dem 28. Oktober 2009 und dem 19. Februar 2010 der N_{\min} -Gehalt bei den meisten Varianten leicht an. Die Reduktion des N_{\min} -Gehalts in der oberen Bodenschicht (0-30cm) und die Erhöhung in der Tiefe (30-90cm) kann auf die Verlagerung des mineralischen Stickstoffs in tiefere Schichten zurückgeführt werden.

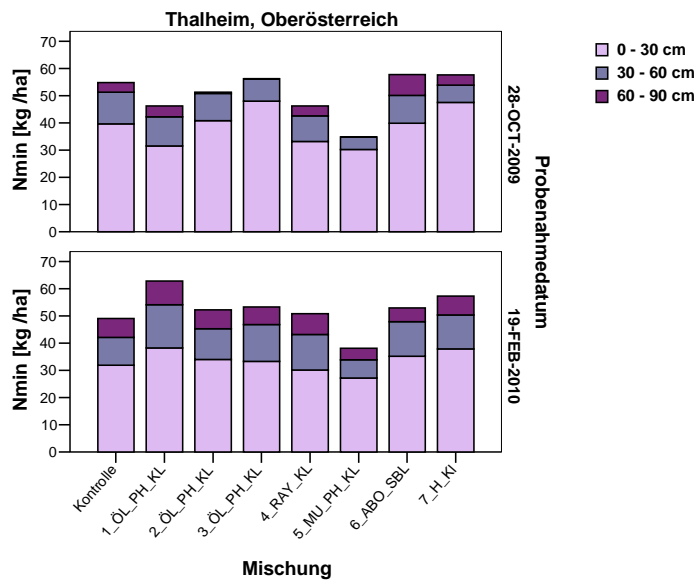


Abb. 3-13: Vergleich der N_{\min} – Gehalte [kg/ha] in den Tiefen 0-30cm, 30-60cm und 60-90 cm vom 28. Oktober 2009 und dem 19. Februar 2010

3.2.1.2 Güssing

Die zweite Probenahme am Standort Güssing erfolgte kurz nach der Ernte der Zwischenfrüchte und dem Anbau der Folgekultur Winterweizen. In Güssing ist der positive Effekt des Zwischenfruchtanbaus auf den mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens gut zu erkennen (siehe Abb. 3-14). Bei der Variante 0, auf welcher keine Zwischenfrüchte angebaut wurden, ist der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens mit 56 kg N/ha deutlich höher als bei den sieben anderen Varianten. Vor allem Flächen mit den Zwischenfruchtgemisungen Raygras/Buchweizen oder Sudangras/Phacelia weisen mit 27 kg N/ha einen deutlich geringeren N_{\min} -Gehalt auf. Zwischen dem Kontrollboden und diesen beiden Varianten (Raygras/Buchweizen und Sudangras/Phacelia) konnten auch statistisch signifikante Unterschiede im Bereich des mineralischen Stickstoffgehalts beobachtet werden. Durch den Zwischenfruchtanbau reduzierte sich der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens zwischen 15 und 30 kg N/ha im Vergleich zu zwischenfruchtlosen Flächen.

Die Zwischenfruchtgemisung Alexandrinerklee/Knaulgras hat auf dem Versuchsstandort Güssing deutlich den höchsten N-Gehalt in der Biomasse. Trotzdem wurde bei der Variante 5 mit Ausnahme der Kontrollvariante der höchste mineralische Stickstoffgehalt im Boden mit 41 kg N/ha gemessen. Der hohe Stickstoffgehalt der Biomasse kann auf den dominanten Ertragsanteil des Alexandrinerkleees mit rund 90% zurückgeführt werden. Das zeigt, dass leguminöse Zwischenfrüchte zur Verminderung der Nitratauswaschung gegenüber anderen Zwischenfrüchten teilweise schlechter geeignet sind. Leguminosen nehmen den Stickstoff auch über die Luft auf und dadurch wird dem Boden weniger Stickstoff entzogen.

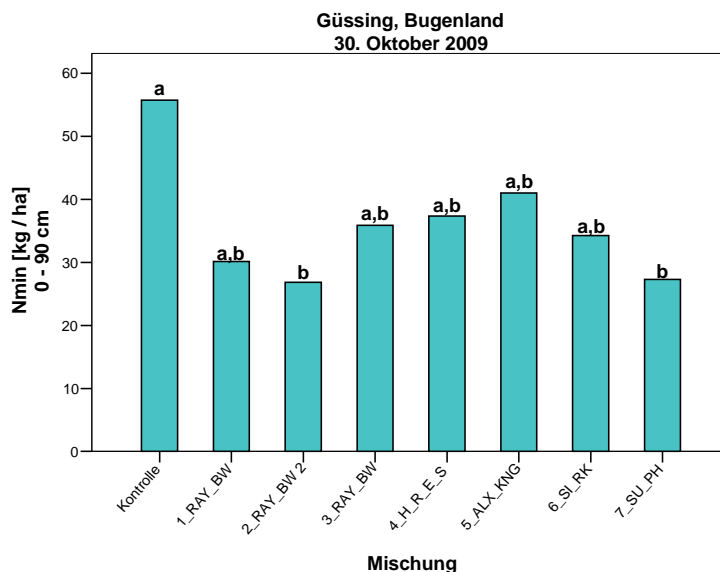


Abb. 3-14: N_{\min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 30. Oktober 2009

Die Ergebnisse der dritten Probenahme (siehe Abb. 3-15) am 03. Februar 2010 in Güssing zeigen, dass die Variante 5 (Alexandrinerklee/Knaulgras) deutlich den größten mineralischen Stickstoffgehalt aufweist und dass die Unterschiede zwischen dem N_{\min} -Gehalt der Varianten meist signifikant sind. Zu beachten ist, dass kurz vor der dritten Probenahme auf dem Standort Güssing gedüngt wurde. Das Düngemittel war zum Zeitpunkt der Probenahme noch nicht in den Boden eingedrungen und es wurde versucht die N_{\min} -Proben so zu ziehen, dass die Düngung diese nicht verfälscht. Durch den Vergleich der Einzelwerte der N_{\min} – Proben ist ersichtlich, dass kein Dünger bei der Probenahme erwischt worden ist und dadurch eine Interpretation der Werte möglich ist.

Die Variante 1, bei welcher die Zwischenfrüchte nicht abgefahren wurden, ergibt mit rund 70 kg/ha

den zweithöchsten N_{\min} -Gehalt. Es konnten allerdings keine signifikanten Unterschiede zwischen der Variante Mulch und den Varianten, wo die Zwischenfrüchte abgeerntet wurden, beobachtet werden.

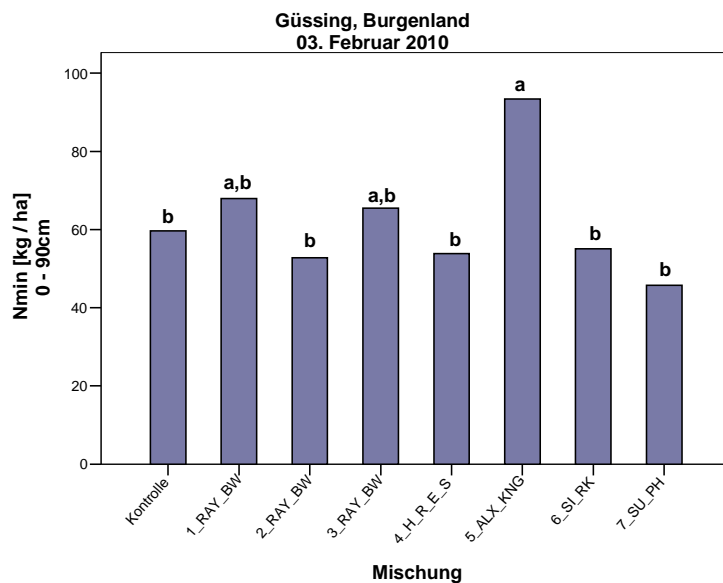


Abb. 3-15: N_{\min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 03. Februar 2010

Abb. 3-16 zeigt den Vergleich der N_{\min} -Gehalte von der zweiten Probenahme Ende Oktober 2009 und der dritten Probenahme Anfang Februar 2010. Aus den Ergebnissen der Probenahmen ist zu erkennen, dass es bei allen Varianten zu einem Anstieg des mineralischem Stickstoffgehalts über den Winter kommt. Bei der Kontrollfläche ist die Erhöhung am geringsten.

Bei der Variante 5, auf welcher die Zwischenfruchtmischung Alexandrinerklee/Knautgras angebaut wurde, ist der Anstieg des N_{\min} -Gehalts von 41 kg/ha auf 93 kg/ha am stärksten ausgeprägt. Die Variante 5 wies mit 3,6 kg/ha den höchsten Trockenmasseertrag auf dem Standort Güssing auf und obwohl die Zwischenfruchtrückstände abgefahren wurden, kam es zu einer Verdopplung des N_{\min} -Gehalts im Boden. Bei der Variante 1 mit der Mischung Raygras/Buchweizen wurden die Zwischenfrüchte auf dem Feld als Mulch gelassen und auch bei dieser Variante ist deutlich ein Anstieg des N_{\min} -Gehalts um rund 40kg/ha zu erkennen.

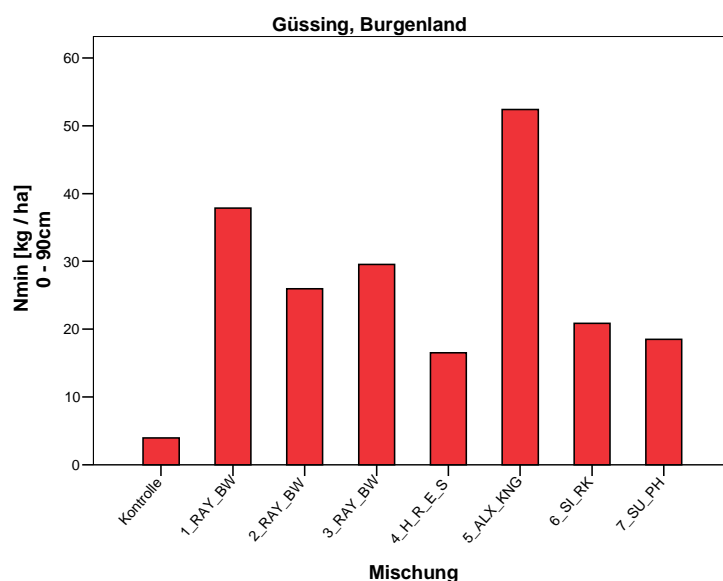
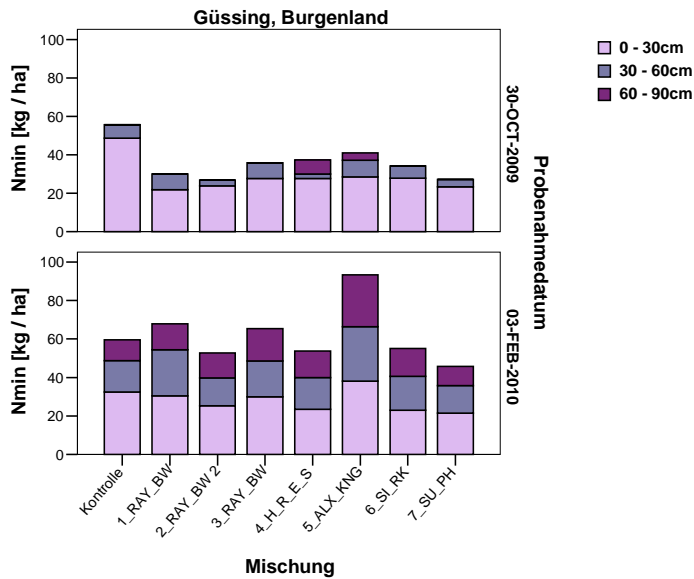


Abb. 3-16: Differenz der N_{\min} – Gehalte [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm vom 30. Oktober 2009 und 03. Februar 2010

Beim Vergleich der N_{\min} -Gehalte der drei Tiefen (siehe Abb. 3-17) ist beim Probenahmetermin im Oktober offensichtlich zu erkennen, dass die N_{\min} -Gehalte in der oberen Bodenschicht (0-30cm) am größten sind. Die N_{\min} -Gehalte in den Tiefen 30-60cm und 60-90cm sind dagegen relativ gering. Beim Probenahmetermin im Februar sind die Unterschiede der N_{\min} -Gehalte der drei Tiefen nicht mehr ausgeprägt. Die Verlagerung des mineralischen Stickstoffs in tiefere Schichten ist durch die Erhöhung der N_{\min} -Gehalte in den tieferen Schichten 30-60cm und 60-90cm zwischen den Probenahmeterminen gut zu erkennen.

Abb. 3-17: Vergleich der N_{\min} – Gehalte [kg/ha] in den Tiefen 0-30cm, 30-60cm und 60-90 cm vom 30. Oktober 2009 und dem 03. Februar 2010

3.2.1.3 Hasendorf an der Mur

Die Zwischenfrüchte am Standort Hasendorf an der Mur wurden Ende September 2009 angebaut und Anfang Mai 2010 geerntet. Die zweite Probenahme erfolgte Anfang Februar und die dritte einen Tag nach der Ernte der Zwischenfrüchte. Durch die in Abb. 3-18 dargestellten N_{\min} – Gehalte der zweiten Probenahme auf dem Standort Hasendorf an der Mur ist der positive Effekt des Zwischenfruchtanbaus auf den N_{\min} – Gehalt des Bodens am deutlichsten zu erkennen. Die Kontrollfläche der Variante 0 ohne den Anbau von Zwischenfrüchte führt zu einem N_{\min} – Gehalt von 97 kg/ha und ist damit um etwa das dreifache höher als die restlichen Varianten. Der N_{\min} – Gehalt der Kontrollfläche ist auch signifikant unterschiedlich im Vergleich zu den restlichen Varianten (1-9). Die Varianten 1 bis 9 weisen alle einen relativ geringen mineralischen Stickstoffgehalt zwischen 26 und 43 kg/ha auf.

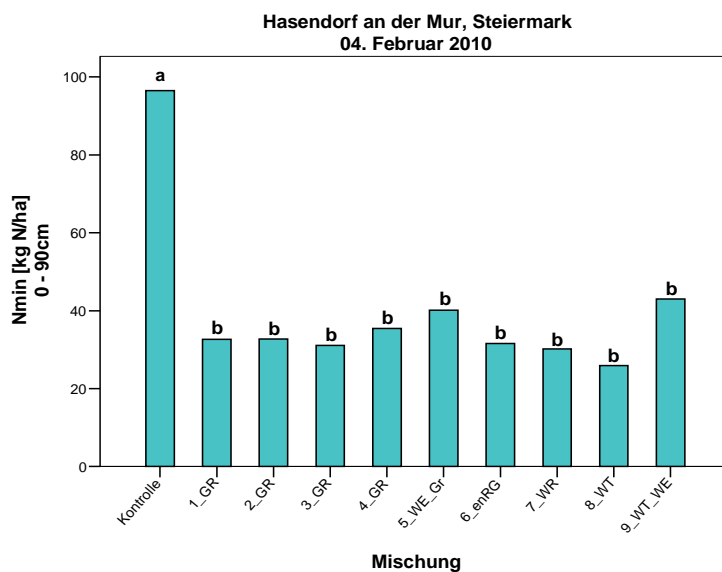


Abb. 3-18: N_{\min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 04. Februar 2010

Die Probenahme am 04. Mai 2010 (einen Tag nach der Ernte der Zwischenfrüchte) zeigt, dass es deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Bearbeitungsmethoden gibt. Der Kontrollboden hat im Vergleich zu den anderen Varianten mit Ausnahme der Variante 1 einen relativ hohen N_{\min} -Gehalt. Der mineralische Stickstoffgehalt (76 kg/ha) der Variante 1 ist signifikant unterschiedlich zu den restlichen Varianten. Bei den Varianten 2 bis 9, wo die Zwischenfruchtaufwüchse geerntet und abgefahren wurden, konnten nur noch N_{\min} – Gehalte von rund 10kg/ha gemessen.

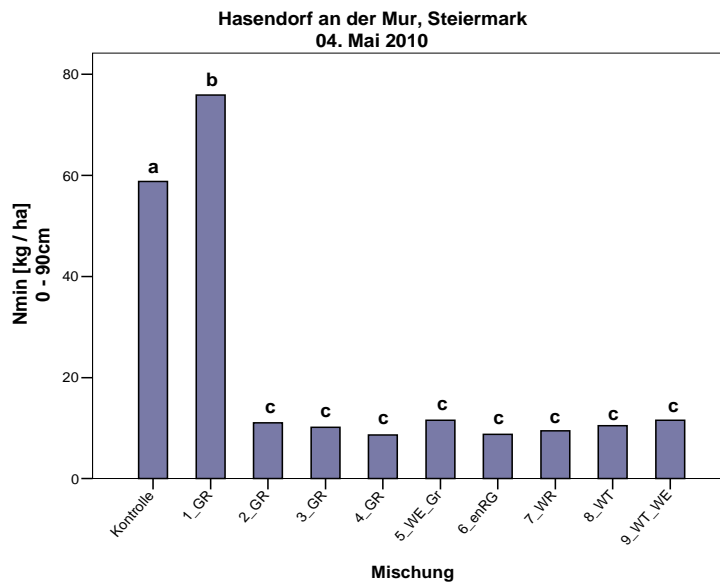


Abb. 3-19: N_{min} – Gehalt [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm am 04. Mai 2010

Der Vergleich der zweiten Probenahme im Februar während der Vegetationszeit der Zwischenfrüchte mit der dritten Probenahme im Mai kurz nach der Ernte der Zwischenfruchtaufwüchse zeigt, dass es bei fast allen Varianten zu einer Abnahme des mineralischen Stickstoffgehalts kam (siehe Abb. 3-20). Bei der Kontrollfläche, die Anfang Februar noch deutlich den höchsten N_{min} – Gehalt aufwies, reduzierte sich der Gehalt von 97 kg/ha auf 59 kg/ha. Nur bei der Variante 1, wo die Zwischenfrucht (Grünroggen) als Mulch auf dem Feld verblieb, stieg der N_{min} – Gehalt von 33 kg N/ha auf 76 kg N/ha stark an. Dies zeigt, dass schon kurz nach dem Mulchen der Zwischenfruchtaufwüchse Stickstoff mineralisiert wird.

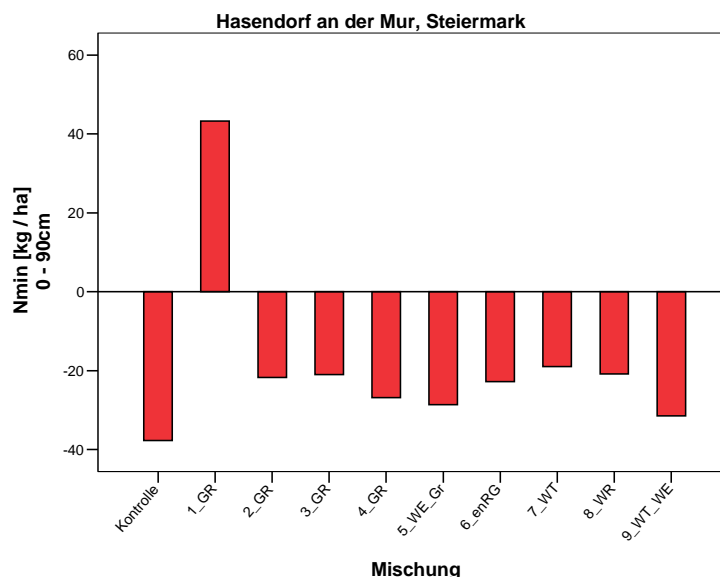


Abb. 3-20: Differenz der N_{min} – Gehalte [kg/ha] in der Tiefe 0-90 cm vom 04. Februar 2010 und dem 04. Mai 2010

Die Erhöhung des mineralischen Stickstoffgehalts der Variante 1 ist auch deutlich in der Abb. 3-21 zu erkennen. Während der Vegetationsperiode der Zwischenfrüchte im Februar wies noch der Kontrollboden offensichtlich den höchsten N_{min}-Gehalt auf. Nach dem Mulchen im Mai stieg der N_{min}-Gehalt der Variante 1 deutlich an. Die Erhöhung resultierte hauptsächlich aus der Veränderung des N_{min}-Gehalts in der oberen Bodenschicht (0-30cm). Der hohe mineralische Stickstoffge-

halt in dieser Bodenschicht kann auf den kurzen Zeitraum zwischen dem Mulchen der Zwischenfruchtrückstände und der dritten Probenahme zurückgeführt werden. Bei den Varianten 2 bis 9 wurden im Mai nur noch sehr geringe N_{min} -Gehalte gemessen. Vor allem in den tieferen Bodenschichten (30-60cm) konnte kaum mehr mineralischer Stickstoff festgestellt werden.

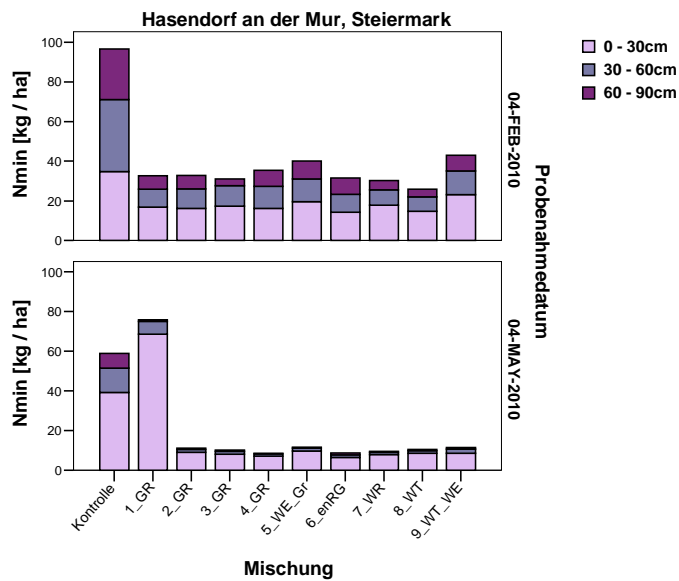


Abb. 3-21: Vergleich der N_{min} – Gehalte [kg/ha] in den Tiefen 0-30cm, 30-60cm und 60-90 cm vom 04. Februar 2010 und dem 04. Mai 2010

3.2.2 Zusammenfassende Bewertung

Der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens im Spätherbst nach der Ernte ist ein Indikator für das Nitratauswaschungsrisiko. Je mehr N_{\min} im Boden vorhanden ist, desto größer ist das Gefahrenpotential, dass Nitrat ins Grundwasser gelangt und die vorgegeben Grenzwerte der EU – Richtlinie oder der Trinkwasserverordnung nicht mehr eingehalten werden können.

In Abb. 3-22 sind die aus der zweiten Probenahme resultierenden Differenzen des N_{\min} -Gehalts der einzelnen Zwischenfruchtmischungen zum Kontrollboden des jeweiligen Standortes dargestellt. Die zweite Probenahme in Thalheim und Güssing wurde wenige Tage nach der Ernte der Zwischenfrüchte durchgeführt. Bei den Varianten 1 dieser Versuchsstandorte ist zu beachten, dass die Aufwüchse vor der zweiten Probenahme gemulcht wurden und teilweise schon wieder Stickstoff mineralisiert wurde. In Hasendorf an der Mur sind diese Proben zur Bestimmung des N_{\min} -Gehalts während der Vegetationszeit der Zwischenfrüchte gezogen worden.

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens ohne den Anbau von Zwischenfrüchten in den meisten Fällen höher ist als bei Flächen mit Zwischenfruchtanbau. Auf den Standorten Güssing und Hasendorf an der Mur ist dieser Effekt besonders gut zu erkennen. Vor allem in Hasendorf ist der N_{\min} -Gehalt der Kontrollfläche während der Vegetationszeit der Zwischenfrüchte mehr als doppelt so hoch als im Vergleich zu den anderen Varianten. Auf diesem Standort sind auch die höchsten Trockenmasseerträge mit durchschnittlich 4,5t/ha erzielt worden. In Thalheim wiederum unterscheidet sich der N_{\min} -Gehalt der Kontrollfläche nur geringfügig von den anderen Varianten. Trotzdem zeigen die Ergebnisse, dass in Summe der Zwischenfruchtanbau zu einer Reduktion des N_{\min} -Gehalts führt. Die Höhe der Veränderung ist allerdings von der Art der Zwischenfrucht und den Faktoren Boden, Witterung und Bewirtschaftung abhängig (MANGSTL et al., 1988). Zu bemerken ist, dass bei allen drei Versuchsstandorten bei der zweiten Probenahme die höchsten N_{\min} – Gehalte, mit Ausnahme der Kontrollflächen, auf den Varianten gemessen wurden, wo die Zwischenfruchtmischungen einen hohen Stickstoffgehalt inne hatten.

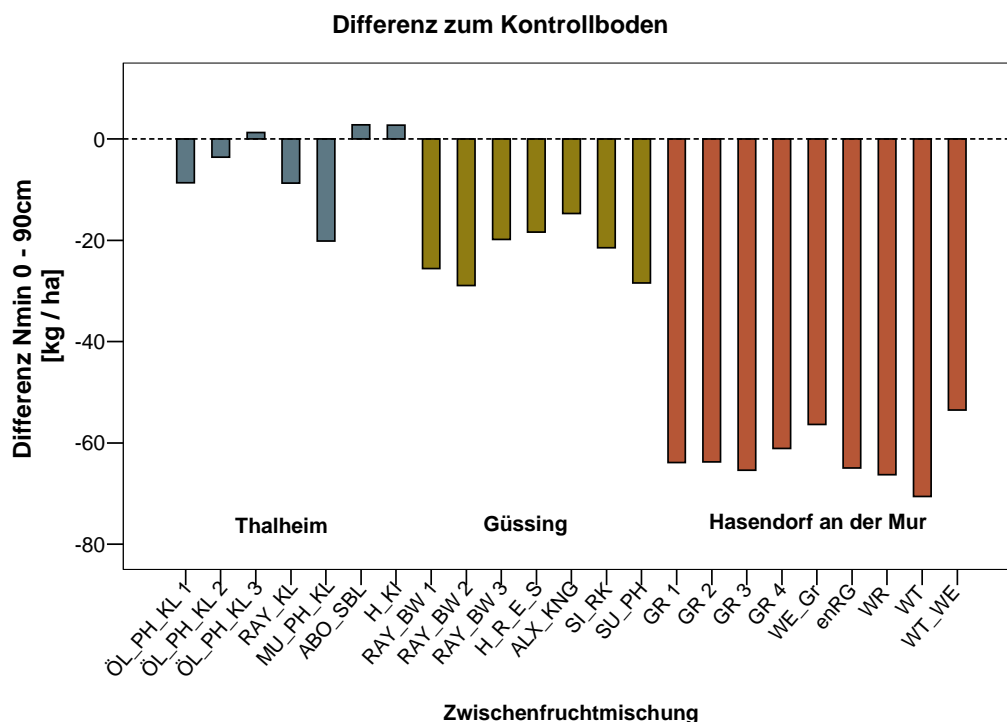


Abb. 3-22: Vergleich der N_{\min} – Gehalte, Differenz Zwischenfruchtanbau und Kontrollflächen bei der zweiten Probenahme

Wie schon in den Ergebnissen in Kapitel 3.2.1.1 gezeigt, wurden am Standort Thalheim die geringsten Unterschiede des N_{\min} -Gehalts zwischen Flächen mit Zwischenfruchtanbau und den Kontrollflächen ohne Zwischenfruchtanbau gemessen. In Hasendorf an der Mur weist der Kontrollboden während der Vegetationszeit der Zwischenfrüchte im Mittel einen um rund 60 kg/ha höheren N_{\min} -Gehalt als Flächen mit Zwischenfruchtanbau auf. Im Durchschnitt kommt es durch den Zwischenfruchtanbau auf den drei Versuchsstandorten zu einer Verringerung des N_{\min} -Gehalts von 29 kg/ha und damit zu einer Reduktion des Nitratauswaschungsrisikos.

Meist ist kurz vor und nach der Ernte der Hauptfrucht, sowie während der Brachzeiten die Nitratkonzentration des Bodenwassers am höchsten. Durch das nachlassende Wachstum vor der Ernte und das Absterben der Vegetation im Zuge der Ernte, kommt die Nitrataufnahme der Pflanzen zum Erliegen. Infolge wird das Nitratauswaschungsrisiko erhöht. Vor allem in gut durchlüfteten Böden ist die Nitratauswaschungsfahr besonders hoch. Anhand von Bodenbearbeitungen wird dieser Effekt noch verstärkt (LUBW, 2007). Nitratverluste führen zu einer Kontamination des Sickerwassers, wie auch des Grundwassers. Das Nitratauswaschungsrisiko ist am höchsten wenn Ackerflächen brach liegen und die Wasserspeicherkapazität des Bodens gering ist (ARONSSON et al., 1998).

Verschiedene Studien und Forschungsberichte haben schon auf den positiven Effekt des Zwischenfruchtanbaus auf den mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens und die dadurch entstehende Reduktion des Nitratauswaschungsrisikos hingewiesen, was auch die Ergebnisse dieser Studie zeigen. Die Zwischenfrüchte nehmen den im Boden verbliebenen Stickstoff auf und geben ihn idealerweise wieder an die Folgefrucht ab (KOLBE, 2004; ARONSSON, 1998; VOS, 1998; ASKEGAARD, 2005; POWLSON, 1993). Die meisten Forschungsberichte, die von einer Reduktion des Nitratauswaschungsrisikos im Zuge des Zwischenfruchtanbaus sprechen, weisen darauf hin, dass vor allem die Zeitpunkte des Anbaus und der Einarbeitung der Zwischenfrüchte von Bedeutung sind, damit der aufgenommene Stickstoff auch für die Folgekultur wirksam wird.

Die Ergebnisse in 3.2.1 lassen weiters erkennen, dass es durch das Verbleiben der Zwischenfruchtaufwüchse in Form von Mulch auf den Ackerflächen zu einer Erhöhung der N_{\min} -Gehalts kommt. Die Steigerung des mineralischen Stickstoffgehalts ist bei den Mulch-Varianten deutlich größer als bei den Varianten, bei denen die Zwischenfruchtaufwüchse abgefahren werden. Durch Mineralisationsprozesse des Mulchmaterials wird der N_{\min} -Gehalt des Bodens gesteigert und damit das Nitratauswaschungsrisiko erhöht. Durch das Mulchen der Biomasse kommt es im Vergleich zum Abräumen zu einer Erhöhung des N_{\min} -Gehalts zwischen 10 und 66 kg/ha.

Dass durch das Verbleiben der Zwischenfrüchte auf dem Feld der N_{\min} -Gehalt angehoben wird, ist bei einem Vergleich der Varianten 0-3 am deutlichsten zu sehen. Denn trotz des Anbaus der gleichen Zwischenfruchtmischungen bringen die verschiedenen Bearbeitungsmethoden deutlich unterschiedliche N_{\min} -Werte mit sich. Hierbei hat die Variante Mulch bei der dritten Probenahme immer den höchsten N_{\min} -Gehalt zur Folge.

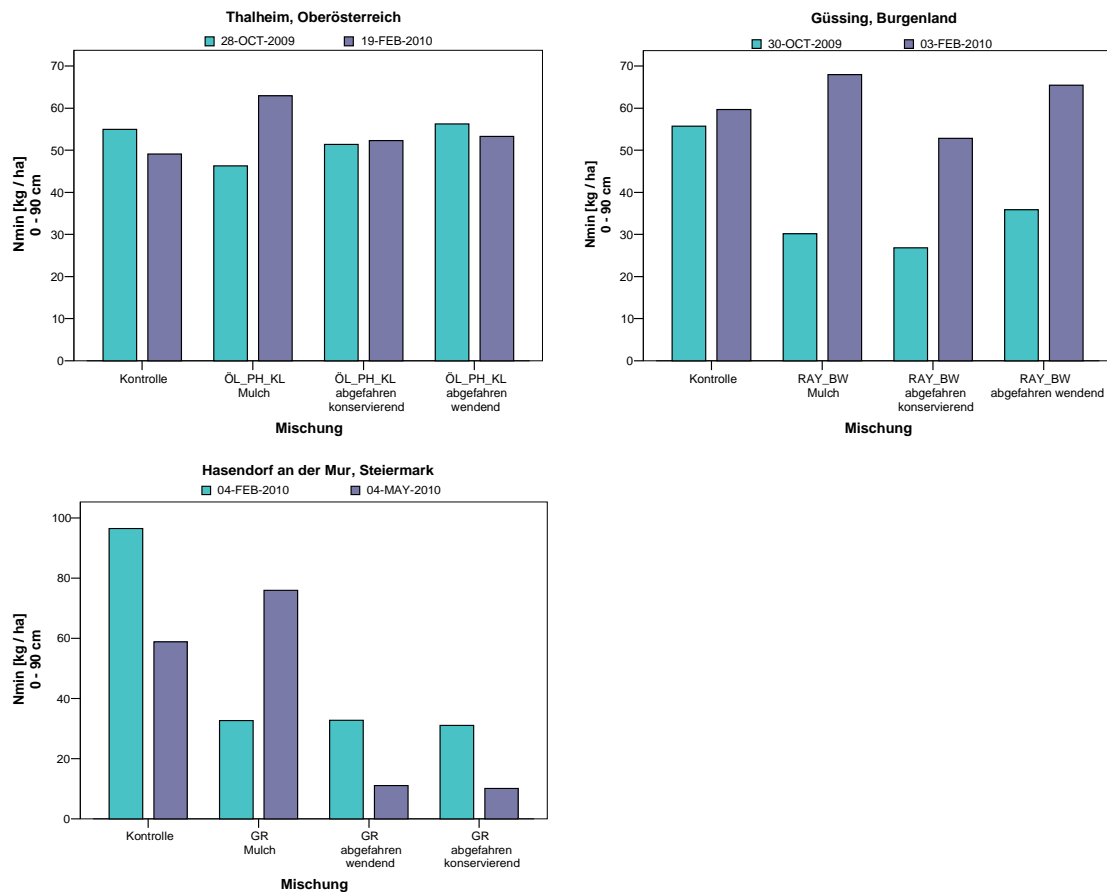


Abb. 3-23: Vergleich N_{\min} – Gehalte [kg / ha] der Varianten 0-3 bei der zweiten und dritten Probenahme

Durch die Einarbeitung von Zwischenfruchtrückständen kommt es zur Mineralisation des Stickstoffs und idealerweise wird dieser von den Hauptfrüchten aufgenommen. Von besonderer Wichtigkeit ist allerdings der Zeitpunkt der Einarbeitung. Kommt es zu spät zu den Mineralisationsprozessen können die Hauptfrüchte den Stickstoff nicht aufnehmen und dadurch wird das Nitratauswaschungsrisiko gesteigert (ARONSSON et al., 1998). Auch Untersuchungen von RAHN et al. (2009) zeigen, dass die Einarbeitung von Pflanzenrückständen mit hohem Stickstoffgehalt im Herbst zu signifikanten Stickstoffverlusten in Form von Nitratauswaschungen führen kann.

CHAVES et al. (2006) beschreiben in ihrer Studie, dass mittels Mineralisationsprozesse von stickstoffreichen Pflanzenrückständen bis zu 150kg/ha Stickstoff innerhalb von drei Monaten frei werden können. Die Nitratkonzentration wird vor allem im Herbst und Winter stark erhöht, wodurch das Problem der Nitratauswaschung entstehen kann. Die Mineralisationsrate von Pflanzenrückständen hängt stark von der Temperatur und der Wasserverfügbarkeit ab (ADDISCOTT, 1983). Stickstoffmineralisation ist normalerweise während warmer Perioden und bei feuchtem Boden am höchsten. Diese Bedingungen findet man am häufigsten im frühen Herbst und im späten Frühling (MITCHELL et al., 2000). Die Mineralisation von Pflanzenrückständen findet in leichten Böden viel rascher statt als in schweren Böden (De NEVE et al., 1998).

Verschiedene Studien belegen, dass vor allem bei langjährigem Anbau von Zwischenfrüchten die Nitratauswaschungen im Vergleich zu vegetationsfreien Flächen ansteigen. Anhand eines 24-jährigen Versuchs konnten HANSEN et al. (2000) zeigen, dass das Nitratauswaschungsrisiko bei Flächen mit Zwischenfruchtanbau um 29% höher als bei Flächen ohne Zwischenfruchtanbau. Während eines vierjährigen Versuchs mit Gerste auf einem sandigen, lehmigen Boden mit Raygras als Zwischenfrucht konnte auch LEWAN et al. (1994) zeigen, dass durch das jährliche Anbauen von Zwischenfrüchten und die Einarbeitung dieser im Frühjahr die Nitratauswaschungen in den

ersten drei Jahren zwar um 83% geringer waren als bei Flächen ohne Zwischenfruchtanbau. Im vierten Jahr des Versuchs war allerdings die Nitratauswaschung bei den Versuchsflächen mit Zwischenfrüchten höher, was auf die Einbringung großer Mengen von leicht abbaubaren Pflanzenrückständen zurückgeführt wurde. THOMSEN und CHRISTENSEN (1999) kamen zu entsprechenden Ergebnissen bei ihrem fünfjährigen Versuch mit Italienischem Raygras.

In der biologischen Landwirtschaft ist die Verwendung von synthetischem Dünger nicht erlaubt. Um trotzdem genügend Stickstoff in den Boden einzubringen, werden bei diesen Bewirtschaftungsformen tierische Dünger oder Pflanzenrückstände auf den Feldern aufgebracht oder eingearbeitet. In kalten und humiden Regionen ist es wichtig, dass die Pflanzenrückstände im Frühling oder im frühen Sommer genügend Stickstoff für die Folgefrüchte zur Verfügung stellen. Vor allem zum Zeitpunkt, wenn der Stickstoffbedarf der Folgefrüchte hoch ist. Wenn der Stickstoff aber zu spät oder nach der Wachstumsperiode freigelassen wird, kann es zu Nitratauswaschungen und zur Kontamination des Grundwassers kommen (BERGSTRÖM et al., 2004).

Zu einem erhöhten mineralischem Stickstoffgehalt im Boden kommt es in der Praxis meist dadurch, dass die Stickstoffzufuhr durch das Verbleiben der Zwischenfruchtrückstände auf dem Feld bei der Berechnung der Düngemengen nicht berücksichtigt wird, es somit zu einem erhöhten Stickstoffinput kommt und das Nitratauswaschungsrisiko gesteigert wird. Als Resultat der Abfuhr der Zwischenfruchtaufwüchse und zum Beispiel der Zufuhr zu einer energetischen Nutzung dieser verringern sich die Stickstoffverluste. Die entstehenden Gärrückstände können anschließend als Stickstoffdünger landwirtschaftlichen Flächen beigemischt werden. Mit Hilfe der gezielten Einsetzung dieses Düngers kann ohne räumliche und zeitliche Abhängigkeit dem Boden Stickstoff zugeführt werden, wann es für die Folgefrüchte am besten ist und damit zur Verringerung des Stickstoffverlustpotentials beitragen (STINNER et al.).

Laut dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten kann das Nitratauswaschungsrisiko durch folgende Maßnahmen verringert werden:

- Stickstoffmenge an den Nährstoffbedarf der Pflanzen anpassen
- Stickstoffvorrat im Boden berücksichtigen
- Mineralische Stickstoffe zur richtigen Zeit düngen
- Richtige Düngeform und Düngetechnik
- Ganzjährige Bodenbedeckung anstreben
- Intensive Bodenbearbeitung vermeiden
- Extensivierungsmaßnahmen einplanen
- Beregnung sorgfältig einsetzen

Zusammenfassend kann anhand der Ergebnisse gesagt werden, dass es durch den Anbau von Zwischenfrüchten zu einer Reduktion des mineralischen Stickstoffgehalts im Boden kommt. Das Verbleiben der Zwischenfruchtaufwüchse führt allerdings zu einem Anstieg des N_{\min} -Gehalts im Vergleich zu landwirtschaftlichen Flächen, wo die Pflanzenrückstände abgefahren werden. Dadurch kommt es auch zu einer Erhöhung des Nitratauswaschungsrisikos. Auch CLAUPEIN (1994) beschreibt, dass durch den Zwischenfruchtanbau Stickstoff aufgenommen wird und es kurzfristig zu einer Reduzierung der Nitratauswaschungen durch die Pflanzen kommt. Langfristig gesehen, hebt der Zwischenfruchtanbau die Stickstoffvorräte des Bodens an. Durch häufigen Zwischenfruchtanbau und vor allem durch die Zufuhr von zusätzlichem Stickstoff erhöhen sich dauerhaft die Stickstoffvorräte im Boden und fördern damit das Nitratauswaschungsrisiko.

3.3 Lachgasemissionen

3.3.1 relevante Einflussfaktoren der N₂O – Emissionen von landwirtschaftlichen Böden

N₂O - Emissionen von landwirtschaftlichen Böden resultieren hauptsächlich aus Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen (MOSIER, 1998). Die Lachgasproduktion spielt normalerweise eine untergeordnete Rolle in diesen Prozessen (BEAUCHAMP, 1997) und ist, wie in diversen Studien beschrieben wird, abhängig von verschiedenen mikrobiologischen Vorgängen und einer Vielzahl von physikalischen und chemischen Faktoren.

Nach BEAUCHAMP (1997) gibt es drei bestimmende Faktoren, die den N₂O - Fluss regulieren:

- Menge der zur Verfügung stehenden Substrate für Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse
- Verhältnis des N₂O mit den gebildeten Reaktionsprodukten
- Diffusion und Konsum von N₂O bevor es in die Atmosphäre entweicht

Zusätzlich gibt es noch weitere Regulatoren der Nitrifikation- und Denitrifikationsprozesse. Die Bodeneigenschaften wie der Bodenwassergehalt und die Temperaturen beeinflussen die mikrobiologische Aktivität im Boden und dadurch Nitrifikation- und Denitrifikationsprozesse wie auch die Lachgasproduktion. Zusätzlich sind die unterschiedlichen Bearbeitungsmethoden landwirtschaftlicher Flächen von großer Bedeutung. Düngung und Mulchen oder Einarbeitung von Pflanzenrückständen beeinflussen das Nährstoffangebot der Bodenfauna.

3.3.1.1 Bodeneigenschaften

Der Bodenwassergehalt beeinflusst die N₂O und NO_x Emissionen in allen Bodentypen. Er steuert gemeinsam mit der Sauerstoffverfügbarkeit die mikrobiologischen Aktivitäten. Die Sauerstofflieferung hängt hauptsächlich vom Bodenwassergehalt und dem mikrobiologischem Verbrauch ab (BOUWMAN, 1996). Ein hoher Wassergehalt bremst den Sauerstofftransport und erhöht dadurch die Denitrifikationsrate im Boden (SKIBA et al., 1992). Mit steigendem wassergefüllten Porenraum setzt die Denitrifikation ein. Optimale Bedingungen für die Denitrifikation herrschen bei einem wassergefüllten Porenraum von etwa 50-90% (IFA & FAO, 2001).

Die Befeuchtung von trockenen Böden hebt die Stickstoff-Mineralisation, Nitrifikation und den NO- und N₂O Fluss an. Das abwechselnde trocknen und befeuchten von Böden fördert die N₂O und NO Emissionen aus dem Boden in die Atmosphäre (IFA & FAO, 2001). Wechselnde trockene und feuchte Bedingungen und ein wassergefüllter Porenraum über 60%, aber geringer als die Sättigung führen zu den höchsten N₂O – Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden. (GRANLI et al., 1994).

Sowohl Versuche von FLESSA et al. (1995) als auch von AULAKH et al. (1991) zeigen in ihren Studien, dass es durch die Erhöhung des Bodenwassergehalts zu einem deutlichen Anstieg der Lachgasemissionen kommen kann.

AULAKH et al. (1991) teilten durch ihre Versuche mit, dass die Denitrifikationsraten bei einem wassergefüllten Porenraum (WFPS) unter 65 bis 75% vernachlässigbar sind. Bei zwei Experimenten unter gleichen Versuchsbedingungen zeigte sich, dass bei einem WFPS von 60% bei einer Versuchsdauer von 35 Tagen nur etwa 0,02 – 1,4 mg N₂O-N/kg_{Boden} emittieren. Durch eine Zunahme des wassergefüllten Porenraums auf 90% erhöhten sich die täglichen N₂+N₂O-Flüsse um das 4-10-fache. Die gemessenen Gesamt N₂O-N - Emissionen bei einem wassergefüllten Porenraum von 90% erreichten Werte zwischen 2 - 16,7 mg N₂O-N/kg_{Boden}.

Versuche von FLESSA et al. (1995) zeigten, dass nach der Einarbeitung von leicht abbaubaren

organischem Material wie Zuckerrüben der N_2O -N - Verlust auch bei einem niedrigen Wassergehalt unter 65% beträchtlich sein kann. Trotzdem wurden Höchstwerte der Lachgasemissionen bei einem höheren Wassergehalt mit einem WFPS von 89% gemessen. Feuchte Bedingungen bei einem WFPS von 81 – 89% bremsen die Sauerstofflieferung aus der Atmosphäre, erhöhen die anoxischen Mikrosites und dadurch die Lachgasemissionen.

Die Lachgasemissionen sind am höchsten unter feuchten und warmen Bedingungen. Werden Pflanzenrückstände auf dem Feld in Form von Mulch gelassen, sind die Emissionen am größten kurz nach Niederschlagsereignissen, wenn das Mulchmaterial noch feucht vom Regen ist (LARRSON et al. 1998)

Weitere Versuche von MCKENNY et al. (1993) zeigen auch, dass durch die Erhöhung des Bodenwassergehalts die Lachgasemissionen ansteigen. Die Erhöhung der Bodenfeuchte von 16 auf 30,5 Gewichts-% hob die $NO + N_2O$ Emission um ungefähr das Vier- bis Fünffache und das $N_2O / (NO + N_2O)$ Verhältnis um mehr als 90% an.

Auch die Bodentextur beeinflusst die Höhe der Lachgasemissionen. Je höher der Feinanteil im Boden und der Bodenwassergehalt, umso mehr Lachgas emittiert in die Atmosphäre. WEIER et al. (1993) beschreiben, dass eine kleinere durchschnittliche Partikelgröße zu einer höheren Wasserretention führt und dadurch kann es häufiger zur Schaffung von anaeroben Mikrosites kommen. Versuche von FLESSA et al. (2002) zeigten, dass es bei reinem Quarzsand zu keinen Lachgasemissionen, dass es allerdings bei einem Boden mit einem Schluffgehalt von 61% zu Lachgasemissionen von

1,6 mg N_2O -N/m², kommt.

Eine weitere Einflussgröße auf die Denitrifikation und die Lachgasemissionen ist der pH Wert. Denitrifikationsraten sind unter sauren Bedingungen geringer als unter leicht basischen Bedingungen, aber die N_2O -Produktion ist bei niederen pH-Werten in der Regel höher, vor allem bei ausreichendem Nitratangebot (IFA & FAO, 2001).

3.3.1.2 Temperatur

Temperaturveränderungen beeinflussen die mikrobiologische Aktivität im Boden und dadurch die Denitrifikation und Nitrifikation. Denitrifikations- und Nitrifikationsraten werden durch steigende Temperaturen vergrößert (IFA & FAO, 2001).

Aber auch während der Winterperiode können hohe Lachgasemissionen beobachtet werden wenn Frost-Tau-Zyklen auftreten. Die oberflächennahe Bodenschicht ist den jährlichen Schwankungen am stärksten ausgesetzt. Es wird angenommen, dass über die Wintermonate, wenn der Boden gefroren ist, ein Großteil des Lachgases unter der gefrorenen Schicht akkumuliert wird. Der gefrorene Boden wirkt wie eine Barriere für das Lachgas. Während der Frostperiode sind wahrscheinlich Nitrifikationsprozesse die Hauptquelle für die Lachgasproduktion unter der gefrorenen Bodenschicht. Bei Eintreten eines Tauereignisses entstehen vor allem nahe den Bodenoberflächen optimale Bedingungen für Denitrifikationsprozesse. (BURTON et al., 1994)

Noch nicht geklärt ist, ob es zu einer erhöhten N_2O -Emission nach einem Tauereignis nur durch die Akkumulation des Lachgases im gefrorenen Boden während den Frostperioden kommt oder ob andere biologische und chemische Prozesse diesen Anstieg bewirken. Anscheinend werden während des Frierens des Bodens nicht verfügbare Stickstoffmengen verfügbar. Eine wichtige Bodeneigenschaft, die die N_2O -Emissionen während eines Frost-Tau-Ereignisses erhöhen, ist die Kapazität des Bodens NH_4 an Tonminerale zu binden und die NO_3^- bzw. die NH_4 -Fixierung durch Bodenmikroorganismen. Böden mit einer hohen aktiven Biomasse und einem hohen Tonanteil neigen zu starken Lachgasemissionen während eines Frost-Tau-Ereignisses (MÜLLER et al., 2002)

N₂O-Emissionen während der Tauperiode umfassen einen Großteil der gesamten Lachgasemissionen während eines Jahres. Auch GOODROAD et al. (1984) machen die physikalische Barriere der gefrorenen Bodenschicht für die hohen Lachgasemissionen über die Wintermonate verantwortlich.

Die Höhe der Lachgasemission ist vor allem von der Dauer der Frostperiode abhängig. Bei einer Frostdauer von einem Tag und einem anschließenden Tauereignis ist die N₂O-Emission vernachlässigbar. Erst ab einer Frostperiode von etwa drei Tagen kommt es zu einer bedeutenden Erhöhung der Emissionsraten (TEEPE et al., 2004). Ungefähr 50-70% der jährlichen Lachgasemissionen emittieren während der Winterperiode. Dies zeigt deutlich wie wichtig die Beachtung dieses Faktors bei der Abschätzung der gesamten jährlichen Lachgasverluste in Klimazonen mit Frost-Tau-Perioden ist. (RÖVER et al., 1998)

Versuche von WAGNER-RIDDLE et al. (1998) zeigen, dass die Höhe der N₂O-Emissionen während einer Frühjahr – Tauperiode stark von den vorhergehenden Bewirtschaftungsmethode abhängen. Große Mengen Lachgas von brachliegenden Ackerflächen sind wahrscheinlich auf die höhere Verfügbarkeit von Substraten für Denitrifizierer (Stickstoff und Kohlenstoff) und auf den höheren Bodenwassergehalt zurückzuführen. Wurden Pflanzen während der Wintermonaten angebaut, kam es trotz Frost-Tau-Ereignissen zu keinen signifikanten N₂O-Emissionen. Durch das Einarbeiten von Ernterückständen wurde allerdings wieder Substrat für Denitrifizierer verfügbar und es kam zu höheren Lachgasemissionen

3.3.1.3 Einfluss der Düngung

Einerseits kann durch Düngung die Produktivität einer landwirtschaftlich genutzten Fläche gesteigert werden, andererseits wird durch die Stickstoffdüngung vermehrt Lachgas durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse in die Atmosphäre abgegeben und beeinflusst dadurch die globale Erwärmung (ABBASI et al., 2000). Die N₂O-Emission steigt mit erhöhtem Stickstoffangebot im Boden. Dabei spielt nicht nur die ausgebrachte Düngermenge eine Rolle, sondern auch die Art des Düngers (MOSIER et al., 1996).

MOSIER et al. (1998) beschreibt, welche unterschiedlichen anthropogenen Stickstoffquellen in landwirtschaftlichen Systemen Einfluss auf die Lachgasemissionen nehmen:

- synthetische Dünger
- Wirtschaftsdünger
- Stickstoff aus biologischer N-Fixierung
- Rückführung von Ernteresten auf das Feld als Gründüngung
- Klärschlammaufbringung

Die IPCC Methode (International Panel for Climate Change) um die N₂O - Emissionen direkt aus der Stickstoffdüngung abzuschätzen, nimmt einen Emissionsfaktor von 1,25 % der Stickstoffzugabe durch Düngung an. Diese Methode beruht auf einer Studie von BOUWMAN (1994). BOUWMAN (1997) weist darauf hin, dass diese Methode nicht für alle Pflanzen und lokale Klimabedingungen geeignet ist. Seine Analyse basiert auf N₂O-Emissionen von Böden, auf welchen Mais und Gras angebaut wurde.

Bei der Abschätzung der Lachgasemission über die Höhe der Stickstoffdüngung ist zu beachten, dass diese stark in Abhängigkeit des Düngers und anderer Faktoren variieren. Die Werte schwanken zwischen 0,01 und 1,8 % der Stickstoffzugabe für Nitrat-Dünger und zwischen 0,03 und 1,8 % für Ammonium-Dünger. Diese Unterschiede zeigen, dass N₂O-Verluste durch Stickstoffdüngung von verschiedenen Faktoren wie Wetterbedingungen, Bodeneigenschaften und Bearbeitungsmethoden abhängen (FLESSA et al., 1996).

ABBASAI et al. (2000) zeigten durch ihre Versuche das Lachgasemissionen von landwirtschaftlichen Böden auf welchen KNO_3 aufgebracht wurde, um das 3 - 8 - fache höher waren als von Flächen denen in gleicher Menge $\text{NH}_4\text{-N}$ zugegeben wurde. Daraus lässt sich schließen, dass Denitrifikationsprozesse unter diesen Versuchsbedingungen hauptsächlich für die Lachgasemission verantwortlich waren.

Weiters spielt der Zeitpunkt der Stickstoffdüngung eine wichtige Rolle im Zusammenhang mit der Höhe der Lachgasemissionen. Wird der Dünger im Herbst aufgebracht kommt es zu deutlich höheren N_2O -Emissionen im Vergleich zu einer Düngung im Frühjahr. Eine Herbstdüngung führt zu einer längeren Periode mit verfügbarem Stickstoff unter feuchten Bedingungen, die die Denitrifikation und dadurch die N_2O -Emission fördern. Vor allem im Zusammenhang mit Frost-Tau-Ereignissen (HAO et al., 2001).

GARCIA-RUIZ et al. (2007) fanden heraus, dass eine kombinierte Einbringung von Dünger und Pflanzenresten zu einer zusätzlichen Erhöhung der Lachgasemissionen führt. In allen Versuchen waren die N_2O -Emissionen durch Düngung und Einarbeitung von Ernteresten um etwa 30% - 123% höher als bei der Einbringung von ungedüngtem Pflanzenmaterial. Dies führt zu der Annahme, dass in den ungedüngten Versuchen Stickstoff der limitierende Faktor für die Denitrifikation war. Es konnte auch eine Wechselwirkung zwischen der Stickstoffdüngung und der Qualität der Erntereste festgestellt werden. Die größte Erhöhung der Lachgasemissionen wurde bei den Versuchen gemessen, wo das C/N Verhältnis relativ weit war. Je größer der Stickstoffgehalt der eingebrachten Erntereste, desto geringer war der Einfluss des Düngers auf die N_2O - Emissionen.

Werden sowohl Pflanzenreste als Mulch auf dem Feld gelassen bzw. eingearbeitet als auch Stickstoffdünger aufgebracht, steigen die Lachgasemission im Vergleich zu Böden, denen nur Pflanzenrückstände zugeführt werden. Höhere Emissionen werden vor allem auf landwirtschaftlichen Flächen gemessen, die konventionell bearbeitet werden im Gegensatz zu „no tillage“-Flächen, wenn Stickstoff durch Pflanzenrückstände und Düngung zugeführt werden (MALHI et al., 2006).

Experimente von HUANG et al. (2004) zeigten, dass die N_2O -Emissionen durch das Aufbringen von Harnstoff im Vergleich zu ungedüngten Flächen ansteigen. Das kombinierte Aufbringen von Harnstoff und Pflanzenrückständen brachte eine Anhebung der Lachgasemission mit sich, wohingegen Bodensäulen, denen nur Pflanzenrückstände zugeführt wurden, geringere Mengen Lachgas emittierten.

Ein gutes Düngemanagement kann die Pflanzenproduktion fördern und zusätzlich die Lachgasemissionen auf ein Minimum reduzieren, wenn die Art des Düngers, die Bodenbearbeitung und der Zeitpunkt der Düngung beachtet werden.

3.3.1.4 Lachgasemissionen durch das Einbringen oder Mulchen von Pflanzenrückständen

Zwischenfruchtrückstände, die nicht abtransportiert werden, können entweder eingearbeitet oder oberflächlich als Mulch auf dem Feld zurückgelassen werden.

Die Einbringung von Ernteresten auf landwirtschaftlichen Feldern ist eine wichtige Kohlenstoff- und Stickstoffquelle. Zusätzlich wird durch die Einarbeitung die Mineralisation von organischem Material gefördert. Einige Studien haben gezeigt, dass die Denitrifikationsaktivität und N_2O -Emission mit der Einbehaltung von Ernterückständen auf der landwirtschaftlichen Fläche höher ist als bei Flächen, wo die Erntereste abgeräumt wurden. Auch die Bodenbearbeitung beeinflusst die N_2O -Emission von Böden. Lachgasemissionen sind auf „no tillage“-Flächen höher als auf konventionellen Anbaugebieten (IFA & FAO, 2001)

Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse werden auch durch die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff, der als Energiequelle für Denitrifizierer dient, gesteuert.

BOUWMAN (1990) beschreibt weitere Faktoren, welche die Nitrifikation und Denitrifikation beeinflussen, wie die Konzentrationen von NO_3 und NH_4 . Durch den Nährstoffkonsum spielen Pflanzenwurzeln eine wichtige Rolle als Nährstoff- und Kohlenstoffquelle. Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse werden auch durch den pH-Wert des Bodens und der $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -Konzentration beeinflusst

AULAKH et al. (1991) zeigten durch ihre Versuche, dass das Einarbeiten der Pflanzenrückstände zu höheren Lachgasemissionen führt als oberflächlich aufgebraachte Rückstände. Vor allem durch die Einarbeitung von Sojabohnenresten emittierten $16,7 \text{ mg N}_2\text{O-N/kg}_{\text{Boden}}$ Lachgas während einer Versuchsdauer von 35 Tagen. Sojabohnenreste, die als Mulch aufgebracht wurden emittierten im Gegensatz nur $3,5 \text{ mg N}_2\text{O-N/kg}_{\text{Boden}}$. Auch die Einarbeitung von Mais- und Zottelwickerückständen führte zu einem höheren N_2O -Verluste. Nur durch das Mulchen von Weizen kam es zu mehr Lachgasemission als durch die Einarbeitung der Weizenrückstände in den Boden.

Bei den Experimenten von BAGGS et al. (2000) emittierten während einer Versuchsperiode von 42 Tagen durch die Einarbeitung von gedüngtem Rapsstroh $359 \text{ g N}_2\text{O-N/ha}$. Im Vergleich emittierten von einem Acker, wo die Pflanzen abgefahren wurden und nur Rapsstoppeln an der Bodenoberfläche blieben $74 \text{ g N}_2\text{O-N/ha}$. Die niedrigen Emissionen dieser Fläche sind wahrscheinlich ein Resultat der langsamen Zersetzungsrate der Rapsstoppeln.

Auch Versuche von MALHI et al. (2006) zeigten, dass das Einarbeiten der Pflanzenrückstände zu einer höheren Lachgasemission führt, als das Mulchen der Erntereste. Die Differenzen zwischen den Bearbeitungsmethoden stiegen an, wenn dem Feld Dünger (120 kg N/ha) zugeführt wurde.

Im Gegensatz zu den oben genannten Experimenten konnte BAGGS et al. (2003) zeigen, dass die Lachgasemissionen bei Versuchen ohne Bodenbearbeitung höher sind, als bei den Versuchen mit konventioneller Bodenbearbeitung. Höhere N_2O -Emissionen wurden durch das Mulchen von Weizen-, Bohnen- und Roggenresten gemessen. Vor allem die Einarbeitung von gedüngten Pflanzenrückständen in eine Tiefe von 25 cm bei dem konventionellen Bewirtschaftungsverfahren hob die Differenzen im Vergleich zum Mulchverfahren an. Die N_2O -Emissionen abgeleitet von dem mit 15N -markiertem Dünger waren bei der konventionellen Bodenbearbeitung immer niedriger als bei den Versuchen ohne Bodenbearbeitung. Bei diesen Versuchen führt das oberflächliche Mulchen von Pflanzenrückständen zu einer höheren N_2O -Emission als die Einarbeitung dieser. Die Ergebnisse der N_2O -Emissionen waren bei den gedüngten Versuchen ohne Bodenbearbeitung um das 2- bis 7-fache höher als bei dem Versuch mit Bodenbearbeitung. Dies ist wahrscheinlich auf die Schaffung von anaeroben Bedingungen unter dem Mulch mit lokalen Konzentrationen von mineralischem Kohlenstoff und anorganischem Dünger NO_3 zurückzuführen.

Obwohl Zwischenfrüchte und Grünbedeckung den Gasverlust durch Pflanzenaufnahme reduzieren, wird durch die Einarbeitung der Pflanzen die N_2O -Produktion durch Nitrifikation und Denitrifikation gesteigert, da organischer Stickstoff freigesetzt und anaerobe Zonen im Boden geschaffen werden (AULAKH et al., 1984; de CATANZARO und BEAUCHAMP, 1985). Diese Emissionen sind am höchsten, wenn stickstoffreiche Erntereste, wie Leguminosen in den Boden eingearbeitet werden (de CATANZARO und BEAUCHAMP, 1985; McKENNY et al., 1993).

Die Einarbeitung von Ernterückständen oder Zwischenfrüchten spielt in landwirtschaftlichen Systemen eine bedeutende Rolle und ist stets mit einer Kohlenstoff oder Stickstoff Zufuhr verbunden und damit mit einem erhöhten Potential zur N_2O -Bildung und N_2O -Emission. Die Einarbeitung von Zwischenfrüchten führte zu einer deutlichen Erhöhung der N_2O -Emission. Dabei sind die Emissionen nach Einarbeitung von Leguminosen besonders hoch. Bei Versuchen von LECK (2003) zeigte sich eine diurnale Rhythmik der N_2O -Emissionen in wachsenden Raps- und Wickebeständen, die als Hinweis für einen stomatären Fluss dieser Stickstoffverbindungen bewertet werden können.

Eine Studie von LARSSON et al. (1998) zeigt, dass durch die Zersetzung von den Luzernen und Gras mit hohem Stickstoffgehalt für die mikrobiologische Population sowohl Kohlenstoff als auch Stickstoff bereitgestellt wird. Während dem Abbau der Pflanzenrückstände steigen durch den er-

höhten Verbrauch von Sauerstoff durch mikrobiologische Atmung die Anzahl von anaeroben Mikroorganismen und dadurch die Denitrifikationsrate. Die Zugabe von Luzernen- und Gräserückständen mit einem hohen N – Gehalt führte in dem ersten Monat nach der Zugabe zum Boden zu einer hohen N_2O -Emission. Die Emissionen vom blanken Boden und dem Gras mit niedrigem Stickstoffgehalt waren geringer. Lachgasemissionen von der Luzerne und dem Gras mit einem hohen Stickstoffgehalt waren bei allen Messungen ab dem zweiten Tag der Zugabe und bis 20 Tage danach bedeutend höher als bei den beiden anderen Versuchen. Es wurde allerdings keine bedeutenden Unterschiede zwischen dem vegetationsfreien Boden und der Einarbeitung von Gras mit niedrigem N-Gehalt gefunden (LARSSON et al., 1998).

Größere N_2O -Emissionen werden nach der Einarbeitung von Materialien mit niederen als mit höheren C/N Verhältnis gemessen (KAISER et al., 1998). Dieser Faktor ist neben der Kohlenstoffverfügbarkeit einer der wichtigsten Faktoren, der die Denitrifikationsaktivität beeinflusst.

Versuche von BAGGS et al. (2001) zeigten, dass durch die Einarbeitung oder dem Mulchen von Weizen-, Roggen- oder Bohnenrückständen die N_2O -Emissionen um das 2-4-fache höher sind, als im Vergleich zu einem Kontrollboden, dem keine Pflanzenmaterialien zugeführt werden. Nur die Einarbeitung in den Boden von Roggenrückständen führte zu einer geringeren N_2O -Emission während der Versuchsdauer von 65 Tagen. Die Experimente zeigten, dass die Art der Pflanzenrückstände und die Menge einen bedeutenden Einfluss auf die Größe der N_2O -Emissionen haben, mit höheren Emissionen nach Einarbeitung von Ernteresten mit niedrigerem C/N Verhältnis.

McKENNY et al. (1993) konnten durch ihren Versuch zeigen, dass durch die Einarbeitung von unterschiedlichen Pflanzenrückständen in allen Versuchen die Lachgasemissionen im Vergleich zu einem Kontrollboden ohne die Zugabe von Pflanzenrückständen anstiegen. Und wie schon oben beschrieben (3.3.1.1) führt eine Erhöhung des WFPS zu einer Erhöhung der $NO+N_2O$ -Emissionen.

FLESSA et al. (1995) konnten zeigen, dass der mittlere kumulierte N_2O - Verlust des Bodens mit Zugabe von Zuckerrübenresten während einer Versuchsdauer von 45 Tage 43 mg/m^2 war und damit um das 35-fache höher als bei einem Kontrollboden ohne Pflanzenzugabe. Aber nur 0,37 % des beigemengten Stickstoffs durch Pflanzenreste gingen durch N_2O -Emissionen verloren. Eine merkbare Erhöhung der N_2O -Emission wurde erst eine Woche nach Einarbeitung der Pflanzenrückstände gemessen. Der höchste N_2O -N-Verlust mit einem Wert von $140 \text{ } \mu\text{g/m}^2/\text{h}$ wurde nach 17 Tagen erreicht.

Weitere Experimente von FLESSA et al. (2002) zeigten, dass die N_2O -Emissionen von einem schluffigen Boden ohne Mulchauflage sehr gering sind und bei dem Versuch mit reinem Quarzsand ohne Mulch wurde keine N_2O -Produktion gemessen. Durch das Aufbringen von 10g Gras pro kg Boden stiegen die Lachgasemissionen bei dem schluffigen Boden auf $24,9 \text{ mg } N_2O\text{-N/m}^2$ und bei dem Quarzsandversuch auf $17,1 \text{ mg } N_2O\text{-N/m}^2$. In dieser Studie sind die gesamten N_2O -N-Emissionen äquivalent zu 0,3 und 0,2% des Stickstoffs der dem Boden durch den Mulch geliefert wurde.

Zwei Prozesse könnten die höheren Emissionen beim Boden mit Mulchauflage erklären:

- N_2O -Produktion von heimischen Bodenmikroorganismen durch den gelieferten Kohlenstoff und N durch den Mulch
- Eine erhöhte Denitrifikationsaktivität von heimischen Mikroorganismen als ein Resultat der reduzierten Belüftung bei der Mulch/Boden Schnittstelle

GARCIA-RUIZ et al. (2007) stellten fest, dass durch das Einbringen von Pflanzenresten die täglichen N_2O -Flüsse rasch ansteigen und dass 72 % der gesamten Lachgasemissionen innerhalb der ersten 5 Tage freigesetzt werden. Durch acht Versuche mit unterschiedlichen Ernterückständen und unterschiedlichen Mischung dieser Pflanzenrückstände konnte gezeigt werden, dass die Emissionen durch Einarbeitung der Ernterückstände höher sind als im Vergleich zu einem Kont-

rollboden. Nur durch die Einarbeitung von Olivenbaumblättern in den ungedüngten Boden kam es zu einer Reduktion der N_2O -Emissionen trotz Zufuhr von Pflanzenresten.

Durch die Mischung von verschiedenen Ernterückständen können die Lachgasemissionen reduziert werden. Die Kombination von Erdnusrückständen und Reisstroh im Verhältnis 1:0,5 reduzieren die N_2O -Emissionen im Vergleich zu der getrennten Einarbeitung von Erdnusresten und Reisstroh. Trotzdem führte sowohl die gemischte als auch die getrennte Einbringung der Pflanzenmaterialien zu höheren Lachgasemissionen im Vergleich zu einem Kontrollboden (KAEWPARDIT et al., 2008). Die Mengen des wasserlöslichen Kohlenstoffs und Stickstoffs, die durch die Zugabe der Erntereste dem Boden beigemischt werden, haben einen bedeutenden Einfluss auf die N_2O -Emissionen.

MILLAR et al. (2005) zeigten durch ihre Versuche, dass mit steigendem wasserlöslichen Kohlenstoff die Lachgasemissionen zunehmen. Die gemessenen N_2O -Emissionen waren bei allen Versuchen mit beigemischten Pflanzenrückständen höher als bei dem Kontrollboden. Zwischen 65-91 % der N_2O -Emissionen emittierten in den ersten 10 Tagen. Solche kurzfristigen N_2O -Erhöhungen nach Einarbeitung der Ernterückstände ist normalerweise auf die Schaffung von anaeroben Mikrosites und erhöhter Kohlenstoff Lieferung für die Nitrifikation und Denitrifikation zurückzuführen. Auch PAUL und BEAUCHAMP (1989) beobachteten, dass die Denitrifikationsrate in verschiedenen Böden stark von der Menge an wasserlöslichen Kohlenstoff im Boden abhängt.

Verschiedenen Studien zeigen, dass unterschiedlich hohe N_2O -Emissionen auf den chemische Zusammensetzungen des gemulchten oder eingearbeiteten Pflanzenmaterials basieren. Die Höhe der Lachgasemissionen hängt stark vom C/N-Verhältnis des Pflanzenmaterials ab. Die Denitrifikationsrate und damit die N_2O - Emission ist umgekehrt proportional zum C/N-Verhältnis der Pflanzenrückstände. (McKENNY et al., 1993; LARSSON et al., 1997; VELTHOF et al., 2002; BAGGS et al., 2003; HUANG et al., 2004)

Die Versuche von VELTHOF et al. (2002) zeigen, dass Erntereste mit einem hohen C/N-Verhältnis und niedrigem mineralisierbaren Stickstoff geringere N_2O -Emissionen bewirkten, also im Vergleich zu einem Kontrollboden ohne die Einarbeitung von Pflanzenresten nicht signifikant unterschiedlich waren. Böden, bei denen Erntereste mit relativ engem C/N-Verhältnis und hohem mineralisierbaren N wie Rosenkohl, Senf und Brokkoli eingebracht wurden, emittierten dagegen deutlich höhere Mengen an Lachgas. Die Untersuchung zeigt, dass eingearbeitete Pflanzenmaterialien mit einem C/N-Verhältnis > 30 relativ niedrige Denitrifikationsraten zur Folge haben. FLESSA et. al. (1995) schätzen den kritischen C/N-Quotienten auf 26.

Durch den Vergleich von Gras mit niedrigem N-Gehalt und Gras bzw. Luzerne mit hohem N-Gehalt zeigte LARSSON et al. (1997), dass bei einem C/N-Verhältnis von 36 der N_2O -N-Verlust 0,4 kg/ha beträgt und bei einem C/N-Verhältnis von 10,7 die N_2O - Emissionen auf 13 kg/ha ansteigen.

HUANG et al. (2004) untersuchten in ihren Experimenten vor allem die Auswirkungen auf die Lachgasemissionen durch das Einbringen von Pflanzenmaterialien mit unterschiedlichen C/N-Verhältnissen. Das Ergebnis zeigte, dass das C/N-Verhältnis ein guter Schätzer für die N_2O -Emissionen ist. Die Emissionen korrelieren negativ mit dem C/N-Verhältnis. Mit sinkendem C/N-Verhältnis nehmen die Lachgasemissionen bei allen Versuchen zu.

Versuche von GARCIA-RUIZ et al. (2007) zeigen allerdings, dass das C/N-Verhältnis alleine nicht ausschlaggebend für die N_2O -Emissionen ist. Die Zugabe von *Ridolfia segetum* Rückständen bewirkte die höchste N_2O -Produktion von 23,4 ng N_2O -N/g_{Boden}, obwohl die Rückstände ein relativ hohes C/N-Verhältnis von 40,4 haben. Das Einbringen von Pflanzenrückständen mit einem kleineren C/N-Verhältnis führte bei diesen Versuchen zu geringeren Lachgasemission und es konnte auch keine Korrelation zwischen den Emissionen und dem C/N-Verhältnis festgestellt werden. Dies zeigt, dass das C/N-Verhältnis nicht immer als robuster Schätzer für die N_2O -Emissionen angesehen werden kann und zeigt zusätzlich die Wichtigkeit von anderen Faktoren, die die Freisetzung

von Lachgasemissionen beeinflussen können.

Die Zusammenhänge zwischen der N_2O -Emissionen und dem wasserlöslichen C/N-Verhältnis wurden von MILLAR et al. (2005) untersucht. Die Ergebnisse besagen, dass die N_2O -Emissionen während der ersten 8 Tage nach Zugabe der Pflanzenrückstände negativ mit dem wasserlöslichen C/N-Verhältnis korrelieren. Die Korrelation nach den ersten 8 Tagen aber nicht mehr signifikant ist.

VELTHOF et al. (2002) konnten mit ihren Versuchen zeigen, dass zwar kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem wasserlöslichen Kohlenstoff und den N_2O -Emissionen besteht, aber dass Lachgasemissionen durch die Zugabe von Pflanzenresten mit einem wasserlöslichen C/N-Verhältnis von < 6 am größten sind.

Versuche von Shelp et al. (2000) zeigen weiters, dass auch die Größe der eingearbeiteten Pflanzenrückstände einen bedeutenden Einfluss auf die Höhe der Lachgasemission hat. Je größer die eingearbeiteten Pflanzenrückstände sind, umso mehr Lachgas emittiert. Dies wird auf den weniger verfügbaren Kohlenstoff (Shelp et al., 2000) und auf die geringeren Stickstoffmineralisierungsraten (JENSEN, 1993) bei Pflanzenrückständen geringerer Größe zurückgeführt.

Auch die Menge der Pflanzenrückstände die auf dem Feld verbleiben bzw. eingearbeitet werden beeinflusst die Höhe der Lachgasemissionen. Durch die Erhöhung der Menge der Pflanzenrückstände von 50 auf 200 g/kg kommt es zu einem Anstieg der N_2O -Emissionen. Steigerungen variierten zwischen einem Faktor von 1,1 und 31 (VELTHOF et al., 2000]. McKENNY et al. (1993) zeigten, dass eine Verdopplung der Zugabe der Ernterückstände zu einer Erhöhung der $NO+N_2O$ -Emissionen um etwa 70% führt. Das Verhältnis von $N_2O/(NO+ N_2O)$ veränderte sich aber nicht wesentlich.

3.3.2 Lachgasemissionen durch das Aufbringen der Gärrückstände

In Biogasanlagen wird organisches Material unter anaeroben Bedingungen zu Biogas vergoren, welches primär zur Gewinnung von elektrischer aber auch thermischer Energie genutzt wird.

Durch die Vergärung kommt es zum mikrobiellen Abbau von Kohlenstoff und die Nährstoffkonzentration steigt bezogen auf die Trockensubstanz an. Der Gehalt an organisch gebundenem Stickstoff nimmt ab und der mineralische Stickstoffgehalt im Vergleich zum Ausgangsprodukt zu. Weiters wird das C/N – Verhältnis enger. Durch die Düngung mit Gärrückständen wird der Stickstoff für die Pflanzen gegenüber herkömmlicher Gülle leichter verfügbar. Die Pflanzen können den Stickstoff schneller aufnehmen und dies führt zu einem rascheren Pflanzenwachstum (MÖLLER et al., 2006).

Zu beachten ist, dass durch die Düngung mit Gärrückständen der positive Einfluss auf die Lachgasemissionen, der durch die Abfuhr der Zwischenfruchtaufwüchse entsteht, teilweise wieder kompensiert wird. Die Düngung mit Gärresten kann beträchtliche Lachgasemissionen zur Folge haben und ist deshalb bei der Bilanzierung der Lachgasemissionen zu berücksichtigen (MÖLLER et al., 2006).

SCHAUSS et al. (2005) konnten allerdings durch ihre Versuche zeigen, dass durch das Abernten und das Aufbringen des fermentierten Düngers im Vergleich zum Mulchen oder Einarbeiten von Zwischenfruchtaufwüchsen die Lachgasemissionen deutlich reduziert werden. Die Abfuhr, die Vergärung der Zwischenfruchtaufwüchse und das Aufbringen der Gärrückstände als Düngemittel führten zu einer Reduktion der Lachgasemissionen um rund 60%.

Vor allem wird in der Praxis die Stickstoffzufuhr durch Zwischenfruchtrückstände bei der Berechnung der Düngermengen nicht berücksichtigt und daher werden dem Boden zu große Stickstoffmengen beigemischt, was zu höheren Lachgasemissionen führt. Werden Zwischenfruchtaufwüchse abgeerntet, kann einerseits Energie durch Vergärung gewonnen und andererseits die Biogas-

gülle gezielt zur Düngung verwendet werden.

Sowohl SCHAUSS et al. (2005) als auch DEUKER et al. weisen in ihren Arbeiten darauf hin, dass beim Vergleich Verwertung und Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse klimarelevante Emissionen auch an anderer Stelle wie zum Beispiel beim Abtransport auftreten können. Deshalb müssen bei einer Gegenüberstellung des Abtransports zur energetischen Nutzung und der Einarbeitung von Zwischenfrüchten alle Faktoren beachtet werden.

3.3.3 Vergleichende Bewertung und Parametrisierung der Einflussfaktoren

Die Tab. 3.4 fasst die diversen Forschungsberichte qualitativ zusammen. Die meisten Studien zeigen, dass durch die Einarbeitung von Pflanzenrückständen die Lachgasemissionen im Vergleich zu Flächen ohne die Einarbeitung dieser ansteigen. In den Studien, wo dieser Effekt nicht eindeutig war, wurden großteils Pflanzenrückstände mit weitem C/N-Verhältnis eingearbeitet. Meist konnte ein negativer Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis und der Höhe der Lachgasemission beobachtet werden. Bei den meisten Untersuchungen ist diese Korrelation deutlich zu erkennen. Bei dem Einflussfaktor Stickstoffdüngung ist anzumerken, dass es durch die Stickstoffzufuhr meistens zu erhöhten Lachgasemissionen kommt. Die N₂O-Emissionen steigen nur dann trotz Stickstoffdüngung nicht merklich an, wenn Stickstoff nicht der limitierende Faktor für die Lachgasproduktion ist. Alle in dieser Arbeit berücksichtigten Studien, die die Auswirkungen des Bodenwasseranteils auf die Lachgasproduktion untersuchten, belegten, dass mit steigendem Bodenwasseranteil ein deutlicher Anstieg der N₂O-Emissionen folgt.

Tab. 3.4: Vergleichende Bewertung der Einflussfaktoren

Quelle	mit / ohne	C/N Verhältnis	Mulch/ Eingearbeitet	Stickstoffdüngung	Menge	Partikelgröße	Wasseranteil
AULAKH et al.,1991	m/o	+/-	E				+
BAGGS et al.,2003	m	-	M	+			
BAGGS et al.,2000	m		E	+			
FLESSA et al.,1995	m						+
FLESSA et al.,2002	m						
GARCIA-RUIZ et al.,2007	m	+/-		+			
HUANG et al.,2004	m	-		+			
KAEWPARDITet al.,2008	m	-					
LARSSON et al.,1998	m	-					
LI et al.,2010				+/-			
MALHI et al.,2006			E	+			
McKENNY et al.,1993	m	-			+		+
MILLAR et al.,2005	m	+/-					
PATINO et al.,2009							+
SHELP et al., 2000						+	
TOMA et al.,2007	m/o	-					
VELRHOF et al.,2000	m/o	-		+/-	+		
VINTER et al.,2004		+/-					
ZUSAMMENFASSEND	m	-	E	+	+	+	+

m/o Vergleich Einarbeitung/Mulchen von Pflanzenrückständen [PR] und Kontrollböden ohne die Zufuhr von Pflanzenrückständen [ohne PR]

m symbolisiert höhere Lachgasemissionen durch das Einarbeiten/Mulchen durch Pflanzenrückstände

o symbolisiert höhere Lachgasemissionen der Kontrollböden ohne die Zufuhr von Pflanzenrückständen

+

positiver Zusammenhang; mit steigendem Wert erhöhen sich auch die Lachgasemissionen

-

negativer Zusammenhang; mit steigendem Wert reduzieren sich auch die Lachgasemissionen

+/-

kein eindeutiger Zusammenhang

M/E

Der Buchstabe symbolisiert bei welcher Bearbeitungsmethode die Lachgasemissionen höher sind

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Einarbeitung von Pflanzenrückständen in den meisten Fällen zu einer Erhöhung der Lachgasemissionen führt, vor allem nach der Einarbeitung von Pflanzenrückständen, die ein enges C/N-Verhältnis haben. Weiters führen hohe Bodenwasseranteile zu höheren Lachgasemissionen. Der Vergleich der Bearbeitungsmethoden Mulch und Einarbeitung der Pflanzenrückstände zeigt, dass es meistens durch die Einarbeitung zu höheren Lachgasemissionen kommt.

3.3.4 Modellerstellung - Lachgasemissionen

Anhand der gesammelten Daten aus der Literaturstudie (siehe Anhang Tab. 6.4) wurden wie in Kapitel 2 beschrieben zwei Modelle erstellt, um die Lachgasemissionen für die drei Standorte abzuschätzen.

Die Arbeit soll belegen, wie sich der Zwischenfruchtanbau und die energetische Nutzung der Aufwüchse im Vergleich zum Verbleib dieser auf dem Feld auf das Klima auswirkt. Deshalb wurde als erstes ein Modell erstellt, welches die Lachgasemissionen über das Jahr beim Anbau von verschiedenen Zwischenfruchtmischungen beschreibt. Dadurch kann erstens verglichen werden, welche Mengen Lachgas von zwischenfruchtlosen Flächen und welche Mengen von Flächen mit unterschiedlichen Zwischenfruchtmischungen emittieren und zweitens beschreibt dieses Modell die Hintergrundemission der einzelnen Varianten.

Mit dem zweiten Modell werden die Lachgasemissionen abgeschätzt, die durch die Einarbeitung von Zwischenfruchtaufwüchsen entstehen. Das Einarbeiten von Pflanzenrückständen beeinflusst die Denitrifikation und dadurch die Höhe der Lachgasemission (siehe 3.3.1.4). Durch die Gegenüberstellung der beiden Modelle kann der Einfluss der Nutzung bzw. der Abfuhr von Zwischenfruchtrückständen im Vergleich zur Einarbeitung dieser auf das Klima beurteilt werden.

3.3.4.1 Korrelationsmatrix

Um den Zusammenhang der verschiedenen Parameter mit der Höhe der Lachgasemissionen zu beschreiben, wurde mit Hilfe des Programms SPSS eine Korrelationsmatrix erstellt. Dadurch können Beziehungen zwischen der Höhe der N_2O -Produktion und verschiedenen Umweltfaktoren sowie die Stärke des Zusammenhangs dargestellt werden.

Mit der Funktion bivariate Korrelation wurde eine Korrelation nach Pearson erstellt und somit der Korrelationskoeffizient und die Signifikanz der verschiedenen Parameter berechnet (siehe Tab. 3.5). Verglichen wurden die Lachgasemissionen mit der Stickstoffzugabe durch Düngung, dem Ton-, Schluff und Sandgehalt, dem pH Wert des Bodens, dem Wasseranteil, der Stickstoff- und Kohlenstoffzugabe durch das Einbringen von Pflanzenresten und dem C/N-Verhältnis dieser Pflanzenrückstände.

Tab. 3.5: Korrelationsmatrix

		Bodeneigenschaften							Eigenschaften der Pflanzenrückstände		
		N ₂ O-N [kg/ha]	Düngung [kg N/ha]	pH	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	Wasser- anteil [%]	C/N - Verhältnis	C _{gesamt} [kg/ha]	N _{gesamt} [kg/ha]
N ₂ O-N [kg/ha]	Pearson Korrelation	1,000	0,038	-0,087	-0,217*	-0,271**	0,290**	0,732**	-0,112	0,037	0,273**
	Sig. (2-seitig)		0,669	0,336	0,016	0,002	0,001	0,000	0,206	0,675	0,002
	N	129	129	125	123	123	125	48	128	128	128

*. Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

**.. Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Die Korrelation zeigt, dass ein negativer Zusammenhang zwischen dem Tongehalt und der Höhe der Lachgasemissionen besteht. Dies stimmt mit der Studie von VELTHOF et al. (2002) überein, die zeigte, dass bei gleichen Versuchsbedingungen die Lachgasemissionen bei einem Tongehalt von 6% meist niedriger sind als im Vergleich zu einem Boden mit 16% Tonanteil. Auch zwischen der Höhe der Lachgasemission und dem Schluffgehalt des Bodens konnte eine negative Beziehung festgestellt werden. Der Sandgehalt wiederum korreliert positiv mit den N₂O-Emissionen. Der Zusammenhang zwischen den gesamten Lachgasemissionen und dem Wasseranteil weist eine Korrelation nach Pearson von 0,732 und die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant. AULAKH et al. (1991) sowie FLESSA et al. (1995) zeigten durch ihre Versuche, dass mit steigendem Wasseranteil die Denitrifikationsrate und damit auch die Lachgasemissionen ansteigen. Diese Ergebnisse konnten durch die Korrelationsmatrix bestätigt werden.

Durch die Korrelationsmatrix wird außerdem die Bedeutung des Stickstoffgehaltes der Pflanzenrückstände ersichtlich. Mit zunehmender Stickstoffmenge, die dem Boden zugeführt wird, steigt die N₂O-Produktion. Diesen Zusammenhang beschreiben verschiedene Forschungsberichte. Auch der umgekehrt proportionale Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis der Pflanzenrückstände und der Höhe der Lachgasemissionen wird durch die Korrelationsmatrix ersichtlich auch wenn kein signifikanter Zusammenhang besteht (LARSSON et al., 1998; KAISER et al., 1998; FLESSA und BEESE, 1995; BAGGS et al., 2001; KAEWPARDIT et al., 2008).

Die zugegebene Menge an Stickstoff durch Düngung und Kohlenstoff durch Pflanzenrückstände bringt keinen bedeutenden Zusammenhang zur Höhe der N₂O-Produktion mit sich. Der schwache Zusammenhang zwischen den N₂O-Emissionen und der Stickstoffdüngung kann damit erklärt werden, dass der Stickstoff in den vorliegenden Fällen durch das Einarbeiten von Pflanzenrückständen nicht der limitierende Faktor für die N₂O-Produktion war.

3.3.4.2 Modell - Hintergrundemission

Für die Berechnung der Hintergrundemission wurden aus den vorhandenen Daten nur die Kontrollböden herangezogen, denen kein Stickstoff in Form von Ernterückständen zugeführt wurde. In das Modell gehen keine Bewirtschaftungsmethoden, sondern nur standortbeschreibende Parameter ein. Aufgrund der Verfügbarkeit der vorhandenen Daten und der vorher berechneten Korrelation wurden drei abhängige Variablen, der Tongehalt, der Sandgehalt und der Wasseranteil zur Berechnung der N₂O-Emission in kg/ha verwendet. Der Schluffgehalt wurde nicht in die Berechnung einbezogen, da die Bodenart durch den Ton- und Sandgehalt ausreichend genau beschrieben

werden kann. Mittels einer linearen Regression konnten folgende Koeffizienten ermittelt werden (siehe Tab. 3.6).

Tab. 3.6: Koeffizienten – Modell Hintergrundemission

Modell Kontrolle	Nicht standardisierte Koeffizienten		
	Regressionskoeffizienten	Standardfehler	Sig.
(Konstante)	-13,925	5,223	0,056
Ton [%]	0,035	0,058	0,577
Sand [%]	0,090	0,099	0,417
Wasseranteil [%]	0,354	0,131	0,054

Abhängige Variable: N₂O-N [kg/ha]

Der Korrelationskoeffizient für dieses Modell ist $R=0,872$ und das Bestimmtheitsmaß ist $R^2=0,760$. Damit lassen sich rund 76% der Lachgasemissionen mit dieser Gleichung beschreiben. Die Irrtumswahrscheinlichkeiten dieser Gleichung sind relativ hoch, weil aufgrund der alleinigen Verwendung der Kontrollböden die Anzahl der vorhandenen Datenwerte stark reduziert ist.

Der Wasseranteil und die Bodenart hängen über die Feldkapazität zusammen, die bei tonigem, schluffigem oder sandigem Boden unterschiedliche Werte aufweist. Bei einem sandigen Boden ist die Feldkapazität schon bei einem Wasseranteil von rund 30% erreicht. Ein toniger Boden kann wegen der größeren Oberfläche aufgrund des höheren Porenanteils deutlich mehr Wasser halten. Bei einem Wasseranteil von rund 30% ist ein toniger Boden noch relativ trocken und erreicht erst bei etwa 60% Bodenwasseranteil die Feldkapazität. Dies kann der Grund sein, dass trotz des negativen Zusammenhangs zwischen Tonanteil und der Lachgasemission, welcher sich in der Korrelationsmatrix zeigte (siehe 3.3.4.1), der berechnete Koeffizient des Tonanteils positiv in die Gleichung eingeht.

Aus der Regressionsanalyse wurden die Koeffizienten in der folgenden Gleichung (siehe Gl.2) zur Berechnung der Hintergrundemission mit den Einflussgrößen Tongehalt, Sandgehalt und Wasseranteil abgeleitet. Der Gültigkeitsbereich für dieses Modell ist mit einem Wasseranteil in Abhängigkeit der Untergrundverhältnisse mit einem Wert über 30 definiert.

Gleichung 2: Berechnung der Hintergrundlachgasemissionen

$$\text{N}_2\text{O} - \text{N} = -13,925 + 0,035 \cdot T + 0,090 \cdot S + 0,354 \cdot \theta$$

[N ₂ O-N]	kg/ha/Jahr	Hintergrund - Lachgasemissionen
[T]	%	Tongehalt
[S]	%	Sandgehalt
[θ]	%	Wasseranteil

Sinkt der Bodenwassergehalt, reduziert sich damit die Nitratbildung und dadurch die Denitrifikationsrate. Der Gültigkeitsbereich ist mit einem Wasseranteil über 30% begrenzt, da ab einem relativ niedrigen Wasseranteil die Lachgasemissionen vernachlässigbar sind. Ab einem Wasseranteil über 30% ist deshalb dieses Modell zur Beschreibung der N₂O-N-Produktion nicht mehr geeignet.

Die Höhe der Denitrifikationsrate wird also deutlich vom Sauerstoffgehalt kontrolliert und dieser vom Wassergehalt des Bodens. Dass die Höhe der Lachgasemission deutlich vom Wassergehalt abhängt, wurde schon in mehreren Studien beschrieben (BENCKISER 1987; SNYDER et al. 2009).

3.3.4.3 Modell – Lachgasemissionen durch Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse

Um die Veränderungen der Lachgasemissionen durch das Einbringen von Stickstoff in Form von Ernterückständen oder Düngung zu beschreiben, wurden im nächsten Modell die Variablen Stickstoffgehalt der Zwischenfruchtaufwüchse und Stickstoffzugabe durch Düngung aufgenommen. Dadurch können die Lachgasemissionen ohne und mit der Einarbeitung von Zwischenfruchtaufwüchsen, unter Berücksichtigung der chemischen Zusammensetzung der Pflanzen und der Bewirtschaftungsmethoden, verglichen werden. Durch diese Gegenüberstellung können die Auswirkungen der Verwendung von Zwischenfruchtaufwüchsen zur Biogasgewinnung auf das Klima abgeschätzt werden.

Die abhängige Variable zur Durchführung der linearen Regression ist die gesamte Lachgasemission. Die Einflussfaktoren sind der Wasseranteil, der Tongehalt, der Sandgehalt, der Stickstoffgehalt der Pflanzenrückstände und die Stickstoffzugabe durch Düngung. Der Faktor Kohlenstoffgehalt der Pflanzenrückstände wurde aufgrund des geringen Einflusses auf die Lachgasemissionen nicht berücksichtigt. Es konnten für die Analyse 47 Werte verwendet werden und aus der Regressionsanalyse folgendes Modell abgebildet werden (siehe Tab. 3.7).

Tab. 3.7: Koeffizienten – Modell mit PR

Modell mit PR	Nicht standardisierte Koeffizienten		
	Regressionskoeffizienten	Standardfehler	Sig.
(Konstante)	-24,382	6,363	0,001
Ton	0,061	0,073	0,406
Sand	0,056	0,111	0,616
Wasseranteil [%]	0,652	0,132	0,000
N _{PR} [kg/ha]	0,006	0,009	0,549
N _{Düngung} [kg N/ha]	0,002	0,008	0,789

Abhängige Variable: N₂O-N [kg/ha]

Der Korrelationskoeffizient für das Modell zur Abschätzung der Lachgasemission unter Berücksichtigung der Einarbeitung von Pflanzenaufwüchsen ist $R=0,746$ und das Bestimmtheitsmaß ist $R^2=0,556$. Mit dieser Gleichung können also 56% der Lachgasemissionen abgeschätzt werden.

Durch die, aus der Regressionsanalyse ermittelten, Koeffizienten kann die Gleichung (siehe Gl.3) zur Berechnung der Lachgasemissionen unter Berücksichtigung der Einarbeitung der Pflanzenrückstände definiert werden. Der Gültigkeitsbereich dieser Gleichung ist mit einem Wasseranteil von $> 35\%$ definiert.

Gleichung 3: Berechnung der Lachgasemission bei Einarbeitung der Pflanzenrückstände

$$\text{N}_2\text{O} - \text{N} = -24,382 + 0,061 \cdot T + 0,056 \cdot S + 0,652 \cdot \theta + 0,006 \cdot \text{NPR} + 0,002 \cdot \text{N}_{\text{Düngung}}$$

[N ₂ O-N]	kg/ha/Jahr	Lachgasemissionen
[T]	%	Tongehalt
[S]	%	Sandgehalt
[θ]	%	Wasseranteil
[N _{PR}]	kg/ha	Stickstoffinput durch Pflanzenrückstände
[N _{Düngung}]	kg/ha	Stickstoffinput durch Düngung

Ein Vergleich der modellierten Werte mit den beobachteten Messwerten aus der Literatur kann mit folgendem Diagramm (Abb. 3-24) dargestellt werden.

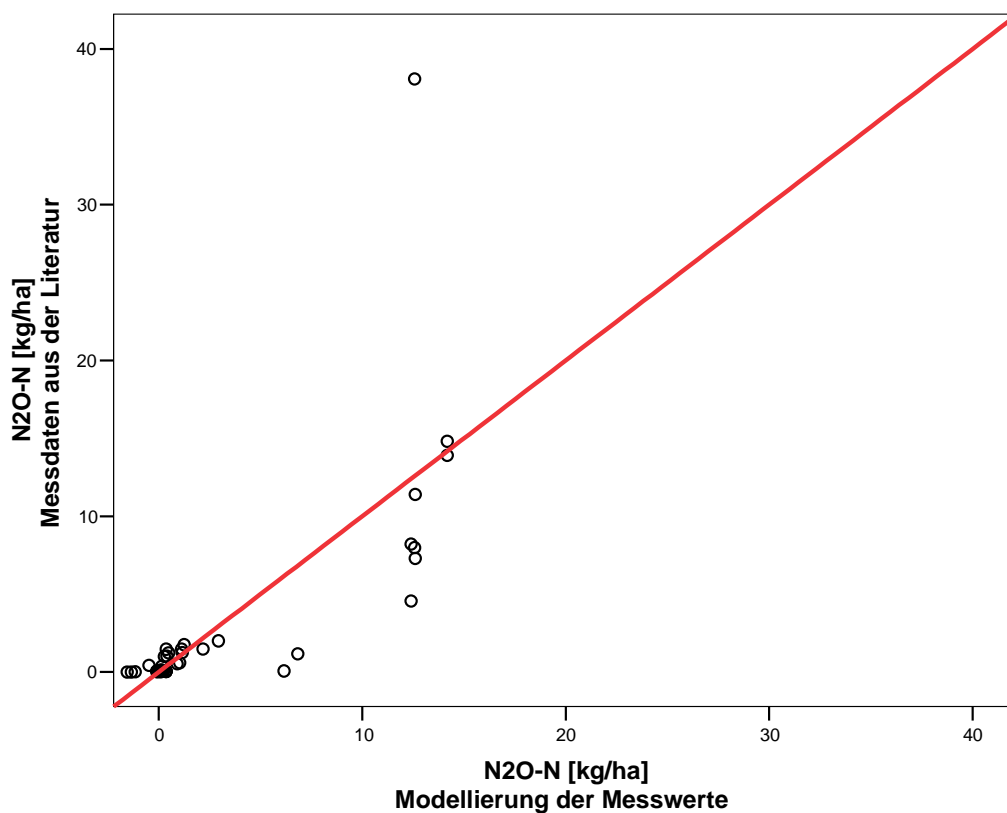


Abb. 3-24: Anpassungsgüte des Modells an die Messwerte

Das Diagramm lässt erkennen, dass das Modell die Emissionen relativ gut beschreibt. In einigen Fällen kommt es zu einer Überschätzung der beobachteten Werte vor allem bei hohen Wasseranteilen des Bodens. Nur ein Wert kann durch das Modell nicht annähernd beschrieben werden. Dieser Wert mit einer gemessenen Lachgasemission von 38,07 kg N₂O-N/ha/Jahr und einem berechneten Wert von 12,57 kg N₂O-N/ha/Jahr ist auch bei dem durchgeführten Experiment von AULAKH et al. (1995) um etwa das dreifache höher als die restlichen Emissionen bei gleichen Versuchsbedingungen und stellt ein, dass Ausreißer durch das erstellte Modell nicht berechnet werden können.

3.3.5 Abschätzung der Höhe der N₂O Emissionen unter den Versuchsbedingungen

Die beiden erstellten Modelle werden nun verwendet, um die Lachgasemissionen unter den Versuchsbedingungen abzuschätzen. Außerdem soll gezeigt werden, wie der Anbau von Zwischenfrüchten und die Nutzung bzw. Einarbeitung dieser das Klima beeinflusst.

3.3.5.1 Hintergrundemission

Um den Vergleich vorzunehmen, wie sich die Abfuhr bzw. die Einarbeitung von Zwischenfruchtrückständen auf die Lachgasemission auswirkt, wurde wie bereits oben beschrieben ein Modell erstellt, das die N₂O-Hintergrundemissionen beschreibt. Für die Berechnung der Hintergrundemission wurde für die vorhandenen Feldversuche angenommen, dass bis zu diesem Zeitpunkt auf keinem Standort, keinem Block und keiner Variante Zwischenfrüchte in den Boden eingebracht wurden.

Die Berechnung der Lachgasemissionen erfolgte mit der Formel der Gl.2 und die Ergebnisse der einzelnen Varianten sind im Anhang in der Tab. 6.8 dargestellt. Die Unterschiede der Höhe der Lachgasemissionen resultieren aus den Wirkungen der Begrünungen auf die Wasseranteile, die zusätzlich von den unterschiedlichen Bearbeitungsmethoden und der Bodenart beeinflusst werden. Zur Abschätzung der N₂O-Hintergrundemissionen wurden die laufend gemessenen Wasseranteile gemittelt (siehe Abb. 3-7, Abb. 3-8 und Abb. 3-9).

Im Jahr 1997 veröffentlichte IPCC die „Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“. IPCC [1997] gibt für Hintergrundemissionen aus landwirtschaftlichen Böden einen Wert mit 1 kg/ha an. Dieser Wert ist ein Durchschnittswert für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen anzusehen und differenziert nicht zwischen den unterschiedlichen Bodeneigenschaften, den Begrünungen und den Witterungsverhältnissen. Anhand dieses Wertes sollen einerseits die Ergebnisse verglichen werden und andererseits soll gezeigt werden, dass es durch unterschiedliche standortspezifische Bedingung zu deutlichen Abweichungen bezüglich der Lachgasemissionen kommt.

Die deskriptive Statistik (Mittelwert, Maximum, Minimum und Standardabweichung) wurde für alle Varianten berechnet (siehe Tab. 3.8, Tab. 3.9 und Tab. 3.10). Die Diagramme Abb. 3-25, Abb. 3-26 und Abb. 3-27 zeigen die Mittelwerte der Lachgasemissionen der drei Wiederholungen pro Standort und Zwischenfruchtmischung. Konnten aufgrund des geringen Wasseranteils die Lachgasemissionen durch die Modell nicht abgeschätzt werden, wurden sie in den folgenden Diagrammen und Statistiken nicht berücksichtigt.

Thalheim

In Tab. 3.8 ist die deskriptive Statistik der Berechnung der Hintergrundemissionen der einzelnen Streifen des Versuchsstandorts Thalheim dargestellt. Im Mittel kann von einer Lachgasemission ohne die Einarbeitung von Pflanzenrückständen von etwa 1,15 kg N/ha/Jahr ausgegangen werden. Die höchsten Lachgasemissionen bei der Variante 3 auf dem Block C mit einem Wert von 2,91 kg N₂O-N/ha/Jahr ergeben sich aufgrund des relativ hohen durchschnittlichen Wasseranteils von 43,5% während der Vegetationsperiode. Der Wasseranteil ist bei zwei Varianten geringer als 35% und dadurch können die Lachgasemissionen von dem Modell nicht erfasst und berechnet werden. Minimale Lachgasemissionen wurden auf dem Block B der Variante 1 mit den Zwischenfrüchten Ölrettich/Phacelia/Alexandrinerklee gemessen.

Tab. 3.8: deskriptive Statistik der Hintergrundemissionen am Standort Thalheim

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung
Hintergrundemission N ₂ O -N [kg N/ha/Jahr]	22	0,06	2,91	1,15	0,76

Im Diagramm Abb. 3-25 sind die Mittelwerte der drei Wiederholungen (Blöcke) der einzelnen Varianten dargestellt. Weiters ist zu erkennen, dass der IPCC - Wert (1997) von 1 kg/ha/Jahr im Mittel die Lachgasemissionen gut beschreibt, aber auch dass die Hintergrundemission der einzelnen Varianten doch relativ stark variiert. Die Varianten auf welcher Mungo/Phacelia/Alexandrinerklee und Ölrettich/Phacelia/Alexandrinerklee angebaut wurden, wiesen einen sehr geringen Wasseranteil auf und daher sind im Mittel die Lachgasemissionen mit 0,62 kg N/ha/Jahr und 0,52 kg N/ha/Jahr relativ gering. Auch der Kontrollboden, auf welchem keine Zwischenfrüchte angebaut wurden, emittiert relativ wenig Lachgas. Die Unterschiede der Varianten 1 bis 3, auf welchen die gleichen Zwischenfrüchte angebaut wurden, sind durch die deutlich unterschiedlichen Wasseranteile zu erklären (siehe Abb. 3-7).

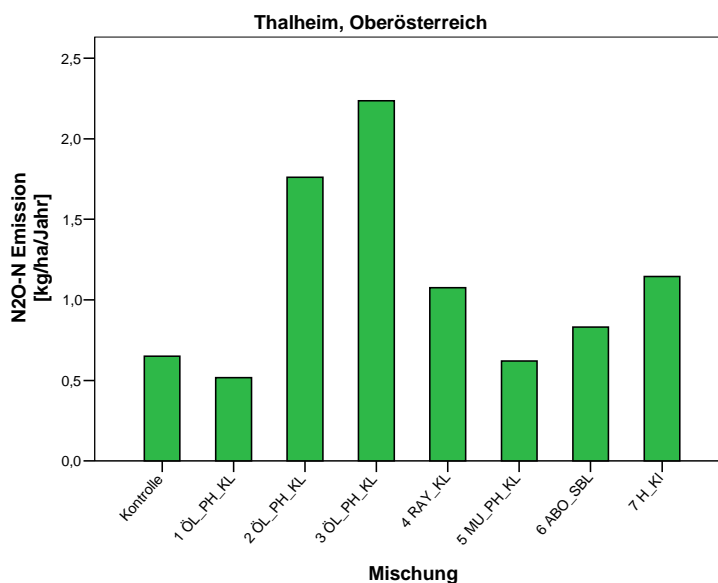


Abb. 3-25: N₂O-N Hintergrundemissionen, Thalheim

Güssing

Die deskriptive Statistik des Standorts Güssing zeigt, dass im Mittel die Hintergrundemission deutlich höher ist als im Vergleich zum Standort Thalheim (siehe Tab. 3.9) Im Mittel beträgt die Lachgasemission aller Varianten 2,17 kg N/ha/Jahr. Auch die maximale N₂O – Hintergrundemission ist mit einem Wert von 3,38 kg N/ha/Jahr eindeutig höher. Die minimalen Lachgasemissionen von 1,33 kg N/ha/Jahr finden sich auf der Variante 6 am Block B mit den Zwischenfrüchten Silosorghum und Rotklee wieder.

Tab. 3.9: deskriptive Statistik der Hintergrundemissionen am Standort Güssing

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung
Hintergrundemission N₂O -N [kg N/ha/Jahr]	24	1,33	3,38	2,17	0,48

Im Diagramm Abb. 3-26 sind wiederum die Mittelwerte der drei Blöcke für die einzelnen Varianten dargestellt. Die höheren N₂O – Hintergrundemissionen im Vergleich zum Standort Thalheim sind auf die etwas höheren Wasseranteile und den höheren Ton- und Sandgehalt zurückzuführen. Vor allem auf den Kontrollböden wurden im Vergleich zu den anderen Varianten deutlich höhere Wasseranteile gemessen und dadurch ergeben sich auch die relativ hohen N₂O-Hintergrundemissionen von 3,14 kg N/ha/Jahr. Die deutlich höheren Wasseranteile auf der Variante 0 während der Vegetationsperiode sind in der Grafik Abb. 3-8 zu erkennen. Die restlichen Varianten mit Zwischenfrüchten emittieren zwischen 1,6 und 2,2 kg N/ha/Jahr in Form von Lachgas.

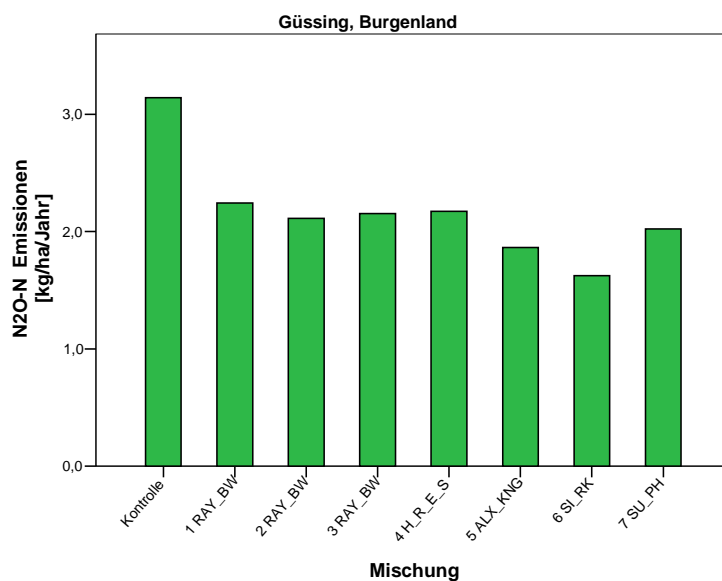


Abb. 3-26: N₂O-N Hintergrundemissionen, Güssing

Hasendorf an der Mur

Am Versuchsstandort Hasendorf an der Mur wurden die größten Schwankungen des Wasseranteils innerhalb eines Standorts gemessen. Hier wurde sowohl der höchste Wasseranteil einer Variante mit 44,4 % als auch der niedrigste mit 28 % beobachtet und somit sind auch die Schwankungen der Lachgashintergrundemissionen am stärksten ausgeprägt. Ein Maximum von N₂O-N von 5,52 kg N/ha/Jahr wurde für die Variante 2 am Block B berechnet. Zu beachten ist, dass auf diesem Standort wie auch auf dem Standort Thalheim, teilweise mittlere Wasseranteile von weniger als 35 % herrschen. Daher sind die Lachgasemissionen durch das Modell nicht mehr beschreibbar und werden in den weiteren Berechnungen nicht beachtet.

Tab. 3.10: deskriptive Statistik der Hintergrundemissionen am Standort Hasendorf an der Mur

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung
Hintergrundemission N ₂ O -N [kg N/ha/Jahr]	26	0,49	5,52	2,03	1,24

Die gemittelten Werte der drei Wiederholungen sind in dem Diagramm Abb. 3-27 dargestellt. Zu erkennen ist, dass auf allen drei Blöcken die Variante 2 mit der Zwischenfrucht Grünroggen sehr hohe Lachgasemissionen aufweist und dadurch im Mittel 4,29 kg N/ha/Jahr Lachgas emittiert. Die Varianten 1 und 3 unterscheiden sich von der Variante 2 nur durch die Bodenbearbeitung für die Hauptfrucht. Trotzdem sind deutlich geringere Wasseranteile gemessen worden und deshalb emittieren von diesen Flächen im Mittel nur 1,75 kg N/ha/Jahr und 2,22 kg N/ha/Jahr. Die geringsten Mengen Lachgas emittiert mit 1,24 kg N/ha/Jahr die Kontrollfläche.

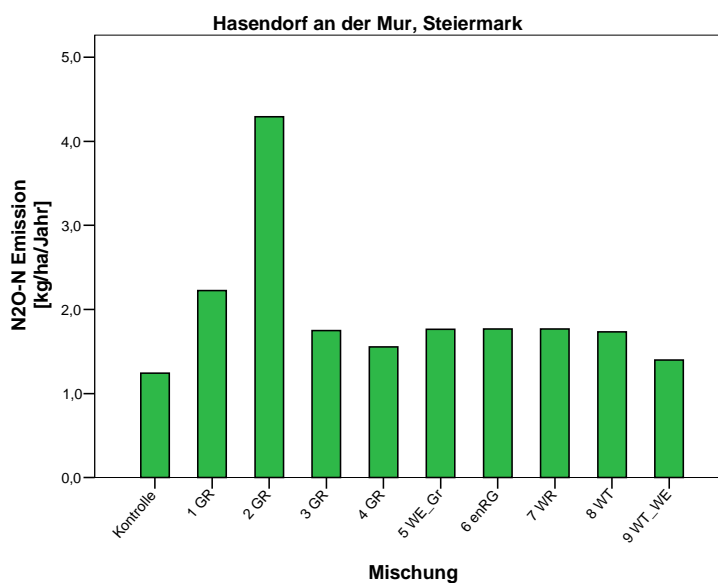


Abb. 3-27: N₂O-N Hintergrundemissionen, Hasendorf an der Mur

3.3.5.2 Lachgasemissionen durch Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse

Die Abschätzung der Höhe der Lachgasemissionen durch Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse erfolgte mittels des oben beschriebenen Modells (siehe 3.3.4.3). Für die Berechnung der Höhe der N₂O-N Emissionen wurde angenommen, dass auf allen Varianten auf denen Zwischenfrüchte angebaut wurden, die Pflanzenrückstände auch in den Boden eingearbeitet werden. Dadurch lassen sich die Auswirkungen auf die Lachgasemissionen und in weiterer Folge auf das Klima, wie sie bei der Einarbeitung bzw. dem Abtransport von Zwischenfrüchten entstehen, vergleichen. Zur Berechnung der Lachgasemissionen wurde der Wasseranteil zum Zeitpunkt der Ernte der Zwischenfrüchte verwendet. Die herangezogenen Daten zur Ermittlung der Lachgasemissionen der einzelnen Varianten sind im Anhang (siehe Tab. 6.5, Tab. 6.6 und Tab. 6.7) aufgelistet.

Thalheim

Die Tab. 3.11 zeigt das Maximum, das Minimum und den Mittelwert. Im Anhang (siehe Tab. 6.8) sind die Ergebnisse der einzelnen Varianten aufgelistet. Im Durchschnitt emittiert von dem Standort Thalheim nach der Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse 2,64 kg N/ha/Jahr in Form von Lachgas. Das Diagramm Abb. 3-28 zeigt die mittleren Lachgasemissionen der drei Wiederholungen (Blöcke) der einzelnen Varianten.

Tab. 3.11: deskriptive Statistik der Lachgasemissionen mit PR, Thalheim

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung
N ₂ O-N [kg/ha/Jahr]	18	0,87	5,89	2,64	1,34

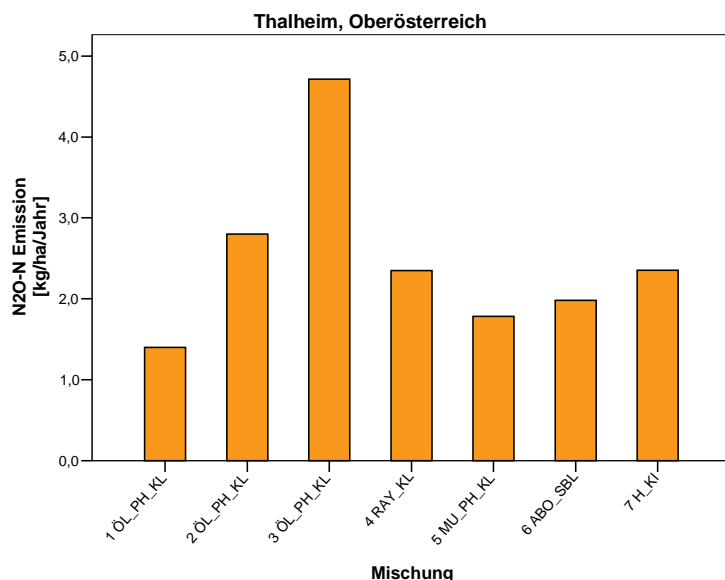


Abb. 3-28: mittlere Lachgasemission der drei Wiederholungen, Thalheim

Die höchsten Lachgasemissionen mit 5,89 kg N/ha/Jahr wurden für die Variante 3 am Block C mit der Zwischenfruchtmischung Ölrettich, Phacelia und Alexandrinerklee berechnet. Auch im Mittel aller drei Wiederholungen pro Standort emittieren von der Variante 3 die größten Mengen Lachgas (siehe Diagramm Abb. 3-28). Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass die Varianten 3 auf allen drei Blöcken während der Ernte die höchsten Wasseranteile aufweist. Zu erkennen ist, dass auf dem Standort Thalheim die Variante 3 den niedrigsten Biomasseertrag hat. Dadurch könnte

dem Boden weniger Wasser entzogen worden sein und dies zu den deutlich höheren Wasseranteilen im Vergleich zu den anderen Varianten geführt haben.

Sehr geringe Lachgasemissionen von 0,87 kg N/ha/Jahr wurden bei der Variante 5 am Block B gemessen, bei welcher die Zwischenfruchtmischung Mungo, Phacelia und Alexandrinerklee angebaut wurde. Auffallend ist, dass auf allen drei Blöcken die Varianten 1 und 5 immer die geringsten Wasseranteile pro Block haben. Dadurch rufen die Varianten 1 und 5 auch im Mittel aller drei Wiederholungen mit 1,40 und 1,78kg N/ha/Jahr die geringsten Lachgasemissionen hervor.

Die Variante 5 (Mungo/Phacelia/Alexandrinerklee) und die Variante 6 (Ackerbohne/Sonnenblume) weisen einen vergleichbaren Wasseranteil von rund 37 % auf. Die um rund 0,5 kg N/ha/Jahr höheren N₂O-Emissionen können durch den höheren Stickstoff-Input der Zwischenfruchtmischung Ackerbohne/Sonnenblume erklärt werden. Der Variante 5 wurde durchschnittlich eine Stickstoffmenge von 61 kg/ha, verglichen zur Variante 6 rund 95 kg/ha Stickstoff, in Form von Ernteresten zugeführt.

Güssing

Im Mittel emittieren vom Versuchsstandort Güssing 3,43 kg N/ha/Jahr in Form von Lachgas nachdem die Zwischenfruchtaufwüchse eingearbeitet wurden (Tab. 3.12). Die Tab. 6.8 zeigt die berechneten Lachgasemissionen der einzelnen Varianten und in Abb. 3-29 sind die gemittelten N₂O – Emissionen der drei Wiederholungen (Blöcke) dieses Standorts dargestellt.

Tab. 3.12: deskriptive Statistik der Lachgasemissionen mit PR, Güssing

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung
N ₂ O-N [kg/ha/Jahr]	21	2,24	4,20	3,43	0,52

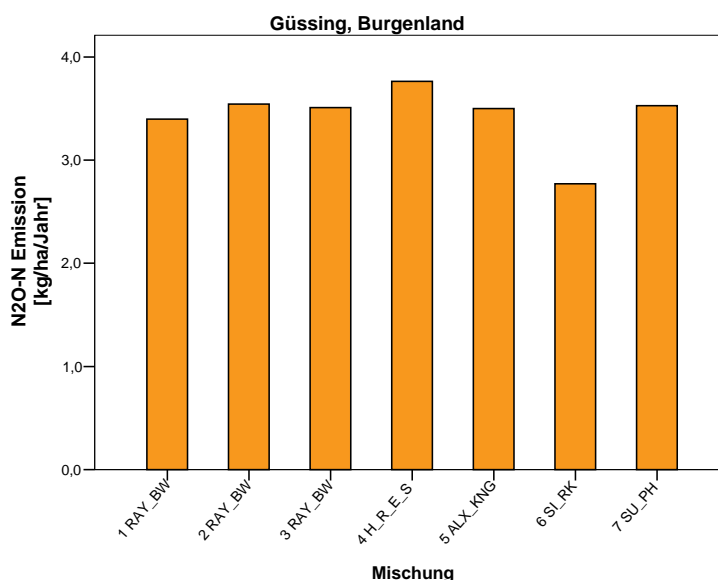


Abb. 3-29: mittlere Lachgasemission der drei Wiederholungen, Güssing

Die geringsten Lachgasemissionen von 2,24 kg N/ha/Jahr wurden für die Variante 6 auf dem Block B errechnet. Dies kann auf den geringen Wasseranteil und der geringen zugeführten Stickstoffmenge durch die Zugabe von Ernterückständen zurückgeführt werden.

Auch die in Abb. 3-29 dargestellten mittleren Lachgasemissionen zeigen, dass durch den geringen Wasseranteil der Variante 6 im Mittel aller drei Blöcke mit einem Wert von 2,77 kg N/ha/Jahr die Lachgasemissionen im Vergleich zu den anderen Varianten in Güssing am geringsten sind. Die maximalen N₂O-N-Emissionen von 4,20 kg N/ha/Jahr von der Variante 4 am Block C können auch auf den starken Zusammenhang mit dem Wasseranteil zurückgeführt werden.

Den höchsten Stickstoffinput durch Zwischenfruchtreste erhielt die Variante 5 mit rund 85 kg N/ha. Trotz des geringen Wasseranteils dieser Variante, der auf die hohen Biomasseerträge und den dadurch entstehenden hohen Wasserentzug zurückzuführen ist, wurden Lachgasemissionen von rund 3,5 kg N/ha/Jahr berechnet.

Hasendorf an der Mur

Am Standort Hasendorf an der Mur waren bei der Ernte die Wasseranteile sehr klein. Demzufolge ist anzunehmen, dass zu diesem Zeitpunkt die Denitrifikationsrate sehr gering und mit keinen Lachgasemissionen zu rechnen war. Eine Berechnung der N₂O-Emissionen durch das erstellte Modell ist somit nicht möglich, da die Wasseranteile nicht in den Gültigkeitsbereich > 30% fallen. Deshalb werden bei den folgenden Vergleichen nur die Standorte Thalheim und Güssing betrachtet.

3.3.5.3 Vergleich der Lachgasemissionen durch Einarbeitung von Pflanzenrückständen mit anderen Modellen

Zusätzlich werden die in dieser Arbeit mit Hilfe der Literaturrecherche berechneten Lachgasemissionen mit zwei weiteren Modellen, die die Lachgasemissionen bei Einarbeitung von Ernterückständen ermitteln, verglichen. Um die Modellbildung und die Umlegung auf den Feldversuch bewerten zu können, wurde die IPCC – Methode (1997) und die Studie von NOVOA et al. (2006) angewandt. Wie schon oben ausgeführt gibt IPCC (1997) einen Wert von 1 kg/ha für die Hintergrundemissionen an. Weiters beschreibt IPCC, dass 1,25% des dem Boden zugeführten Stickstoffs zum Beispiel in Form von organischem oder anorganischem Dünger oder durch die Einarbeitung von Pflanzenrückständen als Lachgasemissionen verloren gehen.

Gleichung 4: Berechnung der Lachgasemissionen (IPCC, 1997)

$$N_2O - N = 1 + 0,0125 \cdot NPR$$

[N ₂ O-N]	kg/ha/Jahr	Lachgasemissionen
[N _{PR}]	kg/ha	Stickstoffinput durch Pflanzenrückstände

Verschiedene Autoren haben schon darauf hingewiesen, dass die alleinige Betrachtung des Stickstoffinputs nicht aussagekräftig ist und weitere Einflussfaktoren beachtet werden sollen. Aus diesem Grund veröffentlichte IPCC (2006) neue Richtlinien, die zusätzliche Einflussfaktoren berücksichtigen. Für einen ersten Vergleich des bereits erstellten Modells (siehe 3.3.4.3) wurde aufgrund der Datenverfügbarkeit trotzdem das IPCC – Modell [1997] gewählt.

NOVOA et al. (2006) werteten mehrere Studien aus, die sich mit dem Einfluss der Einarbeitung bzw. des Mulchens von Pflanzenrückständen auf die Höhe der Lachgasemissionen beschäftigen. Im Gegensatz zur IPCC Methode (1997) gingen sie in ihren Untersuchungen auf verschiedene Faktoren ein, die die Höhe der Lachgasemissionen beeinflussen. In Ihrem Modell berücksichtigen sie sowohl Umweltfaktoren wie den Niederschlag und die Temperatur als auch Bearbeitungsfaktoren. Sie beschreiben die Höhe der Lachgasemission mit folgender Formel.

Gleichung 5: Berechnung der Lachgasemissionen (NOVOA et al., 2006)

$$N_2O - N = 0,6535 + \left[\begin{array}{l} -0,0404 + 0,0078 * ApM + 0,000044Rain \\ +0,00567Tem - 0,0001975Tem^2 \end{array} \right] * NPR$$

[N ₂ O-N]	kg/ha	Lachgasemissionen
[ApM]		(Application method, 0=Incorporated, 1=Mulch), Bearbeitungsmethode
[Tem]	°C	Temperatur
[Rain]	mm	Niederschlag
[N _{PR}]	kg/ha	Stickstoffinput durch Pflanzenrückstände

Die Tab. 3.13 zeigt die deskriptive Statistik der vier Modelle zur Abschätzung der Lachgasemissionen aller Ergebnisse der einzelnen Varianten mit Ausnahme der Kontrollflächen der drei Versuchstandorte. Zu erkennen ist, dass die IPCC – Methode (1997) im Mittel die geringsten N₂O-Emissionen abschätzt und auch das Maximum deutlich geringer als bei den drei anderen Modellen ist. Im Mittel emittieren 1,83 kg N/ha/Jahr in Form von Lachgas bei der Einarbeitung von Pflanzenaufwüchsen.

Die berechneten Lachgasemissionen von NOVOA et al. (2006) liegen im mittleren Bereich mit Durchschnittswerten von 2,67 und 3,18 kg N/ha/Jahr. Das erstellte Modell, welches die Einarbeitung von Zwischenfruchtaufwüchsen berücksichtigt, weist ein Minimum von 0,87 kg N/ha/Jahr auf und ein Maximum von 5,89 kg N/ha/Jahr. Die unterschiedlich hohen Lachgasemissionen zwischen den Modellen sind auf die Berücksichtigung verschiedener Einflussfaktoren zurückzuführen. Bei dem erstellten Modell hängt die Höhe der Lachgasemissionen sehr stark vom Wasseranteil ab. In die Berechnungen der N₂O-Emissionen von NOVOA et al. (2006) gehen die Bodeneigenschaften nicht ein. Durch den Einflussfaktor Niederschlag wird zwar ein Faktor der Witterung, allerdings nicht die Speicherfähigkeit des Bodens beachtet. Anzumerken ist auch, dass die Anzahl N geringer ist, da der Gültigkeitsbereich der Gleichung (siehe Gleichung 3) mit einem Wasseranteil > 30% definiert wurde. Trotzdem ist die Standardabweichung des Modells NOVOA Eingearbeitet (2006) etwas höher als bei dem in dieser Studie erstellten Modell.

Tab. 3.13: deskriptive Statistik der Lachgasemissionen der vier Modelle

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung
IPCC [1997] [kg/ha/Jahr]	66	1,18	2,70	1,83	0,38
NOVOA Mulch [2006] [kg/ha/Jahr]	66	1,04	5,31	2,67	1,06
NOVOA Eingearbeitet [2006] [kg/ha/Jahr]	66	1,15	6,37	3,18	1,29
Modell – Einarbeitung von Zwischenfruchtaufwüchsen [kg/ha/Jahr]	39	0,87	5,89	3,07	1,05

Das Diagramm Abb. 3-30 stellt die Mittelwerte der drei Wiederholungen der Lachgasemissionen für die einzelnen Zwischenfruchtmischungen dar. Dadurch kann nochmals deutlich gezeigt werden, dass durch die Verwendung unterschiedlicher Parameter die Höhe der berechneten Lachgasemissionen stark variieren kann. In den Modellen von IPCC (1997) und NOVOA et al. (2006) ist vor allem der Stickstoffgehalt der Pflanzenrückstände für die Höhe der N_2O -N-Emissionen verantwortlich. In dem erstellten Modell geht wie schon oben beschrieben, der Wasseranteil sehr stark in die Berechnung ein und deshalb wurden teilweise deutlich höhere bzw. geringere Lachgasemissionen kalkuliert.

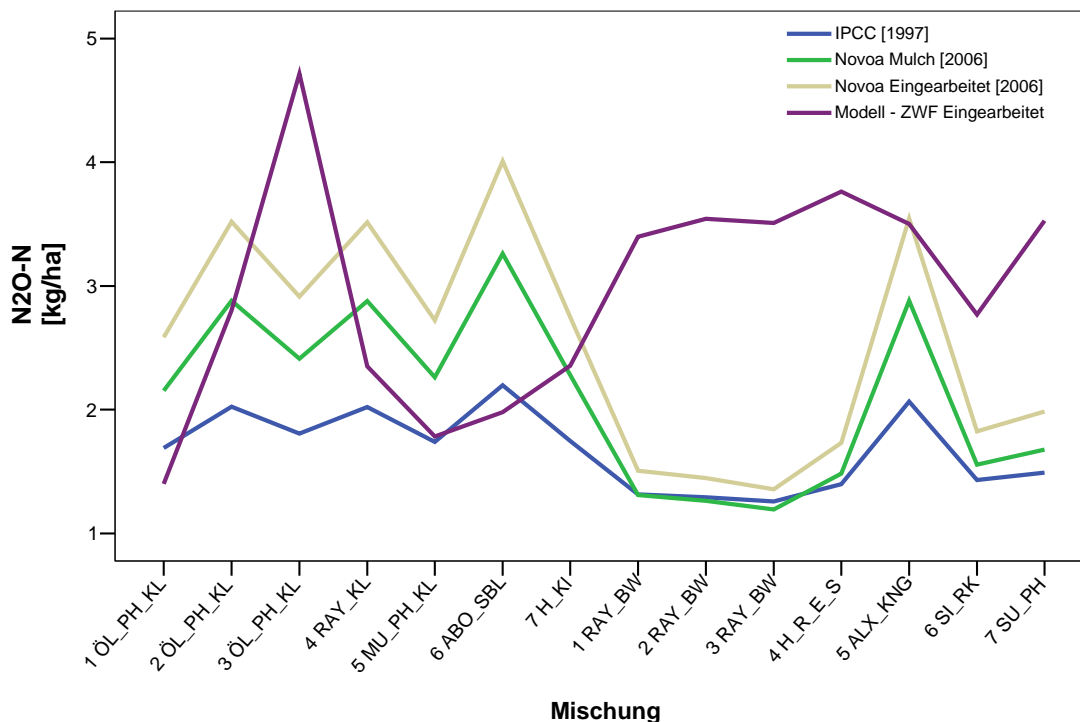


Abb. 3-30: Lachgasemissionen [kg N/ha] der vier Modelle

3.3.6 Vergleich der Lachgasemissionen: Abtransport oder Einarbeitung/Mulchen

Ein Ziel dieser Arbeit ist es einen Vergleich durchzuführen, wie sich der Abtransport der Zwischenfruchtaufwüchse zur energetischen Nutzung oder die Einarbeitung bzw. das Mulchen der Zwischenfrüchte auf das Klima auswirkt.

Wie schon in Kapitel 3.3.1.4 beschrieben, führt die Einarbeitung bzw. das Mulchen von Zwischenfruchtaufwüchsen meist zu einer Erhöhung der Lachgasemissionen im Vergleich zu Böden denen keine Pflanzenrückstände zugeführt werden. Dieser Effekt spiegelt sich auch deutlich im folgenden Diagramm (siehe Abb. 3-31) wider.

In diesem Diagramm sind die Differenzen der oben berechneten Hintergrundemissionen und der Lachgasemissionen, die bei Einarbeitung der Zwischenfrüchte entstehen, gegenübergestellt. Durch die Hintergrundemissionen werden die Lachgasemissionen während der Vegetationszeit dargestellt und weiters die Lachgasemissionen gezeigt, welche beim Abtransport der Zwischenfruchtaufwüchse entstehen, da hier die eingearbeiteten Pflanzenrückstände nicht berücksichtigt werden. Durch die Berechnung der N_2O -Emission bei Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse können die Veränderungen, die durch diese Bearbeitungsmethode auftreten, bewertet werden.

Das Diagramm (siehe Abb. 3-31) zeigt, dass es bei allen Varianten zu einer deutlichen Erhöhung der Lachgasemissionen durch die Einarbeitung von Zwischenfrüchten kommt. Im Mittel der beiden

Versuchsstandorte Thalheim und Güssing kommt es zu einer Erhöhung der Lachgasemissionen von rund 1,4 kg N/ha/Jahr.

Am Standort Thalheim ist die Erhöhung der Emissionen bei Einarbeitung der Pflanzenrückstände größeren Schwankungen unterworfen. Die Variante 1 (Ölrettich, Phacelia und Alexandrinerklee) weist mit einer Erhöhung von rund 1kg N/ha/Jahr die minimalsten Veränderungen auf. Die Variante 3 (Ölrettich, Phacelia und Alexandrinerklee) zeigt trotz der gleichen Zwischenfruchtmischung, aber des deutlich höheren Wasseranteils zum Zeitpunkt der Einarbeitung der Zwischenfrüchte, mit 2,6 kg N₂O-N/ha/Jahr die größte Differenz.

Am Standort Güssing sind die Unterschiede, die sich durch Abtransport bzw. Einarbeitung der Pflanzenrückstände ergeben, auch eindeutig zu erkennen. Allerdings sind die Differenzen im Vergleich zum Standort Thalheim relativ konstant.

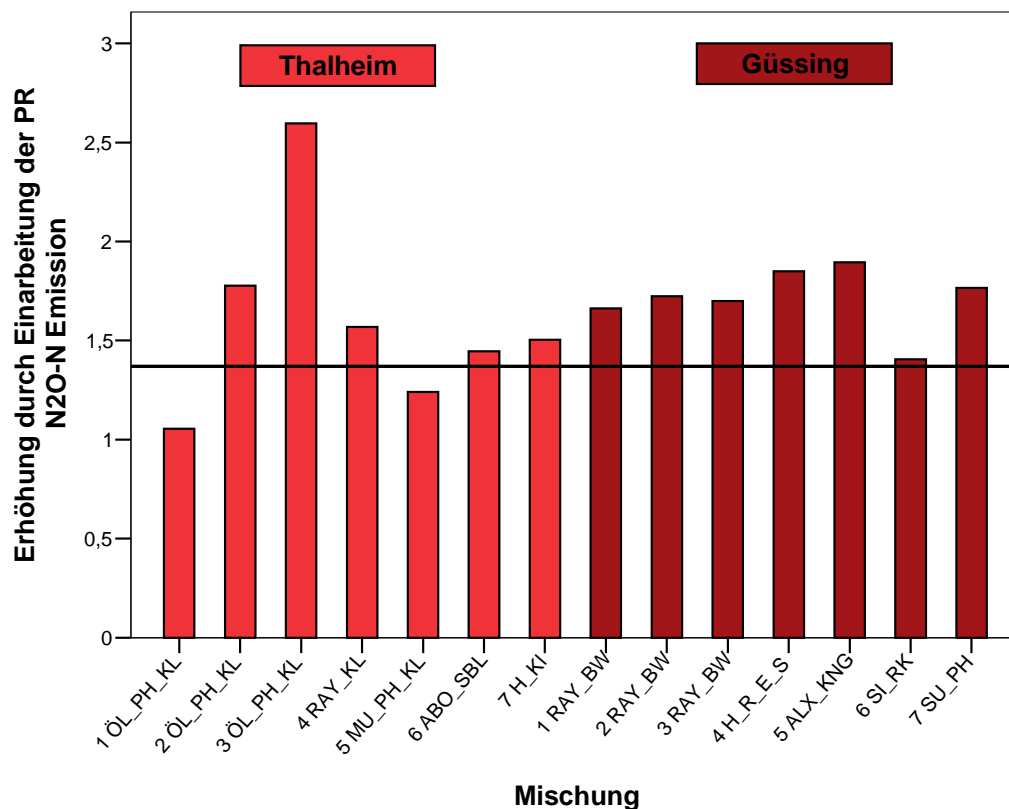


Abb. 3-31: Erhöhung der Lachgasemissionen bei Einarbeitung im Vergleich zum Abtransport von Pflanzenrückständen [kg N/ha/Jahr]

Verschiedene Studien (FLESSA et al., 1995; VELTHOF et al., 2002; LARSSON et al., 1998) geben einen N₂O – Emissionsfaktor an. Dieser Faktor beschreibt wie viel des durch Pflanzenrückstände zugegebenen Stickstoffs durch Lachgasemissionen verloren geht. In diesen Studien schwankt der N₂O – Emissionsfaktor zwischen 0,1 und 14,6%. Mit dem N₂O-Emissionsfaktor können die Auswirkungen, die durch die Einarbeitung von Pflanzenrückständen und den Stickstoffinput entstehen, auf die Höhe der Lachgasemissionen quantifiziert werden.

Gleichung 6: Berechnung des N₂O - Emissionsfaktors

$$Ef = \frac{N_2O-N}{NPR} * 100$$

[Ef]	%	Emissionsfaktor
[N ₂ O-N]	kg/ha/Jahr	Lachgasemissionen
[N _{PR}]	kg/ha/Jahr	Stickstoffinput durch Pflanzenrückstände

Der mittlere Emissionsfaktor aller 129 ausgewerteten Datensätze im Zuge der Literaturrecherche ist 3,1 %. Im Vergleich dazu sind in Tab. 3.14 die Emissionsfaktoren der Versuchsstandorte Thalheim und Güssing dargestellt.

Tab. 3.14: N₂O – Emissionsfaktor der drei Versuchsstandorte

Standort	Emissionsfaktor [%]
Thalheim, Oberösterreich	3,9
Güssing, Burgenland	11,8

Der Emissionsfaktor des Standorts Thalheim mit einem Wert von 3,9% liegt ungefähr im Bereich des mittleren Emissionsfaktors aus den Datensätzen der Literaturstudie von 3,1%. Mit 11,8 % ist der N₂O – Emissionsfaktor des Standorts Güssing deutlich höher. Im Vergleich zum Standort Thalheim war der durchschnittliche Stickstoffinput durch Zwischenfruchtaufwüchse auf diesem Standort geringer, aber der Wasseranteil im Mittel höher. Die höhere Bodenfeuchte führt zu größeren N₂O – Emissionen, auch wenn der Stickstoffinput klein ist.

Der größte Emissionsfaktor aus den Versuchen der Literaturstudie von 66,8 % wurde bei der Studie von AULAKH et al. (1991) gemessen. Trotz der Einarbeitung von Pflanzenrückständen mit einem geringen N-Gehalt wurden bei diesem Versuch relativ hohe N₂O – Emissionen gemessen. Dies wird auf den hohen Wasseranteil von rund 50% zurückgeführt.

3.3.7 Zusammenfassung

Die dargestellten Ergebnisse im Kapitel 3.3 zeigen die Lachgasemissionen während der Wachstumsperiode (Hintergrundemission) und die Veränderung dieser, wenn Zwischenfruchtaufwüchse in den Boden eingearbeitet werden (Lachgasemissionen bei Einarbeitung von Pflanzenrückständen).

Im Mittel emittieren 1,8 kg N₂O-N/ha/Jahr von den Ackerflächen der drei Versuchsstandorte. Es konnte kein Zusammenhang zwischen Flächen mit oder ohne Zwischenfruchtanbau und der Höhe der Lachgasemissionen während der Vegetationsperiode festgestellt werden. Allerdings kann eine eindeutige Beziehung der Wasseranteile auf die Höhe der Lachgasemissionen abgeleitet werden.

Am Standort Güssing wies der Kontrollboden ohne Zwischenfrüchte wie erwartet den höchsten Bodenwasseranteil auf. Dadurch kam es auf diesen Flächen auch zu den höchsten Emissionen. Bei den beiden anderen Standorten hatten Flächen mit Zwischenfrüchten trotz Wasserentzug der Pflanzen teilweise höhere Wasseranteile als die Kontrollflächen. Deshalb kam es in Thalheim und Hasendorf an der Mur auf den Kontrollflächen ohne Zwischenfruchtanbau zu keinen höheren Lachgasemissionen als auf Flächen mit Zwischenfrüchten.

Auch durch den Anbau unterschiedlicher Zwischenfruchtmischungen kann kein Rückschluss auf die Höhe der Lachgasemissionen gezogen werden. Die Höhe der Hintergrundemissionen ist hier vom Wasseranteil und den Bodeneigenschaften abhängig.

Als Folge der verschiedenen Behandlungen der Zwischenfruchtaufwüchse am Ende der Wachstumsperiode kommt es durchaus zu deutlichen Unterschieden bezüglich der Höhe der Lachgasemissionen. Dies zeigen auch die Ergebnisse in Kapitel 3.3.6. Durch die Einarbeitung von Zwischenfruchtaufwüchsen emittieren rund 3,1 kg N₂O-N kg/ha/Jahr. Nach Abzug der Hintergrundemission kommt es im Mittel durch die Einarbeitung von Zwischenfruchtaufwüchsen zu einer Erhöhung der Lachgasemissionen zwischen 1 und 2,6 kg N/ha/Jahr. Somit steigern sich im Durchschnitt die Lachgasemissionen durch das einmalige Verbleiben der Zwischenfruchtaufwüchse auf dem Feld gegenüber der Abfuhr um rund 1,3 kg N/ha/Jahr.

4 Schlussfolgerungen

Ziele dieser Arbeit waren es die Auswirkungen des Zwischenfruchtanbaus und der energetische Nutzung der Aufwüchse auf die Umwelt zu beurteilen. Im Speziellen wurde der Einfluss unterschiedlicher Nutzungsvarianten auf die Stickstoffumsetzungen in der bodennahen Luftschicht und im Bodenwasser untersucht. Es wurden die Effekte des Zwischenfruchtanbaus auf den Wasserhaushalt und das Klima anhand unterschiedlicher Bearbeitungsmethoden ermittelt. Gegenübergestellt wurden einerseits die N_{\min} -Gehalte und die Lachgasemissionen bei Flächen mit und ohne Zwischenfruchtanbau und andererseits Flächen, wo die Zwischenfruchtaufwüchse eingearbeitet oder abgefahren wurden. Die Ergebnisse zeigen, dass der Anbau von Zwischenfrüchten und unterschiedliche Bewirtschaftungsmethoden, sowohl das Klima durch Lachgasemissionen, wie auch die Grundwasserqualität durch Nitratauswaschungen beeinflussen.

Der Zwischenfruchtanbau dient grundsätzlich der Reduktion von negativen Auswirkungen auf den Boden und den Bodenwasserhaushalt. Außerdem können Nährstoffverluste aus dem Boden minimiert werden. N_{\min} -Messungen während oder kurz nach der Vegetationsperiode der Zwischenfrüchte lassen erkennen, dass durch den Anbau von Zwischenfrüchten im Vergleich zu brachen Flächen der mineralische Stickstoffgehalt im Mittel um rund 30 kg/ha reduziert wird. Es kam zu einer Absenkung der N_{\min} -Gehalte zwischen rund 10% und 65% gegenüber den Varianten ohne Zwischenfruchtanbau. Dies zeigt die generell positive Wirkung des Zwischenfruchtanbaus während der Vegetationsperiode zur Minimierung des Nitratauswaschungsrisikos.

Allerdings führt das Verbleiben der Zwischenfruchtaufwüchse auf den landwirtschaftlichen Flächen wiederum zu einer Vergrößerung des Nitratauswaschungsrisikos im Vergleich zu Flächen, wo die Pflanzenaufwüchse abgefahren wurden. Durch das Mulchen der Zwischenfruchtaufwüchse wird dem Boden wieder Stickstoff zugeführt und durch Mineralisationsprozesse der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens erhöht. Die Abfuhr von Zwischenfruchtaufwüchsen und die Möglichkeit diese anschließend energetisch zu nutzen, reduziert den N_{\min} – Gehalt im Vergleich zum Mulchen der Biomasse. Auf allen Versuchsstandorten wird durch das Mulchen der Pflanzenaufwüchse der N_{\min} – Gehalt am stärksten angehoben. Beim Abfahren der Biomasse kommt es mit Ausnahme von Güssing zu keiner Erhöhung bzw. zu einer Reduktion des N_{\min} -Gehalts und des Nitratauswaschungsrisikos. Die Ergebnisse lassen weiters erkennen, dass durch das Mulchen des Pflanzenmaterials der N_{\min} -Gehalt trotz Zwischenfruchtanbau nach der Ernte höher ist als auf Kontrollflächen ohne Zwischenfruchtanbau.

Aus den Resultaten dieser Studie kann darauf geschlossen werden, dass der Anbau von Zwischenfrüchten und die energetische Nutzung der Biomasse den mineralischen Stickstoffgehalt bezogen auf das Nitratauswaschungsrisiko positiv beeinflusst. Der Zwischenfruchtanbau führt während der Vegetationsperiode zu einer Reduktion des N_{\min} -Gehalts. Zusätzlich wird durch eine Zufuhr der Pflanzenaufwüchse zu einer Biogasanlage der N_{\min} -Gehalt des Bodens im Gegensatz zum Mulchen nicht wieder erhöht und dadurch zum Schutz der Grundwasserreserven beigetragen.

Rund zwei Drittel der anthropogenen Lachgasemissionen stammen aus der Landwirtschaft. Werden Zwischenfruchtaufwüchse in den Boden eingearbeitet oder gemulcht, kommt es zu einer Erhöhung der Lachgasemissionen. Die Höhe der Lachgasemissionen hängt stark vom Bodenwassergehalt und dessen zeitlichen Schwankungen ab und von weiteren Faktoren wie den Tongehalt, Schluffgehalt, Sandgehalt und den chemischen Eigenschaften der Zwischenfrüchte. Das Verbleiben der Zwischenfrüchte auf den Feldern führt im Mittel zu einem Anstieg der N_2O – Emissionen von 1,8 kg/ha/Jahr auf 3,1 kg/ha/Jahr. Die Bedeutung einer Steigerung von rund 1,3 kg N_2O -N/ha/Jahr auf das Klima wird vor allem durch die Betrachtung des „Global Warming Potential“ des Lachgases ersichtlich. Emittiert 1 kg Lachgas, emittieren 296 kg CO_2 . Auf diese Weise kann gezeigt werden, dass die Abfuhr zur energetischen Nutzung der Zwischenfruchtaufwüchse rund 385kg CO_2 -Äquivalente einspart und sich somit positiv auf das Klima auswirken kann, wohingegen

dies beim Verbleiben der Pflanzenreste auf dem Feld nicht passiert. Die entstehenden Emissionen durch den Transport und die Vergärung der Zwischenfrüchte, sowie die Aufbringung der Gärrückstände auf den Ackerflächen wurden in dieser Studie nicht berücksichtigt.

Zusammenfassend kann mit dieser Studie gesagt werden, dass der Anbau von Zwischenfrüchten das Nitratauswaschungsrisiko entgegen der brachen Flächen vermindert. Zudem führt das Abräumen der Zwischenfruchtaufwüchse zu einer Verringerung des Stickstoffverlustes durch Nitratauswaschungen und Lachgasemissionen. Der Anbau von Zwischenfrüchten und das anschließende Abräumen der Pflanzenaufwüchse kann zum Grundwasserschutz durch Reduzierung des Nitratauswaschungsrisikos und zum Schutz des Klimas durch Minimierung der Lachgasemissionen beitragen und deshalb ist die energetische Nutzung von Zwischenfrüchten im Zusammenhang mit den Auswirkungen auf die Umwelt ein sinnvolle Variante um Energie zu gewinnen.

5 Quellen

- ADDISCOTT T.M. 1983. Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with differing histories. *Journal Soil Science* 34: 343–353
- ABBASI M.K. Adams W.A. 2000. Gaseous N emission during simultaneous nitrification-denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1251-1259
- ARRONSON H. Torstensson G. 1998. Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops. *Soil Use And Management* 14: 6-13
- ASKEGAARD M. Olesen J.E. Kristensen K. 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use And Management* 21: 181-188
- AULAKH M.S. Doran J.W. Walters D.T. Mosier A.R. Francis D.D. 1991. Crop residue type and placement Effects on Denitrification and Mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 55: 1020-1025
- BAGGS E.M. Stevenson M. Pihlatie M. Regar A. Cook H. Cadisch G. 2003. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. *Plant and Soil* 254: 361-370
- BAGGS E.M. Rees R.N. Smith K.A. Vinten A.J.A. 2000. Nitrous oxide emissions from soil after incorporating crop residues. *Soil Use and Management* 16: 82-87
- Bayrisches Staatsministerium für Ernährung. 1999. Landwirtschaft und Forsten, Merkblatt: Verminderung der Nitrat auswaschungen
- BEAUCHAMP, E.G. 1997: Nitrous oxide emission from agriculture soils. *Canadian journal of soil science* 77: 113-123
- BENCKINSER G. 1987. Einfluß verschiedener Bodenvariablen auf die Denitrifikation landwirtschaftlich genutzter Flächen. *VDLUFA-Schriftenreihen* 23: 937-952 Kongressband 1987
- BERGSTRÖM L. Kirchmann H. 2004. Leaching and Crop Uptake of Nitrogen from Nitrogen-15-Labeled Green Manures and Ammonium Nitrate. *Journal Environmental Quality* 33: 1786-1792
- BOUWMAN AF. 1994. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soil. Report No. 773004004. National Institute of Public Health and Environment Protection.
- BOUWMAN A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. in: Bouwman A.F., *Soils and the Greenhouse Effect*: 61-127
- BOUWMAN A.F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 53-70
- BREMNER J.M. 1997: Sources of nitrous oxide in Soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49: 7-16, 1997
- BURTON D.L. Beauchamp E.G. Profile Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Concentrations in a Soil – Subject to Freezing. *Soil Science Society of America Journal* 58: 115-122
- CATT J.A. Howsw K.R: Christian D.G. Lane P.W: Harris G.L. Goss M.J. 1998. Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988–1993: the effects of winter cover crops and unfertilised grass leys. *Plant and Soil* 203: 57-69

- CHAVES B. De Neve S. Boeckx P. Berko C. Van Cleemput O. Hofman G. 2006 Manipulation the N release from ^{15}N labeled celery residues by using straw and vinasses. *Soil Biology Biochemistry* 38:2244–2254
- CHRISTENSEN S. Tiedje J.M. 1990 Brief and vigorous N_2O production by soil at spring thaw. *Journal of Soil Science* 41:1-4
- CICERONE R.J. 1989. Analysis of sources and sinks of atmospheric nitrous oxide (N_2O). *Journal of Geophysical Research* 94: 265-271.
- CLAUPEIN W. 1994. Zwischenfruchtanbau und Untersaaten zur Verminderung des Stickstoffausstrages – Möglichkeiten und Grenzen. Strategien zur Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten. *Arbeitspapier* 206: 51-60
- DAVIDSON, E.A. 1991: Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems, in: Rogers J.E., Whitman W.B. *Microbial production and consumption of greenhouse gasses: Methane, nitrogen oxides and halomethanes*, American Microbiological Society 1991
- De NEVE S. Hofman G. 1996. Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubation *Soil Biology Biochemistry* 28:1451–1457.
- De NEVE S. Hofman G. 1998 N mineralization and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions: A model evaluation. *Soil Biology Biochemistry* 30: 2067–2075.
- DEUKER A. Möller K. Leithold G. Vergleich der pflanzenbaulichen Systemwirkungen vergorener und unvergorener Wirtschaftsdünger und Vergärung von pflanzlichen Koppelprodukten in einem Betriebssystem der ökologischen Landwirtschaft mit Viehhaltung. *Pflanzenbau allgemein*: 237-240
- FLESSA H. Besse F. 1995. Effects of Sugarbeet Residues on Soil Redox Potential and Nitrous Oxide. *Soil Science Society of America Journal* 59: 1044-1051
- FLESSA H. Pfau W. Dörsch P. Besse F. 1996. The influence of nitrate and ammonium fertilization in N_2O release and CH_4 uptake of a well drained topsoil demonstrated by a soil microcosm experiment. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* 159: 499-503
- FLESSA H. Potthoff M. Lottfield N. 2002. Greenhouse estimates of CO_2 and N_2O emissions following surface application of grass mulch: importance of indigenous microflora of mulch. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 875-879
- FLESSA H. Dörsch P. Besse F. 1995. Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *Journal of Geophysical Research* 100: 23115-23124
- FREYER B. Rinnhofer T. Friedel J.K. Farthofer R. Pietsch G. Gabler C. Lang E. Wagenstrisl H. 2005. Loiskandl W. Strauss-Sieberth A. Stickstoffaufnahme und Biomasseertrag von Zwischenfrüchten und deren Auswirkungen auf Ertrag und Qualität der Folgekultur und Nitratgehalt in der Bodenlösung unter den Bedingungen des Ökologischen Landbaus im pannonischen Klimagebiet. *Universität für Bodenkultur*
- GALLER J. 2007. Stickstoff: Kreislauf - Düngung – Umwelt. *Landwirtschaftskammer Salzburg*
- GARCIA-RUIZ R. Baggs E.M. 2007. N_2O emission from soil following combined application of fertilizer-N and ground weed residues. *Plant and Soil* 299: 263-274
- GRUBER H. Thamm U. 2006. Eignung von ausgewählten Zwischenfruchtgemengen für Anbau und Verfütterung im ökologischen Landbau, Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei; Mecklenburg-Vorpommern Institut für Acker- und Pflanzenbau

- GOODROAD L.L. Keeney R.R. 1984. Nitrous oxide from soils during thawing. *Canadian Journal of Soil Science* 64:187-194
- GRANLI, T. Bockman O.C. 1994: Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agriculture Sciences* 12
- GROCHOLL J. 2008. Zwischenfrüchte: Wichtig für die Fruchtbarkeit leichter Böden. Bezirkstelle Uelzen der LWK Niedersachsen.
- GROFFMAN P.M. 1991. Ecology of nitrification and denitrification in soil evaluated at scales relevant to atmospheric chemistry: 201-217, in: Rogers J.E., Whitman W.B. *Microbial production and consumption of greenhouse gasses: Methane, nitrogen oxides and halomethanes*, American Microbiological Society
- HANSEN E.M. Djurhuus J. Kristensen K. 2000. Nitrate leaching as affected by introduction or discontinuation of cover crop use. *Journal Environment Quality* 29:1110–1116.
- HAO X. Chang C. Carefoot J.M. Janzen H.H: Ellert B.H. 2001. Nitrous oxide emissions from irrigated soil as affected by fertilizer and straw management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 1-8
- HERRMAN G. PLAKOLM G. 1993. *Ökologischer Landbau – Grundwissen für die Praxis*. Österreichischer Agrarverlag Wien
- HUANG Y. Zou J. Zheng X. Wang Y. Xu X. 2004. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 973-981
- IFA & FAO. 2001. *Global estimates of gaseous emissions NH₃, NO and N₂O from agricultural land*. International Fertilizer Industry Association, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom
- IPCC. 1997. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*
- IPCC. 2001. *Climate Change 2001. The Scientific Basis*, Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC. 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007. The Synthesis Report*.
- JARVIS S.C. 1999. Nitrogen Dynamics in Natural and Agriculture Ecosystems. *Managing Risks of Nitrate to Humans and the Environment*. 2-20
- JENSON E.S. 1993. Mineralization-immobilization of nitrogen in soil amended with low C:N ratio plant residue with different particle sizes. *Soil Biology and Biochemistry* 26:519-521
- KAISER E.A. Heinemeyer O. 1996. Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. *Plant and Soil* 181: 57-63
- KOLBE H. 2004. Zwischenfrüchte im ökologischen Landbau. *Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Fachbereich pflanzliche Erzeugung*
- KREITMAYR J. 2004. Aktuelle acker- und pflanzenbauliche Aspekte des Zwischenfruchtbaues und der Mulchsaat. *Zwischenfruchtbau und Mulchsaat als Erosionsschutz*. Tagungsband: 12-28
- LARSSON L., Ferm M., Kasimir-Klemedtsson A., Klemedtsson L. 1998. Ammonia and nitrous

- oxide from grass and alfalfa mulches. *Nutrient cycling in Agroecosystems* 51: 41-46
- LECK B.C.E. 2003. Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. Dissertation: Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim
- LEWAN E. 1994. Effects of a catch crop on leaching of nitrogen from a sandy soil: simulations and measurements. *Plant Soil* 166: 137–152.
- Li H. Qui.J. Wang L. Tang H. Li C. van Ranst E. 2010. Modeling impacts of alternative farming management practices on greenhouse gas emissions from winter wheat-maize rotation system in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135: 24-33
- LUBW. 2006. Nitratherkunft im Bodenwasser und Grundwasser. INTERREG III A-Projekt MoNit "Modellierung der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben". Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
- MALHI S.S. Lemke R. Wang Z.H. Chhabra B.S. 2006. Tillage, nitrogen and crop residue effects on crop yield nutrient uptake, soil quality, and greenhouse gas emissions. *Soil and Tillage Research* 90: 171-183
- MANGSTL A. Brenner K. 1988. Prognose des mineralisierten Stickstoffs (N_{min}) im Frühjahr bei Wintergetreide. Lehrstuhl für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der TU München-Weihenstephan.
- McKENNY D.J. Wang S.W. Drury C.F. Findlay W.I. 1993. Denitrification and mineralization in soil Amended with legume grass and corn residues. *Soil Science Society of America Journal* 57: 1013-1020
- MILLAR N. Baggs E.N. 2005. Relationship between N₂O emissions and water-soluble C and N contents of agroforestry residues after their addition to soil. *Soil Biology and Biochemistry* 37:605-608
- MITCHELL R.D.J. Harrison R. Russel K.J: Webb J. 2000The effect of crop residue incorporation date on soil inorganic nitrogen, nitrate leaching and nitrogen mineralization. *Biol Fertil Soils* 32:294–301
- MÖLLER K., Leithold G. Michel J., Schnell S., Stinner W. Weiske A. 2001. Auswirkung der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau – Pflanzenbauliche, ökonomische und ökologische Gesamtbewertung im Rahmen typischer Fruchtfolgen viehhaltender und viehloser ökologisch wirtschaftender Betriebe. Justus-Liebig-Universität Giessen. Endbericht: DBU – AZ 15074
- MOSIER A.R., Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger SP and Van Cleemput O 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52: 225-248.
- MOSIER A.R. Duxbury J M, Freney J r, Heinemeyer O, Miniarni K 1996. Nitrous Oxide Emissions from agricultural fields: Assessment, measurement and mitigation. *Plant and Soil* 181; 95-108
- MÜLLER C. Martin M. Stevens R.J. Laughlin R.J. Kammann C. Ottow J.C.G. Jäger H.-J. 2002. Processes leading to N₂O emissions in grassland soil during freezing and thawing. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1325-1331
- NEETSON J. J. Carton O.T. 2001. The environmental impact of nitrogen in field vegetable production. *Acta Horti (ISHS)* 563:21–28

- ÖNORM L 1091. Bestimmung von „mineralischem“ Stickstoff N_{\min} -Methode. Chemische Bodenuntersuchungen.
- ÖNORM L 1050. Boden als Pflanzenstandort – Begriffe und Untersuchungsverfahren
- PAUL J.W. Beauchamp E.G. 1989. Denitrification and fermentation in plant-residue-amended soil. *Biology and Fertility of Soils* 7: 303-309
- PAVLIK H. 1999. Nitratgehalte in den Porengrundwässern Österreichs. Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung 1999. 19-21
- POWLSON D.S. 1993. Understanding the soil nitrogen cycle. *SOIL USE AND MANAGEMENT* Vol. 9 Nr. 3: 86-94
- POWLSON D.S. 1999. Fate of Nitrogen from Manufactured Fertilizers in Agriculture. *Managing Risks of Nitrate to Humans and the Environment*. 42-57
- RAHN C.R. Bending G.D. Tuner M.K. 2003 Management of N mineralization from crop residues of high N content using amendment materials of varying quality. *Soil Use Management* 19:193–200.
- RENIUS W. Lütke Entrup E. Lütke Entrup N. 1992. Zwischenfruchtanbau zur Futtergewinnung und Gründüngung – ein Baustein zur Bodenfruchtbarkeit und zum Umweltschutz. DLG - Verlag
- RÖVER M. Heinemeyer O. Kaiser E.A. 1998. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1859-1865
- SCHAUSS K. Raterin S. Schnell S. 2005. Einfluss fermentierter organischer Dünger auf Spurengasemissionen im Ökologischen Pflanzenbau. Justus-Liebig-Universität Giessen
- SCHMID A. 2006. Einfluss von Nitrat und Nitrit aus Fleischerzeugnissen auf die Gesundheit des Menschen. *Ernährungsumschau* 53: Heft 12
- SHELP M.L. Beauchamp E.G. Thurtell G.W. 2000. Nitrous Oxide Emissions from Soil Amended with Glucose, Alfalfa or Corn Residues. *Soil Science Plant Analyses* 31(7&8): 877-892
- SIMMELSGAARD S.E. 1998. The effect of crop, N – Level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use and Management* 14: 30-36
- SKIBA U. 1992. Fluxes of nitric and nitrous oxides from agricultural soils in a cool temperate climate. *Atmospheric Environment* 26A: 2477-2488
- SNYDER C.S: Bruulsema T.W. Jensen T.L. Fixsen P.E. 2009. Review of greenhouse gases from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133: 247-266
- STINNER W. Möller K. Leithold G. Biogaserzeugung im viehlosen Betrieb: Effekte auf Stickstoffmanagement, Erträge und Qualität. *Pflanzenernährung und Bodenfruchtbarkeit*: 185-188
- TEEPE R. Vor A. Beese F. Ludwig B. 2004. Emissions of N_2O from soils during cycle of freezing and thawing and the effects of soil water, texture and duration of freezing. *European Journal of Soil Science* 55: 357-365
- THOMSEN I. K. Christensen B. T. 1999. Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. *Soil Use Manage.* 15: 195–200.

- SOIL SCIENCE SOCIETY of AMERICA. 1987: Glossary of Soil Science Terms. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA: 44
- UMWELTBUNDESAMT. 2006. Parameterinformationsblatt Nitrat
- VELTHOF L.V. Kuikman P.J. Oenema O. 2002. Nitrous Oxide emission from soils amended with crop residues. Nutrient cycling in Agroecosystems 62: 249-261
- VOS J. van der Putten P.E.L. Muktar Hassan Hussein. Van Dam A.M. Leffelaar P.A. 1998. Field observations on nitrogen catch crops. Plant and Soil 201: 149-155
- WAGNER-RIDDLE C. THURTELL G.W. 1998. Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. Nutrient Cycling in Agroecosystems 52: 151-163
- WEIER K.L. Doran J.W. Power J.F. Waters D.T. 1993. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon and nitrate. Soil Science Society of America Journal 57: 66-72
- WILLAMS E.J. Hutchinson G.L. Fehsenfeld F.C. 1992. NO_x emissions from Soil. Global Biogeochemical Cycles 6: 351-388
- WOHLRAB B. Nitrat – Entstehung, Ansammlung und Wirkung in der Biosphäre unter besonderer Berücksichtigung seiner Verlagerung ins Grundwasser. Öffentliche Vortragstagung

6 Anhang

Abb. 6-1: Streifenversuche Güssing, Burgenland

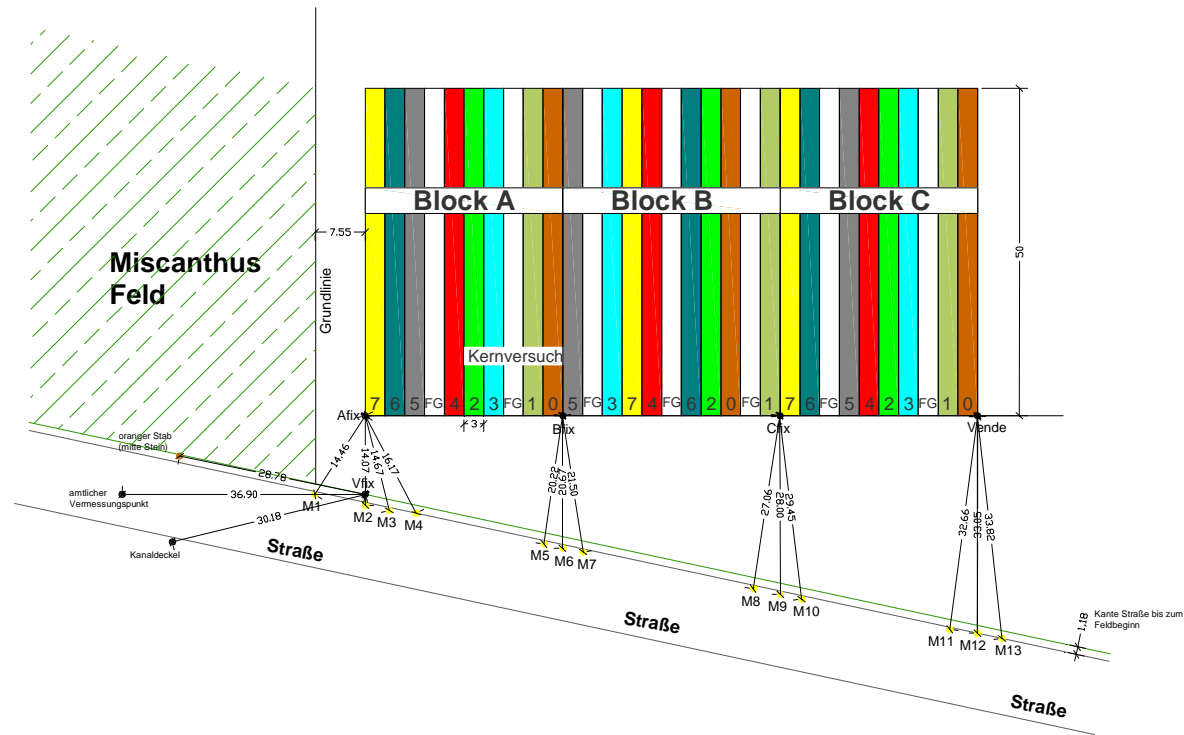


Abb. 6-2: Streifenversuche Thalheim, Oberösterreich

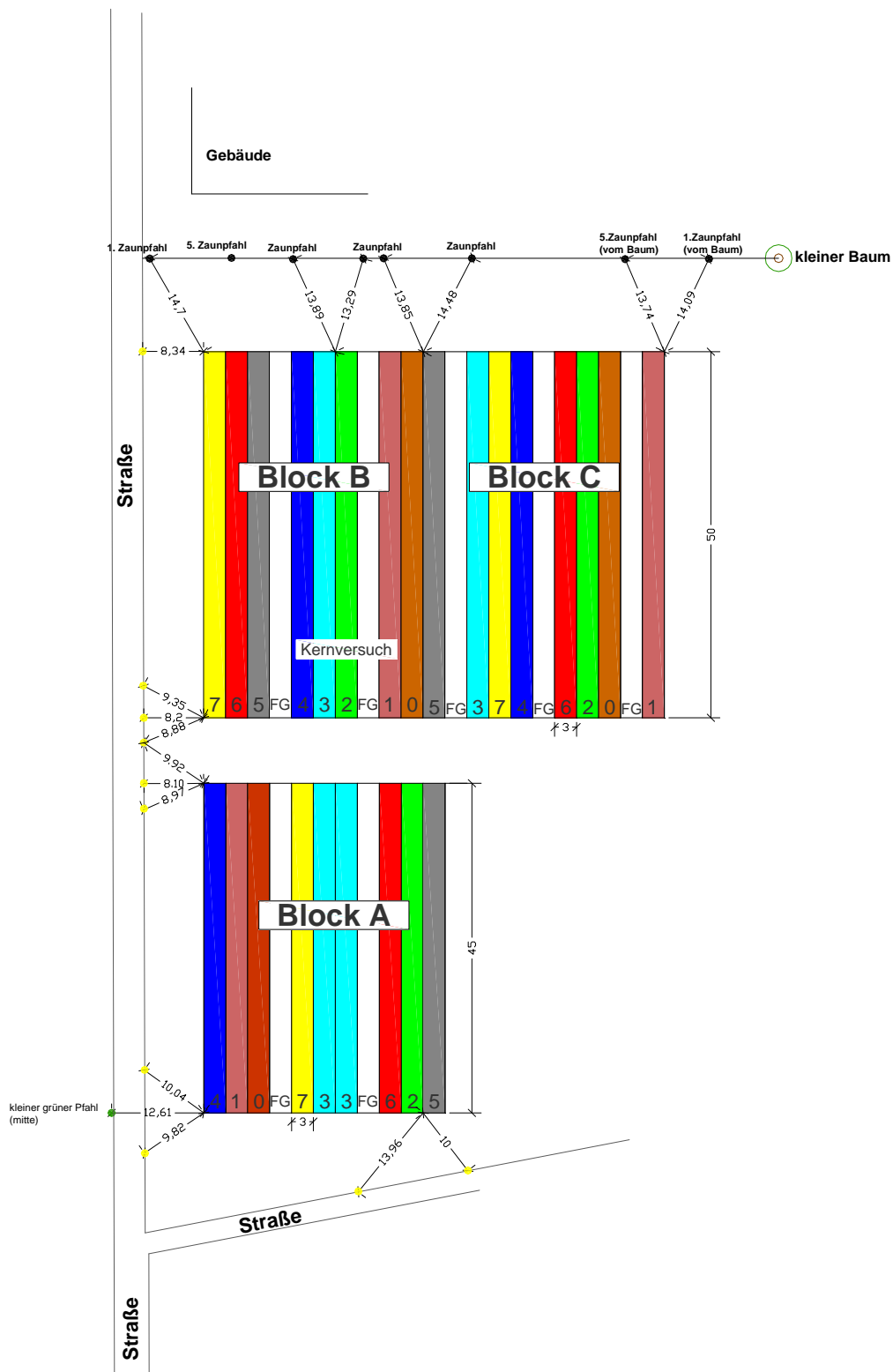
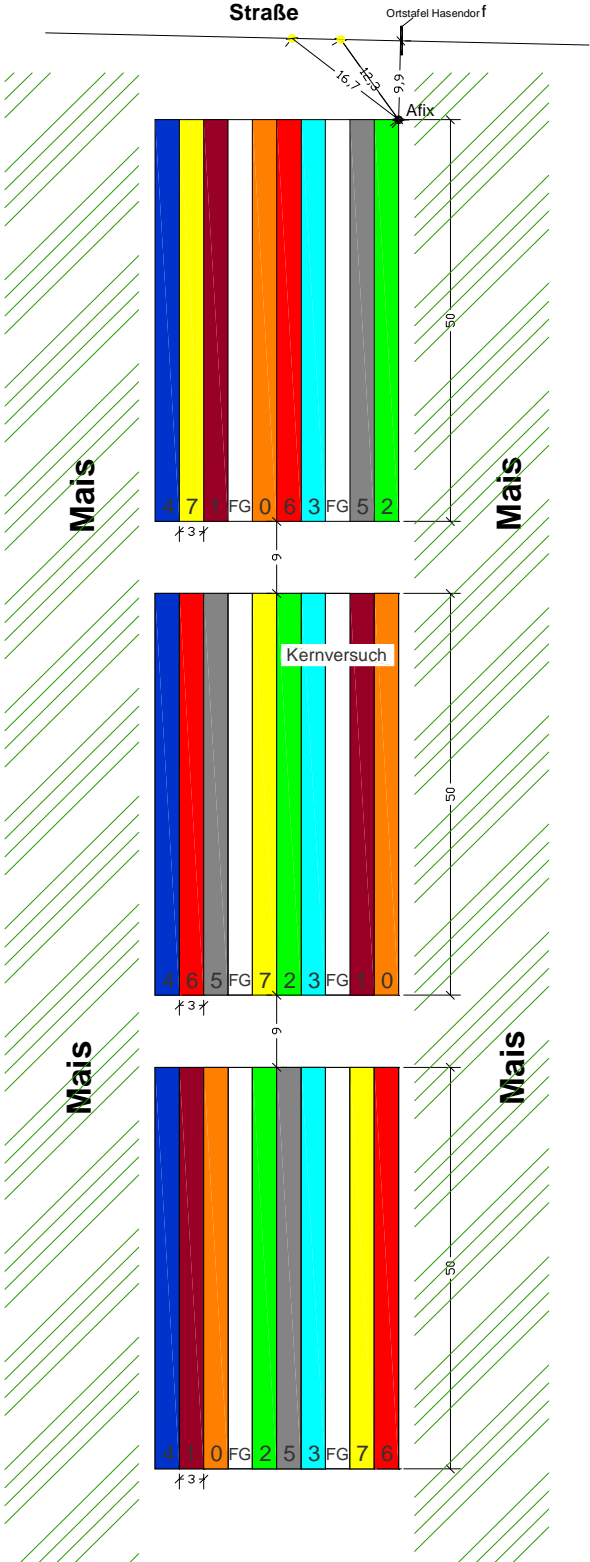


Abb. 6-3: Streifenversuche Hasendorf an der Mur, Steiermark



Tab. 6.1. N_{min}-Gehalte der zweiten und dritten Probenahme, Thalheim

Proben Nr.	Mischung	Bearbei- tung	Probenahme am 28.10.2009				Probenahme am 19.02.2010				
			N _{min} 0-30	N _{min} 30-60	N _{min} 60-90	N _{min} 0-90	N _{min} 0-30	N _{min} 30-60	N _{min} 60-90	N _{min} 0-90	N _{min} 0-30
			[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
OA0	Kontrolle	ohne	50,2	27,1	10,9	88,2	38,0	12,5	7,4	57,9	38,0
OA1	ÖL_PH_K	mulch	33,2	26,9	0,0	60,1	52,6	24,2	14,3	91,1	52,6
OA2	ÖL_PH_K	abgkons	50,7	22,1	1,6	74,4	37,5	13,4	6,7	57,6	37,5
OA3	ÖL_PH_K	abgpfl	38,6	12,2	0,0	50,9	39,6	11,4	6,7	57,7	39,6
OA4	RAY_KL	abgkons	33,6	1,4	0,0	35,1	28,9	23,6	13,9	66,5	28,9
OA5	MU_PH_K	abgkons	28,0	6,4	0,0	34,4	28,0	5,4	3,7	37,1	28,0
OA6	ABO_SBL	abgkons	44,8	2,4	0,0	47,3	29,0	9,9	6,0	44,9	29,0
OA7	H_KI	abgkons	36,2	8,8	0,0	45,1	34,6	7,4	5,6	47,7	34,6
OB0	Kontrolle	ohne	37,0	6,6	0,0	43,5	30,2	8,4	7,0	45,6	30,2
OB1	ÖL_PH_K	mulch	33,4	4,1	0,0	37,4	33,8	9,3	4,5	47,5	33,8
OB2	ÖL_PH_K	abgkons	38,8	1,8	0,0	40,6	35,7	10,5	6,4	52,5	35,7
OB3	ÖL_PH_K	abgpfl	62,0	2,6	0,0	64,6	31,0	14,7	7,2	53,0	31,0
OB4	RAY_KL	abgkons	21,5	1,2	10,7	33,3	31,5	9,3	5,4	46,3	31,5
OB5	MU_PH_K	abgkons	33,9	5,4	0,0	39,3	29,5	7,0	4,0	40,5	29,5
OB6	ABO_SBL	abgkons	37,1	6,6	11,4	55,1	46,1	18,0	2,3	66,4	46,1
OB7	H_KI	abgkons	40,0	10,5	0,0	50,4	41,1	15,5	9,5	66,2	41,1
OC0	Kontrolle	ohne	31,7	1,3	0,0	33,0	27,5	9,8	6,5	43,8	27,5
OC1	ÖL_PH_K	mulch	28,1	1,1	12,2	41,4	28,3	14,2	7,7	50,2	28,3
OC2	ÖL_PH_K	abgkons	32,9	6,1	0,0	39,0	28,7	10,3	7,6	46,6	28,7
OC3	ÖL_PH_K	abgpfl	43,5	9,7	0,0	53,2	29,4	14,4	5,5	49,2	29,4
OC4	RAY_KL	abgkons	44,3	26,0	0,0	70,3	30,0	6,1	4,0	40,0	30,0
OC5	MU_PH_K	abgkons	28,7	2,0	0,0	30,8	24,1	7,7	5,0	36,8	24,1
OC6	ABO_SBL	abgkons	37,7	21,7	11,6	71,0	30,3	10,6	6,9	47,8	30,3
OC7	H_KI	abgkons	66,3	0,0	11,1	77,4	37,9	14,5	6,0	58,3	37,9

Tab. 6.2: N_{min}-Gehalte der zweiten und dritten Probenahme, Güssing

Proben Nr.	Mischung	Bearbeitung	Probenahme am 30.10.2009				Probenahme am 03.02.2010				
			N _{min} 0-30	N _{min} 30-60	N _{min} 60-90	N _{min} 0-90	N _{min} 0-30	N _{min} 30-60	N _{min} 60-90	N _{min} 0-90	N _{min} 0-30
			[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
BA0	Kontrolle	ohne	22,3	2,5	0,0	24,8	24,0	18,7	13,3	56,0	24,0
BA1	RAY_BW	mulch	18,1	14,7	0,0	32,8	54,2	43,2	17,9	115,3	54,2
BA2	RAY_BW	abgkons	17,2	2,3	0,0	19,6	23,1	12,2	10,0	45,4	23,1
BA3	RAY_BW	abgpfl	21,4	6,5	0,0	28,0	29,2	23,5	15,7	68,5	29,2
BA4	H_R_E_	abgkons	17,6	1,7	0,0	19,2	30,5	19,6	12,3	62,4	30,5
BA5	ALX_KN	abgkons	21,5	4,6	0,0	26,1	35,4	24,5	26,4	86,3	35,4
BA6	SI_RK	abgkons	26,6	1,7	0,0	28,3	24,9	30,8	20,2	75,9	24,9
BA7	SU_PH	abgkons	27,5	5,1	0,0	32,6	24,2	10,6	10,3	45,1	24,2
BB0	Kontrolle	ohne	88,0	8,4	0,0	96,4	44,4	15,9	11,0	71,3	44,4
BB1	RAY_BW	mulch	20,5	8,5	0,0	29,0	18,5	18,4	11,2	48,1	18,5
BB2	RAY_BW	abgkons	20,3	1,4	0,0	21,7	23,2	11,4	14,1	48,8	23,2
BB3	RAY_BW	abgpfl	27,2	9,0	0,0	36,2	33,5	19,8	24,5	77,8	33,5
BB4	H_R_E_	abgkons	22,2	3,7	11,1	37,0	16,4	14,7	13,5	44,7	16,4
BB5	ALX_KN	abgkons	32,3	4,7	10,1	47,1	39,3	27,7	16,0	83,1	39,3
BB6	SI_RK	abgkons	31,3	4,1	0,0	35,4	19,3	7,0	9,2	35,5	19,3
BB7	SU_PH	abgkons	19,6	0,0	0,0	19,6	19,5	18,2	12,5	50,1	19,5
BC0	Kontrolle	ohne	35,8	10,1	0,0	45,9	29,2	14,0	8,5	51,7	29,2
BC1	RAY_BW	mulch	27,2	1,4	0,0	28,6	18,4	10,5	11,6	40,5	18,4
BC2	RAY_BW	abgkons	34,2	5,0	0,0	39,2	29,4	20,1	14,8	64,2	29,4
BC3	RAY_BW	abgpfl	34,6	8,9	0,0	43,5	26,9	12,9	10,3	50,1	26,9
BC4	H_R_E_	abgkons	43,2	2,0	10,6	55,8	23,5	15,1	16,0	54,5	23,5
BC5	ALX_KN	abgkons	31,8	16,8	1,2	49,8	39,5	32,7	38,7	110,8	39,5
BC6	SI_RK	abgkons	25,8	13,2	0,0	39,1	24,9	15,0	14,0	53,9	24,9
BC7	SU_PH	abgkons	23,1	6,5	0,0	29,7	20,7	14,1	7,2	42,1	20,7

Tab. 6.3: N_{min}-Gehalte der zweiten und dritten Probenahme, Hasendorf an der Mur

Proben Nr.	Mi- schung	Bearbei- tung	Probenahme am 04.02.2010				Probenahme am 04.05.2010				
			Nmin 0-30	Nmin 30-60	Nmin 60-90	Nmin 0-90	Nmin 0-30	Nmin 30-60	Nmin 60-90	Nmin 0-90	Nmin 0-30
			[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
StA0	Kontrol-	ohne	16,9	14,9	7,5	39,3	45,5	9,2	4,2	58,9	45,5
StA1	GR 1	mulch	14,7	8,8	5,4	28,9	96,5	4,9	0,5	101,8	96,5
StA2	GR 2	abgkons	13,9	8,2	6,6	28,6	9,7	1,9	0,3	11,9	9,7
StA3	GR 3	abgpfl	13,1	4,9	1,9	20,0	8,5	1,4	0,3	10,2	8,5
StA4	GR 4	abgpfl	14,5	12,9	7,1	34,4	7,1	1,0	0,3	8,4	7,1
StA5	WE_Gr	abgpfl	17,0	9,1	6,6	32,6	11,3	1,8	0,5	13,6	11,3
StA6	enRG	abgpfl	14,8	9,9	1,6	26,3	7,6	1,8	0,6	10,0	7,6
StA7	WR	abgpfl	14,7	8,3	3,6	26,6	8,8	1,1	0,3	10,1	8,8
StA8	WT	abgpfl	13,4	3,6	0,0	16,9	9,0	0,6	0,2	9,9	9,0
StA9	WT_W	abgpfl	17,2	9,3	3,0	29,6	12,5	1,6	0,4	14,5	12,5
StB0	Kontrol-	ohne	61,6	54,4	39,9	155,9	45,6	17,7	13,9	77,1	45,6
StB1	GR 1	mulch	19,3	8,1	6,9	34,4	70,0	6,7	0,9	77,6	70,0
StB2	GR 2	abgkons	20,1	10,9	9,5	40,5	11,5	1,8	1,0	14,3	11,5
StB3	GR 3	abgpfl	20,1	10,1	3,2	33,5	8,7	1,7	1,6	12,0	8,7
StB4	GR 4	abgpfl	17,5	9,6	5,9	33,0	6,4	1,1	0,8	8,3	6,4
StB5	WE_Gr	abgpfl	20,5	15,3	17,8	53,6	7,0	1,5	0,8	9,3	7,0
StB6	enRG	abgpfl	15,3	9,9	13,9	39,1	5,2	1,1	2,0	8,4	5,2
StB7	WR	abgpfl	17,7	9,1	7,1	33,9	8,1	1,2	0,7	10,0	8,1
StB8	WT	abgpfl	18,6	9,5	7,0	35,1	8,0	2,0	1,0	11,0	8,0
StB9	WT_W	abgpfl	23,2	10,5	7,7	41,4	7,5	2,4	2,1	12,0	7,5
StC0	Kontrol-	ohne	25,9	39,5	28,9	94,4	26,6	10,1	3,8	40,5	26,6
StC1	GR 1	mulch	16,4	10,3	8,0	34,8	39,3	7,6	1,4	48,3	39,3
StC2	GR 2	abgkons	14,4	10,6	4,2	29,2	5,8	0,9	0,2	6,9	5,8
StC3	GR 3	abgpfl	18,9	16,0	5,0	39,9	6,9	1,1	0,2	8,3	6,9
StC4	GR 4	abgpfl	16,8	10,9	11,1	38,9	7,8	1,1	0,2	9,1	7,8
StC5	WE_Gr	abgpfl	21,2	10,1	3,0	34,3	10,6	1,1	0,1	11,8	10,6
StC6	enRG	abgpfl	12,8	7,2	9,3	29,3	6,5	0,8	0,6	7,9	6,5
StC7	WR	abgpfl	20,8	5,8	3,5	30,2	7,0	1,0	0,3	8,3	7,0
StC8	WT	abgpfl	12,5	8,6	4,7	25,7	6,0	1,0	0,0	6,9	6,0
StC9	WT_W	abgpfl	29,0	16,1	12,9	58,0	5,9	1,8	0,4	8,0	5,9

Tab. 6.4: Lachgasemissionen und relevante Einflussfaktoren aus der Literaturstudie

Nr.	Quelle	Feld/ Labor	Bearb.	Düngung	Bodeneigenschaften							Pflanzenrückstände							
					ρ_d	ρ_s	pH	T	U	S	Wasser- anteil	Menge	Pflanze	C	N	C/N	C _{gesamt}	N _{gesamt}	N ₂ O-N
					[kg N/ha]	[g/cm ³]	[g/cm ³]	[%]	[%]	[%]	[%]	[kg/ha]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg N/ha]
1	AUALAKH 1991	L	M	50,00	1,14	2,65	6,50	21	47	32	51,28	5700,00	Weizen	41,0	0,5	82,0	2337,0	28,5	8,21
2	AUALAKH 1991	L	M	50,00	1,14	2,65	6,50	21	47	32	51,28	5700,00	Mais	42,9	1,1	39,0	2445,3	62,7	7,30
3	AUALAKH 1991	L	M	50,00	1,14	2,65	6,50	21	47	32	51,28	5700,00	Sojabohne	43,0	1,0	43,0	2451,0	57,0	7,98
4	AUALAKH 1991	L	M	50,00	1,14	2,65	6,50	21	47	32	51,28	5700,00	Zottelwick	45,6	5,7	8,0	2599,2	324,9	13,91
5	AUALAKH 1991	L	E	50,00	1,14	2,65	6,50	21	47	32	51,28	5700,00	Weizen	41,0	0,5	82,0	2337,0	28,5	4,56
6	AUALAKH 1991	L	E	50,00	1,14	2,65	6,50	21	47	32	51,28	5700,00	Mais	42,9	1,1	39,0	2445,3	62,7	11,40
7	AUALAKH 1991	L	E	50,00	1,14	2,65	6,50	21	47	32	51,28	5700,00	Sojabohne	43,0	1,0	43,0	2451,0	57,0	38,08
8	AUALAKH 1991	L	E	50,00	1,14	2,65	6,50	21	47	32	51,28	5700,00	Zottelwick	45,6	5,7	8,0	2599,2	324,9	14,82
9	AUALAKH 1991	L		50,00	1,14	2,65	6,50	21	47	32	51,28		Kontrolle						9,80
10	BAGGS 2004	F	M	200	1,23	2,65	5,8	15	68	17		6000	Weizen	41,0	0,6	68,3	2460,0	36,0	4,03
11	BAGGS 2004	F	M	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		6000	Weizen	41,0	0,6	68,3	2460,0	36,0	2,46
12	BAGGS 2004	F	E	200	1,23	2,65	5,8	15	68	17		6000	Weizen	41,0	0,6	68,3	2460,0	36,0	0,56
13	BAGGS 2004	F	E	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		6000	Weizen	41,0	0,6	68,3	2460,0	36,0	0,33
14	BAGGS 2004	F	M	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,57
15	BAGGS 2004	F	E	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,20
16	BAGGS 2004	F	M	200	1,23	2,65	5,8	15	68	17		5300	Roggen	45,0	1,1	40,9	2385,0	58,3	3,54
17	BAGGS 2004	F	M	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		5300	Roggen	45,0	1,1	40,9	2385,0	58,3	0,68

Nr.	Quelle	Feld/ Labor	Bearb.	Düngung	Bodeneigenschaften							Pflanzenrückstände							
					ρd	ρs	pH	T	U	S	Wasser- anteil	Menge	Pflanze	C	N	C/N	C _{gesamt}	N _{gesamt}	N ₂ O-N
					[kg N/ha]	[g/cm ³]	[g/cm ³]		[%]	[%]	[%]	[%]	[kg/ha]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]
18	BAGGS 2004	F	E	200	1,23	2,65	5,8	15	68	17		5300	Roggen	45,0	1,1	40,9	2385,0	58,3	0,59
19	BAGGS 2004	F	E	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		5300	Roggen	45,0	1,1	40,9	2385,0	58,3	0,16
20	BAGGS 2004	F	M	200	1,23	2,65	5,8	15	68	17		3900	Bohnen	42,0	3,4	12,4	1638,0	132,6	2,58
21	BAGGS 2004	F	M	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		3900	Bohnen	42,0	3,4	12,4	1638,0	132,6	0,79
22	BAGGS 2004	F	E	200	1,23	2,65	5,8	15	68	17		3900	Bohnen	42,0	3,4	12,4	1638,0	132,6	1,03
23	BAGGS 2004	F	E	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		3900	Bohnen	42,0	3,4	12,4	1638,0	132,6	0,79
24	BAGGS 2004	F	M	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,31
25	BAGGS 2004	F	E	0	1,23	2,65	5,8	15	68	17		0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,23
26	FLESSA 1995	L	E	0	1,30	2,65	5,9	23	61	16	32,09		Zuckerrübe			28,7	3245,0	113,0	0,43
27	FLESSA 1995	L	E	0	1,30	2,65	5,9	23	61	16	32,09		Kontrolle			0,0	0,0	0,0	0,01
28	FLESSA 1995	L	E	0	1,30	2,65	5,9	23	61	16	43,30		Zuckerrübe			28,7	3245,0	113,0	1,17
29	FLESSA 1995	L	E	0	1,30	2,65	5,9	23	61	16	43,30		Kontrolle			0,0	0,0	0,0	0,07
30	FLESSA 2002	L	M	0	1,30		5,9	23	61	16			Gras			11,0	1000,0	92,0	0,25
31	FLESSA 2002	L	M	0	1,30		5,9	23	61	16			Kontrolle			0,0	0,0	0,0	0,02
32	FLESSA 2002	L	M	0	1,30		5,9			100			Gras			11,0	1000,0	92,0	0,17
33	FLESSA 2002	L	M	0	1,30		5,9			100			Kontrolle			0,0	0,0	0,0	0,00
34	GARCIA 2007	L	E	0	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	24575,4	Hafer	41,8	1,1	38,7	10271,5	265,4	0,04
35	GARCIA 2007	L	E	0	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	8659,2	klebriger Hauhechel	39,5	2,8	14,2	3418,3	240,7	0,05

Nr.	Quelle	Feld/ Labor	Bearb.	Düngung	Bodeneigenschaften							Pflanzenrückstände							
					ρ _d	ρ _s	pH	T	U	S	Wasser- anteil	Menge	Pflanze	C	N	C/N	C _{gesamt}	N _{gesamt}	N ₂ O-N
					[kg N/ha]	[g/cm ³]	[g/cm ³]		[%]	[%]	[%]	[%]	[kg/ha]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]
36	GARCIA 2007	L	E	0	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	20491,8	H:Hk 75:25	46,6	1,3	37,0	9553,3	258,2	0,04
37	GARCIA 2007	L	E	0	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	16555,8	H:Hk 50:50	45,3	1,5	29,6	7497,8	253,3	0,05
38	GARCIA 2007	L	E	0	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	12595,2	H:Hk 25:75	43,5	2,0	22,2	5480,4	246,9	0,04
39	GARCIA 2007	L	E	0	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	24600	falscher Fenchel	40,4	1,0	40,4	9938,4	246,0	0,06
40	GARCIA 2007	L	E	0	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	13972,8	Olivenbaumblätter	48,4	1,8	27,5	6762,8	245,9	0,02
41	GARCIA 2007	L	E	0	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,03
42	GARCIA 2007	L	E	100	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	24575,4	Hafer	41,8	1,1	38,7	10271,5	265,4	0,08
43	GARCIA 2007	L	E	100	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	8659,2	klebriger Hauhechel	39,5	2,8	14,2	3418,3	240,7	0,06
44	GARCIA 2007	L	E	100	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	20491,8	H:Hk 75:25	46,6	1,3	37,0	9553,3	258,2	0,09
45	GARCIA 2007	L	E	100	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	16555,8	H:Hk 50:50	45,3	1,5	29,6	7497,8	253,3	0,09
46	GARCIA 2007	L	E	100	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	12595,2	H:Hk 25:75	43,5	2,0	22,2	5480,4	246,9	0,08
47	GARCIA 2007	L	E	100	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	24600	falscher Fenchel	40,4	1,0	40,4	9938,4	246,0	0,13
48	GARCIA 2007	L	E	100	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	13972,8	Olivenbaumblätter	48,4	1,8	27,5	6762,8	245,9	0,03
49	GARCIA 2007	L	E	100	1,23	2,65	7,1	15	68	17	32,15	0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,03
50	HUANG 2002	L	E	380,25	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Rapssamen	51,8	6,5	8,0	2693,6	338,0	2,00
51	HUANG 2002	L	E	380,25	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Kartoffelstiele	40,4	1,1	36,7	2100,8	57,2	1,75
52	HUANG 2002	L	E	380,25	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Maisblätter	39,4	0,7	56,3	2048,8	36,4	1,48
53	HUANG 2002	L	E	380,25	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Weizenstroh	50,5	0,8	63,1	2626,0	41,6	1,25

Nr.	Quelle	Feld/ Labor	Bearb.	Düngung	Bodeneigenschaften							Pflanzenrückstände							
					ρ_d	ρ_s	pH	T	U	S	Wasser- anteil	Menge	Pflanze	C	N	C/N	C _{gesamt}	N _{gesamt}	N ₂ O-N
					[kg N/ha]	[g/cm ³]	[g/cm ³]		[%]	[%]	[%]	[%]	[kg/ha]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]
54	HUANG 2002	L	E	380,25	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Zuckerrohrstiele	47,2	0,4	118,0	2454,4	20,8	0,60
55	HUANG 2002	L	E	380,25	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,53
56	HUANG 2002	L	E	0	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Rapssamen	51,8	6,5	8,0	2693,6	338,0	1,48
57	HUANG 2002	L	E	0	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Kartoffelstiele	40,4	1,1	36,7	2100,8	57,2	1,24
58	HUANG 2002	L	E	0	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Maisblätter	39,4	0,7	56,3	2048,8	36,4	1,47
59	HUANG 2002	L	E	0	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Weizenstroh	50,5	0,8	63,1	2626,0	41,6	1,02
60	HUANG 2002	L	E	0	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	5200	Zuckerrohrstiele	47,2	0,4	118,0	2454,4	20,8	1,00
61	HUANG 2002	L	E	0	1,30	2,65	6,1	51	45	4	32,50	0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,37
62	KAEWPRADIT 2008	F	E	0	1,30	2,65	7	3	7	90		7500	Erdnüsse und Reis-Stroh [1:0,5]	44,9	1,1	39,7	3364,6	84,8	6,90
63	KAEWPRADIT 2008	F	E	0	1,30	2,65	7	3	7	90		5000	Reis-Stroh	41,5	0,5	83,0	2075,0	25,0	7,10
64	KAEWPRADIT 2008	F	E	0	1,30	2,65	7	3	7	90		5000	Erdnüsse	43,2	2,4	18,0	2160,0	120,0	7,30
65	KAEWPRADIT 2008	F	E	0	1,30	2,65	7	3	7	90		10000	Erdnüsse und Reis-Stroh [1:1]	73,2	1,5	50,5	7322,5	145,0	7,30
66	KAEWPRADIT 2008	F	E	0	1,30	2,65	7	3	7	90		0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,60
67	LARSSON 1998	F	M	0								30300	Gras	41,5	1,2	36,1	12579,0	348,5	0,40
68	LARSSON 1999	F	M	150								22800	Gras	44,3	2,1	20,9	10102,2	483,4	6,00

Nr.	Quelle	Feld/ Labor	Bearb.	Düngung	Bodeneigenschaften							Pflanzenrückstände							
					ρ_d	ρ_s	pH	T	U	S	Wasser- anteil	Menge	Pflanze	C	N	C/N	C _{gesamt}	N _{gesamt}	N ₂ O-N
					[kg N/ha]	[g/cm ³]	[g/cm ³]		[%]	[%]	[%]	[%]	[kg/ha]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]
69	LARSSON 2000	F	M	30								23200	Luzerne	46,3	4,3	10,7	10748,8	1004,6	13,00
70	LARSSON 2001	F	M	0								0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,20
71	MILLAR 2005	L	E	0	1,30	2,65	5,1	48	23	29	30,57	1140	Sesbania sesban HS	40,3	3,7	10,9	459,8	42,2	0,04
72	MILLAR 2005	L	E	0	1,30	2,65	5,1	48	23	29	30,57	900	Sesbania sesban LS	40,4	4,7	8,6	363,8	42,3	0,04
73	MILLAR 2005	L	E	0	1,30	2,65	5,1	48	23	29	30,57	1910	Macroptilium atropurpureum HS	40,0	2,2	18,2	764,8	42,0	0,03
74	MILLAR 2005	L	E	0	1,30	2,65	5,1	48	23	29	30,57	1750	Macroptilium atropurpureum LS	39,8	2,4	16,6	697,2	42,0	0,05
75	MILLAR 2005	L	E	0	1,30	2,65	5,1	48	23	29	30,57	1400	Crotalaria grahamiana HS	39,6	3,0	13,2	554,4	42,0	0,03
76	MILLAR 2005	L	E	0	1,30	2,65	5,1	48	23	29	30,57	1140	Crotalaria grahamiana LS	40,3	3,7	10,9	459,8	42,2	0,07
77	MILLAR 2005	L	E	0	1,30	2,65	5,1	48	23	29	30,57	0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02
78	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		11076	Weizenstroh	44,4	0,6	71,6	4916,9	68,7	0,26
79	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		4251	Maisstroh	43,4	0,7	59,4	1843,3	31,0	0,26
80	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		10998	Gerstenstroh	43,7	0,6	69,3	4801,6	69,3	0,26
81	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		14560	Weißkraut	38,5	1,8	20,9	5599,2	267,9	1,79
82	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		23660	Rosenkohl	41,2	2,9	14,3	9744,1	681,4	19,27

Nr.	Quelle	Feld/ Labor	Bearb.	Düngung	Bodeneigenschaften							Pflanzenrückstände							
					ρ _d	ρ _s	pH	T	U	S	Wasser- anteil	Menge	Pflanze	C	N	C/N	C _{gesamt}	N _{gesamt}	N ₂ O-N
					[kg N/ha]	[g/cm ³]	[g/cm ³]		[%]	[%]	[%]	[%]	[kg/ha]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]
83	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		18460	Senf	27,3	2,8	9,8	5047,3	515,0	19,14
84	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		14690	Brokkoli	38,8	2,8	13,7	5695,5	415,7	26,21
85	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		25480	Zuckerrübe oberer Rübenteil	33,7	1,1	31,5	8588,0	272,6	0,88
86	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		25350	Zuckerrübe Blätter	22,7	1,4	16,2	5749,4	354,9	1,74
87	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		101400	Zuckerrübe Blätter	22,7	1,4	16,2	22997,5	1419,6	5,04
88	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		37440	Zuckerrübe Wurzeln	39,9	0,7	61,4	14942,3	243,4	1,07
89	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		149760	Zuckerrübe Wurzeln	39,9	0,7	61,4	59769,2	973,4	4,24
90	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	5,77	6	10	84		0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,31
91	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		11076	Weizenstroh	44,4	0,6	71,6	4916,9	68,7	0,47
92	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		4251	Maisstroh	43,4	0,7	59,4	1843,3	31,0	0,47
93	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		10998	Gerstenstroh	43,7	0,6	69,3	4801,6	69,3	0,31
94	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		14560	Weißkraut	38,5	1,8	20,9	5599,2	267,9	16,17
95	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		23660	Rosenkohl	41,2	2,9	14,3	9744,1	681,4	27,98
96	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		18460	Senf	27,3	2,8	9,8	5047,3	515,0	19,76
97	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		14690	Brokkoli	38,8	2,8	13,7	5695,5	415,7	60,89

Nr.	Quelle	Feld/ Labor	Bearb.	Düngung	Bodeneigenschaften							Pflanzenrückstände							
					ρ_d	ρ_s	pH	T	U	S	Wasser- anteil	Menge	Pflanze	C	N	C/N	C _{gesamt}	N _{gesamt}	N ₂ O-N
					[kg N/ha]	[g/cm ³]	[g/cm ³]		[%]	[%]	[%]	[kg/ha]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg N/ha]
98	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		25480	Zuckerrübe oberer Rübenteil	33,7	1,1	31,5	8588,0	272,6	3,69
99	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		25350	Zuckerrübe Blätter	22,7	1,4	16,2	5749,4	354,9	5,49
100	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84		101400	ZuckerrübeBlätter	22,7	1,4	16,2	22997,5	1419,6	5,95
101	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84	0,00	37440	Zuckerrübe Wurzeln	39,9	0,7	61,4	14942,3	243,4	0,34
102	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84	0,00	149760	Zuckerrübe Wurzeln	39,9	0,7	61,4	59769,2	973,4	2,39
103	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	5,77	6	10	84	0,00	0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,31
104	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	11076	Weizenstroh	44,4	0,6	71,6	4916,9	68,7	0,31
105	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	4251	Maisstroh	43,4	0,7	59,4	1843,3	31,0	0,31
106	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	10998	Gerstenstroh	43,7	0,6	69,3	4801,6	69,3	0,31
107	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	14560	Weißkraut	38,5	1,8	20,9	5599,2	267,9	0,75
108	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	23660	Rosenkohl	41,2	2,9	14,3	9744,1	681,4	4,89
109	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	18460	Senf	27,3	2,8	9,8	5047,3	515,0	2,50
110	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	14690	Brokkoli	38,8	2,8	13,7	5695,5	415,7	2,86
111	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	25480	Zuckerrübe oberer Rübenteil	33,7	1,1	31,5	8588,0	272,6	0,75

Nr.	Quelle	Feld/ Labor	Bearb.	Düngung	Bodeneigenschaften							Pflanzenrückstände							
					ρ_d	ρ_s	pH	T	U	S	Wasser- anteil	Menge	Pflanze	C	N	C/N	C _{gesamt}	N _{gesamt}	N ₂ O-N
					[kg N/ha]	[g/cm ³]	[g/cm ³]		[%]	[%]	[%]	[%]	[kg/ha]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]
112	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	25350	Zuckerrübe Blätter	22,7	1,4	16,2	5749,4	354,9	0,31
113	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	101400	Zuckerrübe Blätter	22,7	1,4	16,2	22997,5	1419,6	9,65
114	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	37440	Zuckerrübe Wurzeln	39,9	0,7	61,4	14942,3	243,4	0,26
115	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	149760	Zuckerrübe Wurzeln	39,9	0,7	61,4	59769,2	973,4	1,17
116	VELTHOF 2002	L	E	0	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,29
117	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	11076	Weizenstroh	44,4	0,6	71,6	4916,9	68,7	0,26
118	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	4251	Maisstroh	43,4	0,7	59,4	1843,3	31,0	0,26
119	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	10998	Gerstenstroh	43,7	0,6	69,3	4801,6	69,3	0,26
120	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	14560	Weißkraut	38,5	1,8	20,9	5599,2	267,9	0,60
121	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	23660	Rosenkohl	41,2	2,9	14,3	9744,1	681,4	5,90
122	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	18460	Senf	27,3	2,8	9,8	5047,3	515,0	2,63
123	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	14690	Brokkoli	38,8	2,8	13,7	5695,5	415,7	3,85
124	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	25480	Zuckerrübe oberer Rübenteil	33,7	1,1	31,5	8588,0	272,6	0,26
125	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	25350	Zuckerrübe Blätter	22,7	1,4	16,2	5749,4	354,9	0,31

Nr.	Quelle	Feld/ Labor	Bearb.	Düngung	Bodeneigenschaften							Pflanzenrückstände							
					ρ_d	ρ_s	pH	T	U	S	Wasser- anteil	Menge	Pflanze	C	N	C/N	C _{gesamt}	N _{gesamt}	N ₂ O-N
					[kg N/ha]	[g/cm ³]	[g/cm ³]		[%]	[%]	[%]	[%]	[kg/ha]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]
126	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	101400	Zuckerrübe Blätter	22,7	1,4	16,2	22997,5	1419,6	9,13
127	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	37440	Zuckerrübe Wurzeln	39,9	0,7	61,4	14942,3	243,4	0,34
128	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	149760	ZuckerrübeWurzeln	39,9	0,7	61,4	59769,2	973,4	1,77
129	VELTHOF 2002	L	E	130	1,30	2,65	7,12	16	26	58	0,00	0	Kontrolle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,26

Tab. 6.5: Datengrundlage zur Berechnung der Lachgasemissionen am Standort Thalheim

Proben Nr.	Mischung	Bearbeitung	Temp	NS	Ton	Schluff	Sand	Ertrag TM	N	C	C/N	N	C	Wasseranteil 1*	Wasseranteil 2**
			[°C]	mm	[%]	[%]	[%]		[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]	[%]	
OA0	Kontrolle	ohne	8,8	750	24,2	69,2	6,64							35,3	36,1
OA1	ÖL_PH_KL 1	mulch	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,3	2,6	41,7	16,3	83,70	1367,22	34,9	33,1
OA2	ÖL_PH_KL 2	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,3	2,6	41,7	15,9	85,40	1355,41	39,0	36,9
OA3	ÖL_PH_KL 3	abgpfl	8,8	750	24,2	69,2	6,64	2,1	2,7	41,5	15,4	56,76	874,52	40,3	40,0
OA4	RAY_KL	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	4,2	2,3	42,0	18,0	97,64	1753,08	37,1	36,2
OA5	MU_PH_KL	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,5	1,9	41,3	22,1	66,06	1460,07	35,8	34,9
OA6	ABO_SBL	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,9	3,2	44,1	13,6	124,49	1698,83	36,4	35,5
OA7	H_KI	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	2,4	2,3	41,5	17,8	56,76	1009,61	37,3	36,4
OB0	Kontrolle	ohne	8,8	750	24,2	69,2	6,64							35,8	36,7
OB1	ÖL_PH_KL 1	mulch	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,3	2,1	40,8	19,0	70,22	1335,09	35,4	33,6
OB2	ÖL_PH_KL 2	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	2,8	2,5	41,6	16,7	69,87	1163,60	39,5	37,5
OB3	ÖL_PH_KL 3	abgpfl	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,6	2,4	41,7	17,5	85,55	1494,59	40,9	40,6
OB4	RAY_KL	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,3	2,4	42,1	17,4	80,22	1398,71	37,6	36,8
OB5	MU_PH_KL	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	2,6	1,8	39,9	22,4	46,45	1040,30	36,3	35,5
OB6	ABO_SBL	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,7	2,4	43,1	17,6	90,27	1592,25	36,9	36,1
OB7	H_KI	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	2,7	2,4	41,5	17,7	62,91	1112,09	37,8	37,0
OC0	Kontrolle	ohne	8,8	750	24,2	69,2	6,64							38,4	39,3
OC1	ÖL_PH_KL 1	mulch	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,1	1,8	41,2	22,9	55,18	1263,52	38,0	36,2
OC2	ÖL_PH_KL 2	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,4	2,6	42,0	15,9	90,44	1442,04	42,1	40,1
OC3	ÖL_PH_KL 3	abgpfl	8,8	750	24,2	69,2	6,64	2,2	2,3	41,9	18,3	51,57	942,07	43,5	43,2
OC4	RAY_KL	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	2,6	2,6	42,5	16,4	67,37	1104,91	40,2	39,4
OC5	MU_PH_KL	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,5	2,1	41,3	20,0	71,81	1435,56	38,9	38,1
OC6	ABO_SBL	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	3,1	2,3	42,7	18,3	72,87	1332,94	39,5	38,7
OC7	H_KI	abgkons	8,8	750	24,2	69,2	6,64	2,7	2,3	41,5	17,7	59,8	1120,16	40,4	39,6

*Wasseranteil 1: während der Vegetationsperiode ** Wasseranteil 2: während der Ernte

Tab. 6.6: Datengrundlage zur Berechnung der Lachgasemissionen am Standort Güssing

Proben Nr.	Mischung	Bearbeitung	Temp.	Niederschlag	Ton	Schluff	Sand	ErtragTM	N	C	C/N	N	C	Wasseranteil 1*	Wasseranteil 2**
					[%]	[%]	[%]	[t/ha]	[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]	[%]	[%]
BA0	Kontrolle	ohne	8,7	730	30,13	59,8	10,06							41,8	42,1
BA1	RAY_BW 1	mulch	8,7	730	30,13	59,8	10,06	2,4	1,2	40,8	32,9	29,8617	982,55	39,3	37,9
BA2	RAY_BW 2	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	0,9	1,6	39,5	24,1	14,6340	352,32	38,9	38,1
BA3	RAY_BW 3	abgpfl	8,7	730	30,13	59,8	10,06	2,1	1,2	41,0	33,7	25,8560	871,89	39,1	38,1
BA4	H_R_E_S	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	1,7	1,9	42,3	22,4	31,5422	707,96	39,1	38,4
BA5	ALX_KNG	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	3,6	2,6	42,4	16,4	93,3224	1527,93	38,2	37,5
BA6	SI_RK	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	3,2	1,2	41,1	35,5	36,7230	1304,72	37,6	36,8
BA7	SU_PH	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	3,6	1,3	41,3	33,0	45,3260	1495,99	38,7	37,9
BB0	Kontrolle	ohne	8,7	730	30,13	59,8	10,06							42,8	43,1
BB1	RAY_BW 1	mulch	8,7	730	30,13	59,8	10,06	1,7	1,4	40,2	28,6	23,5737	673,79	40,3	38,9
BB2	RAY_BW 2	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	1,9	1,4	40,8	30,0	25,8422	774,92	39,9	39,1
BB3	RAY_BW 3	abgpfl	8,7	730	30,13	59,8	10,06	1,1	1,5	40,9	27,0	16,1598	435,88	40,1	39,1
BB4	H_R_E_S	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	1,4	2,3	42,1	19,1	31,8	606,49	40,1	39,4
BB5	ALX_KNG	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	2,7	2,0	42,0	20,5	55,6802	1140,93	39,2	38,5
BB6	SI_RK	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	1,1	2,0	40,9	20,1	21,5876	433,02	38,6	37,8
BB7	SU_PH	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	3,0	0,9	41,5	48,8	25,5711	1248,67	39,7	38,9
BC0	Kontrolle	ohne	8,7	730	30,13	59,8	10,06							43,3	43,6
BC1	RAY_BW 1	mulch	8,7	730	30,13	59,8	10,06	1,2	1,9	40,3	21,6	22,0697	476,81	40,8	39,4
BC2	RAY_BW 2	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	2,1	1,4	40,7	28,7	29,6415	850,53	40,4	39,6
BC3	RAY_BW 3	abgpfl	8,7	730	30,13	59,8	10,06	1,2	1,7	38,7	23,0	20,1942	464,10	40,6	39,6
BC4	H_R_E_S	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	1,2	2,7	42,0	15,8	32,0357	505,52	40,6	39,9
BC5	ALX_KNG	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	4,4	2,4	41,6	17,1	107,0493	1828,51	39,7	39,0
BC6	SI_RK	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	2,6	1,7	41,0	23,9	45,4761	1085,51	39,1	38,3
BC7	SU_PH	abgkons	8,7	730	30,13	59,8	10,06	4,2	1,1	41,3	36,9	46,9037	1732,38	40,2	39,4

*Wasseranteil 1: während der Vegetationsperiode ** Wasseranteil 2: während der Ernte

Tab. 6.7: Datengrundlage zur Berechnung der Lachgasemissionen am Standort Hasendorf an der Mur

Proben Nr.	Mischung	Bearbeitung	Temp.	Niederschlag	Ton	Schluff	Sand	ErtragTM	N	C	C/N	N	C	Wasseranteil 1*	Wasseranteil 2**
					[%]	[%]	[%]	[t/ha]	[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]	[%]	[%]
StA0	Kontrolle	ohne	8,8	910	11,29	34,01	37,00							28,0	25,1
StA1	GR 1	mulch	8,8	910	11,29	34,01	37,00							34,2	31,9
StA2	GR 2	abgkons	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,9	1,6	44,7	28,0	78,7	2204,7	40,1	34,8
StA3	GR 3	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	5,1	1,4	44,6	30,8	73,4	2257,2	32,9	26,9
StA4	GR 4	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	3,6	1,7	44,5	26,5	59,8	1582,5	31,0	26,9
StA5	WE_Gr	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,5	2,0	44,4	21,7	90,9	1974,8	32,9	28,8
StA6	enRG	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,9	1,6	44,0	28,2	76,6	2161,6	31,6	27,5
StA7	WR	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,7	2,1	43,5	20,9	98,1	2046,9	32,9	28,8
StA8	WT	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	3,1	1,3	44,5	33,6	40,7	1365,1	32,8	28,7
StA9	WT_WE	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,3	2,6	44,7	17,2	112,9	1940,7	31,9	27,8
StB0	Kontrolle	ohne	8,8	910	11,29	34,01	37,00							32,4	29,5
StB1	GR 1	mulch	8,8	910	11,29	34,01	37,00							38,6	36,3
StB2	GR 2	abgkons	8,8	910	11,29	34,01	37,00	5,2	2,4	44,2	18,3	126,6	2318,1	44,4	39,2
StB3	GR 3	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	5,4	2,1	44,4	21,4	111,6	2385,0	37,3	31,2
StB4	GR 4	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,1	1,3	44,3	33,2	54,7	1819,6	35,4	31,3
StB5	WE_Gr	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,5	2,4	44,2	18,3	108,2	1985,8	37,3	33,2
StB6	enRG	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,1	1,9	43,8	22,7	78,7	1784,0	36,0	31,9
StB7	WR	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	5,7	2,0	43,6	22,1	111,9	2471,7	37,3	33,2
StB8	WT	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,9	2,3	44,1	19,2	111,9	2149,3	37,2	33,1
StB9	WT_WE	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,4	3,1	44,2	14,2	135,9	1925,0	36,3	32,2
StC0	Kontrolle	ohne	8,8	910	11,29	34,01	37,00							26,3	23,5
StC1	GR 1	mulch	8,8	910	11,29	34,01	37,00							32,6	30,3
StC2	GR 2	abgkons	8,8	910	11,29	34,01	37,00	3,7	1,7	44,5	26,2	63,1	1656,2	38,4	33,1

Proben Nr.	Mischung	Bearbeitung	Temp.	Niederschlag	Ton	Schluff	Sand	ErtragTM	N	C	C/N	N	C	Wasseranteil 1*	Wasseranteil 2**
					[%]	[%]	[%]	[t/ha]	[%]	[%]		[kg/ha]	[kg/ha]	[%]	[%]
StC3	GR 3	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,2	1,7	44,4	25,8	72,5	1872,3	31,2	25,2
StC4	GR 4	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,6	1,4	44,2	32,5	62,7	2037,3	29,4	25,3
StC5	WE_Gr	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	3,6	1,8	44,3	24,5	65,2	1596,0	31,3	27,1
StC6	enRG	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	3,8	2,2	43,9	20,3	81,7	1659,1	30,0	25,9
StC7	WR	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	5,6	1,7	43,6	25,2	96,7	2436,6	31,3	27,2
StC8	WT	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	3,6	1,3	44,3	33,2	48,6	1613,9	31,2	27,1
StC9	WT_WE	abgpfl	8,8	910	11,29	34,01	37,00	4,5	2,1	44,4	21,2	93,8	1992,3	30,2	26,1

*Wasseranteil 1: während der Vegetationsperiode ** Wasseranteil 2: während der Ernte

Tab. 6.8: N₂O-Hintergrundemissionen und N₂O-Emissionen bei Einarbeitung der Zwischenfruchtaufwüchse [kg N/ha]

Thalheim			Güssing			Hasendorf an der Mur		
Mischung	N ₂ O Hintergrund-	N ₂ O-Emissionen bei	Mischung	N ₂ O Hintergrund-	N ₂ O-Emissionen bei	Mischung	N ₂ O Hintergrund-	N ₂ O-Emissionen bei
	grund-	Einarbeitung der ZWF*		emission*	Einarbeitung der ZWF*		emission*	Einarbeitung der ZWF*
	[kg N/ha]	[kg N/ha]		[kg N/ha]	[kg N/ha]		[kg N/ha]	[kg N/ha]
Kontrolle			Kontrolle	2,85	2,85	Kontrolle		
ÖL_PH_KL 1			RAY_BW 1	1,95	2,88	GR 1	1,90	
ÖL_PH_KL 2	1,33	2,02	RAY_BW 2	1,82	2,95	GR 2	3,97	
ÖL_PH_KL 3	1,80	3,87	RAY_BW 3	1,86	3,00	GR 3	1,43	
RAY_KL	0,64	1,64	H_R_E_S	1,88	3,22	GR 4	0,78	
MU_PH_KL	0,19		ALX_KNG	1,57	3,00	WE_Gr	1,44	
ABO_SBL	0,40	1,34	SI_RK	1,33	2,24	enRG	0,99	
H_KI	0,71	1,54	SU_PH	1,73	3,02	WR	1,45	
Kontrolle	0,19	0,19	Kontrolle	3,20	3,20	WT	1,41	
ÖL_PH_KL 1	0,06		RAY_BW 1	2,30	3,50	WT_WE	1,08	
ÖL_PH_KL 2	1,52	2,29	RAY_BW 2	2,17	3,67	Kontrolle	1,24	
ÖL_PH_KL 3	1,99	4,39	RAY_BW 3	2,21	3,59	GR 1	3,45	
RAY_KL	0,83	1,89	H_R_E_S	2,23	3,87	GR 2	5,52	
MU_PH_KL	0,38	0,87	ALX_KNG	1,92	3,44	GR 3	2,98	
ABO_SBL	0,59	1,50	SI_RK	1,68	2,80	GR 4	2,33	
H_KI	0,90	1,93	SU_PH	2,08	3,56	WE_Gr	2,99	
Kontrolle	1,11	1,11	Kontrolle	3,38	3,38	enRG	2,54	
ÖL_PH_KL 1	0,98	1,40	RAY_BW 1	2,48	3,81	WR	3,00	
ÖL_PH_KL 2	2,44	4,10	RAY_BW 2	2,35	4,01	WT	2,96	
ÖL_PH_KL 3	2,91	5,89	RAY_BW 3	2,39	3,94	WT_WE	2,63	
RAY_KL	1,75	3,51	H_R_E_S	2,41	4,20	Kontrolle		
MU_PH_KL	1,30	2,70	ALX_KNG	2,10	4,06	GR 1	1,31	

Thalheim			Güssing			Hasendorf an der Mur		
Mischung	N ₂ O Hintergrund-	N ₂ O-Emissionen bei Einarbeitung der ZWF*	Mischung	N ₂ O Hintergrund-emission*	N ₂ O-Emissionen bei Einarbeitung der ZWF*	Mischung	N ₂ O Hintergrund-emission*	N ₂ O-Emissionen bei Einarbeitung der ZWF*
	[kg N/ha]	[kg N/ha]		[kg N/ha]	[kg N/ha]		[kg N/ha]	[kg N/ha]
ABO_SBL	1,51	3,10	SI_RK	1,86	3,27	GR 2	3,38	
H_KI	1,82	3,60	SU_PH	2,26	4,01	GR 3	0,84	
						GR 4		
						WE_Gr	0,85	
						enRG		
						WR	0,86	
						WT	0,82	
						WT_WE	0,49	

*Fehlende Werte können durch die Modelle nicht beschrieben werden

7 Lebenslauf

ALLESCH ASTRID

geboren am 22. Juni 1985 in Friesach
österreichische Staatsbürgerschaft

AUSBILDUNG

Okt. 2008 – dato	Universität für Bodenkultur Wien Masterstudium - Wasserwirtschaft und Umwelt
Okt./Nov. 2010	Ausbildung zum abfallrechtlichen Geschäftsführer
Okt. 2004 – Jun. 2008	Universität für Bodenkultur Wien Bachelorstudium - Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
1999 – 2004	Handelsakademie Schwerpunkt Wirtschaftsinformatik Feldkirchen in Kärnten
1995 - 1999	Gymnasium Feldkirchen in Kärnten
1991 - 1995	Volksschule Deutsch Griffen

PROJEKTE - UNIVERSITÄR

SS 2009	Hydrometrisches Feldpraktikum
WS 2007/2008	Ausbildung zum Sprengbefugten
SS 2007	Hydrobiologisches Praktikum in Lunz am See
WS 2006/2007	Erstsemestrigen-Tutor
SS 2006	Kulturtechnisches Feldpraktikum Vermessung, hydraulische und wasserwirtschaftliche Feldversuche
WS 2005/2006	Erstsemestrigen-Tutor
WS 2005	3- tägiges Seminar zur Gruppendynamik

BERUFSERFAHRUNG, FRIERIALJOBS

Juli 2001	Gemeinde Deutsch Griffen
Juli, August 2002	Billa Feldkirchen in Kärnten
Juli 2003	Mitgliederwerbung für das Deutsche Rote Kreuz Aschaffenburg
August 2003	Küchengehilfe Hotel Fünfhaus Ossiach am See
Juli 2005	Firma GEOS Consulting ZT - GmbH Klagenfurt
Juli, August 2006	Firma GEOS Consulting ZT - GmbH Klagenfurt
Juli, August 2007	Firma GEOS Consulting ZT - GmbH Klagenfurt
Juli 2010	Tutor – Kulturtechnisches Praktikum hydraulische und wasserwirtschaftliche Feldversuche
seit April 2008	wpa - Beratende Ingenieure Wien

SPRACHEN UND EDV KENNTNISSE

Englisch	sehr gute Kenntnisse
Italienisch	Grundkenntnisse
PC	MS Office, AutoCAD, GIS, Internet, R-Stab, SPSS, Adobe Photoshop, Matlab, Ruck-Zuck, HEC-HMS