

# Abschlussbericht

EINFLUSS DES ZWISCHENFRUCHTANBAUS AUF LACHGASEMISSIONEN,  
STICKSTOFFEFFIZIENZ UND ENERGIEBILANZEN

PROJEKTBEARBEITERIN PAULA FUCHS

DBU- Aktenzeichen: 33896/01 – 34

# Inhalt

Inhalt .....	1
Projektdaten.....	2
Projektkennblatt.....	3
Abbildungs- und Tabellenverzeichnis.....	6
Zusammenfassung.....	8
1 Anlass und Zielsetzung des Projektes.....	10
2 Methoden.....	12
2.1 Versuchsstandort und Witterungsverlauf.....	12
2.2 Umsetzung.....	13
2.3 Gasmessungen nach der Closed-Chamber-Methode (CCM).....	16
2.4 Probenahme und Untersuchungen.....	16
3 Ergebnisse.....	18
3.1 Bedeckung und Biomasse der Zwischenfrüchte.....	18
3.2 N <sub>min</sub> - Gehalte im Boden und N-Bilanzen.....	21
3.3 Lachgasemissionen.....	26
3.4 Ertrag der Hauptfrucht Silomais ( <i>Zea mays</i> L.).....	27
3.5 Energiebilanzen.....	28
4 Diskussion.....	31
4.1 Zwischenfruchtwachstum.....	31
4.2. N <sub>min</sub> -Gehalte.....	32
4.3. Maisertrag.....	35
4.4 Lachgasemissionen.....	37
4.5 Energiebilanzen.....	39
5 Öffentlichkeitsarbeit.....	40
6 Fazit.....	41
7 Literaturüberblick.....	42

## Projektdaten

### Projektleitung:

PD Dr. Jan Rücknagel  
jan.ruecknagel@landw.uni-halle.de

Prof. Dr. Olaf Christen (†)  
olaf.christen@landw.uni-halle.de

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg  
Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften  
Allgemeiner Pflanzenbau/Ökologischer Landbau  
Betty Heimann-Str 5  
06120 Halle/Saale

### Projektbearbeiterin:

MSc. Paula Fuchs  
paula.fuchs@landw.uni-halle.de

### Kooperationspartner:

SAATEN-UNION GmbH  
Karsten Gros  
Eisenstraße 12  
30916 Isernhagen  
karsten.gros@saaten-union.de

Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau (LLG) Sachsen-Anhalt  
Dr. Nadine Tauchnitz  
Strenzfelder Allee 22  
06406 Bernburg  
nadine.tauchnitz@llg.mule.sachsen-anhalt.de

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (SLULG)  
Abteilung Landwirtschaft Referat 72 Pflanzenbau  
Henning Stahl  
Waldheimer Straße 219  
01683 Nossen  
henning.stahl@smul.sachsen.de

Thüringer Landesamt für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR)  
Referat 440 Agrarökologie und ökologischer Landbau  
Dr. Steffi Knoblauch  
99439 Buttstedt  
Lysimeterstation  
steffi.knoblauch@tll.thueringen.de

### Projektlaufzeit:

01.03.2018 bis 31.07.2021

### Projektbeginn:

01.03.2018

## Projektkennblatt

der

Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	33896/01-34	Referat	Fördersumme	125.000,00
----	-------------	---------	-------------	------------

**Antragstitel** Einfluss des Zwischenfruchtanbaus auf Lachgasemissionen, Stickstoffeffizienz und Energiebilanzen

**Stichworte**

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
----------	---------------	-------------	-----------------

41 Monate	1. März 2018	31. Juli 2021	
-----------	--------------	---------------	--

**Zwischenberichte**

<b>Bewilligungsempfänger</b>	Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg	Tel
	Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften	Fax
	Betty-Heimann-Str. 5	Projektleitung
	06099 Halle	PD Dr. Jan Rücknagel
		Bearbeiter
		MSc. Paula Fuchs

**Kooperationspartner**

Saaten-Union

Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLG)

Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL)

Thüringer Landesamt für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR)

**Zielsetzung und Anlaß des Vorhabens**

Als Zwischenfruchtanbau wird der Anbau verschiedener Gründungs- und Futterpflanzen zwischen zwei Hauptkulturen bezeichnet. Der Anbau von Zwischenfrüchten (ZF) bietet eine Vielzahl ökologischer Leistungen, welche zu einer langfristigen Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit beitragen können. Trotz all dieser Vorteile verbrauchen ZF während ihrer Wachstumsperiode zusätzliches Wasser. Der Großteil der Studien zu ZF und deren Potential der N-Verlustminderung findet sich in mäßig feuchten bis feuchten Re-

gionen auf Böden mit mäßigem N-Mineralisationspotential. Untersuchungen unter trockenen Standortbedingungen dagegen sind sehr selten. In dieser Studie sollen daher in einem zweijährigen Feldversuch unter den Standortbedingungen des Mitteldeutschen Trockengebietes verschiedene Zwischenfrüchte hinsichtlich ihrer Lachgasemissionen, Stickstoffeffizienz und Energiebilanz betrachtet werden. Lachgas ( $N_2O$ ) ist ein wichtiges Treibhausgas. 60 % bis 81 % der anthropogenen  $N_2O$ -Emissionen sind auf die landwirtschaftliche Tätigkeit zurückzuführen. Die Hauptquellen landwirtschaftlicher Emissionen, neben Landnutzungswechseln, sind  $N_2O$ -Verluste aus dem Boden aufgrund von Stickstoffdüngung und Güllemanagement. Einen wichtigen Einfluss auf Lachgasemissionen hat somit die Bewirtschaftungsweise inklusive des Zwischenfruchtanbaus. Im Vergleich zu Anbausystemen ohne ZF sind zusätzliche Arbeitsgänge und Betriebsmittel erforderlich. Für eine umfassende Bewertung eines Zwischenfruchtanbaus unter den Bedingungen des Mitteldeutschen Trockengebiets ist es daher notwendig Daten zur Energieeffizienz von ZF zu gewinnen. Des Weiteren gilt es zu verstehen, ob und wie ZF die N-Dynamik und den Ertrag der Folgefrucht beeinflussen.

### ***Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden***

Als Versuchsstandort dient das Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Versuchszentrum Merbitz der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Der Standort zeichnet sich durch eine Jahresdurchschnittstemperatur von  $10,0\text{ }^\circ\text{C}$  und einen gemittelten Jahresniederschlag von  $523,5\text{ mm}$  (1990 bis 2019) aus. Der Bodentyp ist eine Schwarzerde. Eine Kontrolle sowie sechs Varianten verschiedener Zwischenfruchtgemenge wurden verglichen: Sommerzwischenfrucht mit Nichtleguminosen (S-NL), Sommerzwischenfrucht mit Leguminosen (S-L), Sommerzwischenfrucht mit Nichtleguminosen-Leguminosen-Gemenge (S-Mix), Winterzwischenfrucht mit Nichtleguminosen (W-NL), Winterzwischenfrucht mit Leguminosen (W-L), Winterzwischenfrucht mit Nichtleguminosen-Leguminosen-Gemenge (W-Mix). Die Parzellen mit einer Größe von  $135\text{ m}^2$  wurden in einer vollständig randomisierten Blockanlage mit vier Wiederholungen angelegt. Als Nachfrucht wurde Silomais angebaut. Die Gasmessungen erfolgten mit der Closed-Chamber-Methode nach HUTCHINSON und MONSIEUR (1981), welche eine anerkannte Methode darstellt, um  $N_2O$ -Flüsse vom Boden in die Atmosphäre zu quantifizieren. Die Messungen fanden mindestens wöchentlich über die gesamte Vegetationsperiode hinweg statt. Die Proben wurden in Glasfläschchen (Vials) gesammelt, welche im Labor mithilfe einer Gaschromatographie ausgewertet wurden. Aus dem Gaskonzentrationsanstieg und der Fläche unter der Kammer kann schließlich die Emissionsrate errechnet werden. Im Spätherbst sowie im Frühjahr wurden Bonituren der ZF durchgeführt, bei denen die ober- und unterirdische Biomasse erfasst und Fotos angefertigt wurden, welche dazu dienten nach GEHLKER (1977) die Bodenbedeckung der Zwischenfruchtgemenge zu schätzen. Die Ernte der Hauptfrucht Silomais erfolgte jeweils im September. Zur Ernte wurde der Frischmasseertrag gewogen. Die Bestimmung der Trockenmasse erfolgte nach einer Trocknung gravimetrisch. Der Nährstoffgehalt wurde mittels Nahinfrarotspektroskopie gemessen (NIRS). Die Bodenproben für die Ermittlung der Gehalte des mineralisch gebundenen Bodenstickstoffes ( $N_{\min}$ ) wurden jedes Jahr zu drei Terminen bis zu einer Tiefe von  $60\text{ cm}$  entnommen und in zwei Fraktionen ( $0\text{-}30\text{ cm}$  und  $30\text{-}60\text{ cm}$ ) unterteilt. Die Extraktion erfolgte mit  $0,0125\text{ M CaCl}_2$  nach VDLUFA. Zur Energieberechnung wurde das Computerprogramm REPRO (REPROduction of soil fertility) verwendet (HÜSLBERGEN, 2003).

### ***Ergebnisse und Diskussion***

Im ersten Versuchsjahr 2018/2019 lagen witterungsbedingt die Bodenbedeckungen sowie die oberirdische Biomasse im Herbst 2018 deutlich unter den Werten vergleichbarer Studien und erreichte lediglich Werte von maximal  $9,0\text{ dt TM ha}^{-1}$  (W-NL) (KAIMBACHER *et al.*, 2007; KASTELLIZ *et al.*, 2010; BRUST *et al.*, 2011; ASSINGER, 2013). In dem zweiten Versuchsjahr 2019/2020 entsprachen die Niederschläge dem langjährigen Mittel des Versuchsstandortes und sorgten dafür, dass die Höhe der oberirdischen Biomasse vor Winter mit den Werten in der Literatur übereinstimmte und Werte zwischen  $8$  und  $24\text{ dt TM ha}^{-1}$  aufwies (GROSSE und HEß, 2018). Der milde Winter in beiden Jahren führte nicht zum Abfrieren der Sommerzwischenfrüchte. Die Zwischenfrüchte bildeten auch im Frühjahr hohe Biomasseaufwüchse. So belief sich im Frühjahr 2019 die oberirdische Trockenmasse auf  $6,2\text{ dt TM ha}^{-1}$  (BF) bis  $42,2\text{ dt TM ha}^{-1}$  (W-NL). Im Frühjahr 2020 betrug die oberirdische Biomasse  $2,9\text{ dt TM ha}^{-1}$  (BF) bis maximal  $36,2\text{ dt TM ha}^{-1}$  (W-L). Letztlich führten die hohen Biomasseaufwüchse im Frühjahr aufgrund des hohen Wasserverbrauchs zu Mindererträgen beim Silomais. Im Jahr 2019 lagen die Silomaiserträge zwischen  $327,9\text{ dt ha}^{-1}$  (S-NL) und  $476,7\text{ dt ha}^{-1}$  (S-L), ohne signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten. Im Jahr 2020 erbrachte die Kontrolle ohne ZF  $442,3\text{ dt ha}^{-1}$ . Die geringsten Silomais-Erträge wurden nach der Winter-

ZF mit Leguminosen und Nichtleguminosen (341,0 dt ha<sup>-1</sup>) ermittelt. Der zusätzliche Energieinput durch den ZF-Anbau von durchschnittlich 4,3 GJ ha<sup>-1</sup>, konnte somit nicht durch Mehrerträge kompensiert werden. Ein zusätzlicher Silomaissertrag von ca. 10 dt ha<sup>-1</sup> (32 % TS) wäre erforderlich gewesen, um den höheren Energie Input zu kompensieren.

Im gesamten Versuchszeitraum traten sehr hohe N<sub>min</sub>-Gehalte im Boden auf und die verschiedenen Zwischenfrüchte konnten das dadurch gegebene N-Verlustpotential kaum mindern. Nur im Frühjahr 2019 konnte der Aufwuchs der Biomasse eine signifikante Reduktion des N<sub>min</sub>-Gehaltes bewirken. Ansonsten konnte weder zwischen der oberirdischen Biomasse, noch zwischen der Gesamtbiomasse der ZF und der Verminderung des N<sub>min</sub>-Gehaltes ein Zusammenhang festgestellt werden. Die N-Bilanzen des Silomais im ersten Versuchsjahr waren teilweise negativ, was auf eine Aufnahme von N<sub>min</sub> aus dem Bodenpool hinweist. Eine sehr späte Mineralisierung der Zwischenfruchttrückstände im Herbst, führte jedoch zu hohen Nachernte N<sub>min</sub>-Gehalten in allen Varianten. Im ersten Versuchsjahr lagen die Werte nach der Ernte zwischen 181,0 kg N ha<sup>-1</sup> (W-L) und 260,0 kg N ha<sup>-1</sup> (S-Mix), im zweiten Versuchsjahr zwischen 174,0 kg N ha<sup>-1</sup> (BF) und 279,0 kg N ha<sup>-1</sup> (S-Mix), wobei die der ZF-Varianten höher als in der Kontrolle ohne ZF waren, ohne signifikante Unterschiede zwischen den Zwischenfruchtvarianten.

Die Lachgasemissionen lagen insgesamt auf einem sehr geringen Niveau und zeigten keine Varianten spezifischen Unterschiede. Vergleichbar niedrige Lachgasraten unter semiariden Bedingungen wurden auch von Horvath *et al.* (2010) und Barton *et al.* (2008) ermittelt. Im Juni 2020 wurden bei allen Varianten nach zwei Niederschlagsereignissen (in Summe 36 mm) nach längerer Zeit ohne nennenswerte Niederschläge leicht steigende Emissionen (bis 40 µg N<sub>2</sub>O-N m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>) gemessen.

### **Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation**

Im ersten Versuchsjahr wurde das Projekt im Rahmen des Zwischenfruchtforums der SAATEN-UNION mit dem Titel „Multitasking mit Zwischenfrüchten - wie bringe ich Fruchtfolge, Anbau und Düngung unter einen Hut?“ auf den DLG Feldtagen am 14.06.2018 in Bernburg vorgestellt.

Vom 26. bis 29. August 2019 wurden erste Ergebnisse bei der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) in Bern sowie bei der Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. (GPW) vom 10. bis 12. September 2019 in Berlin in Form eines Posters präsentiert.

Am 14. November fand zudem der gemeinsame Zwischenfruchtfeldtag mit dem Projektpartner SAATEN-UNION in dem Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Versuchszentrums in Merbitz statt. Neben Kooperationspartnern nahmen unter anderem Mitarbeiter von Saatgut- und Pflanzenschutzmittelherstellern, Beratungsunternehmen, interessierte Wissenschaftler, Landwirte sowie eine Fachhochschulklasse an der Veranstaltung teil. Darüber hinaus wurden am 22.11.2019 erste Ergebnisse und Erfahrungen des Versuches auf dem Feldtag „Zwischenfrüchte“ des Thüringer Landesamtes für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR) sowie des Thüringer Lehr-, Prüf- und Versuchsgutes GmbH (TLPVG) in Buttstedt vorgestellt. Im Februar 2020 erschien ein Beitrag in dem Onlinemagazin der Martin-Luther-Universität „Campus Halensis“. Zudem wurde das Projekt sowie die bisherigen Erkenntnisse am 12.03.2020 auf der Veranstaltung des Beratungsunternehmens Agumenda in Claußnitz bei der Multi-Agrar Claußnitz GmbH in einem Vortrag vorgestellt.

### **Fazit**

Unter den besonders trockenen Bedingungen der beiden Versuchsjahre lassen sich einige Erkenntnisse für den Zwischenfruchtbau ableiten. Im ersten Versuchsjahr wiesen die rein legumenes ZF-Varianten signifikant weniger Biomasse auf als die Varianten mit Nicht-Leguminosen. Im gesamten Versuchszeitraum traten sehr hohe N<sub>min</sub>-Gehalte im Boden auf und die verschiedenen Zwischenfrüchte konnten das dadurch gegebene N-Verlustpotential im Versuchszeitraum kaum mindern. Eine sehr späte Mineralisierung der Zwischenfruchttrückstände führte zu hohen Nachernte-N<sub>min</sub>-Gehalten in beiden Versuchsjahren. Daher sollte die zweite Hauptfrucht nach einem Zwischenfruchtanbau im Herbst ebenfalls größere Stickstoffmengen aufnehmen können. Die ZF-Biomasse korrelierte in beiden Versuchsjahren negativ mit dem Ertrag der Hauptkultur und führte zu Mindererträgen von bis zu 25 %. Im Mitteldeutschen Trockengebiet ist eine gut etablierte ZF daher tendenziell negativ zu bewerten. Um das Risiko einer Wasserkonkurrenz zu reduzieren, besteht die Möglichkeit des vorzeitigen Umbruchs der ZF im Frühjahr.

## Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

ABBILDUNG 1: (A) NIEDERSCHLAGS- (MM) UND (B) TEMPERATURVERTEILUNG (°C) DER VERSUCHSJAHRE 2018, 2019 UND 2020 SOWIE DIE LANGJÄHRIGEN MITTEL (1990 BIS 2019)	13
ABBILDUNG 2: VOLLSTÄNDIG RANDOMISIERTE BLOCKANLAGE MIT VIER WIEDERHOLUNGEN FOLGENDER ZWISCHENFRUCHTVARIANTEN:	13
ABBILDUNG 3: GESCHÄTZTE BODENBEDECKUNG (%) NACH GEHLKER (1977) VOM 10.10.2018, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0.05 (TUKEY-TEST)	18
ABBILDUNG 4: OBERIRDISCHE UND UNTERIRDISCHE BIOMASSE VERSCHIEDENER ZF-VARIANTEN VOM 13.12.2018 (DT TM HA <sup>-1</sup> ), TM: TROCKENMASSE, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST)	19
ABBILDUNG 5: OBERIRDISCHE UND UNTERIRDISCHE BIOMASSE VERSCHIEDENER ZF-VARIANTEN VOM 24.04.2019 (DT TM HA <sup>-1</sup> ), TM: TROCKENMASSE, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST)	19
ABBILDUNG 6: GESCHÄTZTE BODENBEDECKUNG (%) NACH GEHLKER (1977) VOM 23.09.2019, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0.05 (TUKEY-TEST)	20
ABBILDUNG 7: OBERIRDISCHE UND UNTERIRDISCHE BIOMASSE VERSCHIEDENER ZF-VARIANTEN VOM 28.11.2019 (DT TM HA <sup>-1</sup> ), TM: TROCKENMASSE, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST)	20
ABBILDUNG 8: OBERIRDISCHE UND UNTERIRDISCHE BIOMASSE VERSCHIEDENER ZF-VARIANTEN VOM 19.03.2020 (DT TM HA <sup>-1</sup> ), TM: TROCKENMASSE, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST)	21
ABBILDUNG 9: N <sub>MIN</sub> -GEHALTE VERSCHIEDENER ZF-VARIANTEN IN DER TIEFE VON 0 BIS 60 CM (KG N HA <sup>-1</sup> ) AN DREI TERMINEN (26.11.2018, 10.04.2019, 19.09.2019) IM ERSTEN VERSUCHSJAHR, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST) INNERHALB DES JEWEILIGEN PROBENAHMETERMINS	22
ABBILDUNG 10: N-ENTZUG SILOMAIS, N-DÜNGUNG UND N-BILANZ (KG N HA <sup>-1</sup> ) IM VERSUCHSJAHR 2019 NACH DEN VERSCHIEDENEN ZF-VARIANTEN, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST)	23
ABBILDUNG 11: N <sub>MIN</sub> -GEHALTE VERSCHIEDENER ZF-VARIANTEN IN DER TIEFE VON 0 BIS 60 CM (KG N HA <sup>-1</sup> ) AN DREI TERMINEN (03.12.2019, 19.03.2020, 08.09.2020) IM ZWEITEN VERSUCHSJAHR, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST) INNERHALB DES JEWEILIGEN PROBENAHMETERMINS	24
ABBILDUNG 12: N-ENTZUG SILOMAIS, N-DÜNGUNG UND N-BILANZ (KG N HA <sup>-1</sup> ) IM VERSUCHSJAHR 2020 NACH DEN VERSCHIEDENEN ZF-VARIANTEN, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST)	25
ABBILDUNG 13: EINFLUSS DER ZF-BIOMASSE AUF DIE RELATIVE REDUKTION DES N <sub>MIN</sub> -GEHALTES (%) FÜR DIE TIEFE VON 0 BIS 60 CM IM VERGLEICH ZUR KONTROLLE OHNE ZF, A: HERBST (26.11.2018 + 3.12.2019), B: FRÜHJAHR (24.04.2019 + 19.03.2020)	26
ABBILDUNG 14: KUMULIERTE N <sub>2</sub> O-EMISSIONEN (G N <sub>2</sub> O-N HA <sup>-1</sup> ÜBER UNTERSCHIEDLICHE ZEITRÄUME) DER VERSCHIEDENEN ZF-VARIANTEN, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST)	27
ABBILDUNG 15: SILOMAISERTRAG (DT/HA, 32 % TS) NACH DEN VERSCHIEDENEN ZF-VARIANTEN FÜR DIE VERSUCHSJAHRE 2019 UND 2020, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST)	28
ABBILDUNG 16: KORRELATION ZWISCHEN DER OBERIRDISCHEN BIOMASSE DER ZF-VARIANTEN (DT TM/HA) UND DEM SILOMAISERTRAG (DT/HA, 32 % TS) FÜR DIE VERSUCHSJAHRE 2019 (BLAU) UND 2020 (GRÜN)	28
ABBILDUNG 17: ENERGIE INPUT, OUTPUT, RATIO (INPUT-OUTPUT-VERHÄLTNIS) (GJ HA <sup>-1</sup> ) FÜR DAS VERSUCHSJAHR 2019, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR A = 0,05 (TUKEY-TEST)	29

ABBILDUNG 18: ENERGIE INPUT, OUTPUT, RATIO (INPUT-OUTPUT-VERHÄLTNIS) ( $\text{GJ HA}^{-1}$ ) FÜR DAS VERSUCHSJAHR 2020, UNTERSCHIEDLICHE BUCHSTABEN KENNZEICHNEN SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE FÜR $\alpha = 0,05$ (TUKEY-TEST)	30
---	----

TABELLE 1: SPEZIES (LATEINISCHE NAMEN) UND SAATSTÄRKEN ( $\text{KG/HA}$ ) DER VERSCHIEDENEN ZWISCHENFRUCHTGEMENGE	14
TABELLE 2: DÜNGEBEDARFSERMITTLUNG NACH DÜNGEVERORDNUNG (DÜV, 2017) FÜR SILOMAIS ( <i>ZEA MAYS L.</i> ) NACH VERSCHIEDENEN ZWISCHENFRUCHTVARIANTEN IN DEN VERSUCHSJAHREN 2019 UND 2020	15



## Zusammenfassung

Der Anbau von Zwischenfrüchten (ZF) bietet eine Vielzahl ökologischer Leistungen, welche zu einer langfristigen Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit beitragen können. Trotz all dieser Vorteile verbrauchen ZF während ihrer Wachstumsperiode zusätzliches Wasser. Der Großteil der Studien zu ZF und deren Potential der N-Verlustminderung findet sich in mäßig feuchten bis feuchten Regionen auf Böden mit mäßigem N-Mineralisationspotential. Untersuchungen unter trockenen Standortbedingungen dagegen sind rar.

Als Versuchsstandort diente deshalb das Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Versuchszentrum Merbitz der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Der Standort zeichnet durch eine Jahresdurchschnittstemperatur von 10,0 °C und einen gemittelten Jahresniederschlag von 523,5 mm (1990 bis 2019) aus. Der Bodentyp ist eine Schwarzerde. Eine Kontrolle sowie sechs Varianten verschiedener Zwischenfruchtgemenge wurden verglichen: Sommerzwischenfrucht mit Nichtleguminosen (S-NL), Sommerzwischenfrucht mit Leguminosen (S-L), Sommerzwischenfrucht mit Nichtleguminosen-Leguminosen-Gemenge (S-Mix), Winterzwischenfrucht mit Nichtleguminosen (W-NL), Winterzwischenfrucht mit Leguminosen (W-L), Winterzwischenfrucht mit Nichtleguminosen-Leguminosen-Gemenge (W-Mix). Die Parzellen mit einer Größe von 135 m<sup>2</sup> wurden in einer vollständig randomisierten Blockanlage mit vier Wiederholungen angelegt. Als Nachfrucht wurde Silomais angebaut. Die Gasmessungen erfolgten mit der Closed-Chamber-Methode nach HUTCHINSON und MONSIEUR (1981). Die Messungen fanden mindestens wöchentlich über die gesamte Vegetationsperiode hinweg statt. Im Spätherbst sowie im Frühjahr wurden Bonituren der ZF durchgeführt, bei denen die ober- und unterirdische Biomasse erfasst und Fotos angefertigt wurden, welche dazu dienten nach GEHLKER (1977) die Bodenbedeckung der Zwischenfruchtgemenge zu schätzen. Die Ernte der Hauptfrucht Silomais erfolgte jeweils im September. Zur Ernte wurde der Frischmasseertrag gewogen. Die Bestimmung der Trockenmasse erfolgte nach einer Trocknung gravimetrisch. Der Nährstoffgehalt wurde mittels Nahinfrarotspektroskopie gemessen (NIRS).

Die Bodenproben für die Ermittlung der Gehalte des mineralisch gebundenen Bodenstickstoffes ( $N_{min}$ ) wurden jedes Jahr zu drei Terminen bis zu einer Tiefe von 60 cm entnommen und in zwei Fraktionen (0-30 cm und 30-60 cm) unterteilt. Die Extraktion erfolgte mit 0,0125 M CaCl<sub>2</sub> nach VDLUFA.

Zur Energieberechnung wurde das Computerprogramm REPRO (REPROduction of soil fertility) verwendet.

Unter den besonders trockenen Bedingungen der Versuchsjahre 2018/2019 und 2019/2020 lassen sich einige Erkenntnisse für den Zwischenfruchtbau ableiten. Im ersten Versuchsjahr wiesen die rein legumen Varianten signifikant weniger Biomasse auf als die Varianten mit Nicht-Leguminosen. Eine hohe Biomassebildung der Zwischenfrüchte führte unter den trockenen Standortbedingungen aufgrund des

hohen Wasserverbrauchs zu Mindererträgen der Hauptkultur von bis zu 25 %. Die ZF-Biomasse korrelierte in beiden Versuchsjahren negativ mit dem Ertrag der Folgekultur Silomais und wies ungünstige Energiebilanzen auf, da zusätzliche Arbeitsgänge durchgeführt und Betriebsmittel eingesetzt werden mussten. Ein Anbau von ZF kostete zwischen 51 und 74 % mehr Energieaufwand als die Kontrolle ohne ZF. Ein zusätzlicher Silomaisertrag von ca. 10 dt ha<sup>-1</sup> (32 % TS) wäre erforderlich, um den zusätzlichen Energieinput von durchschnittlich 4,3 GJ ha<sup>-1</sup> durch den Zwischenfruchtanbau zu kompensieren.

Im gesamten Versuchszeitraum traten sehr hohe N<sub>min</sub>-Gehalte im Boden auf und die verschiedenen Zwischenfrüchte konnten das dadurch gegebene N-Verlustpotential im Versuchszeitraum kaum mindern. Die teilweise negativen N-Bilanzen vom Silomais nach den ZF-Varianten im ersten Versuchsjahr lassen eine Aufnahme von N<sub>min</sub> aus dem Bodenpool vermuten. Allerdings führte eine sehr späte Mineralisierung der Zwischenfruchtrückstände, welche nicht mit dem Zeitpunkt der N-Aufnahme der Hauptfrucht synchronisiert war, zu hohen Nachernte N<sub>min</sub>-gehalten in beiden Versuchsjahren. Daher sollte die zweite Hauptfrucht nach einem Zwischenfruchtanbau im Herbst ebenfalls größere Stickstoffmengen aufnehmen können. Ansonsten besteht das Risiko einer Verlagerung des Stickstoffes in tiefere Bodenschichten und die Gefahr eines hohen Verlustpotential steigt. Die ermittelten Lachgasemissionen lagen über die gesamte Versuchslaufzeit auf einem sehr geringen Niveau und zeigten keine Varianten spezifischen Unterschiede.

In der Praxis des Zwischenfruchtanbaus im Mitteldeutschen Trockengebiet ist eine gut etablierte ZF daher nicht positiv, sondern eher negativ zu bewerten und ist unter den Bedingungen der beiden Versuchsjahre nicht zu empfehlen. Es können mit Einschränkungen Sommerzwischenfrüchte mit schneller Biomassebildung im Herbst bei gleichzeitig sicherem Erfrieren empfohlen werden. Der Anbau von Winterzwischenfrüchten kann mit einem größeren Ertragsrisiko in Trockenjahren verbunden sein.

## 1 Anlass und Zielsetzung des Projektes

Als Zwischenfruchtanbau wird der Anbau verschiedener Gründungs- und Futterpflanzen zwischen zwei Hauptkulturen bezeichnet (RENIUS *et al.*, 1992). Dabei wird in Sommerzwischenfrüchte und Winterzwischenfrüchte unterschieden (LÜTKE ENTRUP, 2000). Winterzwischenfrüchte werden im Spätsommer bis Herbst gesät und im Frühjahr des Folgejahres geerntet oder eingearbeitet. Sie sind frostbeständig und in der Lage im zeitigen Frühjahr, bevor die nachfolgende Hauptfrucht gesät wird, Biomasse zu bilden (TEASDALE, 1996). Sommerzwischenfrüchte werden nach der Ernte der Hauptkultur gesät, um die verbleibende Vegetationszeit zu nutzen. Sie sind frostepfindlich und sterben gewöhnlich im Winter ab.

Der Anbau von Zwischenfrüchten (ZF) bietet eine Vielzahl ökologischer Leistungen, welche zu einer langfristigen Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit beitragen können (RENIUS *et al.*, 1992). ZF können die Wasser- und Winderosion verringern (WENDT und BURWELL, 1985; ZHU *et al.*, 1989), die Bodenstruktur beeinflussen (RÜCKNAGEL *et al.*, 2016), Nährstoffverluste verhindern (SHARPLEY und SMITH, 1991), den organischen Kohlenstoff im Boden erhöhen (POEPLAU und DON, 2015) und die mikrobielle Aktivität verbessern (KIRCHNER *et al.*, 1993). Insbesondere im ökologischen Landbau werden legume Zwischenfrüchte als Stickstoffquelle genutzt (HARDARSON und DANSO, 1993; HARPER *et al.*, 1995; GRAHAM und VANCE, 2003). Nicht-legume Arten hingegen können mineralischen Stickstoff aus dem Boden aufnehmen und die Nährstoffauswaschung mindern (TONITTO *et al.*, 2006; RINNOFNER *et al.*, 2008; CLARK, 2012). So können bei dem Anbau von ZF verschiedener Spezies in Gemengen die Vorteile und Leistungen einzelner Arten genutzt werden, um die Widerstandfähigkeit des Bestandes zu erhöhen und dadurch dessen Produktivität zu steigern (TOSTI *et al.*, 2012, WORTMAN *et al.*, 2012).

Trotz all dieser Vorteile verbrauchen ZF während ihrer Wachstumsperiode zusätzliches Wasser. In trockenen Gebieten kann ein Zwischenfruchtanbau die Wasserverfügbarkeit für die Hauptkultur einschränken und dadurch deren Erträge reduzieren (UNGER und VIGIL, 1998). Infolge der Veränderung der Verdunstung und Niederschlagsverteilung wird davon ausgegangen, dass sich die Verfügbarkeit von Oberflächenwasser in trockenen Regionen in Zukunft verringert und dadurch die Bedeutung von Trockengebieten weltweit zunehmen wird (IPCC, 2021, ZHOU *et al.*, 2021). Der Großteil der Studien zu ZF und deren Potential der N-Verlustminderung findet sich aber in mäßig feuchten bis feuchten Regionen auf Böden mit mäßigem N-Mineralisationspotential (z. B. EWING *et al.*, 1991, BODNER *et al.*, 2007, KOCH *et al.*, 2017). Studien unter trockenen Standortbedingungen dagegen sind sehr selten (NIELSEN und VIGIL, 2005, RINNOFNER *et al.*, 2008, SANDERSON *et al.* 2018), weshalb in vorliegender Studie Untersuchungen zum Zwischenfruchtanbau im Mitteldeutschen Trockengebiet stattfinden. Dieses ist gekennzeichnet durch einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von unter 500 mm und durch Schwarzerden (Tschernozem), die tiefgründig und humusreich sind. Damit finden sich reiche N-Pools und sie sind häufig fruchtbare Böden mit dem höchsten landwirtschaftlichen Nutzen in Deutschland. Schwarzerden kommen aber auch weltweit vor allem in Lössregionen vor (ALTERMANN *et*

*al.*, 2005). Unter solch trockenen Standortbedingungen wird der natürliche Stickstoffkreislauf des Bodens durch niedrige Stickstoffaufnahmen der Pflanzen und Bodenmikroorganismen und durch geringe Sickerwassermengen beeinflusst (LEITNER *et al.*, 2020, MANZONI *et al.*, 2014). Infolgedessen steigen die Gehalte mineralischen Stickstoffs und die Mineralisierungs- und Nitrifikationsraten nehmen ab (DENG *et al.*, 2021). Kommt es zu Niederschlagsereignissen nach längeren Trockenperioden, steigt die Mineralisierung stark an und führt zu einer Mobilisierung des angereicherten Stickstoffes mit der Gefahr der anschließenden Auswaschung mit hohen Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser (BIRCH, 1958, LEITNER *et al.*, 2020). Im Mitteldeutschen Trockengebiet besteht vor allem in den Sommermonaten eine hohe Wahrscheinlichkeit für Starkniederschläge (SCHRÖDER, 1985).

Allgemein werden die größten N-Verluste neben der Auswaschung durch Ammoniakemissionen verursacht, aber auch gasförmige Verluste in Form von  $N_2$ ,  $NO_x$  und  $N_2O$  sind nicht zu vernachlässigen (SUTTON *et al.*, 2011, CAMERON *et al.*, 2013). Insbesondere Lachgas ( $N_2O$ ) ist ein wichtiges anthropogenes Treibhausgas. 60 % bis 81 % der anthropogenen  $N_2O$ -Emissionen sind auf die landwirtschaftliche Tätigkeit zurückzuführen (ISERMANN, 1994; SMITH, 2017). Die Hauptquellen landwirtschaftlicher Emissionen sind außer dem Landnutzungswechsel  $N_2O$ -Verluste aus dem Boden aufgrund von Stickstoffdüngung und Gülle-Management (BURNEY *et al.*, 2010). Einen wichtigen Einfluss auf Lachgasemissionen hat somit die Bewirtschaftungsweise, zu der letztlich auch der Zwischenfruchtanbau gehört.

Für die Gesamtbewertung im Vergleich von Anbausystemen mit und ohne ZF ist zu berücksichtigen, dass beim Zwischenfruchtanbau zusätzliche Arbeitsgänge und Betriebsmittel erforderlich sind. Diesem Energieinput steht nicht immer eine Erhöhung des Ertrags der Hauptfrucht gegenüber (UNGER und VIGIL, 1998, RINNOFNER *et al.*, 2008). Für eine umfassende Bewertung eines Zwischenfruchtanbaus unter den Bedingungen des Mitteldeutschen Trockengebiets ist es daher notwendig Daten zur Energieeffizienz von ZF zu gewinnen.

Ziel der Arbeit ist es letztlich den Einfluss eines Zwischenfruchtanbaus mit verschiedenen Gemengen von Sommer- und Winterzwischenfrüchten auf die Lachgasemissionen, die Stickstoffeffizienz und die Energiebilanz unter den trockenen Standortbedingungen zu erfassen. In diesem Zusammenhang stellten sich folgende detaillierte Forschungsfragen:

1. Welche Unterschiede bestehen zwischen verschiedenen Zwischenfruchtvarianten im Hinblick auf die Parameter oberirdische und unterirdische Biomasse?
2. Wie groß ist der Einfluss eines ZF-Anbaus im Vergleich zur Kontrolle ohne ZF auf die Reduzierung der  $N_{min}$  Gehalte vor allem zum Vegetationsende?
3. Ist eine Bereitstellung des Stickstoffes für die Folgekultur ( $N_{min}$  im Boden) durch die ZF feststellbar?
4. Wie groß ist die Ertragswirkung der ZF auf die Folgekultur Silomais?
5. Welche Bedeutung haben verschiedene ZF hinsichtlich der gasförmigen Stickstoffverluste?
6. Welcher zusätzliche Energieinput muss für einen Anbau von ZF aufgebracht werden und kann dieser durch Mehrerträge ausgeglichen werden?

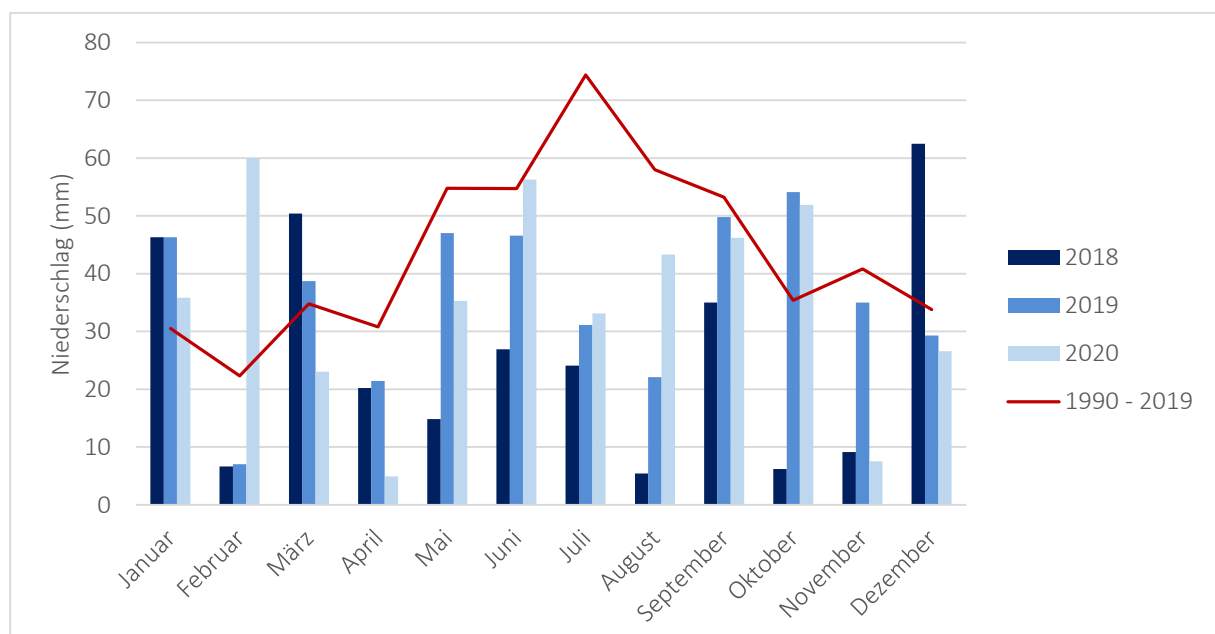
## 2 Methoden

### 2.1 Versuchsstandort und Witterungsverlauf

Der Versuchsstandort ist das agrar- und ernährungswissenschaftliche Versuchszentrum (AEVZ) Merbitz der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg im Süden Sachsen-Anhalts (N 51°36'58" E 11°91'12"). Er zählt zu dem Mitteldeutschen Trockengebiet und liegt im südöstlichen Teil des Lössgebietes, welches zur Magdeburger Börde gehört. Der Standort liegt 160 m ü. NN und weist als Bodentyp eine Schwarzerde mit der Bodenart stark toniger Schluff (Ut4) im Ap-Horizont (0-25 cm) (11,3 % Sand, 67,5 % Schluff und 21,3 % Ton). Die organische Bodensubstanz misst zwischen 3 bis 4 Gew.-%, der pH-Wert liegt bei 7 bis 8,5 (PÖHLITZ, 2020).

Der Versuchstandort zeichnet sich durch eine Jahresdurchschnittstemperatur von 10,0 °C und einen gemittelten Jahresniederschlag von 523,5 mm (1990 bis 2019) aus. Charakteristisch für das Mitteldeutsche Trockengebiet sind die durch die Lee-Wirkung des Harzes hervorgerufenen geringen Jahresniederschläge. Das jährliche Niederschlagsminimum liegt in den Monaten Februar und März, das Niederschlagsmaximum in den Sommermonaten. Zudem besteht in den Sommermonaten eine hohe Wahrscheinlichkeit erosionsgefährdender Starkniederschläge (SCHRÖDER, 1985).

Die Witterungsdaten der Versuchsjahre 2018 bis 2020 wurden von der Wetterstation auf dem Versuchsstandort erhoben (Abb. 1). In allen drei Jahren lag die Niederschlagsmenge unter dem langjährigen Mittel: 2018 (308 mm), 2019 (428 mm) und 2020 (424 mm) (DÖRING, 2019).



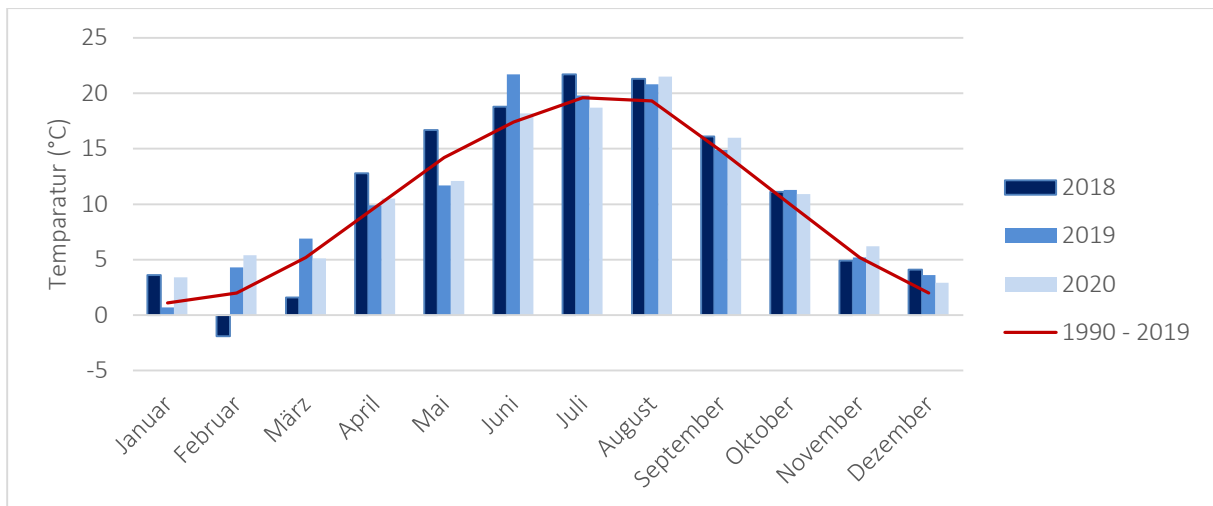


Abbildung 1: (A) Niederschlags- (mm) und (B) Temperaturverteilung (°C) der Versuchsjahre 2018, 2019 und 2020 sowie die langjährigen Mittel (1990 bis 2019)

## 2.2 Umsetzung

Die Datengrundlage bildet ein zweijähriger Feldversuch. Bei dem Versuchsaufbau handelt es sich um eine vollständig randomisierte Blockanlage mit vier Wiederholungen und einer Parzellengröße von 135 m<sup>2</sup> (Abb. 2).

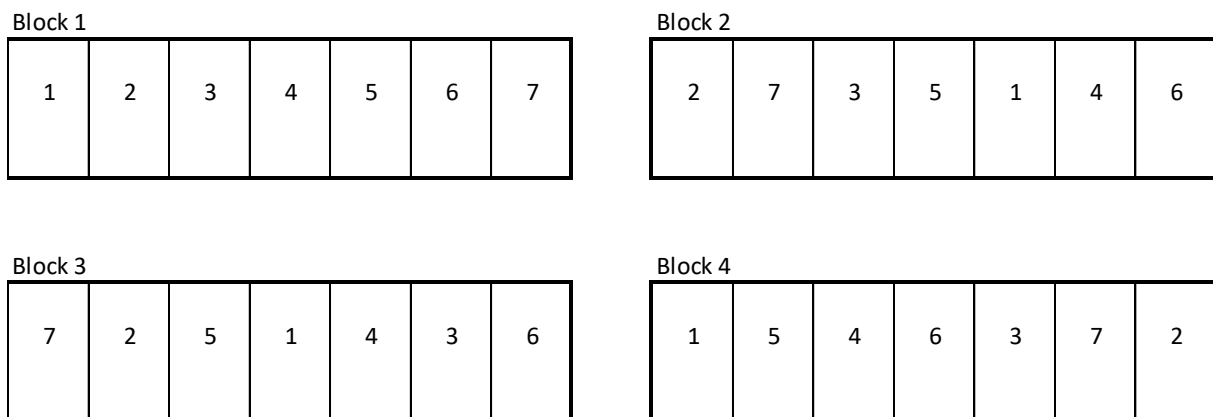


Abbildung 2: Vollständig randomisierte Blockanlage mit vier Wiederholungen folgender Zwischenfruchtvarianten:

- 1 ohne Zwischenfrucht (BF)
- 2 Sommerzwischenfrucht mit Nichtleguminosen (S-NL)
- 3 Sommerzwischenfrucht mit Leguminosen (S-L)
- 4 Sommerzwischenfrucht mit Nichtleguminosen-Leguminosen-Gemenge (S-Mix)
- 5 Winterzwischenfrucht mit Nichtleguminosen (W-NL)
- 6 Winterzwischenfrucht mit Leguminosen (W-L)
- 7 Winterzwischenfrucht mit Nichtleguminosen-Leguminosen-Gemenge (W-Mix)

Als Vorfrucht wurde Winterweizen angebaut, es folgten die unterschiedlichen ZF-Gemenge. Als Hauptfrucht diente Silomais (Sorte „Mallory“ Reifezahl S220). Die Aussaat der ZF erfolgte in beiden Versuchsjahren nach erfolgter Stoppelbearbeitung mit einem Schwergrubber, Grundbodenbearbeitung

mit Pflug und Packer sowie Saatbettbereitung mit einer Kreiselegge Ende August (29.08.2018 und 22.08.2019). Als ZF wurden sechs Gemenge mit 3 bis 6 Spezies verwendet. Neben den ZF-Gemengen wurde eine Kontrolle etabliert. Die Saatstärke variierte zwischen 25 und 70 kg/ha und ist in Tabelle 1 aufgeführt. Die Saattiefe betrug etwa 2 bis 3 cm. Die ZF erhielt während ihrer Wachstumsperiode keine zusätzliche Bewässerung oder Düngung.

Im Herbst 2019 wurden die Kontroll-Varianten selektiv von Hand gehackt, um aufgelaufenen Ausfallraps zu beseitigen.

Tabelle 1: Spezies (lateinische Namen) und Saatstärken (kg/ha) der verschiedenen Zwischenfruchtgemenge

ZF Variante	Spezies	Saatstärke kg/ha
1 Kontrolle	-	
2 S-NL	46% <i>Avena strigosa</i>	50
	40% <i>Raphanus sativus</i> L.	
	10% <i>Phacelia tanacetifolia</i> Benth	
	4% <i>Helianthus annuus</i>	
	39% <i>Pisum sativum</i> L.	
	38% <i>Vicia sativa</i>	
	13% <i>Lupinus angustifolius</i> L.	
3 S-L	3.5% <i>Trifolium Alexandrinum</i> L.	25
	3% <i>Trifolium resupinatum</i> L.	
	2.5% <i>Phacelia tanacetifolia</i> Benth	
	1% <i>Helianthus annuus</i>	
	38% <i>Trifolium Alexandrinum</i> L.	
4 S-Mix	36% <i>Raphanus sativus</i> L.	20
	26% <i>Phacelia tanacetifolia</i> Benth	
	48% <i>Avena strigosa</i>	
5 W-NL	36% <i>Lolium multiflorum</i> Lam.	25
	16% <i>Phacelia tanacetifolia</i> Benth	
6 W-L	50% <i>Pisum sativum</i> L.	70
	36% <i>Vicia villosa</i>	
	14% <i>Trifolium incarnatum</i> L.	
	31% <i>Lolium multiflorum</i> Lam.	
7 W-Mix	29% <i>Trifolium incarnatum</i> L.	50
	20% <i>Vicia villosa</i>	
	20% <i>Pisum sativum</i> L.	

ZF Variante	Spezies	Saatstärke kg/ha
<i>20% Pisum sativum L.</i>		

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Leguminosen und Nicht-Leguminosen

Im Frühjahr wurden die Zwischenfrüchte gemulcht und im Anschluss gefräst. Das Saatbett wurde mit einer Kreiselegge bereitet. Das Maissaatgut wurde am 26. April 2019 und am 22. April 2020 mithilfe einer Einzelkornlegemaschine im Reihenabstand von 75 cm gelegt. Die Düngegabe erfolgte mit KAS (27 % N) nach Tabelle 2 und wurde von Hand im Verhältnis 60:40 zur Saat sowie im 5-Blattstadium gestreut. Für den Pflanzenschutz des Silomais wurde im Nachauflauf, circa 30 Tage nach der Aussaat das Herbizid „Maister Power Aspect Pack“\* appliziert und Trichogramma-Wespen verwendet. .

Unter Berücksichtigung der Düngeverordnung erhielt die Hauptfrucht Silomais unterschiedliche Stickstoffdüngemengen (DüV, 2017). Die Düngebedarfsermittlung wurde mittels eines Excel-Programms der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft nach der aktuellen Düngeverordnung durchgeführt (DüV, 2017, LfL, 2019). In die Ermittlung des Düngebedarfs flossen neben dem zu erwartenden Ertrag, der sich aus den durchschnittlichen Erträge der Vorjahre am Versuchsstandort ergibt, auch die Boden-N-Vorräte als  $N_{min}$  Werte zu Beginn der Vegetationsperiode sowie die N-Nachlieferung durch einen vorangegangenen Zwischenfruchtanbau ein. Die ausgebrachte Düngermenge ergab sich daher aus dem Bedarfswert abzüglich des pflanzenverfügbaren Stickstoffs ( $N_{min}$ ) abzüglich des Abzugs der Zwischenfrüchte.

Tabelle 2: Düngebedarfsermittlung nach Düngeverordnung (DüV, 2017) für Silomais (*Zea mays* L.) nach verschiedenen Zwischenfruchtvarianten in den Versuchsjahren 2019 und 2020

Variante	BF	S-NL	S-L	S-Mix	W-NL	W-L	W-Mix
Leguminosenanteil	-	0-25%	>75%	25-75%	0-25%	>75%	25-75%
Bedarfswert	210	210	210	210	210	210	210
ZF Abzug	0	0	-10	0	-20	-40	-20
$N_{min}$ 2019	-141	-84	-129	-71	-51	-106	-89
<b>Düngebedarf 2019</b>	<b>69</b>	<b>126</b>	<b>70</b>	<b>139</b>	<b>138</b>	<b>64</b>	<b>102</b>
$N_{min}$ 2020	-62	-23	-22	-23	-22	-26	-30
<b>Düngebedarf 2020</b>	<b>148</b>	<b>187</b>	<b>178</b>	<b>187</b>	<b>168</b>	<b>144</b>	<b>160</b>

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Leguminosen und Nicht-Leguminosen

\*Wirkstoffe Maister Power Aspect: 30,0 g/l Foramsulfuron ((als Natrium-Salz 31,5 g/l)), 9,77 g/l Thiencarbazone ((als Methylester 10 g/l)), 0,85 g/l Iodosulfuron ((als Methylester-Na 1 g/l)), 15 g/l Cyprosulfamide (Safener), 333 g/l Terbutylazin, 200 g/l Flufenacet



## 2.3 Gasmessungen nach der Closed-Chamber-Methode (CCM)

Die Gasmessungen erfolgten nach der Closed-Chamber-Methode von HUTCHINSON und MONSIEUR (1981), welche eine anerkannte Methode darstellt, um  $N_2O$ -Flüsse vom Boden in die Atmosphäre zu quantifizieren. Die wichtigsten Vorteile dieser Methode sind, dass sie recht kostengünstig, vielseitig im Feld einsetzbar und einfach einzurichten ist.

Es wurden dazu PVC-Kammern mit einer Wandstärke von 4 mm und einer Breite von 25,5 cm Breite, 70 cm Länge (Grundfläche von  $1785 \text{ cm}^2$ ) und 60 cm Höhe auf eine emissionsaktive Bodenoberfläche gestellt. Die Bodenrahmen waren 15 cm hoch und wurden in einer Tiefe von 8 bis 10 cm im Boden positioniert, wo sie vom Beginn bis zum Ende der Messungen verblieben. In der Hauptfrucht wurden die Rahmen zwischen den Maispflanzen platziert, wobei die Reihe sowie der Reihenzwischenraum erfasst wurden. Bei den Messungen in der Zwischenfrucht wurden die Rahmen in den Bestand eingebaut und enthielten Pflanzen. Je nach Pflanzenhöhe, können Zwischenstücke verwendet werden, um den wachsenden Pflanzen ausreichend Platz zu bieten. Nach den Richtlinien und Empfehlungen von DEKLEIN und HARVEY (2012) waren die Hauben mit einer Gummidichtung, einer Belüftung, einem Thermometer und einem Ventilator ausgestattet. Zu Beginn jeder Messung wurden auf die Grundrahmen Hauben gesetzt, diese mittels Gummiseilen auf den Bodenrahmen verankert und luftdicht verschlossen. Die Messungen fanden über den gesamten Versuchszeitraum hinweg einmal wöchentlich statt und wurden ereignisbezogen durch eine zusätzliche Probenahme ergänzt, wenn höhere  $N_2O$ -Flüsse aufgrund von Frost/Tau-Zyklen, Starkregenereignissen, N-Düngung und Bodenbearbeitung erwartet wurden. Die Gasprobenahme erfolgte auf der Oberseite des Deckels mittels Spritzen, die mit einer Kanüle in eine Septe eingeführt wurden. Es wurden pro Haube vier Gasproben mit einer Menge von 50 ml nach jeweils 0, 20, 40 und 60 Minuten nach Schließen der Kammer genommen. Die Proben wurden in Glasröhrchen (Vials) gesammelt, welche im Labor mithilfe einer Gaschromatografie ausgewertet wurden. Aus dem Gaskonzentrationsanstieg und der Fläche unter der Kammer konnte die Emissionsrate errechnet werden. Die Flussberechnungen wurden nach FUß (2018) mithilfe eines R-Skriptes durchgeführt.

## 2.4 Probenahme und Untersuchungen

Im Spätherbst sowie vor dem Umbruch der Zwischenfrüchte im April wurden Bonituren durchgeführt, bei denen die ober- und unterirdische Biomasse erfasst und Fotos angefertigt wurden, welche dazu dienen nach GEHLKER (1977) die Bodenbedeckung der Zwischenfruchtgemenge zu schätzen. Für die Erhebung der oberirdischen Biomasse der Zwischenfrüchte wurde eine Fläche von  $0,25 \text{ m}^2$  jeder Parzelle geerntet. Der Aufwuchs wurde von Hand bodennah geschnitten, gewogen und getrocknet (24 h bei  $65^\circ\text{C}$ ). Die unterirdische Biomasse wurde in der Ackerkrume, bis zu einer Tiefe von 24 cm, mithilfe von vier untereinander genommenen Stechzylindern ( $V=1000 \text{ cm}^3$ ) beprobt. Die Wurzeln wurden von

Hand durch ein Sieb (630 µm) ausgewaschen und vom Boden und abgestorbenem organischen Material gesäubert. Die Bestimmung der Wurzelmasse erfolgte nach einer Trocknung gravimetrisch (24 h bei 65°C).

Die Zeitpunkte der N<sub>min</sub>-Bodenprobennahme lagen im Frühjahr vor der Aussaat der Hauptkultur, zum Vegetationsende im Spätherbst, nach der Ernte der Hauptkultur Silomais sowie im zweiten Versuchsjahr zusätzlich nach der Ernte der darauffolgenden Kultur Winterweizen. Die Bodenproben wurden zu den genannten Terminen mit einem Pürckhauer-Bohrstock bis zu einer Tiefe von 60 cm entnommen und in zwei Fraktionen (0-30 cm und 30- 60 cm) unterteilt. Es wurden dabei je Parzelle fünf Einstiche vorgenommen und die gewonnenen Proben homogen gemischt. Die Extraktion erfolgte mit 0,0125 M CaCl<sub>2</sub> nach VDLUFA durch die Eurofins Agraranalytik (VDLUFA, 2002).

Die Ernte der Hauptfrucht Silomais erfolgte am 2. September 2019 und 2. September 2020 und wurde mithilfe eines Anbauhäckslers durchgeführt. Zur Ernte wurde der Frischmasseertrag gewogen. Die Bestimmung der Trockenmasse erfolgte nach einer Trocknung gravimetrisch (48 h bei 65°C).

Der Nährstoffgehalt wurde mittels Nahinfrarotspektroskopie gemessen (NIRS, near infrared reflectance spectroscopy). Die Bruttoenergie (GE, MJ kg<sup>-1</sup> der TM) wurde mithilfe nachfolgender Schätzgleichung bestimmt (GfE, 2009):

$$\cdot \quad GE \text{ (MJ kg}^{-1} \text{ TM)} = 0,0239 \times CP + 0,0398 \times CL + 0,0201 \times CF + 0,0175 \times (1000 - CA - CP - CL - CF)$$

CP = Rohprotein, CL = Rohfett, CF = Rohfaser, CA = Rohasche

Zur Energieberechnung wurde das Computerprogramm REPRO (REPROduction of soil fertility) verwendet (HÜSLBERGEN, 2003). Das Modell REPRO ist ein Werkzeug zur Betriebsführung und kann zur ökologischen und ökonomischen Bewertung landwirtschaftlicher Systeme eingesetzt werden (KÜSTERMANN *et al.*, 2008, RÜCKNAGEL *et al.*, 2015). In dieser Studie wurde es genutzt um einen Zwischenfruchtanbau hinsichtlich seiner Energiebilanz zu beurteilen. Der Energieeinsatz umfasst die Energie in Form von Dieselmotorkraftstoff und Strom, welche für die agronomische Bewirtschaftung auf dem landwirtschaftlichen Betrieb verbraucht wurde (direkter Input) und den externen Verbrauch fossiler Energie für die Herstellung von Produktionsmitteln wie Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und Maschinen (indirekte Energie). Der Energieertrag entspricht der Bruttoenergie des Ertrags der Hauptfrucht Silomais (HÜSLBERGEN *et al.*, 2001; KÜSTERMANN *et al.*, 2008).

Das Verhältnis von Energie-Output und Energie-Input ermöglicht die Bewertung der Energieeffizienz eines Zwischenfruchtanbaus im landwirtschaftlichen System.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Bedeckung und Biomasse der Zwischenfrüchte

Die Schätzung der Bodenbedeckung der Zwischenfruchtgemenge nach GEHLKER (1977) zeigte für das erste Versuchsjahr 2018/2019 am 10.10.2018 (43 Tage nach Versuchsstart) für die gepflügte Variante im Mittel Werte zwischen 4 und 9 % (Abb. 3). Die Bodenbedeckung von 1 % in der Kontrolle ohne Zwischenfrucht (BF) entsprach dem Ausfallgetreide.

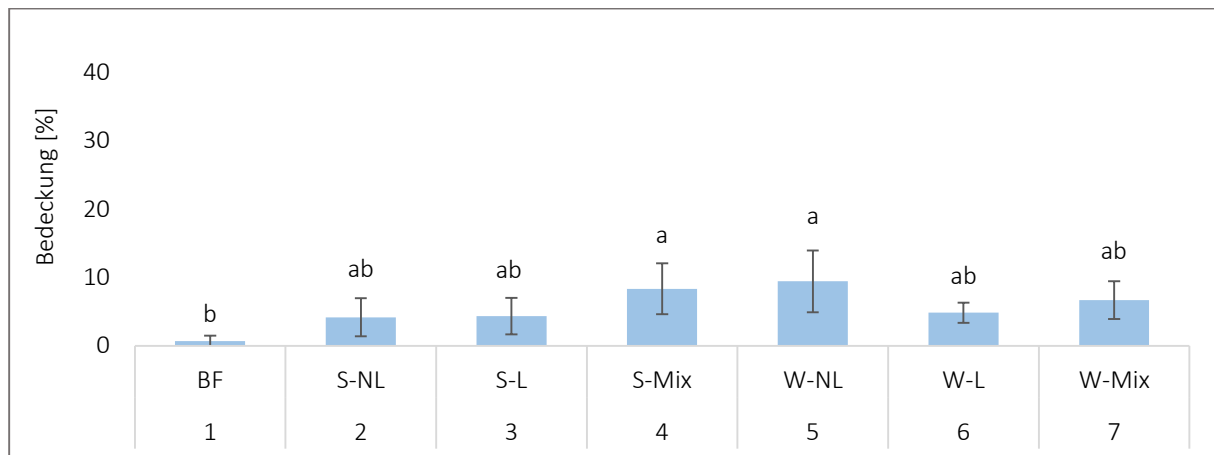


Abbildung 3: Geschätzte Bodenbedeckung (%) nach GEHLKER (1977) vom 10.10.2018, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0.05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Die Bedeckungsgrade des ersten Versuchsjahres spiegeln sich auch in der oberirdischen Biomasse der ZF wider. Je niedriger der Bodenbedeckungsgrad, desto geringer war die Biomasse der ZF. Im Herbst 2018 erreichte die oberirdische Biomasse bis zu  $9,0 \text{ dt TM ha}^{-1}$  (W-NL) (Abb. 4). Die oberirdische Biomasse der legumen Sommer-ZF Variante ( $1,2 \text{ dt TM ha}^{-1}$ ) und der legumen Winter-ZF Variante ( $1,0 \text{ dt TM ha}^{-1}$ ) war nicht signifikant höher als die der Kontrollvariante ( $0,1 \text{ dt TM ha}^{-1}$ ).

Zusätzlich zu der oberirdischen Biomasse wurde die unterirdische Biomasse bestimmt (Abb. 4). Im ersten Versuchsjahr 2018/2019 wurde am 13.12.2018 nur die Biomasse der Sommer-ZF-Varianten (S-NL, S-L, S-Mix) ermittelt, da bei diesen erwartet wurde, dass sie über den Winter abfrieren und im Frühjahr keine weitere Biomasse bilden. Die unterirdische Biomasse lag zwischen  $0,4 \text{ dt TM ha}^{-1}$  (S-L) und  $1,4 \text{ dt TM ha}^{-1}$  (S-mix), ohne Unterschiede zwischen den Varianten.

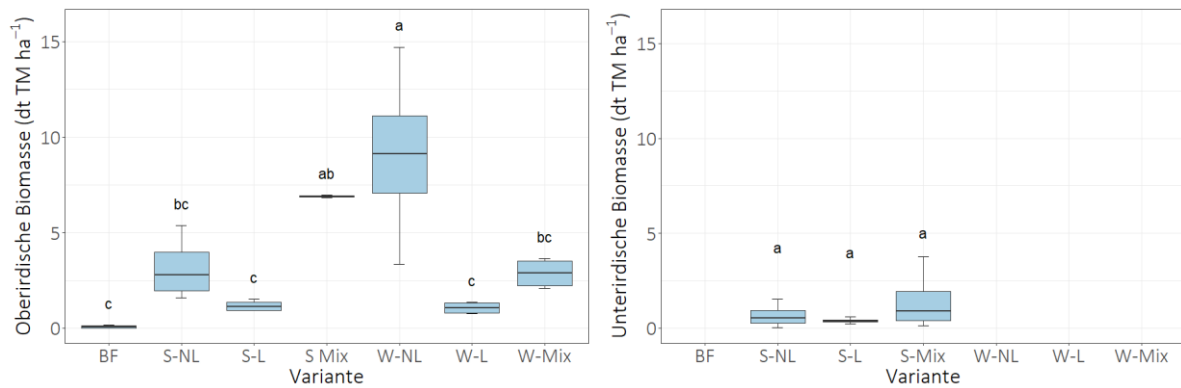


Abbildung 4: Oberirdische und unterirdische Biomasse verschiedener ZF-Varianten vom 13.12.2018 (dt TM ha<sup>-1</sup>), TM: Trockenmasse, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Durch das Ausbleiben intensiverer Frostperioden im Winter 2018/2019 fiel das Abrieren der Sommerzwischenfrüchte weg, sodass diese bis zum Umbruch am 25.04.2019 weiterwachsen und Biomasse bilden konnten (Abb. 5). So belief sich deren oberirdische Trockenmasse am 24.04.2021 auf 6,2 dt TM ha<sup>-1</sup> (BF) bis 42,2 dt TM ha<sup>-1</sup> (W-NL). Der niedrigste Biomassertrag wurde bei beiden Leguminosenvarianten ermittelt. Die legume Sommer-ZF produzierte 9,2 dt TM ha<sup>-1</sup>, die legume Winter-ZF-Variante 14,1 dt TM ha<sup>-1</sup> oberirdische Biomasse. Die oberirdische Biomasse lag bei den Nicht-Leguminosen signifikant höher als bei den legumen Varianten. Den höchsten absoluten Zuwachs über den Winter mit einem Anstieg von 33,2 dt TM ha<sup>-1</sup> zeigte die nicht-legume Winter-ZF.

Die unterirdische Biomasse der Zwischenfruchtvarianten vom 24.04.2019 lag zwischen 6,1 und 24,4 dt TM ha<sup>-1</sup> und spiegelt in ähnlicher Weise die oberirdischen Aufwüchse im Frühjahr wider (Abb. 5). Die geringste unterirdische Biomasse wurde in der Kontrolle ohne ZF (6,1 dt TM ha<sup>-1</sup>) und für die legume Sommer-ZF (6,3 dt TM ha<sup>-1</sup>) ermittelt. Im Einklang mit der oberirdischen Biomasse war die unterirdische Biomasse der Varianten ohne Leguminosen signifikant höher als die der Varianten mit Leguminosen.

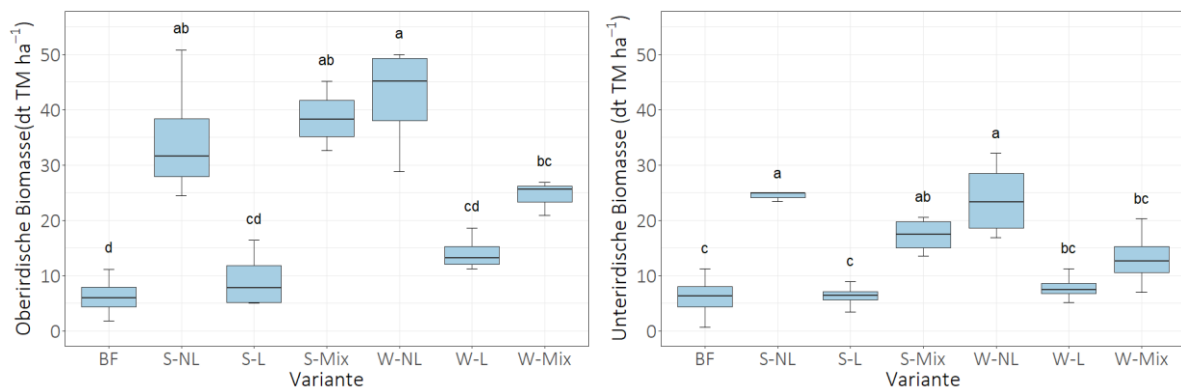


Abbildung 5: Oberirdische und unterirdische Biomasse verschiedener ZF-Varianten vom 24.04.2019 (dt TM ha<sup>-1</sup>), TM: Trockenmasse, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge ZF und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Im zweiten Versuchsjahr 2019/2020 wurde am 23.09.2019 (33 Tage nach Versuchsstart) eine Bodenbedeckung zwischen 11 und 31 % geschätzt (Abb. 6). Die Bodenbedeckung von 11 % in der Kontrolle ohne Zwischenfrucht entsprach dem Ausfallgetreide bzw. dem Ausfallraps.

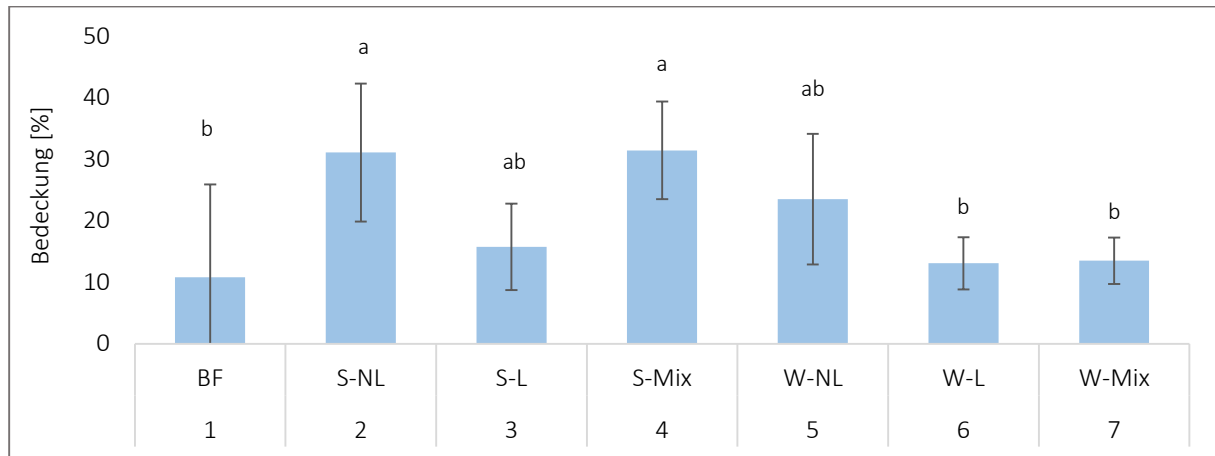


Abbildung 6: Geschätzte Bodenbedeckung (%) nach GEHLKER (1977) vom 23.09.2019, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0.05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Am 28. November 2019 lag der oberirdische Aufwuchs zwischen 8,2 und 24,2 dt TM ha<sup>-1</sup> und damit deutlich höher als im Vorjahr (Abb. 7). Die höchste oberirdische Biomasse (24,2 dt TM ha<sup>-1</sup>) zeigte das winterharte Gemenge von Leguminosen und Nicht-Leguminosen (W-Mix), die niedrigste oberirdische Biomasse (13,4 dt TM ha<sup>-1</sup>) die nicht-legume Sommer-ZF (S-NL). Der Aufwuchs von Ausfallraps führte zu einer oberirdischen Biomasse von 8,2 dt TM ha<sup>-1</sup> in der Kontrolle ohne ZF (BF).

Die unterirdische Biomasse erreichte im Herbst 2019 Werte zwischen 4,8 und 23,4 dt TM ha<sup>-1</sup>. Die geringste unterirdische Biomasse wurde in der legumen Winter-ZF (4,8 dt TM ha<sup>-1</sup>), der Kontrolle ohne ZF (5,5 dt TM ha<sup>-1</sup>) und für die legume Sommer-ZF (7,5 dt TM ha<sup>-1</sup>) ermittelt. Die höchste unterirdische Biomasse (23,4 dt TM ha<sup>-1</sup>) wies die Sommer-ZF mit Leguminosen und Nicht-Leguminosen (S-Mix) auf.

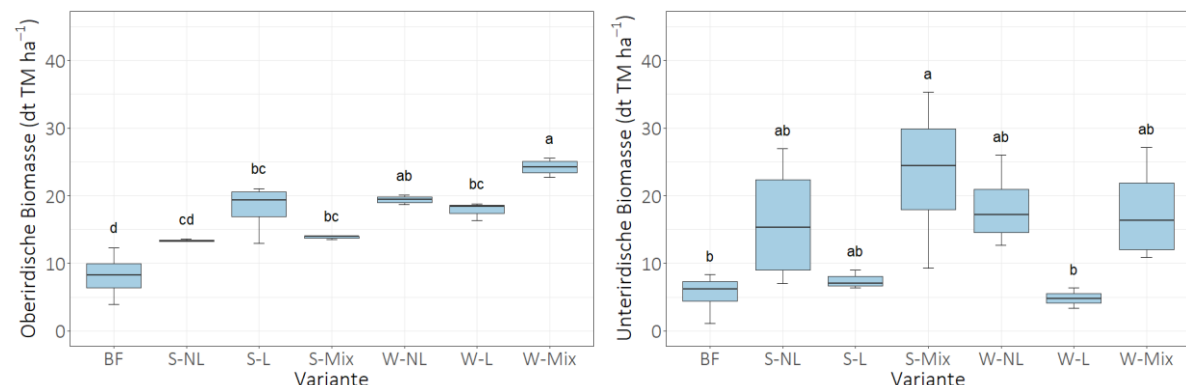


Abbildung 7: Oberirdische und unterirdische Biomasse verschiedener ZF-Varianten vom 28.11.2019 (dt TM ha<sup>-1</sup>), TM: Trockenmasse, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Im Frühjahr 2020 lag die oberirdische Biomasse der Kontrolle ohne Zwischenfrucht (BF) deutlich unter derer der ZF-Varianten (Abb. 8). Die oberirdische Biomasse erreichte dabei Werte zwischen 2,9 dt TM ha<sup>-1</sup> (BF) und 36,2 dt TM ha<sup>-1</sup> (W-L). Im Vergleich zu der Probennahme im November 2019 verdoppelte die legume Winter-ZF (W-L) ihre oberirdische Biomasse und zeigte das höchste absolute Wachstum. Die nicht-legume Winter-ZF (W-NL) Variante erzielte den geringsten Anstieg im Aufwuchs über den Winter (2,5 dt TM ha<sup>-1</sup>).

Die unterirdische Biomasse schwankte zwischen 15,2 dt TM ha<sup>-1</sup> (BF) und 40,3 dt TM ha<sup>-1</sup> (S-NL) ohne signifikante Unterschiede zwischen den Varianten. Die höchsten unterirdischen Biomassen erreichten tendenziell die nicht-legume Sommer-ZF (S-NL) sowie das Sommer-ZF Gemenge aus Leguminosen und Nicht-Leguminosen (S-Mix).

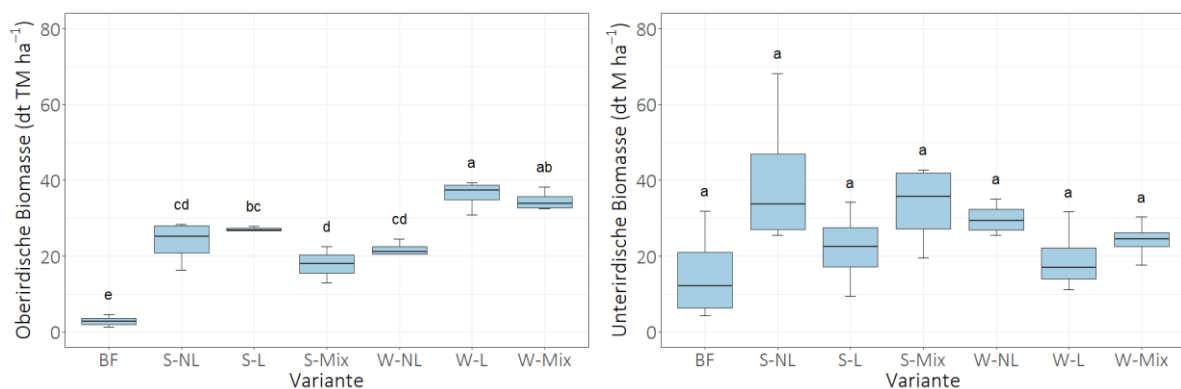


Abbildung 8: Oberirdische und unterirdische Biomasse verschiedener ZF-Varianten vom 19.03.2020 (dt TM ha<sup>-1</sup>), TM: Trockenmasse, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

### 3.2 N<sub>min</sub>- Gehalte im Boden und N-Bilanzen

Im Herbst 2018 schwankten die N<sub>min</sub>-Werte zwischen 121,8 kg N ha<sup>-1</sup> (W-L) und 153,0 kg N ha<sup>-1</sup> (W-Mix). Die Unterschiede zwischen den Varianten waren nicht signifikant (Abb. 9).

Im April 2019 wurden die höchsten N<sub>min</sub>-Werte in der Kontrolle ohne ZF (126,3 kg N ha<sup>-1</sup>) und in der legumen Sommer-ZF (114,3 kg N ha<sup>-1</sup>) gemessen. Die niedrigsten N<sub>min</sub>-Werte in Höhe von 36,8 kg N ha<sup>-1</sup> fanden sich in der Winter-ZF ohne Leguminosen (W-NL).

Die Reduktion des N<sub>min</sub> über Winter schwankte zwischen 21,0 kg N ha<sup>-1</sup> (BF) und 98,8 kg N ha<sup>-1</sup> (W-NL). Im Winter 2018/2019 sanken die N<sub>min</sub>-Werte zwischen 16 % (S-L) und 73 % (W-NL).

Im September nach der Ernte der Hautfrucht Silomais wurden in allen Varianten sehr hohe N<sub>min</sub>-Werte gemessen. Die Werte nach der Ernte lagen zwischen 181,0 kg N ha<sup>-1</sup> (W-L) und 260,0 kg N ha<sup>-1</sup> (S-Mix) ohne signifikante Unterschiede zwischen den Varianten.

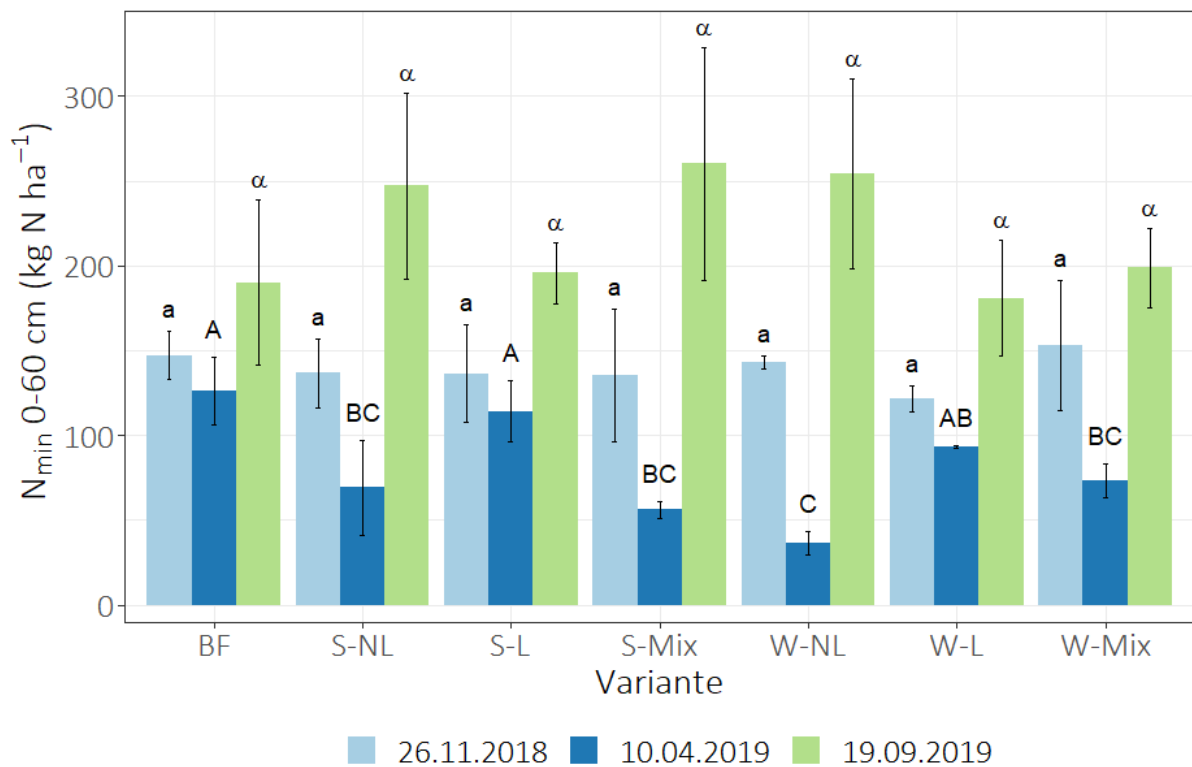


Abbildung 9:  $N_{\min}$ -Gehalte verschiedener ZF-Varianten in der Tiefe von 0 bis 60 cm ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) an drei Terminen (26.11.2018, 10.04.2019, 19.09.2019) im ersten Versuchsjahr, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test) innerhalb des jeweiligen Probenahme-termins

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Die N-Düngung für die Hauptfrucht Silomais lag 2019 zwischen 64 und 139  $\text{kg N ha}^{-1}$ , wobei die Kontrolle ohne Zwischenfrucht (BF), die Sommer-ZF legum (S-L) und die Winter-ZF legum (W-L) die geringste N-Düngung erhielten. In dem ersten Versuchsjahr 2018/2019 konnte der höchste N-Entzug der Hauptfrucht Silomais mit 162,0  $\text{kg N ha}^{-1}$  nach der legumen Sommer-ZF (S-L) ermittelt werden, der niedrigste N-Entzug in Höhe von 117  $\text{kg N ha}^{-1}$  zeigte sich nach der nicht-legumen Sommer-ZF (S-NL) (Abb. 10). Letztlich besitzt die legume Winter-ZF mit -92,3  $\text{kg N ha}^{-1}$  die negativste N-Bilanz. Es handelt sich hierbei um einfache Bilanzen, welche die legume N-Bindung nicht berücksichtigen. Aufgrund der fehlenden Stickstoffmengen der Biomasse, unterschiedlichen  $\text{N}_2$ -Fixierungsleistungen und N-Nachlieferungen wurde diese nicht einbezogen.

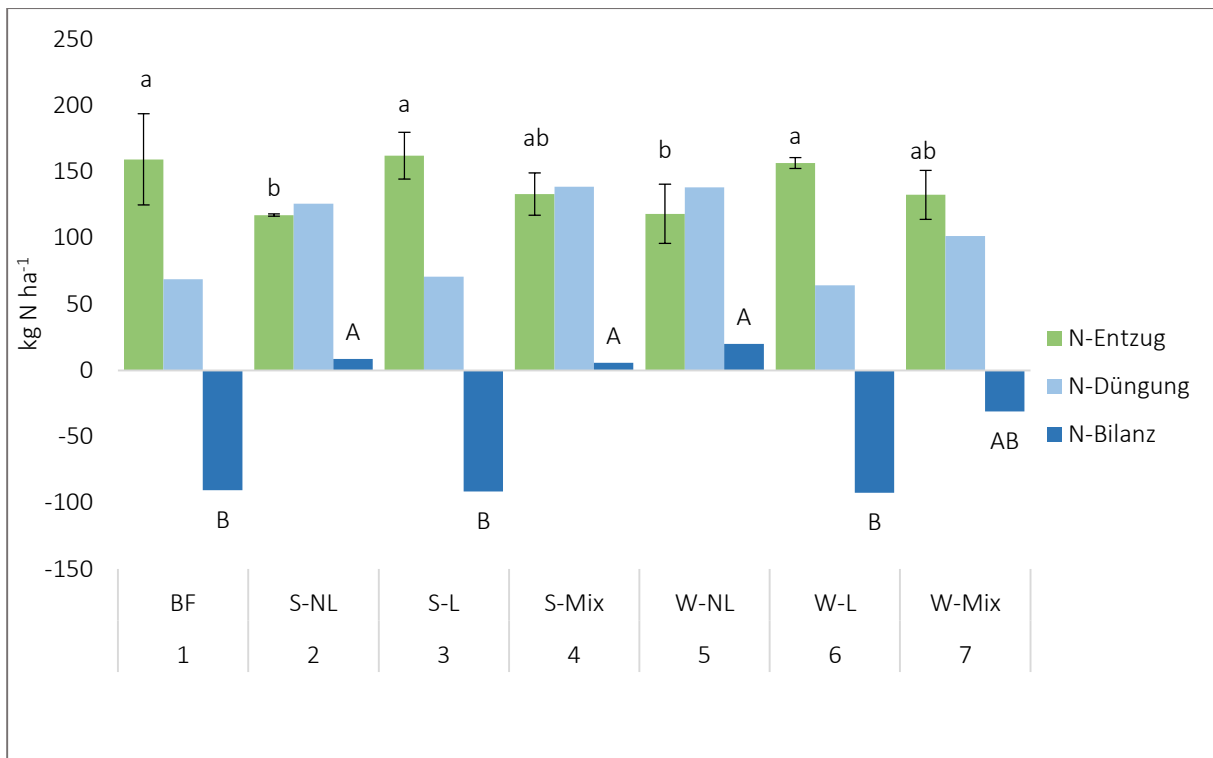


Abbildung 10: N-Entzug Silomais, N-Düngung und N-Bilanz (kg N ha<sup>-1</sup>) im Versuchsjahr 2019 nach den verschiedenen ZF-Varianten, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Im Dezember 2019 lagen die ermittelten  $N_{\min}$ -Werte zwischen 21,5 kg N ha<sup>-1</sup> (W-Mix) und 57,0 kg N ha<sup>-1</sup> (BF) (Abb. 11). Im Frühjahr 2020 wurden in der Kontrolle ohne ZF (BF) mit 47,8 kg N ha<sup>-1</sup> die signifikant höchsten  $N_{\min}$ -Gehalte festgestellt. Den niedrigsten  $N_{\min}$ -Gehalt wies die legume Sommer-ZF auf (7,0 kg N ha<sup>-1</sup>). Im Herbst 2019 und im Frühjahr 2020 lagen die  $N_{\min}$ -Werte der Kontrolle ohne ZF (BF) deutlich über den Werten der ZF-Varianten.

Der Rückgang der  $N_{\min}$ -Gehalte insgesamt über Winter bewegte sich zwischen 6,3 kg N ha<sup>-1</sup> (W-Mix) und 20,0 kg N ha<sup>-1</sup> (S-L).

Im September 2020 lagen die  $N_{\min}$ -Werte nach der Ernte zwischen 174,0 kg N ha<sup>-1</sup> (BF) und 279,0 kg N ha<sup>-1</sup> (S-Mix), wobei die  $N_{\min}$ -Gehalte der ZF-Varianten höher als in der Kontrolle ohne ZF waren, ohne dass diese Unterschiede signifikant waren.



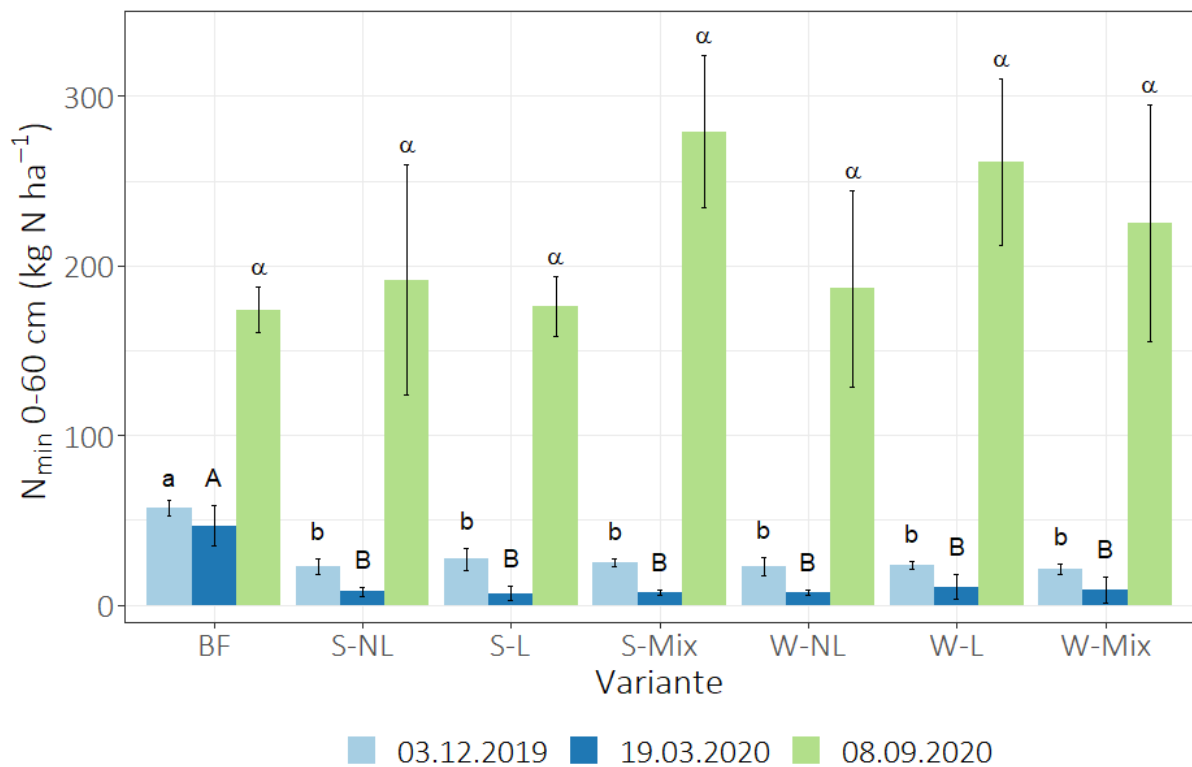


Abbildung 11:  $N_{\min}$ -Gehalte verschiedener ZF-Varianten in der Tiefe von 0 bis 60 cm ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) an drei Terminen (03.12.2019, 19.03.2020, 08.09.2020) im zweiten Versuchsjahr, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test) innerhalb des jeweiligen Probenahme-termins

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Die N-Düngung für die Hauptfrucht Silomais lag 2020 zwischen  $144$  und  $187 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Der höchste N-Entzug der Hauptfrucht Silomais mit  $157 \text{ kg N ha}^{-1}$  wurde nach der Kontrolle ohne ZF (BF) ermittelt, der niedrigste N-Entzug in Höhe von  $135 \text{ kg N ha}^{-1}$  zeigte sich nach der Sommer-ZF aus Leguminosen und Nicht-Leguminosen (S-Mix). Im Vergleich zum ersten Versuchsjahr zeigte lediglich die Kontrolle ohne ZF (BF) eine negative N-Bilanz in Höhe von  $-9,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Die N-Bilanzen der ZF-Varianten liegen im positiven Bereich zwischen  $2 \text{ kg N ha}^{-1}$  (W-L) und  $52,8 \text{ kg N ha}^{-1}$  (S-Mix) (Abb. 12). Es handelt sich hierbei wiederum um einfache Bilanzen, welche die legume N-Bindung nicht berücksichtigen. Aufgrund der fehlenden Stickstoffmengen der Biomasse, unterschiedlichen  $N_2$ -Fixierungsleistungen und N-Nachlieferungen wurde diese nicht einbezogen.

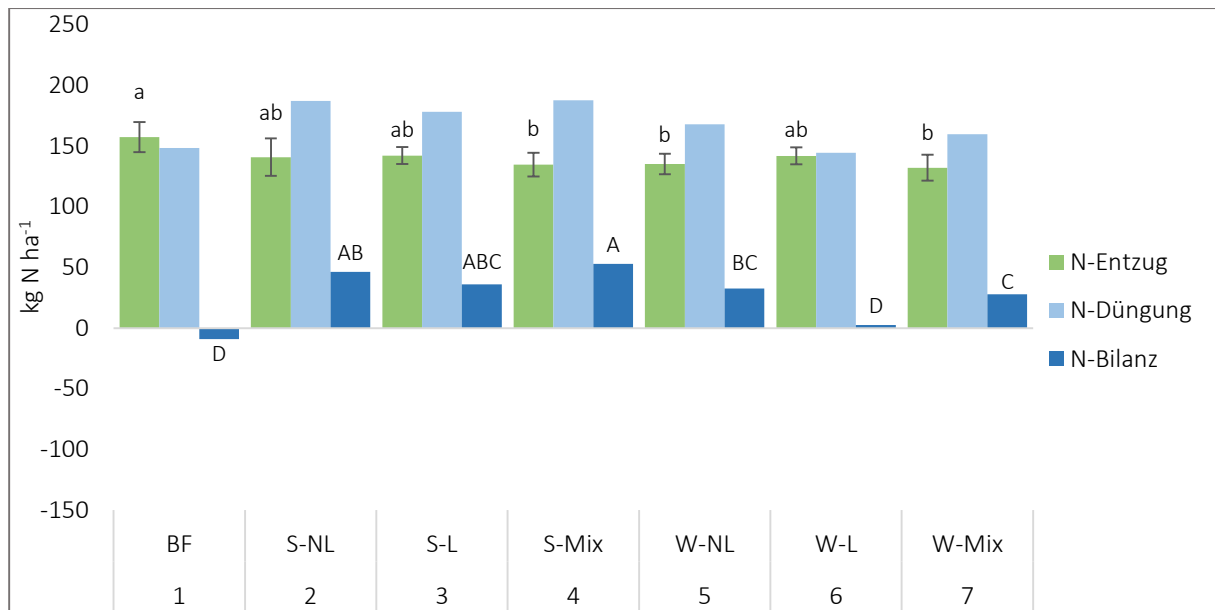


Abbildung 12: N-Entzug Silomais, N-Düngung und N-Bilanz (kg N ha<sup>-1</sup>) im Versuchsjahr 2020 nach den verschiedenen ZF-Varianten, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Nur im Frühjahr 2019 (blau) konnte der Aufwuchs der Biomasse eine Reduktion des  $N_{\min}$ -Gehaltes bewirken ( $p < 0,001$ ). Ansonsten konnte weder zwischen der oberirdischen Biomasse, noch zwischen der Gesamtbiomasse der ZF und der Verminderung des  $N_{\min}$ -Gehaltes ein Zusammenhang festgestellt werden (Abb. 13).

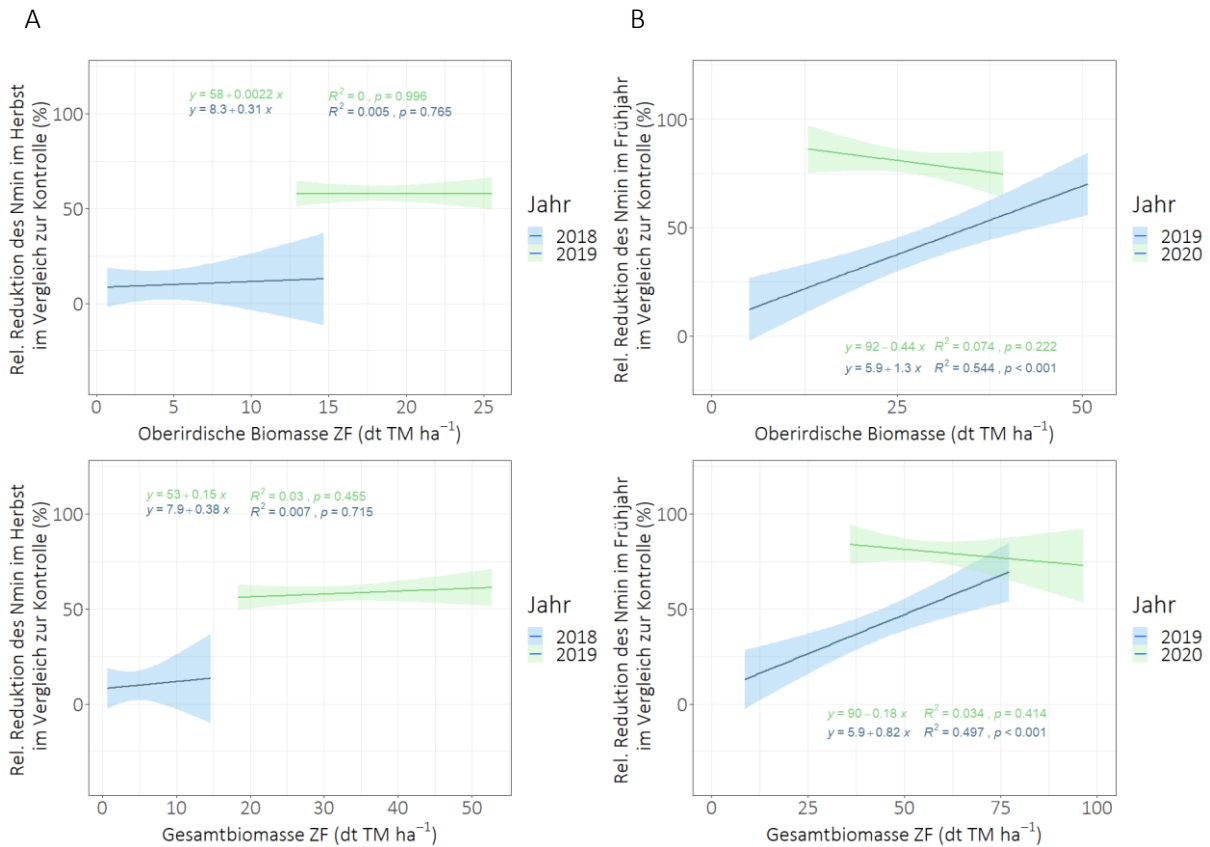


Abbildung 13: Einfluss der ZF-Biomasse auf die relative Reduktion des N<sub>min</sub>-Gehaltes (%) für die Tiefe von 0 bis 60 cm im Vergleich zur Kontrolle ohne ZF, A: Herbst (26.11.2018 + 3.12.2019), B: Frühjahr (24.04.2019 + 19.03.2020)

### 3.3 Lachgasemissionen

Die Lachgasemissionen lagen über den gesamten Messzeitraum auf einem sehr geringen Niveau. Während der ersten Wachstumsperiode der ZF wurde vom 22. Oktober 2018 bis 15. April 2019 Lachgas gemessen (Abb. 14, Zwischenfrucht 2018). An diesen 176 Tagen wurden Gesamtemissionen von  $-29,0 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  (W-Mix) bis zu  $119,1 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  (S-NL) ermittelt. Nach der Einarbeitung der ZF im Mai 2019 stiegen die Emissionen in allen Varianten ohne signifikanten variantenspezifischen Unterschied leicht an und sanken in der ersten Woche der Probennahme. Einen Anstieg der Emissionen (bis zu  $40 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  für W-L) wurde auch nach einem Starkregenereignis nach einer längeren Zeit ohne nennenswerte Niederschläge in allen Varianten gemessen (Flüsse nicht dargestellt).

Ähnlich geringe Verluste wurden auch für Silomais nach den verschiedenen ZF-Varianten ermittelt. Die kumulierten N<sub>2</sub>O-Emissionen beliefen sich für den Zeitraum von der Aussaat des Silomais am 02. Mai 2019 bis vor der Ernte auf  $-0,9 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  (W-NL) bis  $93,0 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  (W-Mix) über 119 Tage (Abb. 14, Silomais 2019). Auch diese Werte spiegeln ein sehr geringes Verlustpotential wider.

Während der zweiten ZF-Wachstumsperiode wurden vom 26. August 2019 bis 14. April 2020 Lachgasemissionen ermittelt (Abb. 14, Zwischenfrucht 2019). An diesen 233 Tagen wurden Gesamtemissio-

nen in Höhe von - 120,3 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> (W-L) bis zu 31,16 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> (BF) gemessen. Die Lachgasemissionen waren bei allen ZF-Varianten negativ, außer unter der Kontrolle ohne ZF, ohne dass diese Unterschiede signifikant waren.

Am 27. April 2020, nach der Einarbeitung der ZF, begann die letzte Messperiode für Silomais und wurde bis 31. August 2020 durchgeführt (Abb. 14, Silomais 2020). In diesen 127 Tagen wurden die niedrigsten Emissionen nach der nicht-legumen Sommer-ZF (74,5 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>) gemessen. Die höchsten Emissionen zeigten sich nach der legumen Sommer-ZF in Höhe von 352,7 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>.

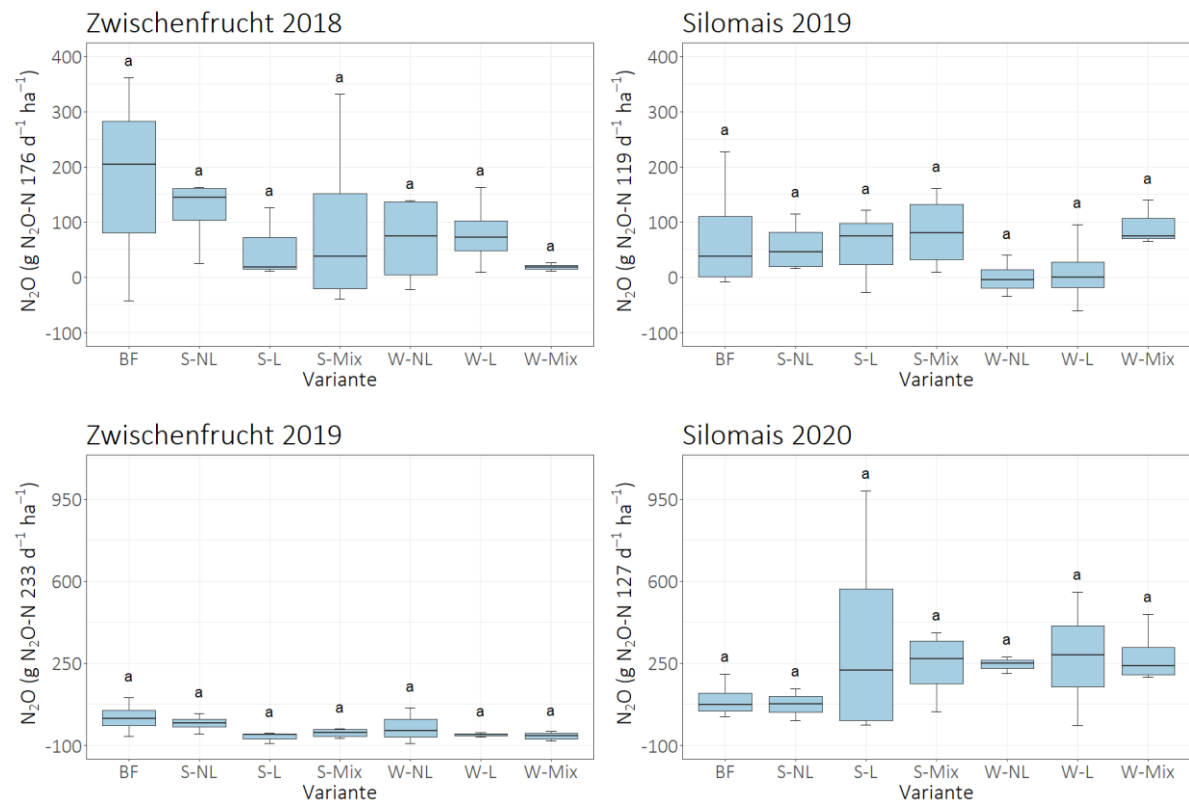


Abbildung 14: Kumulierte N<sub>2</sub>O-Emissionen (g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> über unterschiedliche Zeiträume) der verschiedenen ZF-Varianten, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

### 3.4 Ertrag der Hauptfrucht Silomais (*Zea mays* L.)

Im Jahr 2019 lagen die Silomaiserträge in den ZF-Varianten zwischen 327,9 dt ha<sup>-1</sup> (S-NL) und 476,7 dt ha<sup>-1</sup> (S-L), ohne signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten. In der Kontrolle ohne ZF konnten 459,3 dt ha<sup>-1</sup> geerntet werden (Abb. 15).

Im Jahr 2020 erbrachte die Kontrolle ohne ZF mit 442,3 dt ha<sup>-1</sup> den signifikant höchsten Ertrag. Die geringsten Silomais-Erträge wurden nach der Winter-ZF mit Leguminosen und Nichtleguminosen (341,0 dt ha<sup>-1</sup>) ermittelt (Abb. 15).

In beiden Versuchsjahren gab es keine Unterschiede im N-Gehalt von Silomais zwischen den verschiedenen Varianten (Daten nicht gezeigt).

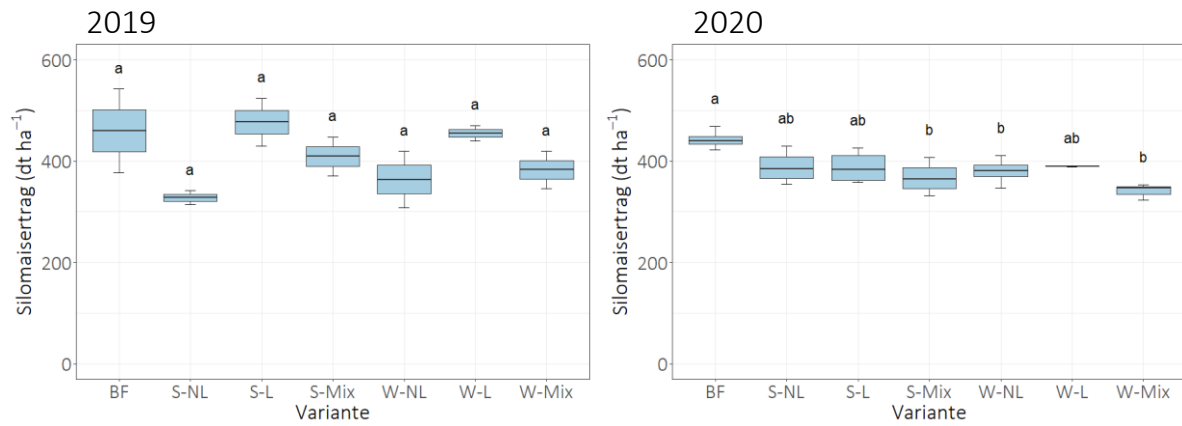


Abbildung 15: Silomaisertrag (dt/ha, 32 % TS) nach den verschiedenen ZF-Varianten für die Versuchsjahre 2019 und 2020, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Die Erträge vom Silomais korrelierten in beiden Versuchsjahren signifikant negativ mit der oberirdischen Biomasse der ZF (Abb. 16).

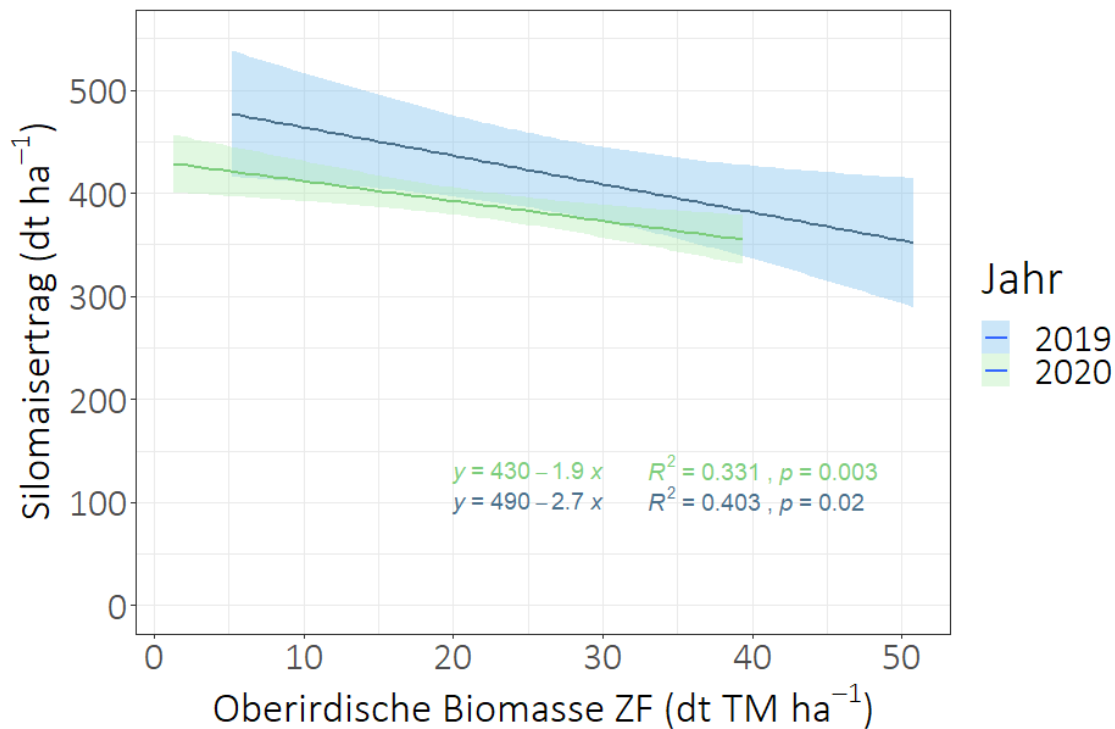


Abbildung 16: Korrelation zwischen der oberirdischen Biomasse der ZF-Varianten (dt TM/ha) und dem Silomaisertrag (dt/ha, 32 % TS) für die Versuchsjahre 2019 (blau) und 2020 (grün)

### 3.5 Energiebilanzen

Im Jahr 2019 schwankte der Energieinput in den unterschiedlichen Varianten zwischen  $7,0 \text{ GJ ha}^{-1}$  (BF) und  $12,2 \text{ GJ ha}^{-1}$  (S-Mix). Der Energieinput der Kontrolle ohne ZF war dabei signifikant geringer als der der ZF-Varianten (Abb. 17).

Der ermittelte Energieoutput lag zwischen 135,1 GJ ha<sup>-1</sup> (S-NL) und 213,8 GJ ha<sup>-1</sup> (S-L) ohne signifikante Unterschiede zwischen den Varianten. Die Kontrolle ohne ZF hatte das höchste Input/Output-Verhältnis (29,2). Das niedrigste Verhältnis wurde für die nicht-legume Sommer-ZF ermittelt (11,7).

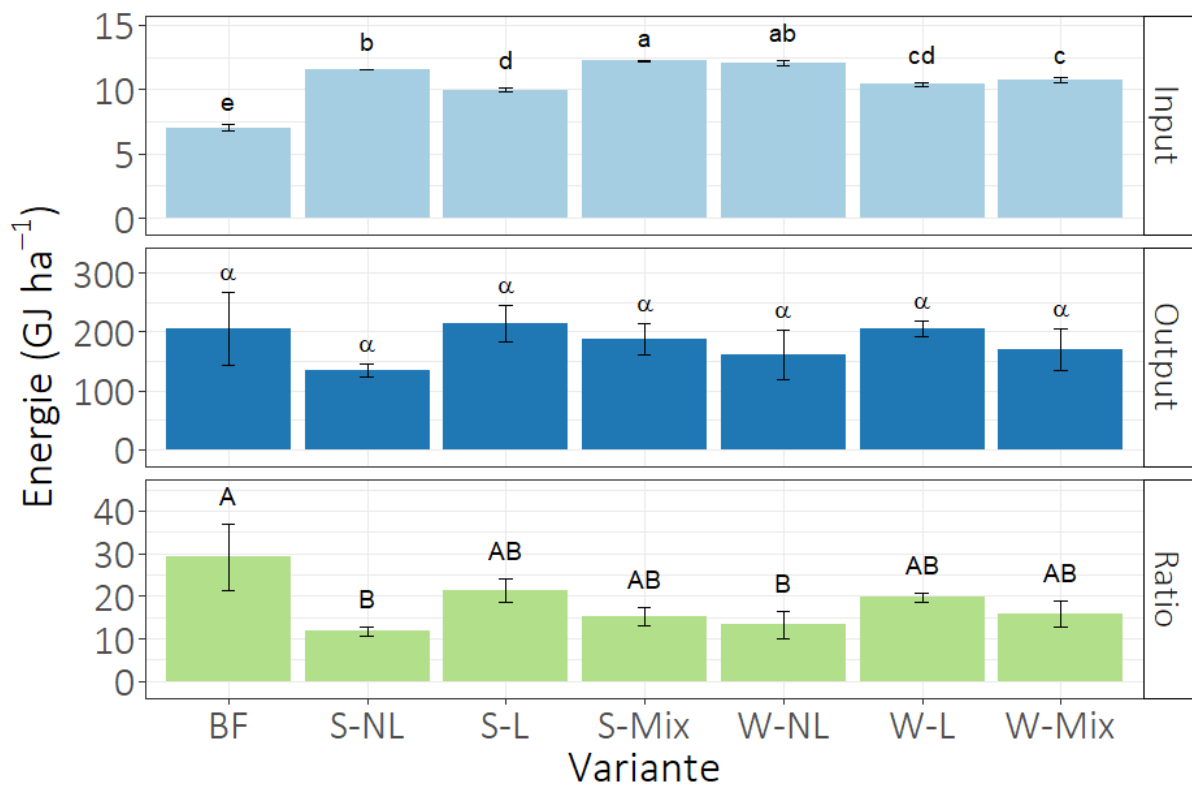


Abbildung 17: Energie Input, Output, Ratio (Input-Output-Verhältnis) (GJ ha<sup>-1</sup>) für das Versuchsjahr 2019, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)

S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

Im Jahr 2020 wurde ein Energieinput von 9,7 GJ ha<sup>-1</sup> (BF) bis 14,7 GJ ha<sup>-1</sup> (S-Mix und S-NL) (Abb. 18) ermittelt. Der Energieinput der Kontrolle ohne ZF war dabei signifikant geringer als der der ZF-Varianten. Der Energieoutput belief sich zwischen 138,4 GJ ha<sup>-1</sup> (W-L) und 190,9 GJ/ha (BF) ohne signifikante Unterschiede zwischen den Varianten.

Das Energie-Input/Output-Verhältnis (Ratio) lag zwischen 10,0 (W-L) und 19,5 (BF). Die Kontrolle ohne ZF hatte das signifikant höchste Input/Output-Verhältnis.

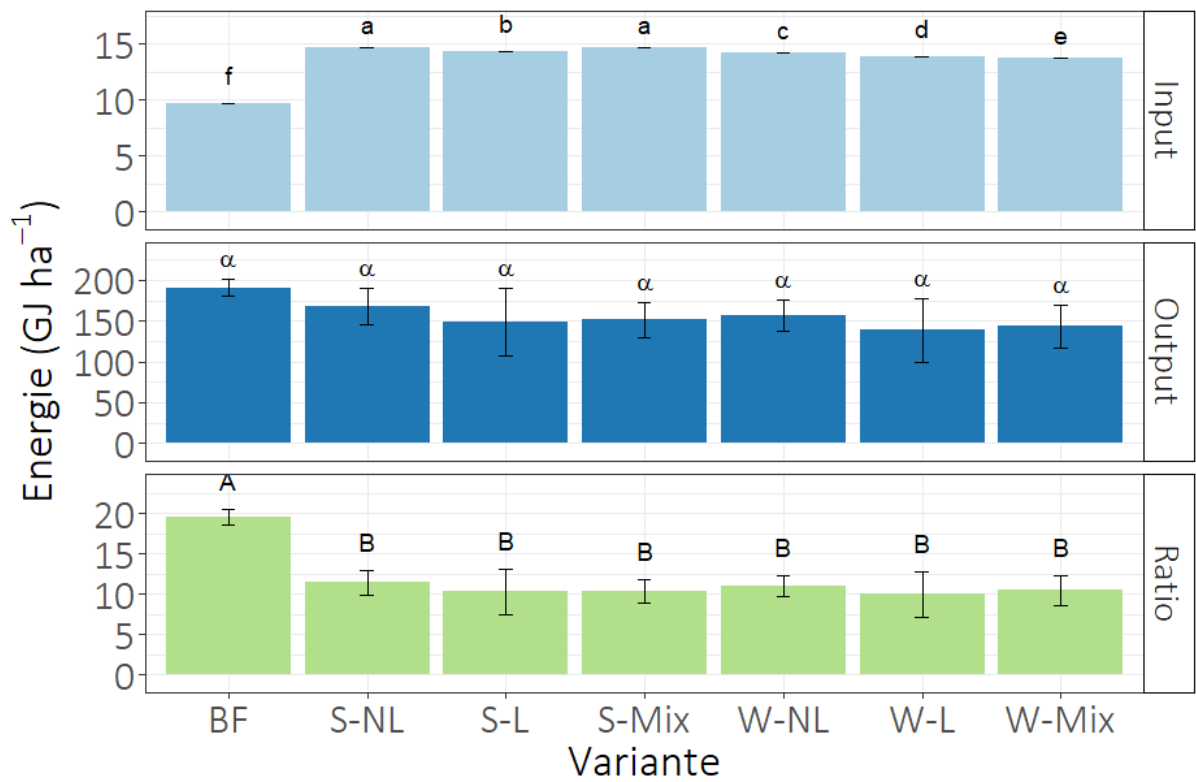


Abbildung 18: Energie Input, Output, Ratio (Input-Output-Verhältnis) (GJ ha<sup>-1</sup>) für das Versuchsjahr 2020, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für  $\alpha = 0,05$  (Tukey-Test)  
 S: Sommer ZF; W: Winter ZF; NL: Nicht-Leguminosen; L: Leguminosen; Mix: Gemenge Leguminosen und Nicht-Leguminosen; BF: Kontrolle (bare fallow)

## 4 Diskussion

### 4.1 Zwischenfruchtwachstum

Im ersten Versuchsjahr 2018/2019 lagen die ermittelten Bodenbedeckungen im Herbst 2018 deutlich unter den Werten vergleichbarer Studien (KAIMBACHER *et al.*, 2007; KASTELLIZ *et al.*, 2010; BRUST *et al.*, 2011; ASSINGER, 2013). Erklären lässt sich dies mit dem außergewöhnlich trockenem Versuchsjahr 2018. So fielen innerhalb von drei Wochen nach der Aussaat lediglich 13 mm Niederschlag. Nach einem einzelnen Niederschlagsereignis am 23.09.2018 in Höhe von 21,7 mm Niederschlag, belief sich die weitere Niederschlagssumme bis Anfang Dezember auf 16 mm. Vor allem das Niederschlagsdefizit nach der Aussaat bedingte ein sehr spätes Auflaufen der ZF, was wiederum zu einer verkürzten Vegetationszeit führte. Damit zusammenhängend war nicht nur die Bodenbedeckung, sondern korrespondierend dazu der oberirdische Biomasseaufwuchs aller ZF-Varianten sehr gering. Eine durch trockene Witterung auftretende langsame Jungendentwicklung mit einem geringeren Bodenbedeckungsgrad und geringer oberirdischer Biomasse der ZF konnte auch ASSINGER (2013) feststellen. Im Herbst 2018 lag die oberirdische Biomasse der ZF deutlich unter den Werten vergleichbarer Studien (RINNOFNER *et al.*, 2008; BRUST *et al.*, 2011; GROSSE, 2017). Die erhobenen Daten wiesen zudem eine sehr große Streuung auf. In dem zweiten Versuchsjahr 2019/2020 entsprachen die Niederschläge dem langjährigen Mittel des Versuchsstandortes. Von August bis Oktober 2019 fielen 126 mm Niederschlag und sorgten damit für eine schnelle Keimung und gute Jungendentwicklung aller ZF-Varianten. Dies zeigte sich auch in der Bodenbedeckung. Sie entsprach Werten, wie sie auch in der Literatur zu finden sind (ASSINGER, 2013). Die geringsten Bedeckungsgrade wiesen die beiden legumen Zwischenfruchtvarianten auf. Dies stimmt ebenfalls mit den Ergebnissen von ASSINGER (2013) überein, welcher die späteste Bodenbedeckung in der Gruppe der Leguminosen beobachtete. Die höchste oberirdische Biomasse (24,2 dt TM ha<sup>-1</sup>) wurde am Ende der Vegetationsperiode für die Winter-ZF-Mischung aus Leguminosen und Nichtleguminosen (W-Mix) gemessen. Die zweithöchste (19,4 dt TM ha<sup>-1</sup>) trat in der nicht-legumen Winter-ZF (W-NL) auf. Diese Werte entsprachen oberirdischen Biomasseerträgen vor Winter, welche auch in der Literatur zu finden sind (GROSSE und HEß, 2018).

In beiden Versuchsjahren kam es weder zu Temperaturabfällen noch zu langanhaltenden Kälteperioden, so dass die Sommer-ZF im Winter nicht abgestorben sind. Dies führte im Frühjahr beider Versuchsjahre zu weiterem Wachstum der ZF und somit zu entsprechend hohen Biomasseerträgen. Die Sommer-ZF erreichten im ersten Versuchsjahr erst im Frühjahr 2019 Aufwüchse, welche im Herbst zu erwarten gewesen wären (9,2 dt TM ha<sup>-1</sup> (S-L) bis 38,5 dt TM ha<sup>-1</sup> (S-Mix)) und die mit den Literaturwerten übereinstimmen (RINNOFNER *et al.*, 2008; BRUST *et al.*, 2011; GROSSE, 2017).

Im Vergleich zu nicht-legumen ZF-Varianten neigten Leguminosen dazu, weniger Biomasse zu produzieren. Im Herbst 2018 unterschied sich die oberirdische Biomasse der legumen ZF-Gemenge nicht signifikant von der oberirdischen Biomasse der Kontrolle ohne ZF, während die oberirdische Biomasse der Winter-ZF ohne Leguminosen (W-NL) am höchsten war. Sommer-ZF ohne Leguminosen (S-NL) waren



mehr als doppelt so produktiv wie Sommer-ZF mit Leguminosen (S-L). Nicht-legume Winter-ZF (W-NL) produzierten mehr als achtmal so viel oberirdische Biomasse wie legume Winter-ZF (W-L). Diese Beobachtung stimmt mit Arbeiten von RINNOFNER *et al.* (2005) überein. Sie stellten fest, dass die Gesamtbiomasse von Nichtleguminosen oder Mischungen aus Leguminosen und Nichtleguminosen signifikant höher war als die Gesamtbiomasse von reinen Leguminosen-ZF. Besonders im Herbst oder Winter wachsen Leguminosen langsam (KASPAR und SINGER, 2011). Es ist anzunehmen, dass insbesondere Kreuzblütler und Gräser in niederschlagsarmen Regionen aufgrund ihrer besseren Fitness besser an Trockenbedingungen angepasst sind als Leguminosen. So beobachteten GABRIEL und QUEMADA (2011), dass die Etablierung und das Wachstum von Gerste als ZF weniger von Trockenheit beeinflusst wurde als dies bei Wicke der Fall war. Die oberirdische Biomasse lag bei Gerste viermal höher als bei Wicke.

Auch die Höhe der Werte der unterirdischen Biomasse im Frühjahr 2019 (6,1 bis 24,4 dt TM ha<sup>-1</sup>) entsprach denen, welche im Herbst zu erwarten gewesen wären. THORUP-KRISTENSEN (2001) ermittelte im November Werte der unterirdischen Biomasse verschiedener Zwischenfrüchte zwischen 5 und 20 dt TM ha<sup>-1</sup>.

Im zweiten Versuchsjahr wuchs in allen Varianten Ausfallraps aus der Vorbewirtschaftung der Versuchsfäche auf, der durch vorangegangene Bodenbearbeitung in Keimposition gebracht wurde. Er wurde zwar im Herbst 2019 in der Kontrolle ohne ZF selektiv von Hand gehackt, trotzdem führte dies noch im Herbst 2019 zu einer oberirdischen Biomasse von 8,2 dt TM ha<sup>-1</sup> in der Kontrolle ohne Zwischenfrucht. In den ZF-Varianten konnte diese selektive Entfernung nicht durchgeführt werden. Besonders in den konkurrenzschwachen legumen ZF-Varianten mit geringer oberirdischer Biomasse im ersten Versuchsjahr war Raps damit eine der dominierenden Arten, während die anderen Varianten in der Lage waren Ausfallraps zu unterdrücken. Im Gegensatz zum ersten Versuchsjahr wies daher die legume Winter-ZF mit 36,2 dt TM ha<sup>-1</sup> (W-L) im Frühjahr 2020 die höchste oberirdische Biomasse auf und verdoppelte ihre Biomasse über den Winter. Die ermittelten Werte lagen damit über den Werten vergleichbarer Studien (SULLIVAN *et al.* (2019), TOOM *et al.* (2019)). Die nicht-legume Winter-ZF (W-NL) erzielte hingegen den geringsten Anstieg über den Winter (2,5 dt TM ha<sup>-1</sup>).

Das flache Hacken hinterließ in der Kontrolle ohne ZF Wurzeln im Boden und führte damit im Frühjahr 2020 zu einer unterirdischen Biomasse von 15,2 dt TM ha<sup>-1</sup>. Die höchsten unterirdischen Biomassen erreichten tendenziell die nicht-legume Sommer-ZF (S-NL) sowie das Sommer-ZF Gemenge aus Leguminosen und Nicht-Leguminosen (S-Mix), welche beide Ölrettich (*Raphanus sativus* L.) als Komponente enthielten. Ölrettich erreichte in beiden Versuchsjahren eine einheitliche Keimung und Jugendentwicklung.

## 4.2. N<sub>min</sub>-Gehalte

Die Ergebnisse der N<sub>min</sub>-Bodenprobennahme zeigen, dass auch ein hoher Biomasseaufwuchs von Zwischenfrüchten nicht zwangsläufig in der Lage war, den Stickstoffgehalt im Boden zu reduzieren. In der

Literatur wird dagegen sehr regelmäßig darüber berichtet, dass ZF die Nährstoffdynamik beeinflussen und die Stickstoff-Mineralisierung im Boden verändern (KASPAR und SINGER, 2011, BLANCO-CANQUI *et al.*, 2015). Sie haben danach das Potenzial, während ihrer Vegetationsperiode etwa 50 kg N ha<sup>-1</sup> aufzunehmen (RICHARDS *et al.*, 1996; SCHRÖDER *et al.*, 1996; SHEPHERD und LORD, 1996; KOCH *et al.*, 2017, SHAH *et al.*, 2017, COUËDEL *et al.*, 2018). Die N-Aufnahme durch ZF hängt insbesondere von der Verfügbarkeit von N<sub>min</sub>, den Wetterbedingungen, den ZF-Arten und dem Saatzeitpunkt ab (DABNEY *et al.*, 2001). Während nicht-legume ZF mehr Stickstoff aus dem Boden aufnehmen als legume ZF (THORUP-KRISTENSEN *et al.*, 2003), fixieren Leguminosen atmosphärischen Stickstoff (HARDARSON und DANSO, 1993; HARPER *et al.*, 1995; GRAHAM und VANCE, 2003). GABRIEL und QUEMADA (2011) ermittelten, dass der N-Gehalt von Wicke, der aus atmosphärischer N<sub>2</sub>-Fixierung stammte, zwischen 32 und 68 % des gesamten N-Gehalts der oberirdischen Biomasse lag und zeigten damit die geringere Aufnahme von Boden-N. Im Vergleich dazu zeigte Gerste als nicht-legume Art eine hohe N-Aufnahme mit einer deutlichen Reduktion von N<sub>min</sub>. Die Aufnahme von verfügbarem N durch ZF reduziert NO<sub>3</sub>-N im Boden im Winter, wodurch das Potenzial für Abwärtsbewegung, Auswaschung und gasförmige N-Verluste verringert wird (KASPAR und SINGER, 2011).

Die mittleren N<sub>min</sub>-Werte bewegten sich zum Vegetationsende des ersten Versuchsjahres in einem Bereich von 122,0 kg N ha<sup>-1</sup> (W-L) bis 153,0 kg N ha<sup>-1</sup> (W-Mix) in der Tiefe von 0 bis 60 cm und lagen damit deutlich über vergleichbaren Literaturwerten (KOCH *et al.*, 2017, ZHOU *et al.*, 2019). Die N-Aufnahme der ZF reduzierte die N<sub>min</sub>-Werte nicht. Die relative Reduktion des N<sub>min</sub> bewegte sich zwischen -2,0 % und 19,1 % im Vergleich zur Kontrolle ohne ZF. Die Korrelation nach Pearson zeigt keine Beziehung zwischen der Reduktion von N<sub>min</sub> und der oberirdischen Biomasse von ZF (R<sup>2</sup> = 0,005, p = 0,765). Dies kann das Ergebnis des sehr geringen ZF-Wachstums im Herbst des ersten Versuchsjahres sein.

Im Frühjahr 2019 konnten alle ZF-Varianten einschließlich der Sommerzwischenfrüchte die N<sub>min</sub>-Gehalte durch weiteres Biomassewachstum über Winter und im zeitigen Frühjahr reduzieren. Die Werte lagen zwischen 36,8 und 126,3 kg N/ha und damit nur teilweise über den veröffentlichten N<sub>min</sub>-Richtwerten in Höhe von 67 bis 94 kg N/ha der Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLG, 2019). Die höchsten N<sub>min</sub>-Werte wurden in der Kontrolle ohne ZF sowie in den beiden legumen ZF-Varianten, die niedrigsten in der nicht-legumen Winter-ZF ermittelt. Die Korrelation nach Pearson zeigte eine positive Korrelation der relativen Reduktion von N<sub>min</sub> und der ZF-Biomasse (R<sup>2</sup> = 0,544, p < 0,001). Die Reduktion der N<sub>min</sub>-Gehalte über Winter lag zwischen 21,0 kg N ha<sup>-1</sup> in der Kontrolle ohne ZF (BF) und 98,8 kg N ha<sup>-1</sup> in der nicht-legumen Winter-ZF (W-NL).

Im zweiten Versuchsjahr, zur Probennahme zum Vegetationsende am 3.12.2019, reduzierte die ZF durch die Aufnahme von verfügbarem Stickstoff die N<sub>min</sub>-Werte. Die mittleren N<sub>min</sub>-Werte bewegten sich in einem Bereich von 21,5 kg N ha<sup>-1</sup> (W-Mix) und 57,0 kg N ha<sup>-1</sup> (BF) in der Tiefe von 0 bis 60 cm. Die Werte entsprachen damit den ermittelten N<sub>min</sub>-Werten von KOCH *et al.* (2017) vor Winter, welche für die Tiefe 0 bis 90 cm im Bereich zwischen 52 und 67 kg N ha<sup>-1</sup> lagen. Die relative Reduktion des

mineralischen Stickstoffes lag zwischen 52,5 % und 62,3 % im Vergleich zu der Kontrolle ohne ZF. Auch ZHOU *et al.* (2019) ermittelten eine Reduktion des  $N_{\min}$  im Vergleich zu einer Kontrolle ohne ZF in Höhe von 39 bis 87 %. Die Korrelation nach Pearson zeigte allerdings keinen Zusammenhang zwischen der relativen Reduktion von  $N_{\min}$  und der oberirdischen Biomasse der ZF ( $R^2=0$ ,  $p=0,996$ ). Das gleiche Ergebnis zeigte sich im Frühjahr am 19.03.2020 ( $R^2=0,074$ ,  $p=0,222$ ). Dies stimmt mit den Ergebnissen von KOCH *et al.* (2017) überein, die festgestellt haben, dass weder die Biomasse noch die N-Aufnahme von ZF mit der Menge an  $N_{\min}$  vor dem Winter korrelierten. Gleiches gilt für die Reduktion des  $N_{\min}$  im Vergleich zu dem Zeitpunkt vor der Aussaat der ZF. Die Reduktion des  $N_{\min}$ -Gehaltes über den Winter lag im zweiten Versuchsjahr zwischen  $6,3 \text{ kg N ha}^{-1}$  (W-Mix) und  $20,0 \text{ kg N ha}^{-1}$  (SL) und war damit, auch im Vergleich zu Ergebnissen anderer Studien, sehr gering. Während einige Autoren feststellen, dass ZF das Potenzial haben, über ihre Vegetationsperiode über  $60 \text{ kg N ha}^{-1}$  zu speichern (SCHRÖDER *et al.*, 1996; KOCH *et al.*, 2017, SHAH *et al.*, 2017, COUËDEL *et al.*, 2018), fanden SHEPHERD und LORD (1996) und RICHARDS *et al.* (1996) in ihren Studien eine ähnlich niedrige N-Aufnahme von ZF wie in vorliegenden Untersuchungen. Für beide Versuchsjahre wird angenommen, dass die gemessene Reduktion des mineralischen Stickstoffes in der Kontrolle über Winter ohne ZF ( $21,0 \text{ kg N ha}^{-1}$  (2018/18) und  $10,3 \text{ kg N ha}^{-1}$  (2019/2020)) primär auf eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten oder auf Denitrifikation zurückzuführen ist.

Die Nachernte  $N_{\min}$ -Werte im ersten Versuchsjahr unterschieden sich nicht zwischen den Varianten, korrelierten jedoch positiv mit der oberirdischen Biomasse der ZF im Frühjahr ( $R^2=0,367$ ,  $p<0,001$ ). Die höchsten  $N_{\min}$ -Gehalte nach der Ernte wurden in der Sommer-ZF Mischung aus Leguminosen und Nicht-leguminosen ( $260,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) und in der nicht-legumen Winter-ZF ( $254 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) ermittelt. Beide Varianten zeigten im Frühjahr die höchste oberirdische Biomasse.

Wie auch im ersten Versuchsjahr unterschieden sich im zweiten Versuchsjahr die Nachernte  $N_{\min}$ -Werte zwischen den Varianten nicht und lagen zwischen  $174,0 \text{ kg N ha}^{-1}$  (BF) und  $279,0 \text{ kg N ha}^{-1}$  (S-Mix). Im Vergleich zu den Ergebnissen, von GABRIEL und QUEMADA (2011), die einen  $N_{\min}$ -Gehalt nach der Ernte von Mais, welcher nach Wicke als ZF angebaut wurde, in Höhe  $150 \text{ kg N ha}^{-1}$  für die Tiefe bis 1,2 m ermittelten, lagen die Werte dieser Studie auf einem sehr hohen Niveau.

Dies liegt sicher auch daran, dass die Methode und der Zeitpunkt der Einarbeitung der ZF an die N-Freisetzung aus den Rückständen und den Bedarf der nachfolgenden Kultur angepasst werden muss, um damit (Dünger-)N-Verluste zu reduzieren (WATSON *et al.*, 2002). Nach der Einarbeitung der ZF werden der Abbau organischer Substanz und die Mineralisierung hauptsächlich durch den N-Gehalt, das C/N-Verhältnis und den Ligningehalt beeinflusst (PAUL und CLARK, 1988). Leguminosenrückstände mit hohem N-Gehalt und niedrigem C/N-Verhältnis führen zu schnelleren N-Mineralisierungsraten, während Rückstände mit hohem C/N-Verhältnis sich langsam zersetzen (ROSECRANCE *et al.*, 2000). Verschiedene Studien analysierten die Verwertung mineralischen Stickstoffs unter Verwendung von  $^{15}\text{N}$ . LADD *et al.* (1981) fanden heraus, dass Weizenpflanzen nur 11 bis 17 % des aus Leguminosenrückständen

mineralisierten Stickstoffes aufnahmen. Auch HARRIS *et al.* (1994) stellten fest, dass Mais und Gerste ihren Stickstoffbedarf eher durch Dünger-bürtigen Stickstoff als durch Leguminosen-Stickstoff deckten (40 im Vgl. zu 17 % des N-Inputs). Lediglich 17 % des Dünger-Stickstoffes verblieben im Boden, während 47 % des Leguminosen-Stickstoffes im Boden gefunden werden konnten. STUTE und POSNER (1995a) schätzten die Dünger-Ersatzwerte verschiedener Leguminosen zwischen 73 und 115 kg N ha<sup>-1</sup>. GROFFMAN *et al.* (1987) fanden heraus, dass die N<sub>min</sub>-Konzentrationen bei Leguminosen im späteren Verlauf der Saison im August höher waren als bei Parzellen, welche eine Düngergabe erhielten. Auch GABRIEL und QUEMADA (2011) fanden heraus, dass die Einarbeitung von Wickenrückständen zu einer Akkumulation von N<sub>min</sub> führte, die nach dem dritten ZF-Anbau deutlich wurde. Diese Ergebnisse können eine Erklärung für die hohen N<sub>min</sub>-Niveaus gegen Ende der Saison beider Versuchsjahre sein.

HUNTINGTON *et al.* (1985) fassten zusammen, dass die Nutzung des ZF-Stickstoffes durch die nachfolgende Hauptfrucht von dem Zeitpunkt der Mineralisierung der Rückstände abhängt und ob die Freisetzung des ZF-Stickstoffes mit dem Zeitpunkt des höchsten N-Bedarfs der Hauptfrucht verbunden ist. Dabei beeinflussen der Zeitpunkt der Einarbeitung der ZF und die Bodeneigenschaften wie Feuchtigkeit, Temperatur, organische Substanz und das C/N-Verhältnis der Rückstände die N-Freisetzung (HUNTINGTON *et al.*, 1985). Die Wachstumsphase und die damit verbundene N-Aufnahme beginnt bei Mais im Sechsstadium (MAGDOFF, 1991). HUNTINGTON *et al.* (1985) verglichen die Rate und das zeitliche Muster der N-Mineralisierung aus ZF-Rückständen mit dem Muster der N-Aufnahme durch Mais (*Zea mays* L.), der nach der ZF angebaut wurde. Ihre Ergebnisse deuten auf eine schlechte Synchronisation zwischen der N-Freisetzung durch die Mineralisierung der ZF-Rückstände und der N-Aufnahme durch die Maispflanzen hin. Auch STUTE und POSNER (1995 b) ermittelten, dass der Großteil des aus ZF-Rückständen freigesetzte N erst nach der Blüte des Mais verfügbar wurde, was zu hohen N<sub>min</sub>-gehalten gegen Ende der Saison führte. Die hohen N<sub>min</sub>-Werte nach der Ernte von Mais in der vorliegenden Untersuchung können also auch ein Hinweis darauf sein, dass dieser nicht den gesamten mineralisierten Stickstoff aus der ZF genutzt hat und, dass der Zeitpunkt der N-Freisetzung nicht mit dem der Pflanzenaufnahme übereinstimmte. Im Gegensatz dazu stehen die Ergebnisse von GABRIEL und QUEMADA (2011). Sie verwendeten für alle Parzellen die gleiche Menge an markiertem Dünger und stellten fest, dass die <sup>15</sup>N-Konzentration in Mais nach Wicke niedriger war als in den anderen Varianten. Dieses Ergebnis zeigt, dass Mais, der nach Wicken angebaut wurde, hauptsächlich N aus den ZF-Rückständen aufnahm.

Hohe Nachernte N<sub>min</sub>-Gehalte können allerdings auch darauf hindeuten, dass die Mineralisierungsraten während der trockenen Sommermonate allgemein niedrig ausfielen.

### 4.3. Maisertrag

ZF zeigen einerseits positive Einflüsse auf das Bodenwasser, indem sie die Infiltration verbessern und die Verdunstung verringern, andererseits aber auch negative, wenn ZF die Wasserverfügbarkeit für die

Folgekultur einschränken (UNGER und VIGIL, 1998). EWING *et al.* (1991) stellten nach Inkarnatklée (*Trifolium incarnatum* L.) vor der Maisaussaat im Vergleich zur einer Kontrolle ohne ZF um 28 bis 55 % niedrigere Bodenwassergehalte fest und um 5 dt ha<sup>-1</sup> und 9 dt ha<sup>-1</sup> verringerte Mais Korn erträge. BODNER *et al.* (2007) schätzten die Evapotranspiration von ZF und ermittelten für trockene Standortbedingungen eine maximale Reduktion des verfügbaren Wassers durch einen ZF-Anbau von 16 % im Vergleich zur Kontrolle ohne ZF. Die Messung der Bodenfeuchte in den oberen 6 cm im Frühjahr 2020 vor der Einarbeitung der ZF deuten an, dass die ZF-Varianten den Bodenwassergehalt im Vergleich zu der Kontrolle ohne ZF um bis zu 5 % senkten. Der Anbau von ZF im Vergleich zur Kontrolle ohne ZF führte in beiden Versuchsjahren zu geringeren Erträgen der Hauptfrucht Silomais. Die Korrelation nach Pearson zeigt einen negativen Zusammenhang zwischen der Biomasse der ZF und dem Silomaisertrag im ersten Versuchsjahr 2019 ( $R^2=0,331$ ,  $p=0,003$ ). Die Ertragsschwankungen zwischen den Varianten können daher zumindest teilweise auf die unterschiedliche Höhe der ZF-Biomasse zurückgeführt werden. Auch im zweiten Versuchsjahr 2020 korrelierte der Silomaisertrag tendenziell negativ mit der oberirdischen Biomasse der ZF ( $R^2=0,252$ ,  $p=0,115$ ). Dass in dieser Studie höhere Silomaiserträge nach der Kontrolle ohne ZF und nach schlecht etablierten ZF-Varianten beobachtet wurden, ist hauptsächlich auf eine durch Trockenheit verursachte Wasserkonkurrenz zurückzuführen. Aufgrund des hohen Wasserverbrauchs der ZF im Frühjahr, die über den Winter nicht abgefroren waren und im Frühjahr große Biomasse produzierten, war die Wasserverfügbarkeit für die Folgekultur begrenzt (EWING *et al.*, 1991). Dies führte zu Ertragseinbußen bei Silomais von bis zu 25 % und dies steht im Einklang mit den Ergebnissen von NIELSEN und VIGIL (2005), die signifikant reduzierte Weizenerträge nach Leguminosen im Vergleich zu der Kontrolle ohne ZF fanden. Die Weizenerträge nach den Leguminosen erreichten nur 67 % des Ertrags ohne ZF. Die Einbußen der Weizenerträge gegenüber dem Bodenwassergehalt bei der Aussaat zeigten dabei eine lineare Beziehung. Daher erklärten NIELSEN und VIGIL (2005) ihre ermittelten Ertragsunterschiede mit Unterschieden in der Wasserverfügbarkeit, die durch den Anbau der Leguminosen verursacht wurden. Studien aus Regionen mit höheren Niederschlägen weisen dagegen darauf hin, dass ZF entweder einen positiven oder keinen Effekt auf nachfolgende Kulturen haben (DECKER *et al.*, 1994, STUTE und POSNER, 1995, CLARK *et al.*, 1997, ACUNA und VILLAMI, 2014, TOOM *et al.*, 2019). Um das Risiko einer Wasserkonkurrenz zu reduzieren, besteht die Möglichkeit des vorzeitigen Umbruchs der ZF im Frühjahr. Andererseits ist dadurch eine zu zeitige Mineralisierung der Rückstände zu erwarten. Aufgrund der langsamen Jugendentwicklung von Silomais besteht die Gefahr der Verlagerung und Auswaschung des bereits pflanzenverfügbaren, mineralisierten Stickstoffes. Zudem sind im zeitigen Frühjahr hohe Bodenwassergehalte üblich, die die Verdichtungsgefahr erhöhen und das Überfahren mit Maschinen einschränken (RÜCKNAGEL *et al.*, 2012a, b).

## 4.4 Lachgasemissionen

Die Bildung von Lachgas resultiert aus einer Reihe mikrobieller Prozesse, wobei Nitrifikation und Denitrifikation die dominierenden Quellen von  $\text{N}_2\text{O}$  zu sein scheinen (FIRESTONE und DAVIDSON, 1989, BAGGS, 2008). Denitrifikation und Nitrifikation werden hauptsächlich durch das Vorhandensein von Bakterien, die Verfügbarkeit von  $\text{NO}_3^-$  oder  $\text{NH}_4^+$ , Kohlenstoff und Stickstoffoxiden und durch die Durchlüftung des Bodens gesteuert (FIRESTONE und DAVIDSON, 1989). Die relevantesten Quellen landwirtschaftlicher  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen sind neben Landnutzungsänderungen  $\text{N}_2\text{O}$ -Verluste aus dem Boden durch Stickstoffdüngung und Düngemanagement (BURNEY *et al.*, 2010). Etwa 1,2 % des ausgebrachten Stickstoffdüngers wird so in Form von  $\text{N}_2\text{O}$  emittiert (BOUWMAN, 1996, GREGORICH *et al.*, 2005). Die Bewirtschaftungsweise einschließlich des Zwischenfruchtanbaus hat folglich einen Einfluss auf die Lachgasemissionen. ZF können  $\text{N}_2\text{O}$  Verluste direkt reduzieren, indem sie mit Mikroorganismen für verfügbaren Stickstoff in Konkurrenz treten und so die Nitratverfügbarkeit für die Denitrifikation verringern (SMITH und TIEDJE, 1979). Darüber hinaus können ZF auch indirekt die Emissionen senken, indem sie den Düngereinsatz für die Folgekultur reduzieren (BLANCO-CANQUI *et al.*, 2015). Auf der anderen Seite fördert die Einarbeitung der ZF-Rückstände die N-Mineralisierung, erhöht somit die Verfügbarkeit von  $\text{NH}_4$  und  $\text{NO}_3$  und kann dadurch zu erhöhten Lachgasemissionen führen (BAGGS *et al.*, 2003).

Die ermittelten Lachgasemissionen dieser Untersuchung zeigten im Gegensatz zu vergleichbaren Studien insgesamt ein sehr geringes  $\text{N}_2\text{O}$ -Verlustpotenzial von weniger als  $1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . RUSER *et al.* (2017) fanden dagegen ebenfalls am Untersuchungsstandort Merbitz Lachgasemissionen in Höhe von  $5,48 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Im Juni 2020 wurden bei allen Varianten nach zwei Niederschlagsereignissen (in Summe 36 mm) nach längerer Zeit ohne nennenswerte Niederschläge leicht steigende Emissionen (bis  $40 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) gemessen. Gleichermäßen ermittelten auch RUSER *et al.* (2017) Anstiege der Flussraten nach einem Starkregenereignis eine Woche nach der N-Düngung ( $670 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), wenn auch auf deutlich höherem Niveau. Van KESSEL *et al.* (1993) stellten ebenfalls nach Dauerregen im Sommer hohe Denitrifikationsraten fest. Diese Daten belegen, dass die Wiedervernässung des Bodens aufgrund von Niederschlägen im Sommer nach Trockenperioden ohne nennenswerte Niederschläge die  $\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung stimuliert. CORRE *et al.* (1996) fanden heraus, dass die jahreszeitlichen Flussraten der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen stark von den Niederschlägen beeinflusst wurden. Erhöhte Lachgas-Flussraten nach Regenfällen und vorheriger N-Düngung wurden auch von anderen Wissenschaftlern beobachtet (Van KESSEL *et al.*, 1993, FLESSA *et al.* 1995, CORRE *et al.* 1996, MacKENZIE *et al.*, 1997, RUSER *et al.* 2017). Da die Denitrifikation sowohl mit dem wassergefüllten Porenraum (WFPS=water-filled pore space) als auch mit den  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$ -Gehalten im Boden zusammenhängt, waren diese Bedingungen für die  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion förderlich (Van KESSEL *et al.*, 1993).

Die Lachgasemissionen zeigten keine Unterschiede zwischen den Varianten. Im Jahr 2018 lagen die Gesamtemissionen während der ZF-Saison zwischen  $- 29,02 \text{ N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  (W-Mix) und  $119,07 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  (S-NL). Im Jahr 2019 wurden während der ZF-Saison Emissionen von  $- 120,28 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  (W-L) bis

31,16 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> (BF) ermittelt. Im Gegensatz dazu ermittelten MITCHELL *et al.* (2013) Emissionen in Höhe von 1,1 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> über 176 Tage in Roggen als ZF in einer Soja-Mais-Fruchtfolge. Dies stimmt mit Arbeiten von GUZMAN-BUSTAMANTE *et al.* (2017) überein, die für Leguminosen-ZF über 163 Tage Lachgasemissionen in Höhe von 1,1 bis 1,5 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> gemessen haben. HORVATH *et al.* (2010) und BARTON *et al.* (2008) ermittelten hingegen unter semiariden Bedingungen ähnlich niedrige Lachgasemissionen wie sie in dieser Studie gemessen wurden. BARTON *et al.* (2008) fanden unter Trockenbedingungen (358 mm Niederschlag) Emissionen in Höhe von - 1,8 bis 7,3 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> und geringe jährliche Verluste von 0,11 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> in gedüngten Böden und 0,09 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> in nicht gedüngten Böden. Mehr als die Hälfte der jährlichen N<sub>2</sub>O-Emission entstand im Sommer nach Niederschlagsereignissen bei brachliegenden Böden. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit denen von HORVATH *et al.* (2010). Die N<sub>2</sub>O-Emissionen schwankten in ihrer Studie zwischen -9 und 39 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, wobei die höchsten Raten im Sommer und Herbst in enger Abhängigkeit von der Bodentemperatur beobachtet wurden. Beide Studien weisen darauf hin, dass der Emissionsfaktor in semiariden Regionen zwischen 0,02 % und 0,26 % liegt und damit viel niedriger ist als die Werte anderer Studien.

Während der Silomais-Wachstumssaison wurden tendenziell die höchsten Emissionen nach der legumen Sommer-ZF festgestellt (352,7 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> über 127 Tage). Dies stimmt mit Ergebnissen von SANZ-COBENA *et al.* (2014) mit Mais nach Wicke als ZF überein. BAGGS *et al.* (2003) stellten fest, dass das Vorhandensein von ZF-Rückständen die N<sub>2</sub>O-Emissionen erhöhten. Die Ergebnisse zeigten dabei, dass die Art und Menge der Biomasse einen signifikanten Einfluss auf diese Lachgasemissionen hatte. Nach McKENNEY *et al.* (1993) und BAGGS *et al.* (2003) sind die Emissionen im Allgemeinen höher, wenn Leguminosenrückstände eingearbeitet werden. WAGNER-RIDDLE und THURTELL (1998) gehen davon aus, dass organischer N aus Luzernerückständen die Lachgasemissionen bis zu zwei Jahre nach Einarbeitung beeinflussen kann.

Geringe negative Flüsse wurden auch von BLACKMER und BREMNER (1976), RYDEN (1981), GOOSSENS *et al.* (2001) gefunden. Die Aufnahme von Lachgas durch den Boden ist ein mikrobieller Prozess, bei dem N<sub>2</sub>O unter anaeroben Bedingungen zu N<sub>2</sub> reduziert wird. Die Anwesenheit von organischer Substanz, die sich positiv auf die Anzahl der Mikroorganismen auswirkt, fördert den Prozess, während Nitrat ihn verlangsamt (BLACKMER und BREMNER, 1976). Die Nitratkonzentration im Boden ist daher entscheidend für dessen Fähigkeit als Quelle oder Senke zu fungieren. Leicht negative Flüsse weisen darauf hin, dass Böden auch als N<sub>2</sub>O-Senke wirken können (RYDEN, 1981). BLACKMER und BREMNER (1976) untersuchten in einer Laborstudie, dass Böden in Iowa unter Bedingungen, die für die Denitrifikation günstig sind, mehr N<sub>2</sub>O aufnehmen als sie abgeben. Im Vergleich dazu fanden weder DUXBURY und BOULDIN (1982) noch FLESSA und DÖRSCH (1995) in ihren Untersuchungen Hinweise auf die Funktion des Bodens als Senke.

## 4.5 Energiebilanzen

Der ZF-Anbau ist häufig mit zusätzlichen Aufwendungen für Bodenbearbeitung, Aussaat und Saatgut verbunden ohne einen unmittelbaren finanziellen Output (RINNOFNER *et al.*, 2008). Eine vollständige Bewertung der ökologischen Leistungen des Zwischenfruchtbaus ist damit nur unter Einbezug der Energiebilanz möglich. Diese Daten mit der Einbindung von ZF in die Fruchtfolge sind in bisherigen Arbeiten jedoch rar. Der direkte finanzielle Nutzen wird durch eine Ertragssteigerung quantifiziert. Wie oben erwähnt, können ZF positive oder negative Auswirkungen auf die Folgekultur haben. Negative Effekte führten in dieser Studie zu Mindererträgen und damit zu einer reduzierten Energiebindung mit dem Erntegut. Der Zwischenfruchtanbau benötigt zwischen 51 und 74 % mehr Energieaufwand als die Kontrolle ohne ZF. Ein zusätzlicher Silomaisertrag von ca. 10 dt ha<sup>-1</sup> (32 % TS) wäre erforderlich, um den zusätzlichen Energieinput von durchschnittlich 4,3 GJ ha<sup>-1</sup> durch den Zwischenfruchtanbau zu kompensieren. Da durch das Fehlen von ZF in der Kontrolle über den Winter ein sehr geringer N-Entzug stattfand, zeigten die Varianten ohne ZF im Frühjahr die höchsten N<sub>min</sub>-Werte und erhielten damit geringe Düngerbedarfe. Vor allem der Düngereinsatz zum Silomais und der Dieselkraftstoffverbrauch unterschieden sich zwischen der Kontrolle ohne ZF und den ZF-Varianten und waren hauptverantwortlich für die Unterschiede im Energieinput. Dies stimmt mit Ergebnissen von MOITZI *et al.* 2021 überein, die berechnet haben, dass Düngung und Dieselkraftstoffverbrauch die energieintensivsten Inputs verschiedener Anbausysteme sind.

CLARK (2012) erwähnte, dass ZF die Düngemittelkosten senken, Bodenerosion verhindern und die Bodenfeuchtigkeit bewahren können. All diese Vorteile sind monetär jedoch kaum messbar und werden bei der Berechnung der Energiebilanz nicht berücksichtigt.



## 5 Öffentlichkeitsarbeit

Im ersten Versuchsjahr wurde das Projekt im Rahmen des Zwischenfruchtforums der SAATEN-UNION mit dem Titel „Multitasking mit Zwischenfrüchten - wie bringe ich Fruchtfolge, Anbau und Düngung unter einen Hut?“ auf den DLG Feldtagen am 14.06.2018 in Bernburg vorgestellt.

In diesem Jahr wurden erste Ergebnisse bei der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) vom 26. bis 29. August 2019 in Bern sowie bei der Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. (GPW) vom 10. bis 12. September 2019 in Berlin in Form eines Posters präsentiert sowie ein Artikel in dem Tagungsband veröffentlicht (FUCHS *et al.*, 2019).

Am 14. November fand zudem der gemeinsame Zwischenfruchtfeldtag mit der SAATEN-UNION in dem Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Versuchszentrum in Merbitz statt. Neben Kooperationspartnern wie Dr. Nadine Tauchnitz der Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau (LLG) und Dr. Steffi Knoblauch des Thüringer Landesamtes für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR) nahmen unter anderem Mitarbeiter von Saatgut- und Pflanzenschutzmittelherstellern, Beratungsunternehmen, interessierte Wissenschaftler, Landwirte sowie eine Fachhochschulklasse an der Veranstaltung teil. Dabei erhielten die rund 100 Teilnehmer umfangreiche Informationen zum Thema des Zwischenfruchtanbaus. Nach einer Begrüßung durch Dr. Jan Rücknagel, Projektleiter und wissenschaftlicher Mitarbeiter der Professur Allgemeiner Pflanzenbau/Ökologischer Landbau der MLU, stellte Paula Fuchs, Projektbearbeiterin und ebenfalls Mitarbeiterin der Professur, unter dem Titel „Etablierung eines Zwischenfruchtbestandes sowie Auswirkungen auf die Folgekultur unter Bedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes - erste acker- und pflanzenbauliche Erkenntnisse“ das Projekt und erste Ergebnisse vor. Im Anschluss referierte Michaela Schlathölter, Saatzuchtleiterin der P.H. Petersen, über die Chancen von Zwischenfrüchten für die aktuellen Herausforderungen in der Landwirtschaft. Anschließend an die Vorträge folgte eine Feldbegehung. Dabei wurde der Versuch vorgestellt, die Methodik der Lachgasmessung demonstriert und die im Versuch untersuchten Zwischenfruchtgemenge näher betrachtet.

Darüber hinaus wurden am 22.11.2019 erste Ergebnisse und Erfahrungen des Versuches auf dem Feldtag „Zwischenfrüchte“ des Thüringer Landesamtes für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR) sowie des Thüringer Lehr-, Prüf- und Versuchsgutes GmbH (TLPVG) in Buttstedt vorgestellt.

Im Februar 2020 erschien ein Beitrag in dem Onlinemagazin der Martin-Luther-Universität „Campus Halensis“, welcher online unter <https://www.campus-halensis.de/artikel/klee-gegen-den-klimawandel> einzusehen ist.

Zudem wurde das Projekt sowie die bisherigen Erkenntnisse am 12.03.2020 auf der Veranstaltung des Beratungsunternehmens Agumenda in Claußnitz bei der Multi-Agrar Claußnitz GmbH in einem Vortrag vorgestellt.

## 6 Fazit

Unter den besonders trockenen Bedingungen der beiden Versuchsjahre lassen sich einige Erkenntnisse für den Zwischenfruchtbau ableiten. Im ersten Versuchsjahr wiesen die rein legumene ZF-Varianten signifikant weniger Biomasse auf als die Varianten mit Nicht-Leguminosen. Im gesamten Versuchszeitraum traten sehr hohe  $N_{\min}$ -Gehalte im Boden auf und die verschiedenen Zwischenfrüchte konnten das dadurch gegebene N-Verlustpotential im Versuchszeitraum kaum mindern. Die teilweise negativen N-Bilanzen im ersten Versuchsjahr lassen eine Aufnahme des mineralisierten Stickstoffs aus ZF-Rückständen durch Silomais vermuten. Allerdings führte eine sehr späte Mineralisierung der Zwischenfruchtrückstände, welche nicht mit dem Zeitpunkt der N-Aufnahme der Hauptfrucht synchronisiert war, zu hohen Nachernte- $N_{\min}$ -Gehalten in beiden Versuchsjahren. Daher sollte die zweite Hauptfrucht nach einem Zwischenfruchtanbau im Herbst ebenfalls größere Stickstoffmengen aufnehmen können. Eine hohe Biomassebildung der Zwischenfrüchte führte unter den trockenen Standortbedingungen aufgrund des hohen Wasserverbrauchs zu Mindererträgen der Hauptkultur von bis zu 25 %. Die ZF-Biomasse korrelierte in beiden Versuchsjahren negativ mit dem Ertrag der Folgekultur Silomais und wies ungünstige Energiebilanzen auf. Ein zusätzlicher Silomaisertrag von ca. 10 dt ha<sup>-1</sup> (TS 32 %) wäre erforderlich, um den zusätzlichen Energieinput von durchschnittlich 4,3 GJ ha<sup>-1</sup> durch den Zwischenfruchtanbau zu kompensieren. Die ermittelten Lachgasemissionen lagen über die gesamte Versuchslaufzeit auf einem sehr geringen Niveau und zeigten keine Varianten spezifischen Unterschiede.

Im Mitteldeutschen Trockengebiet ist eine gut etablierte ZF daher insgesamt tendenziell negativ zu bewerten und ist unter den trockenen Bedingungen der beiden Versuchsjahre nur mit Einschränkungen zu empfehlen. Der Anbau von Sommerzwischenfrüchten mit schneller Biomassebildung im Herbst bei gleichzeitig sicherem Erfrieren könnte das Ertragsrisiko senken. Der Anbau von Winterzwischenfrüchten kann mit Mindererträgen in Trockenjahren verbunden sein. Um das Risiko einer Wasserkonkurrenz zu reduzieren, besteht die Möglichkeit des vorzeitigen Umbruchs der ZF im Frühjahr.

Die beschriebene Vorgehensweise hat sich bewährt und wurde über den gesamten Projektzeitraum beibehalten ohne dass Änderungen der Zielsetzung notwendig waren. Das Ziel der Arbeit den Einfluss eines Zwischenfruchtanbaus mit verschiedenen Gemengen von Sommer- und Winterzwischenfrüchten auf die Lachgasemissionen, die Stickstoffeffizienz und die Energiebilanz unter den trockenen Standortbedingungen zu erfassen wurde erreicht.

Die Arbeit mit den Projekt- und Kooperationspartnern gestaltete sich sehr kollegial und innovativ. Eine Veröffentlichung der Ergebnisse in einer wissenschaftlichen Zeitschrift wird angestrebt.

## 7 Literaturüberblick

- Acuna, J. C. M., Villamil M. B., 2014. Short-term effects of cover crops and compaction on soil properties and soybean production in Illinois. *Agron. J.* 106:860–870. doi:10.2134/agronj13.0370.
- Altermann, M., Rinklebe, J., Merbach, I., Körschens, M., Langer, U., Hofmann, B., 2005. Chernozem-Soil of the Year 2005. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science.* 168. 725 - 740. 10.1002/jpln.200521814.
- Assinger, T.; Eigner, H.; Sigl, G.; Liebhard, P., 2014. Einfluss verschiedener Zwischenfruchtarten und deren Folgewirkung bei Zuckerrübe in unterschiedlichen Klimagebieten. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwissenschaften* 26, 120-121.
- Assinger T., 2013. Einfluss unterschiedlicher Fruchtarten auf Biomassertrag und Wurzelbildung als Begrünungsmaßnahme im semiariden Produktionsgebiet, Masterarbeit Zur Erreichung des Grades Diplom-Ingenieur an der Universität für Bodenkultur Wien.
- Baggs, E. M., 2008. A review of stable isotope techniques for N<sub>2</sub>O source partitioning in soils: recent progress, remaining challenges and future considerations. *Rapid Commun. Mass Spectrom.*, 22: 1664-1672. doi:10.1002/rcm.3456.
- Baggs, E., Stevenson, M., Pihlatie, M., Regar, A., Cook, H., & Cadisch, G., 2004. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil*, 254, 361-370.
- Baresel, J.P., Reents, H.-J., Schenkel, W., 2003. Screening alternativer Leguminosenarten auf ihre Eignung zur Gründüngung und zum Mischanbau im Ökologischen Landbau. Abschlussbericht. [www.orprints.org/8353](http://www.orprints.org/8353).
- Barton, L., Kiese, R., Gatter, D., Butterbach-Bahl, K., Buck, R., Hinz, C., Murphy, D.V., 2008. Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. *Global Change Biology*, 14: 177-192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01474.x>
- Birch, H.F., 1958. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant Soil* 10, 9–31.
- Blackmer, A. M., Bremner, J. M., 1976. Potential of soil as a sink for atmospheric nitrous oxide, *Geophysical Research Letters* Vol. 3, No. 12.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A., Hergert, G. W., 2015. Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils. *Agronomy Journal*, Volume 107 (Issue 6), S. 2449–2474. doi: 10.2134/agronj15.0086.
- Bodner, G., Loiskandl, W., Kaul, H.-P, 2007. Cover crop evapotranspiration under semi-arid conditions using FAO dual crop coefficient method with water stress compensation. *Agricultural Water Management - AGR WATER MANAGE.* 93. 85-98. 10.1016/j.agwat.2007.06.010
- Bouwman, A. F. (1996) Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 46, 53-70.
- Bouwman, A. F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 46, 53-70.
- Burney, J. A.; Davis, S. J.; Lobell, D. B., 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification, *Proceedings of the National Academy of Sciences* Jun 2010, 107 (26) 12052-12057; doi: 10.1073/pnas.0914216107.
- Brust, J.; Gerhards, R.; Karanisa, T *et al.*, 2011. Warum Untersaaten und Zwischenfrüchte wieder Bedeutung zur Unkrautregulierung in Europäischen Ackerbausystemen bekommen. *Gesunde Pflanzen* 63, 191–198 (2011); doi: 10.1007/s10343-011-0263-9.

- Cameron, K., Di H., Moir, J., 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Ann Appl Biol*, 162: 145-173. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Cates, R. L.; Keeney, D. R., 1987. Nitrous oxide production throughout the year from fertilized and manured maize fields, *J. Environ. Qual.*, 16, 443-447.
- Clark, A. 2012. *Managing Cover Crops Profitably*, 3rd Edn. Ed. A Clark. College Park. MD: Sustainable Agriculture Research and Education.
- Clark, A.J., Decker, A.M., Meisinger, J.J., McIntosh, M.S., 1997. Kill Date of Vetch, Rye, and a Vetch-Rye Mixture: II. Soil Moisture and Corn Yield. *Agron. J.*, 89: 434-441. <https://doi.org/10.2134/agronj1997.00021962008900030011x>
- Corre, M.D., van Kessel, C., Pennock, D.J., 1996. Landscape and Seasonal Patterns of Nitrous Oxide Emissions in a Semiarid Region. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 1806-1815. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000060028x>
- Couëdel, A., Alletto, L., Justes, E., 2018. Crucifer-legume cover crop mixtures provide effective sulphate catch crop and sulphur green manure services. *Plant and Soil*. 10.1007/s11104-018-3615-8.
- Dabney, S. M., Delgado, J. A., Reeves, D. W., 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32:1221–1250. doi:10.1081/CSS-100104110.
- Davidson, E.A., 1993. Soil Water Content and the Ratio of Nitrous Oxide to Nitric Oxide Emitted from Soil. In: Oremland R.S. (eds) *Biogeochemistry of Global Change*. Springer, Boston, MA. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-2812-8\\_20](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-2812-8_20)
- De Klein, C., Harvey, M., 2012. Nitrous Oxide Chamber Methodology Guidelines, Global Research Alliance on agricultural greenhouse gases.
- Decker, A.M., Clark, A.J., Meisinger, J.J., Mulford, F.R. and McIntosh, M.S., 1994. Legume Cover Crop Contributions to No-Tillage Corn Production. *Agron. J.*, 86: 126-135. <https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600010024x>
- Döring, 2019. persönliche Mitteilung, Januar 2019.
- DüV 2017. Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV). Berlin.
- Duxbury, J. M., Bouldin, D. R., Terry, R. E., Tate III, R. L., 1982. Emissions of nitrous oxide from soils. *Nature* 298, 462 EP. doi: 10.1038/298462a0. Flessa, H.; Dörsch, P.; Beese, F. (1995) Seasonal variation of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *J Geophys Res* 100: 23115–23124.
- Ewing, R.P., Waggoner, M.G. and Denton, H.P., 1991. Tillage and Cover Crop Management Effects on Soil Water and Corn Yield. *Soil Science Society of America Journal*, 55: 1081-1085. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500040031x>
- Faé, Giovanni, Sulc, R., Barker, D., Dick, R., Eastridge, M., Lorenz, N., 2009. Integrating Winter Annual Forages into a No-Till Corn Silage System. *Agronomy Journal - AGRON J.* 101. 10.2134/agronj2009.0144.
- Firestone, M. K., Davidson, E. A., 1989. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. In: Andreae, M.O. & Schimel, D.S. (Eds): *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: John Wiley & Sons Ltd., 7-21.
- Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., 1995. Seasonal variation of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *J. Geophys. Res.* 100, 23115–23124.

- Flückiger, J.; Monnin, E.; Stauffer, B.; Schwander, J.; Stocker, T.; Cappellaz, J. *et al.*, 2002. High-resolution Holocene N<sub>2</sub>O ice core record and its relationship with CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub>. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 10-1–10-8.
- Fuchs, P.; Rücknagel, J.; Christen, O., 2019. Einfluss von Zwischenfrüchten auf Lachgasemissionen und Stickstoffeffizienz unter den Bedingungen des Mitteldeutschen Trockengebietes. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 31: 83–84.
- Fuß, R., 2018. Gasfluxes: Greenhouse Gas Flux Calculation from Chamber Measurements: Functions for greenhouse gas flux calculation from chamber measurements; Version: 0.4-1, Depends: R (>= 3.5.0) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/gasfluxes/gasfluxes.pdf> [zitiert am 21.02.2019].
- Gabriel, J.L., Quemada, M., 2011. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: Yield, N uptake and fertiliser fate, *European Journal of Agronomy*, Volume 34, Issue 3, Pages 133-143, <https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.11.006>.
- Gehlker, H., 1977. Eine Hilfstafel zur Schätzung von Deckungsgraden und Artmächtigkeit, *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft*, N.F. 19/20, S. 427-430.
- Goossens, A.; De Visscher, A.; Boeckx, P.; Van Cleemput, O., 2001. Two-year field study on the emission of N<sub>2</sub>O from coarse and middle-textured Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 23-34.
- Graham, P. H., Vance, C. P., 2003. Legumes: Importance and Constraints to Greater Use. *Plant Physiology* Mar 2003, 131 (3) 872-877; DOI: 10.1104/pp.017004.
- Gregorich, E. G.; Rochette, P.; VandenBygaart, A. J.; Angers, D. A., 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil Tillage Res.* 83, 53–72.
- Grosse, M. und Heß, J., 2018. Sommerzwischenfrüchte für verbessertes Stickstoff- und Beikrautmanagement in ökologischen Anbausystemen mit reduzierter Bodenbearbeitung in den gemäßigten Breiten. *Journal für Kulturpflanzen*, 70 (6). S. 173–183, 2018, ISSN 1867-0911, doi: 10.1399/JFK.2018.06.01.
- Grosse, M., 2017. Der Einfluss von Zwischenfrüchten und reduzierter Bodenbearbeitung in ökologischen Anbausystemen auf Stickstoffflüsse und Beikräuter, Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften (Dr. agr.), Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften Universität Kassel/Witzenhausen.
- Guzman-Bustamante, I.; Puig Rodriguez, A.; Seiz, P.; Zarnik, S.; Butz, A.; Müller, T.; Ruser, R., 2017. Einfluss des Leguminosenanteils und früherer Abfuhr des Pflanzenaufwuchses von Greening-Mischungen auf die N<sub>2</sub>O-Winteremissionen einer Ackerfläche, Jahrestagung der DGB 2017, Horizonte des Bodens, Göttingen, Deutschland.
- Hardarson, G., Danso, S.K.A., 1993. Methods for measuring biological nitrogen fixation in grain legumes. *Plant Soil* 152, 19–23. <https://doi.org/10.1007/BF00016330>.
- Harper, L.A., Hendrix, P.F., Langdale, G.W., Coleman, D.C., 1995. Clover Management to Provide Optimum Nitrogen and Soil Water Conservation. *Crop Science*, 35: 176-182, <https://doi.org/10.2135/cropsci1995.0011183X003500010033x>.
- Harris, G.H., Hesterman, O.B., Paul, E.A., Peters, S.E. and Janke, R.R., 1994. Fate of Legume and Fertilizer Nitrogen-15 in a Long-Term Cropping Systems Experiment. *Agron. J.*, 86: 910-915. <https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600050028x>
- Horváth, L., Grosz, B., Machon, A., Tuba, Z., Nagy, Z., Czóbel, S.Z., Balogh, J., Péli, E., Fóti, S.Z., Weidinger, T., Pintér, K., Führer, E., 2010. Estimation of nitrous oxide emission from Hungarian semi-arid sandy and loess grasslands; effect of soil parameters, grazing, irrigation and use of fertilizer, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 139, Issues 1–2, Pages 255-263, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.011>.

- Hülsbergen K.-J., 2003. Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme, Berichte aus der Agrarwirtschaft. Aachen, Shaker Verlag.
- Hülsbergen, K.-J., Feil, B., Biermann, S., Rathke, G.-W., Kalk, W.-D., Diepenbrock, W., 2001. A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86, 303–321.
- Huntington, T., Grove, J., Frye, W., 1985. Release and recovery of nitrogen from winter annual cover crops in no-till corn production. *Communications in Soil Science and Plant Analysis - COMMUN SOIL SCI PLANT ANAL.* 16. 193-211. 10.1080/00103628509367596.
- Hutchinson G. L., Mosier A. R., 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes, *Soil Science Society of America Journal* 45, 311-316.
- IPCC, 2019. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.
- IPCC, 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In press.
- Isermann K., 1994. Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environmental Pollution* 83, 95-111.
- Kaimbacher, B.; Bodner, G.; Liebhard, P., 2007. Wurzelcharakteristika und Wasserverbrauch unterschiedlicher Pflanzenarten als Zwischenfrucht für die Sommer-, Herbst- und Winterbegrünung im semi-ariden Produktionsraum in: Tagungsbericht Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel- Veterinär und Agrarwesen. Gute Herstellungspraxis für pflanzliche Produkte. Jahrestagung 2007. Burg Schlaining.
- Kaspar, T. C., Singer, J. W., 2011. The Use of Cover Crops to Manage Soil, Publications from USDAARS / UNL Faculty. 1382. <https://digitalcommons.unl.edu/usdaarsfacpub/1382>
- Kastelliz, A.; Liebhard, P.; Bodner, G.; Eder, M.; Ofner, K., 2010. Die Bedeutung von Zwischenfrüchten für Umwelt und nachhaltige Bodenfruchtbarkeit in Österreich In: Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel- Veterinär- und Agrarwesen (ALVA) (Hrsg.), Vom Lebensmittel zum Genussmittel – was essen wir morgen, Tagungsbericht 2010, 29-31.
- Kirchner M.J., Wollum, A.G., King, L.D., 1993. Soil microbial populations and activities in reduced chemical input agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1289–1295. doi:10.2136/sssaj1993.03615995005700050021x
- Koch, H.-J., Windt, A., Mittler, S., 2017. Einfluss der Witterung auf Biomassebildung und N-Aufnahme von Zwischenfrüchten sowie deren Wirkung auf Bodenwasser- und Nmin-Gehalt in Norddeutschland. *Journal für Kulturpflanzen* Vol. 69, H. 11S. 361-372.
- Küstermann, B., Kainz, M., Hülsbergen, K., 2008. Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23(1), 38-52. Retrieved March 11, 2021, from <http://www.jstor.org/stable/44473563>
- Ladd, J. N.; Oates, J. M.; Amato, M., 1981. Distribution and recovery of nitrogen from legume residues decomposing in soil sown to wheat in the field. *Soil Biol. Biochem.* 13, 251-256.
- Lei Deng, Changhui Peng, Dong-Gill Kim, Jiwei Li, Yulin Liu, Xuying Hai, Qiuyu Liu, Chunbo Huang, Zhouping Shangguan, Yakov Kuzyakov, 2021. Drought effects on soil carbon and nitrogen dynamics in global

natural ecosystems, *Earth-Science Reviews*, Volume 214, 103501, ISSN 0012-8252, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103501>.

Leitner, S., Dirnböck, T., Kobler, J., Zechmeister-Boltenstern, S., 2020. Legacy effects of drought on nitrate leaching in a temperate mixed forest on karst, *Journal of Environmental Management*, Volume 262, 110338, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110338>.

LfL-Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2019. Düngebedarfsermittlung 2019, Excel-Programm zur Berechnung der Düngebedarfsermittlung, URL: [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/düv\\_düngebedarf\\_20190101\\_erweitert.xls](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/düv_düngebedarf_20190101_erweitert.xls)

Li Y., Ye W., Wang M., Yan X., 2009. Climate change and drought: a risk assessment of crop-yield impacts. *Clim. Res.* 2009;39(1):31–46.

LLG-Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (2019) Richtwerte Frühjahrsdüngung 2019, URL: [https://llg.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik\\_und\\_Verwaltung/MLU/LLFG/Dokumente/04\\_themen/pfl\\_ernaehr\\_duengung/nmin\\_riwe\\_empf/2011\\_bis\\_2020/19-09kw\\_nmin-riwe.pdf](https://llg.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LLFG/Dokumente/04_themen/pfl_ernaehr_duengung/nmin_riwe_empf/2011_bis_2020/19-09kw_nmin-riwe.pdf)

Lütke Entrup, N.; Oehmichen, J., 2000. Lehrbuch des Pflanzenbaus Band 2. Kulturpflanzen, Gelsenkirchen, Verlag Th. Mann.

MacKenzie, A.F., Fan, M.X., Cadrin, F., 1997. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa and nitrogen fertilization. *Can. J. Soil Sci.* 77, 145–152.

Magdoff, F., 1991. Understanding the Magdoff Pre-Sidedress Nitrate Test for Corn. *jpa.* 4. 297. 10.2134/jpa1991.0297.

Manzoni, S., Schaeffer, S.M., Katul, G., Porporato, A., Schimel, J.P., 2014. A theoretical analysis of microbial eco-physiological and diffusion limitations to carbon cycling in drying soils. *Soil Biol. Biochem.* 73, 69–83.

McKenney, D., Wang, S., Drury, C., Findlay, W., 1993. Dentrification and Mineralization in Soil Amended with Legume, Grass, and Corn Residues. *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ.* 57. 10.2136/sssaj1993.03615995005700040022x.

Mitchell, D.C., Castellano, M.J., Sawyer, J.E., Pantoja, J., 2013. Cover crop effects on nitrous oxide emissions: Role of mineralizable carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77:1765–1773. doi: 10.2136/sssaj2013.02.0074

Moitzi, G., Neugschwandtner, R.W., Kaul, H.-P., Wagentristl, H., 2021. Effect of tillage systems on energy input and energy efficiency for sugar beet and soybean under Pannonian climate conditions. *Plant Soil Environ.*, 67: 137–146

Nielsen, D.C., Vigil, M.F., 2005. Legume green fallow effect on soil water content at wheat planting and wheat yield. *Agron. J.* 97:684–689. doi:10.2134/agronj2004.0071

Paul, E.A., Clark, E.F. 1988, *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, San Diego, USA.

Poepflau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops: A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 200:33–41. doi:10.1016/j.agee.2014.10.024.

Pöhlitz, 2020. persönliche Mitteilung, Oktober 2020.

Reeves, D. W., 1994. Cover crops and rotations. pp.125–172. In: J.L. Hatfield and B.A. Stewart (eds.) *Crops Residue Management. Advances in Soil Science*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Renius, W.; Lütke Entrup, E.; Lütke Entrup, N., 1992. Zwischenfruchtanbau - Zur Futtergewinnung und Gründüngung. 3. Auflage. Frankfurt am Main: DLG-Verlag.

Richards, I., Wallace, P., Turner, I., 1996. A comparison of six cover crop types in terms of nitrogen uptake and effect on response to nitrogen by a subsequent spring barley crop. *The Journal of Agricultural Science*, 127(4), 441-449. doi:10.1017/S0021859600078667

- Rinnofner, T., Friedel, J. K., de Kruijff, R., Pietsch, G., Freyer, B., 2008. Effect of catch crops on N dynamic and following crops in organic farming, *Agronomy of Sustainable Development* 28, 551-558.
- Rosecrance, R., McCarty, G., Shelton, D. et al. Denitrification and N mineralization from hairy vetch (*Vicia villosa* Roth) and rye (*Secale cereale* L.) cover crop monocultures and bicultures. *Plant and Soil* 227, 283–290 (2000). <https://doi.org/10.1023/A:1026582012290>
- RStudio Team, 2020. RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, <http://www.rstudio.com/>. Rücknagel, J.; Christen, O.; Hofmann, B.; Ulrich S. (2012a): A simple model to estimate change in precompression stress as a function of water content on the basis of precompression stress at field capacity. *Geoderma* 177-178, 1-7.
- Rücknagel, J., Götze, P., Koblenz, B., Bachmann, N., Löbner, S., Lindner, S., Bischoff, J., Christen, O., 2016. Impact on soil physical properties of using large-grain legumes for catch crop cultivation under different tillage conditions. *European Journal of Agronomy* 77, 28-37.
- Rücknagel, J., Hofmann, B., Deumelandt, P., Reinicke, F., Bauhardt, J., Hülsbergen, K.-J., Christen, O., 2015. Indicator based assessment of the soil compaction risk at arable sites using the model REPRO, *Ecological Indicators*, Volume 52, 2015, Pages 341-352, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.022>.
- Rücknagel, J., Christen, O., Hofmann, B., Ulrich S., 2012a. A simple model to estimate change in precompression stress as a function of water content on the basis of precompression stress at field capacity. *Geoderma* 177-178, 1-7.
- Rücknagel, J., Rücknagel, S.; Christen, O., 2012b. Impact on soil compaction of driving agricultural machinery over ground frozen near the surface. *Cold Regions Science and Technology* 70, 113-116.
- Ruser, R., Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Rübiger, T., Suarez Quinones, T., Augustin, J., Christen, O., Dittert, K., Kage H., Lewandowski, I., Prochnow A., Ryden, J. C., 1981. Nitrous oxide exchange between a grassland soil and the atmosphere. *Nature* 292: 235–237.
- Sanderson, M., Johnson, H., & Hendrickson, J., 2018. Cover Crop Mixtures Grown for Annual Forage in a Semi-Arid Environment. *Agronomy Journal*, 110(2), 525. doi:10.2134/agronj2017.04.0228
- Sanz-Cobena, A.; Garcia-Marco, A.; Quemada, M.; Gabriel, J L.; Almendros, P.; Vallejo, A., 2014. Do cover crops enhance N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> or CH<sub>4</sub> emissions from soil in Mediterranean arable systems? *Sci. Total Environ.* 466–467:164–174. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.023
- Schröder, H., 1985. Allgemein-geographische Charakteristik der natürlichen Verhältnisse des südöstlichen Harzvorlandes; *Hercynia N. F.*, Leipzig 23 (1986) 1, S. 1- 14.
- Schröder, J. J., van Dijk, W., de Groot, W. J. M., 1996. Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 44(4), 293-315. <https://doi.org/10.18174/njas.v44i4.539>
- Shah, S., Hookway, S., Pullen, H., Clarke, T., Wilkinson, S., Reeve, V., Fletcher, M., 2017. The role of cover crops in reducing nitrate leaching and increasing soil organic matter. 134.
- Sharpley A.N., Smith, S.J. 1991. Effects of cover crops on surface water quality. p. 41–49. In *Cover crops for clean water*. Proc. Soil and Water Cons. Soc. Conf. Jackson, TN. 9–11 Apr. 1991. Soil and Water Conserv. Soc., Ankeny, IA.
- Shepherd, M.A., Lord, E., 1996. Nitrate leaching from a sandy soil: the effect of previous crop and post-harvest soil management in an arable rotation. *J Agric Sci* 12: 215–229
- Smith, K. A., 2017. Changing views of nitrous oxide emissions from agricultural soil: key controlling processes and assessment at different spatial scales, *European Journal of Soil Science*, March 2017, 68, 137–155.



- Smith, M., Tiedje, J., 1979. The Effect of Roots on Soil Denitrification<sup>1</sup>. *Soil Science Society of America Journal* 43: 951-955.
- Stehfest, E., Bouwman, L., 2006. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, 207–228
- Stichnothe H., Flessa H., 2017. Nitrous oxide emissions from winter oilseed rape cultivation, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 249 57–69.
- Stute, J.K., Posner, J.L., 1995a. Legume cover crops as a nitrogen source for corn in an oat-corn rotation. *J. Prod. Agric.* 8, 385-390.
- Stute, J.K., Posner, J.L., 1995b. Synchrony between legume nitrogen release and corn demand in the upper Midwest. *Agron. J.* 87: 1063-1069.
- Sutton, M.A., Oenema, O., Erismann, J.W., Leip, A., van Grinsven, H., Winiwarter, W., 2011. Too much of a good thing. *Nature* 2011, 472, 159
- Sullivan, D.; Andrews, N.; Heinrich, A.; Peachey, E.; Brewer, L., 2019. Soil nitrate testing for Willamette Valley vegetable production. Oregon State University Extension Service. URL: <https://catalog.extension.oregonstate.edu/sites/catalog/files/project/pdf/em9221.pdf>
- Teasdale, J. R., 1996. Contribution of Cover Crops to Weed Management in Sustainable Agricultural Systems. *Jpa*, 9(4), 475. doi:10.2134/jpa1996.0475
- Thorup-Kristensen, K., 2001. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured? *Plant and Soil* 230, 185–195. <https://doi.org/10.1023/A:1010306425468>
- Thorup-Kristensen, K., 2001. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured? *Plant and Soil* 230: 185–195.
- Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E., 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 112, Issue 1, 2006, Pages 58-72, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.003>.
- Toom, M., Tamm, S., Talgre, L., Tamm, I., Tamm, Ü., Narits, L., Hiiesalu, I., Mae, A., Lauringson, E., 2019. The Effect of Cover Crops on the Yield of Spring Barley in Estonia. *Agriculture*. 9. 172. 10.3390/agriculture9080172.
- Unger, P.W., Vigil, M.F., 1998. Cover crop effects on soil water relationships, *Journal of Soil and Water Conservation* Jul 1998, 53 (3) 200-207.
- Van Kessel, C., Pennock, D. J., Farrell, R. E., 1993. Seasonal Variations in Denitrification and Nitrous Oxide Evolution at the Landscape Scale. *Soil Science Society of America Journal*, 57(4), 988. doi:10.2136/sssaj1993.03615995005700040018
- VDLUFA Methodenbuch I, 2002. Bestimmung von mineralischem Stickstoff (Nitrat und Ammonium) in Bodenprofilen (N<sub>min</sub>-Labormethode) VDLUFA – Verlag, Darmstadt.
- 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.
- Watson, C.A., Atkinson, D., Gosling, P., Jackson, L.R., Rayns, F.W., 2002. Managing soil fertility in organic farming systems. *Soil Use and Management* 18, 239-247.

Wortman, S. E., Francis, C., Lindquist, J. L., 2012. Cover Crop Mixtures for the Western Corn Belt: Opportunities for Increased Productivity and Stability. *Agronomy & Horticulture-Faculty Publications*. 614. <http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/614>

Zhu, J.C., Gantzer, C. J., Anderson, S. H., Alberts, E. E., Beuselinck, P. R., 1989. Runoff, soil, and dissolved nutrient losses from no-till soybean with winter cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:1210–1214. doi:10.2136/sssaj1989.03615995005300040037x

Zhou, Y., Roosendaal, L., Van Eerd, L. L., 2019. Increased nitrogen retention by cover crops: implications of planting date on soil and plant nitrogen dynamics. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 1-10. doi:10.1017/S1742170519000383

Zhou, S., Williams, A. P., Lintner, B. R., Berg, A. M., Zhang, Y., Keenan, T. F., Gentine, P., 2021. Soil moisture–atmosphere feedbacks mitigate declining water availability in drylands. *Nature Climate Change*, 11(1), 38–44. doi:10.1038/s41558-020-00945-z