

67

Berichte aus dem TFZ

Gärrestversuch Bayern

Prüfung der langfristigen Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und BtL

Projektpartner:



Amt für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten
Ansbach



**Gärrestversuch Bayern – Prüfung der langfristigen
Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und BtL**



Gärrestversuch Bayern

Prüfung der langfristigen Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und BtL

Johannes Burmeister (LfL-IAB)
Sebastian Parzefall (TFZ)
Martin Wiesmeier (LfL-IAB)
Florian Ebertseder (LfL-IAB)
Günter Henkelmann (LfL-AQU)
Roswitha Walter (LfL-IAB)
Maendy Fritz (TFZ)

Projektpartner



Amt für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten
Ansbach



Berichte aus dem TFZ 67

Straubing, Juni 2020

Titel: Gärrestversuch Bayern – Prüfung der langfristigen Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und BtL

Autoren: Johannes Burmeister (LfL-IAB)
Sebastian Parzefall (TFZ)
Martin Wiesmeier (LfL-IAB)
Florian Ebertseder (LfL-IAB)
Günter Henkelmann (LfL-AQU)
Roswitha Walter (LfL-IAB)
Maendy Fritz (TFZ)

Projektleiter: Allgemeine Projektleitung: Dr. Maendy Fritz (TFZ)
Projektleitung LfL: Roswitha Walter

Mitarbeiter: TFZ: Beate Formowitz, Jonas Haag, Florian Völkl
LfL-IAB: Thomas Kreuter, Björn Mehlhaff, Sebastian Wolfrum, Robert Brandhuber, Sabine Topor, Josefa Weinfurtner
AELF Ansbach: Herbert Wachmeier, Johannes Eberhardt

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) unter dem Förderkennzeichen K/08/22 gefördert. Die Projektlaufzeit ging vom 01.01.2009 bis zum 31.07.2019. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Das Projekt war Teil von: Klimaprogramm Bayern 2020 „Bioenergie für Bayern“

©2020
Technologie- und Förderzentrum
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Straubing

Alle Rechte vorbehalten.

Kein Teil dieses Werks darf ohne schriftliche Einwilligung des Herausgebers in irgendeiner Form reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt, verbreitet oder archiviert werden.

Unter Verwendung mineralölfreier Druckfarben (Mineralölanteil < 1 %) gedruckt auf chlorfreiem Papier aus nachhaltiger, zertifizierter Waldbewirtschaftung.

ISSN: 1614-1008

Hrsg.: Technologie- und Förderzentrum
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ)
Schulgasse 18, 94315 Straubing

E-Mail: poststelle@tfz.bayern.de

Internet: www.tfz.bayern.de

Redaktion: Johannes Burmeister, Sebastian Parzefall, Martin Wiesmeier, Florian Ebertseder, Günter Henkelmann, Roswitha Walter, Maendy Fritz, Anna Grundner, Ulrich Eidenschink

Verlag: Eigenverlag

Erscheinungsort: Straubing

Erscheinungsjahr: 2020

Gestaltung: Johannes Burmeister, Sebastian Parzefall, Martin Wiesmeier, Florian Ebertseder, Günter Henkelmann, Roswitha Walter, Maendy Fritz,

Fotonachweis: TFZ und LfL

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt den Mitarbeitern der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft und des Technologie- und Förderzentrums im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, die bei der Versuchsanlage und -betreuung, der Probenahme, der Probenaufbereitung und -analyse, der Interpretation der Ergebnisse sowie bei den sonstigen organisatorischen und logistischen Aufgaben das Projekt unterstützt haben. Besonders hervorzuheben sind hierbei (in alphabetischer Reihenfolge): Robert Beck, Finn Beyer, Gisela Bongers, Monika Dirscherl, Thomas Eckl, Franz Heimler, Anna Ilmberger, Veronika Ilmberger, Michael Kandler, Michael Kistler, Jürgen Kler, Michaela Layer, Christian Loher, Heide Lummer, Konrad Offenberger, Waltraud Rinder, Heidi Scherzer-Gois, Sandra Schwarzmaier, Benno Sötz, Hans Unterholzner und Michael Weber.

Weiterer Dank gilt insbesondere auch Wolfgang Miederer vom AELF Würzburg (zuvor AELF Ansbach) und seinen Mitarbeitern Werner Christ, Hans Meyer, Hermann Theißler und Fritz Zorn für die Koordination und sehr gute Durchführung der Feldversuche an den beiden mittelfränkischen Standorten. Ebenso danken wir auch dem Fachzentrum Analytik der Bayerischen Landesanstalt für Wein- und Gartenbau unter der Leitung von Manfred Klemisch für die rasche und zuverlässige Untersuchung zahlreicher Bodenproben und die unkomplizierte Abrechnung. Auch Gerhard Strauß und der gesamten Abteilung Qualitätssicherung und Untersuchungswesen an der Bayerischen Landesanstalt danken wir für die engagierte Durchführung der umfangreichen Analysen und die kompetente Abwicklung der Rechnungsstellung.

Außerdem gilt den Landwirten Johann Busl jr., Georg Neidlein und Gerhard Weiß sowie bis 2016 der Justizvollzugsanstalt Straubing besonderer Dank, die ihre Flächen für die langjährigen Versuchsanlagen dieses Projekts zur Verfügung gestellt haben.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis.....	19
Abkürzungsverzeichnis	25
1 Einleitung.....	27
2 Stand des Wissens.....	29
2.1 Biomasseverwertung über BtL-Verfahren	29
2.2 Gärreste aus der Biogaserzeugung.....	29
2.3 Bodenfruchtbarkeit.....	30
2.3.1 Humus und Mikrobiologie	30
2.3.2 Bodenphysik	31
2.3.3 Bodentiere	32
3 Problemstellung und Zielsetzung.....	35
4 Material und Methoden	37
4.1 Versuchsstandorte	37
4.1.1 Lage der Versuchsstandorte	37
4.1.2 Bodeneigenschaften der Versuchsstandorte	37
4.1.3 Klima und Witterung der Versuchsjahre	42
4.2 Beschreibung der Feldversuche.....	47
4.2.1 Versuchsaufbau und Varianten.....	47
4.2.2 Versuchsdesign	49
4.2.3 Probenahmen und Analysen im Rahmen der pflanzenbaulichen Versuchsauswertung	50
4.2.3.1 Gärrest- und Rindergülleuntersuchung	50
4.2.3.1.1 Gehalt an K, Mg, Ca, P, S, Na	51
4.2.3.1.2 Trockensubstanzgehalt.....	51
4.2.3.1.3 Gehalt organischer Substanz (Glühverlust)	51
4.2.3.1.4 pH-Wert	51
4.2.3.1.5 Gesamtstickstoff	52
4.2.3.1.6 Ammoniumstickstoff.....	52
4.2.3.2 Bodenuntersuchungen	52
4.2.3.2.1 Gehalt an P, K und Mg.....	53
4.2.3.2.2 Trockensubstanzgehalt.....	53
4.2.3.2.3 Gehalt an Ammoniumstickstoff	53
4.2.3.2.4 Gehalt an Nitratstickstoff	53
4.2.3.2.5 Berechnung der N _{min} -Menge im Boden	53
4.2.3.3 Ertragsbestimmung und Analyse von Pflanzenmaterial	53
4.2.3.3.1 N-Gehalt und Rohprotein	55
4.2.3.3.2 Gehalt an P, K und Mg.....	55
4.2.3.3.3 Stärkebestimmung nach Ewers	56

4.2.3.3.4	Analyse von NDF, NDF _{org} , ADF, ADF _{org} , ADL, ELOS, Rohfaser und reduzierenden Zuckern über Nah-Infrarot-Spektroskopie.....	56
4.2.3.3.5	Rohfett	56
4.2.4	Organische Düngung	56
4.2.5	Ableitung der Düngemengen.....	58
4.2.6	Pflanzenbauliche Maßnahmen und Düngung.....	61
4.3	Statistische Auswertung.....	63
4.3.1	Statistische Auswertung der pflanzenbaulichen Merkmale.....	63
4.3.2	Statistische Auswertung der Bodenparameter	64
4.4	Untersuchung bodenphysikalischer Parameter	65
4.4.1	Korngrößenzusammensetzung (Texturanalyse).....	65
4.4.2	Aggregatstabilität	65
4.4.3	Bodenkennwerte	66
4.4.4	Infiltration.....	68
4.5	Untersuchungen zu Humushaushalt und Bodenmikrobiologie	69
4.5.1	Humus.....	69
4.5.2	Humusbilanzierung.....	70
4.5.3	Bodenmikrobiologie.....	71
4.6	Untersuchungen der Bodenfauna.....	72
4.6.1	Regenwurmfauna	72
4.6.2	Bodenmesofauna	75
5	Ergebnisse und Diskussion	77
5.1	Pflanzenbauliche Parameter.....	77
5.1.1	Inhaltsstoffe der organischen Dünger.....	77
5.1.1.1	Inhaltsstoffe Gärreste	77
5.1.1.2	Inhaltsstoffe Rindergülle.....	81
5.1.1.3	C/N-Verhältnis von Gärrest und Rindergülle	83
5.1.2	Zufuhr an Nährstoffen und organischer Substanz	85
5.1.2.1	Ausgebrachte Mengen an Gärresten und Rindergülle.....	85
5.1.2.2	Höhe der Stickstoffdüngung	86
5.1.2.3	Zufuhr organischer Substanz	88
5.1.3	Erträge	89
5.1.3.1	Trockenmasseertrag Silomais.....	90
5.1.3.2	Korn- und Strohertrag Winterweizen	92
5.1.3.3	Gesamt-trockenmasseertrag	95
5.1.3.4	Entwicklung der Relativerträge.....	97
5.1.4	Stickstoffgehalte und Stickstoffentzug	99
5.1.4.1	Silomais.....	99
5.1.4.2	Winterweizen.....	102
5.1.4.3	Diskussion der Stickstoffentzüge beider Kulturen.....	104
5.1.5	Weitere Pflanzenanalysen von Silomais und Winterweizen	105
5.1.6	Stickstoff- und Phosphorbilanz	107
5.1.7	Mineralischer Stickstoff im Boden nach der Ernte	111
5.1.8	Diskussion	114
5.2	Bodenphysik.....	116
5.2.1	Aggregatstabilität	116
5.2.2	Bodenkennwerte	121
5.2.3	Infiltration.....	125

5.2.4	Diskussion	129
5.3	Humushaushalt und Bodenmikrobiologie	130
5.3.1	Humushaushalt	130
5.3.1.1	Unterschiede der Standorte	130
5.3.1.2	Zeitliche Entwicklung	132
5.3.2	Humusvorräte	135
5.3.3	Änderung in Relation zur ausgebrachten organischen Substanz	136
5.3.4	pH-Werte und C/N-Verhältnisse	138
5.3.5	Humusbilanzierung	140
5.3.6	Bodenmikrobiologie	143
5.3.7	Diskussion	148
5.4	Bodenfauna	152
5.4.1	Regenwürmer	152
5.4.2	Bodenmesofauna	160
5.4.3	Diskussion	169
5.5	Zusammenfassende Bewertung der Nachhaltigkeit der verschiedenen Nutzungspfade im Gärrestversuch für den Boden.....	172
6	Gesamtbewertung und Praxisempfehlung	179
	Zusammenfassung	183
	Abstract	185
	Quellenverzeichnis	187
	Anhang	203

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersichtskarte mit den Versuchsstandorten in Mittelfranken (Reuth, Röckingen) und Niederbayern (Aholting, Straubing).....	37
Abbildung 2:	Bodenarten-Dreieck nach bodenkundlicher Kartieranleitung mit Einzelmesswerten aus der parzellengenauen Bodenartenbestimmung der Versuchsstandorte.....	38
Abbildung 3:	Blick auf die Versuchsfläche am Standort Straubing (Mais-Parzellen in Bildmitte) mit direkt angrenzender Hecke im Westen	39
Abbildung 4:	Blick auf die Versuchsfläche am Standort Aholting (Ortschaft im Hintergrund), erkennbar sind die kreisförmigen Fehlstellen der Regenwurmbestimmungen.....	39
Abbildung 5:	Blick auf die Versuchsfläche am Standort Röckingen mit Hesselberg im Hintergrund.....	40
Abbildung 6:	Blick auf die Versuchsfläche am Standort Reuth.....	40
Abbildung 7:	Abweichung der Monatsmitteltemperaturen und Niederschlagssummen eines Jahrs bzw. der Hauptwachstumsphase vom entsprechenden vieljährigen Mittel für die Standorte Straubing und Aholting; als Hauptwachstumsphase wurde bei Winterweizen der Zeitraum von April bis Juli und bei Silomais von Mai bis August angesetzt	45
Abbildung 8:	Abweichung der Monatsmitteltemperaturen und Niederschlagssummen eines Jahrs bzw. der Hauptwachstumsphase vom entsprechenden vieljährigen Mittel für die Standorte Reuth und Röckingen; als Hauptwachstumsphase wurde bei Winterweizen der Zeitraum von April bis Juli und bei Silomais von Mai bis August angesetzt	46
Abbildung 9:	Aufbau einer Einzelparzelle aus den Feldversuchen.....	50
Abbildung 10:	Parzellengüllefass mit seitlich geführtem Schleppschlauchverteiler (Arbeitsbreite 4,5 m) zur Ausbringung von Gärresten und Rindergülle bei Silomais (vor der Saat) und Winterweizen (Vegetationsbeginn)	63
Abbildung 11:	Beispiel für zwei Infiltrationsverläufe in Straubing (links) und Aholting (rechts); die rote Linie zeigt die modellierte kumulative Infiltration; pKum markiert den Wert nach zehn Minuten, MWr entspricht dem Mittelwert der Messungen nach zwei Minuten.....	69
Abbildung 12:	Austreibung der Regenwürmer mit einer 0,2%igen Formaldehydlösung auf einer 0,5 m ² großen Probestelle und Aufsammeln der Regenwürmer.....	73
Abbildung 13:	Anschließende Handauslese auf einem Teil der Probestelle (0,1 m ²)	73

Abbildung 14: Probenahme und Untersuchung der Bodenmesofauna: links Entnahme von Stechzylindern, rechts Austreibung mit Tullgren-Apparatur im Licht-Wärme-Gradienten	75
Abbildung 15: Relativ dünnflüssiger Gärrest (3,3 % TS) mit schneller Infiltration am Standort Straubing im Versuchsjahr 2018	79
Abbildung 16: Dickflüssiger Gärrest (7,3 % TS) mit langsamer Infiltration am Standort Röckingen im Versuchsjahr 2018.....	80
Abbildung 17: Dickflüssige Rindergülle (9,2 % TS) mit langsamer Infiltration und auf der Oberfläche verbleibenden „Güllewürsten“ am Standort Straubing im Versuchsjahr 2018.....	83
Abbildung 18: Zufuhr an organischer Substanz über Stroh und die flüssigen organischen Dünger Rindergülle und Gärrest in den Versuchsvarianten an den vier Versuchsstandorten aggregiert über den gesamten Versuchszeitraum	89
Abbildung 19: Trockenmasseertrag und Trockensubstanzgehalt von Silomais bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlichem Strohverbleib im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche).....	90
Abbildung 20: Korn- und Strohertrag (86 % TS) von Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche).....	92
Abbildung 21: Gesamttrockenmasseertrag der Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer.....	96
Abbildung 22: Mittlere jährliche Veränderung der Relativerträge (absolut) von Silomais und Winterweizen (Korn) bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte (nur wertbare Einzelversuche berücksichtigt).....	98
Abbildung 23: Stickstoffentzug von Silomais bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche).....	100
Abbildung 24: Stickstoffentzug durch Winterweizenkorn und -stroh bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen nach Tukey ($\alpha = 0,05$).....	103

Abbildung 25:	Stickstoffbilanz der Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (alle Einzelversuche)	109
Abbildung 26:	Phosphorbilanz der Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung ohne Berücksichtigung der mineralischen Phosphorausgleichsdüngung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (alle Einzelversuche)	111
Abbildung 27:	Vorrat an mineralischem Stickstoff (N_{\min}) im Boden nach der Ernte in den drei beprobten Bodenschichten (0–30 cm, 30–60 cm, 60–90 cm) bei Silomais und Winterweizen und unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle sowie unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel der Versuchsjahre und -orte (nur wertbare Einzelversuche); adjustierte Mittelwerte der untransformierten Daten, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen der transformierten Daten nach Tukey ($\alpha = 0,05$) für die gesamte Tiefe....	112
Abbildung 28:	Boxplots der Aggregatstabilität und des Verhältnisses von Aggregatstabilität zum Tongehalt für alle über die gesamte Versuchslaufzeit gemessenen Werte an den vier Versuchsstandorten	117
Abbildung 29:	Aggregatstabilität für die Beprobung im Frühjahr, links: Mittelwerte aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre, Mitte: Mittelwerte aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr, rechts: Mittelwerte aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für wurzeltransformierte Daten)	118
Abbildung 30:	Jahresverlauf der Aggregatstabilität (Mittelwerte über alle Varianten) für die Versuchsstandorte (2016: Winterweizen, 2017: Mais, 2018: Winterweizen)	119
Abbildung 31:	Änderung der Aggregatstabilität – links vom ersten Beprobungstermin (März/April) zum zweiten (Juni/Juli) und rechts vom zweiten Beprobungstermin (Juni/Juli) zum dritten (September) über die Versuchsvarianten; x kennzeichnet den Mittelwert über Jahre und Standorte für die Versuchsvariante	120
Abbildung 32:	Porenverteilung an den Versuchsstandorten im Mittel der Varianten, Probenahme Frühjahr 2018	121
Abbildung 33:	Lagerungsdichte des Bodens in 5–10 cm Tiefe im Jahr 2018, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte, rechts: Mittelwert je Versuchsstandort	122
Abbildung 34:	Porenverteilung in den Versuchsvarianten an den Versuchsstandorten, Probenahme Frühjahr 2018	123

Abbildung 35: Pneumatische Leitfähigkeit des Bodens, links: Mittelwerte aller Versuchsstandorte (x kennzeichnet Mittelwerte ohne durchlässige Proben); Mitte: Mittelwert je Versuchsstandort; rechts: Mittelwerte der Versuchsstandorte ohne durchlässige Proben	124
Abbildung 36: Boxplots der Infiltrationsrate gemessen im Jahr 2018, links, und der modellierten kumulativen Infiltration nach zehn Minuten, rechts, für alle Düngungsvarianten über die Standorte (reduzierter Datensatz, n = verwertete Messungen); x markiert arithmetisches Mittel	125
Abbildung 37: Infiltrationsrate gemessen im Jahr 2018, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....	127
Abbildung 38: Modellierte kumulative Infiltration nach zehn Minuten gemessen im Jahr 2018, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)	127
Abbildung 39: Infiltrationsrate, links, und modellierte kumulierte Infiltration nach zehn Minuten, rechts, für die Standorte Straubing und Aholting, Mittelwert der Versuchswiederholungen für alle Düngungsvarianten, Fehlerbalken geben Standardabweichung an.....	128
Abbildung 40: Boxplots der C _{org} -Gehalte, N _t -Gehalte, pH-Werte und des C _{org} /N _t -Verhältnisses für alle über den Versuchszeitraum gemessenen Werte an den vier Versuchsstandorten; x markiert arithmetisches Mittel	131
Abbildung 41: Mittlere C _{org} -Gehalte für die einzelnen Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre.....	132
Abbildung 42: Bestimmtheitsmaß (R ²) der verrechneten Regressionsgeraden für die Parzellen, links, und Vergleich der Änderung der C _{org} -Gehalte (Trends) ab dem Anlagejahr 2009 und ab 2011, rechts.....	134
Abbildung 43: Jährliche Änderung der C _{org} -Gehalte im Zeitraum 2009 bis 2018; links: Mittelwert aller Versuchsstandorte, rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)	135
Abbildung 44: Organische Kohlenstoffvorräte (0–10 cm) im Jahr 2018; links: im Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)	136
Abbildung 45: Zusammenhang zwischen ausgebrachter organischer Substanz und Entwicklung der C _{org} -Gehalte (lineare Trends).....	137
Abbildung 46: Jährliche Änderung der Bodenkohlenstoffgehalte für Gärrest, links, und Strohdüngung, rechts; Auswertung für die Varianten „miner. – Stroh“, „miner. + Stroh“, „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“.....	138
Abbildung 47: Jährliche Änderung der pH-Werte im Zeitraum von 2009 bis 2018; links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert	

	Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....	139
Abbildung 48:	Jährliche Änderung des C/N-Verhältnisses im Zeitraum von 2009 bis 2018; links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)	140
Abbildung 49:	Humusbilanzsaldo nach VDLUFA (oben) und standortangepasster Methode (unten) an den Versuchsstandorten für die Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen bei unterschiedlichem Strohverbleib und unterschiedlicher organischer Düngung in Form von Rindergülle und Gärresten im Durchschnitt der Versuchsjahre (jeweils alle Versuchsjahre berücksichtigt)	141
Abbildung 50:	Boxplots der Katalasezahl, der mikrobiellen Biomasse und des Verhältnisse von mikrobieller Biomasse zum Bodenkohlenstoffgehalt für alle gemessenen Werte an den vier Versuchsstandorten; Stichprobenumfang je Standort: Straubing n = 96, Aholting Katalasezahl n = 102, Aholting mikrobielle Biomasse n = 144, Röckingen n = 120, Reuth n = 109	144
Abbildung 51:	Katalasezahl für die Düngungsvarianten (Mittelwerte), links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert über aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort.....	145
Abbildung 52:	Mikrobielle Biomasse für die Düngungsvarianten (Mittelwerte), links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert über aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort	146
Abbildung 53:	C_{mic}/C_{org} -Verhältnis für das Jahr 2018; links: Mittelwert aller Versuchsstandorte, rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)	147
Abbildung 54:	Siedlungsdichte (links) und Biomasse (rechts) der Regenwürmer zu den Untersuchungsjahren nach Erfassungsmethoden	153
Abbildung 55:	Siedlungsdichte der Regenwürmer für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für wurzeltransformierte Daten)	154
Abbildung 56:	Biomasse der Regenwürmer für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für wurzeltransformierte Daten)	156
Abbildung 57:	Diversität der Regenwurmgemeinschaft (Shannon-Index) für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und	

	Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)	157
Abbildung 58:	Relativer Anteil (Dominanz) der ökologischen Gruppen der Regenwürmer an der Gesamtabundanz, Mittelwert der Versuchsstandorte für die Untersuchungsjahre 2012, 2014, 2016, 2018	158
Abbildung 59:	Relativer Anteil (Dominanz) der ökologischen Gruppen der Regenwürmer an der Regenwurmbiomasse im Mittel der Standorte für die Jahre 2012, 2014, 2016, 2018	159
Abbildung 60:	Detrended Correspondence Analysis (DCA) der über die Untersuchungsjahre zusammengefassten Artengemeinschaften der Regenwürmer auf den Parzellen (Daten inklusive Juvenile <i>Lumbricus spec.</i> und sonst. Juvenile)	159
Abbildung 61:	Boxplots der Individuendichte der Springschwänze aller beprobten Parzellen je Versuchsstandort und Untersuchungsjahr in den oberen 4,5 cm; x kennzeichnet arithmetisches Mittel	161
Abbildung 62:	Boxplots der Individuendichte der Milben aller beprobten Parzellen je Versuchsstandort und Untersuchungsjahr in den oberen 4,5 cm; x kennzeichnet arithmetisches Mittel	161
Abbildung 63:	Relativer Anteil (Dominanz) der taxonomischen Gruppen der Springschwänze an ihrem Gesamtbestand für alle Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre	162
Abbildung 64:	Relativer Anteil (Dominanz) der taxonomischen Gruppen der Milben an ihrem Gesamtbestand für alle Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre.....	163
Abbildung 65:	Siedlungsdichte der Springschwänze für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für Auswertung im Mittel der Jahre und logarithmierte Daten)	164
Abbildung 66:	Siedlungsdichte der Milben für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für Auswertung im Mittel der Jahre und logarithmierte Daten)	165
Abbildung 67:	Diversität der Bodenmesofauna (Shannon-Index) für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert aller Versuchsstandorte (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....	166
Abbildung 68:	Relativer Anteil der Großgruppen der Mesofauna an ihrem Gesamtbestand in der Summe der Versuchsstandorte und	

	Untersuchungsjahre 2012, 2014, 2016, 2018; links Springschwänze, rechts Milben.....	167
Abbildung 69:	Siedlungsdichte der Springschwänze für die drei Probenahmetermine mit erhöhtem Stichprobenumfang (sechs Stichproben je Parzelle) in Silomais	168
Abbildung 70:	Siedlungsdichte der Milben für die drei Probenahmetermine mit erhöhtem Stichprobenumfang (sechs Stichproben je Parzelle) in Silomais.....	168
Abbildung 71:	Bodeneigenschaften für die Nutzungspfade im Mittel der Standorte als Netzdiagramm (Minimum innen, Maximum außen); C_{mic} = mikrobielle Biomasse, Katalase = Katalasezahl, RW_A. = Siedlungsdichte der Regenwürmer, RW_B. = Biomasse der Regenwürmer, RW_D. = Diversität der Regenwürmer, Infi = kumulative Infiltration nach 10 Minuten (nur Strau-bing und Aholting), GPV = Gesamtporenvolumen, AS_C = Änderung der Aggregatstabilität nach Düngung, AS = Aggregatstabilität, pH = Trend des pH-Werts, C_{org} = Trend der C_{org} -Gehalte.....	177

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Phosphor- (P_2O_5), Kalium- (K_2O) und Magnesiumgehalte (Mg) sowie pH-Werte der Versuchsflächen zu Versuchsbeginn	41
Tabelle 2:	Vorfrüchte auf den Versuchsflächen in den zwei Jahren vor Versuchsbeginn und durchgeführte organische Düngung	41
Tabelle 3:	Vieljährige Mittelwerte (Referenzzeitraum 1961 bis 1990) der Versuchsstandorte für Jahresmitteltemperatur, Jahresniederschlagssumme und jährliche Sonnenscheindauer [39] [37] [38]	42
Tabelle 4:	Jahresmitteltemperaturen, Jahresniederschlagssummen und Sonnenscheindauer mit den jeweils verwendeten Wetterstationen für den Versuchszeitraum von 2009 bis 2018 (Datengrundlage [40])	43
Tabelle 5:	Übersicht über Versuchsaufbau mit unterschiedlicher organischer Düngung der sechs Versuchsvarianten	48
Tabelle 6:	Laufend durchgeführte Probenahmen und Analysen im Rahmen der pflanzenbaulichen Versuchsauswertung mit entsprechenden Untersuchungsparametern (A = variantenscharf, P = parzellenscharf)	55
Tabelle 7:	Charakterisierung der Gärrest bereitstellenden Biogasanlagen	57
Tabelle 8:	Charakterisierung der Gülle bereitstellenden Rinder haltenden Betriebe	57
Tabelle 9:	Zu Versuchsbeginn unterstellte Ertragserwartungen für Düngbedarfsermittlung und durchschnittlicher N-Bedarfswert des gesamten Versuchszeitraums nach laufender Anpassung	60
Tabelle 10:	Probenahmeterminen für die Bestimmung der Aggregatstabilität (SM: Silomais, WW: Winterweizen)	66
Tabelle 11:	Ökologische Gruppen der Regenwürmer (verändert nach [44])	74
Tabelle 12:	Mittelwerte und Variationskoeffizienten (VK) der wichtigsten Untersuchungsparameter der ausgebrachten Gärreste	78
Tabelle 13:	Mittelwerte und Variationskoeffizienten (VK) der wichtigsten Untersuchungsparameter der ausgebrachten Rindergülle	82
Tabelle 14:	C/N _{ges} - und C/N _{org} -Verhältnisse der verwendeten Gärreste und Rindergülle	85
Tabelle 15:	Gärrest- und Rindergülleausbringmengen an den vier Versuchsstandorten im Mittel des Versuchszeitraums	86
Tabelle 16:	Durchschnittliche N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle); „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung gasförmiger	

	Ammoniakverluste in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166].....	87
Tabelle 17:	Korn-Stroh-Verhältnis, Bestandsdichte und Gesamttrockenmasseertrag (100 % TS) von Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle im Mittel über alle Versuchsjahre und Standorte (nur wertbare Einzelversuche).....	94
Tabelle 18:	Stickstoffgehalt von Silomais und Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen nach Tukey ($\alpha = 0,05$).....	99
Tabelle 19:	P-, K- und Mg-Gehalte sowie stoffliche Zusammensetzung von Silomais bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen nach Tukey ($\alpha = 0,05$).....	106
Tabelle 20:	P-, K- und Mg-Gehalte der Körner sowie des Stroh von Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen nach Tukey ($\alpha = 0,05$).....	107
Tabelle 21:	Anzahl von Stechzylinder Proben mit einem PL-Wert > 55,5 m/s, entspricht luftdurchlässig	124
Tabelle 22:	Änderung der C_{org} -Gehalte (absolut, relativ, Trend) über neun Jahre als Mittelwerte für die Düngungsvarianten	133
Tabelle 23:	Stetigkeit der Regenwurmart (adulte Tiere) und juveniler Individuen als Nachweise/Stichprobe (n = 184) im Versuch für die Jahre 2012, 2014, 2016, 2018.....	153
Tabelle 24:	Mittlere Siedlungsdichte der Bodenmesofauna in den oberen 4,5 cm an den vier Versuchsstandorten (Untersuchungsjahre 2012, 2014, 2016 und 2018).....	160
Tabelle 25:	Kurzfassung der Ergebnisse der Untersuchungen zur Bodenphysik, Bodenhumushaushalt, Bodenmikrobiologie und Bodentieren (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....	174
Tabelle 26:	Saattermine und Sorten der in den Parzellenversuchen abwechselnd angebauten Kulturen Silomais und Winterweizen	203
Tabelle 27:	Überschuss (+) bzw. Defizit (-) der ertragsabhängigen Gärrest- bzw. Rindergüllerückführung zu Versuchsende	204

Tabelle 28:	Probenahmetermine, Stichproben je Standort (n) und beprobte Varianten für die Untersuchungen der Regenwurmfauna.....	205
Tabelle 29:	Probenahmetermine, Stichproben je Standort (n) und beprobte Varianten für die Untersuchungen der Bodenmesofauna.....	205
Tabelle 30:	Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Gärreste in Straubing (Sr) und Aholfing (Aho) (VK = Variationskoeffizient).....	206
Tabelle 31:	Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Gärreste in Reuth (VK = Variationskoeffizient).....	207
Tabelle 32:	Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Gärreste in Röckingen (VK = Variationskoeffizient).....	208
Tabelle 33:	Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Rindergülle in Straubing (Sr) und Aholfing (Aho) (VK = Variationskoeffizient).....	209
Tabelle 34:	Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Rindergülle in Reuth (VK = Variationskoeffizient).....	210
Tabelle 35:	Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Rindergülle in Röckingen (VK = Variationskoeffizient).....	211
Tabelle 36:	Ausbringmengen an Gärrest und Rindergülle in den organisch gedüngten Varianten an den vier Versuchsstandorten während des Versuchszeitraums von 2009 bis 2018.....	212
Tabelle 37:	N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Straubing in den Silomaisanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166].....	213
Tabelle 38:	N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Straubing in den Winterweizenanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166].....	214
Tabelle 39:	N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Aholfing in den Silomaisanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166].....	215

Tabelle 40:	N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Aholfing in den Winterweizenanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]	216
Tabelle 41:	N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Reuth in den Silomaisanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]	217
Tabelle 42:	N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Reuth in den Winterweizenanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]	218
Tabelle 43:	N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Röckingen in den Silomaisanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]	219
Tabelle 44:	N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Röckingen in den Winterweizenanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]	220
Tabelle 45:	Zufuhr organischer Substanz über Stroh und organische Dünger in den sechs Versuchsvarianten an den vier Versuchsstandorten aggregiert über den gesamten Versuchszeitraum	221
Tabelle 46:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Trockenmasseerträge von Silomais an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren	222
Tabelle 47:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der N-Gehalte in oberirdischer Biomasse von Silomais zur Ernte an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren (V = variantenscharfe Bestimmung wurde durchgeführt)	223

Tabelle 48:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Kornerträge von Winterweizen an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren (*: n = 3).....	224
Tabelle 49:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Stroherträge von Winterweizen an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren (*: n = 3).....	225
Tabelle 50:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Korn-N-Gehalte von Winterweizen an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren (*: n = 3).....	226
Tabelle 51:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Stroh-N-Gehalte von Winterweizen an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren.....	227
Tabelle 52:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Gesamttrockenmasseerträge von Silomais und Winterweizen (jeweils 100 % TS) an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren.....	228
Tabelle 53:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Aggregatstabilität im Frühjahr vor Düngung an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen	229
Tabelle 54:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Aggregatstabilität nach Düngung (T2 = Termin 2, T3 = Termin 3) an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen ..	230
Tabelle 55:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der C _{org} -Gehalte im Boden an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen	231
Tabelle 56:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der N _f -Gehalte im Boden an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen	232
Tabelle 57:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der pH-Werte im Boden an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen	233
Tabelle 58:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Regenwurmsiedlungsdichte an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen	234
Tabelle 59:	Mittelwerte (n = 4) und Standardabweichungen der Regenwurmbiomasse an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen	235

Abkürzungsverzeichnis

ADF	Säure-Detergenzien-Faser (<i>acid detergent fibre</i>)
ADL	Säure-Detergenzien-Lignin (<i>acid detergent lignin</i>)
AS	Aggregatstabilität
BtL	<i>Biomass to Liquid</i>
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
CFA	Continuous-Flow-Analyse
C _{mic}	Mikrobielle Biomasse
C _{org}	organischer Kohlenstoff
C _t	Gesamtkohlenstoff (Boden)
Cu	Kupfer
DCA	<i>Detrended Correspondence Analysis</i>
ELOS	enzymlösliche organische Substanz
FK	Feldkapazität
FSD	Substanzdichte
GPV	Gesamtporenvolumen
Häq	Humusäquivalent
ICP	<i>Inductively coupled plasma optical emission spectrometry</i> , dt.: Optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES)
K	Kalium
LK	Luftkapazität
Max	Maximum
Mg	Magnesium
Min	Minimum
Mittel	Mittelwert
N	Stickstoff
Na	Natrium

NDF	Neutral-Detergenzien-Faser (<i>neutral detergent fibre</i>)
nFK	nutzbare Feldkapazität
N _{ges}	Gesamtstickstoff
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
NIRS	Nah-Infrarot-Spektroskopie
N _{min}	mineralischer Stickstoff
NO ₃ -N	Nitratstickstoff
N _{org}	organischer Stickstoff
N _t	Gesamtstickstoff (Boden)
oTS	organische Trockensubstanz
P	Phosphor
pF	Bodenwasserspannung
PL	pneumatische Leitfähigkeit
S	Schwefel
SM	Silomais
TM	Trockenmasse
TRD	Trockenrohddichte
TS	Trockensubstanz
TW	Totwasser
VDLUFA	Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V.
VK	Variationskoeffizient
WW	Winterweizen
XF	Rohfaser
XL	Rohfett

1 Einleitung

Böden erbringen nicht nur Leistungen für die Landwirtschaft, sondern erfüllen auch weitere wichtige Funktionen, die als Ökosystemdienstleistungen betrachtet werden [13]. Hierzu zählen unter anderem die Filterung und Speicherung von Wasser, die Transformation von Nährstoffen und die Bereitstellung von Lebensräumen. Eine große Bedeutung in diesem Zusammenhang haben der Humusvorrat des Bodens, das Bodengefüge sowie die biologische Aktivität des Bodens. Der Humusvorrat beeinflusst auch das Wasser- und Nährstoffspeichervermögen der Böden. Ein stabiles Bodengefüge wirkt sich positiv auf die Tragfähigkeit des Bodens aus und der Boden ist weniger anfälliger gegenüber Schäden, wie Verdichtungen und Erosion. Bodentiere, wie Regenwürmer, beeinflussen durch ihre Aktivität positiv das Bodengefüge und durch ihre Einmischung von verrottendem organischen Material in den Boden auch die Nährstoffnachlieferung. Für eine umfassende Bewertung einer nachhaltigen Bewirtschaftungsweise gilt es deshalb, bodenchemische, bodenphysikalische und bodenbiologische Parameter zu betrachten.

Die organische Bodensubstanz (Humus) stellt einen riesigen Kohlenstoffspeicher dar, der schätzungsweise 2200 Gigatonnen Kohlenstoff im obersten Meter des Erdbodens umfasst [14]. Mit ansteigenden Temperaturen im Zuge des Klimawandels wird allerdings ein schnellerer Abbau der Humusgehalte im Boden befürchtet, was zusätzliche CO₂-Emissionen und einen entsprechenden Beitrag zum Treibhauseffekt zur Folge hätte [172] [160]. Für eine nachhaltige Landbewirtschaftung ist somit die Rückführung humusbildender Substanzen äquivalent zum Humusabbau entscheidend [95].

Eine nachhaltige Bereitstellung von Bioenergie kann einen Beitrag für den Umbau der Energieversorgung hin zu erneuerbaren Ressourcen [69] und somit auch einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Für eine vollständige Bewertung der Ökobilanz müssen jedoch alle Emissionen von der Düngerherstellung, allen Produktionsarbeitsschritten, der Lagerung bis hin zur Biomasseverwertung miteinbezogen werden [79]. Für die energetische Verwertung landwirtschaftlicher Biomasse hat sich in der Vergangenheit die Biogastechnologie durchgesetzt. In diesem Verfahren wird durch anaerobe Vergärung von Biomasse Methan gebildet, das in der Regel zur Stromproduktion verbrannt wird. Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) 2000 und dessen Novellierungen 2003 und 2004 verursachten dabei in den letzten Jahren einen zusätzlichen Aufschwung der Biogaswirtschaft, sodass 2005 die Zahl der Biogasanlagen sehr stark zunahm [10] [43]. In Deutschland werden die meisten Biogasanlagen (> 90 %) auf Basis landwirtschaftlicher Substrate betrieben [55], wobei Gülle und/oder Biomasse aus nachwachsenden Rohstoffen eingesetzt werden. Neben der Vergärung zur Erzeugung von Biogas könnte pflanzliche Biomasse aus der Landwirtschaft zukünftig auch zur Bereitstellung von Bioenergie über das Biomass-to-Liquid-Verfahren (BtL-Verfahren) genutzt werden. Die BtL-Technologie umfasst die Produktion von Kraftstoffen oder Chemierohstoffen aus jeglicher Biomasse, wobei eine Verwertung der gesamten trockenen Biomasse landwirtschaftlicher Kulturen als möglich angesehen wird.

Die unterschiedlichen Nutzungspfade der Bioenergie beinhalten daher meist eine vollständige Abfuhr der oberirdischen Biomasse. Je nach Nutzungspfad der pflanzlichen Biomasse fallen unterschiedliche Mengen an Reststoffen verschiedenster Qualität an, die zur Schließung von Stoffkreisläufen nach Möglichkeit wieder auf die landwirtschaftlichen Flächen zurückgeführt werden sollten. Ein negativer Einfluss der Nutzungspfade auf die Fruchtbarkeit von Ackerböden sollte insbesondere im Hinblick auf eine ausreichende Humusreproduktion, ein stabiles Bodengefüge sowie auf die biologische Aktivität der Böden frühzeitig erkannt werden. Gegebenenfalls muss eine Anpassung der Nutzungskonzepte erfolgen, um die wichtigen Funktionen und Ökosystemleistungen der Böden zu erhalten, sowie langfristige Ertragsminderungen zu vermeiden. Da sich bei Bewirtschaftungsänderungen ein Gleichgewicht der organischen Bodensubstanz erst nach Jahrzehnten einstellt, sind langfristige Untersuchungen erforderlich [97].

2 Stand des Wissens

Infolge der landwirtschaftlichen Bodennutzung stellen sich standort- und nutzungsabhängig unterschiedliche Humusgehalte ein. Grundsätzlich wird eine Humusreproduktion als Voraussetzung für hohe Erträge angesehen [11]. Zur ausreichenden Versorgung mit organischer Substanz ist in der Regel eine organische Düngung erforderlich. Über organische Dünger werden neben organischer Substanz auch direkt sowie langfristig pflanzenverfügbare Nährstoffe zugeführt. Dabei ist neben der direkten Nährstoffwirkung auch eine Ertragswirkung durch die organische Substanz und die daraus resultierende Verbesserung von Bodeneigenschaften möglich. Organische Dünger unterschiedlicher Quellen verfügen über verschiedene Zusammensetzungen und können sich deutlich hinsichtlich ihres Potenzials zum Humusaufbau und zur Nährstoffbereitstellung unterscheiden. Außerdem fallen je nach Verwertung der pflanzlichen Biomasse unterschiedliche Mengen organischer Dünger mit unterschiedlicher Qualität an.

2.1 Biomasseverwertung über BtL-Verfahren

Nach Stand des Wissens zu Projektbeginn fallen bei den verschiedenen BtL-Verfahren voraussichtlich nur Asche oder schlackenförmige Reststoffe an, die keinen Wert für die Humusbildung haben und deren Verwertbarkeit auf landwirtschaftlichen Flächen noch nicht feststeht. Darüber hinaus sind die in den Reststoffen der BtL-Verfahren enthaltenen Nährstoffe nicht mehr für Pflanzen verfügbar, da aufgrund der hohen Prozesstemperaturen die Asche verglast [17]. Folglich ist davon auszugehen, dass bei einer bioenergetischen Nutzung pflanzlicher Biomasse über ein BtL-Verfahren keine Rückführung organischer Substanz und pflanzenverfügbarer Nährstoffe über anfallende Reststoffe erfolgen wird. Als Rohstoffquelle streben einige BtL-Verfahren eine Verwendung von Getreidestroh an, da dieses als Nebenernteprodukt bei der Getreideproduktion anfällt und häufig ungenutzt auf der Fläche verbleibt. Jedoch ist die tatsächliche Humusreproduktionsleistung von Getreide nicht bekannt, sodass für die Strohmenge, die hinsichtlich der Humusversorgung nachhaltig abgefahren werden könnte, noch keine verlässlichen Daten vorliegen [120].

2.2 Gärreste aus der Biogaserzeugung

Die Reststoffe der Biogasvergärung werden als Gärreste oder Gärprodukte bezeichnet und sind bereits seit längerem Gegenstand der Forschung. Gärreste gelten als wertvolle organische Düngemittel, da die Nährstoffe der Ausgangssubstrate während der Vergärung zu einem hohen Anteil mineralisiert werden und somit teilweise direkt in pflanzenverfügbarer Form vorliegen [169] [68]. Im Pflanzenbau ist Stickstoff (N) der Nährstoff mit den größten Ertrags- und Qualitätseinflüssen [165]. Gärreste enthalten neben organischen Stickstoffverbindungen auch direkt pflanzenverfügbaren Ammoniumstickstoff, sodass die Stickstoffdüngewirkung (N-Düngewirkung) und das Mineraldüngeräquivalent je nach Gärrestzusammensetzung variieren können. Als Folge des Abbaus organischer

Verbindungen weisen Gärreste meist hohe Ammoniumanteile [67], eine hohe Abbaustabilität der verbleibenden organischen Substanz und niedrige Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisse (C/N-Verhältnis) auf [139] [65]. Deshalb sind insbesondere gegenüber unvergorener Gülle ein geringeres Immobilisationspotenzial und eine hohe kurzfristige sowie gut abschätzbare Stickstoffwirkung (N-Wirkung) zu erwarten [65] [140]. Da Gärreste zusätzlich über hohe pH-Werte im Bereich von 8,0 verfügen, ist je nach Infiltrationseigenschaften die Gefahr von Ammoniakemissionen (NH₃-Emissionen) im Anschluss an die Ausbringung erhöht [144] [155] [140]. Zur Vermeidung von Verlusten sollte die Ausbringung nicht bei verlustfördernder Witterung und außerdem bodennah oder durch direktes Einbringen bzw. Einarbeiten in den Boden erfolgen. Durch Injektion oder Schlitzscheibenverteiler können Gärreste auch auf bewachsenen Schlägen direkt in den Boden appliziert werden. Bei oberflächiger Ausbringung ist auf unbestelltem Acker zusätzlich eine unverzügliche Einarbeitung erforderlich [26] [157] [127].

Eine Düngeplanung nach Standardwerten und ohne zugrunde liegende Nährstoffanalyse ist bei Gärresten nach aktueller Düngeverordnung nicht erlaubt [25], da die Nährstoffgehalte in Abhängigkeit des Inputsubstrats, des Gärprozesses sowie der Verweilzeit in den Gärbehältern stark schwanken können [84] [103]. Dies zeigt auch eine Untersuchung von 83 Biogasanlagen, bei der für den Gehalt an Gesamtstickstoff (N_{ges}) Werte im Bereich von 1,3 und 7,7 kg je Tonne Gärrest festgestellt wurden [35]. Der Ammoniumanteil schwankte dabei zusätzlich zwischen 30 und 87 % [35]. Gärprodukte enthalten außerdem signifikante Anteile an Phosphor (P)- und Kalium (K)-Verbindungen sowie weitere Makro- und Mikronährstoffe [16]. Eine rein an Stickstoff orientierte Düngeplanung birgt die Gefahr von Nährstoffüberschüssen, da Stickstoffverbindungen während der Lagerung sowie der Ausbringung verlustgefährdet sind und so eine relative Anreicherung der weiteren Nährelemente auftreten kann.

Auf Kulturschäden durch Gärreste wurde bisher nicht hingewiesen. Des Weiteren ist eine Reduktion der Keimfähigkeit von Unkrautsamen nach Durchlauf des Biogasprozesses zu erwarten [6] [68]. Zusätzlich ist bezüglich der Pathogene typischer Inputpflanzen eine Hygienisierung während der Biogasvergärung wahrscheinlich [68].

2.3 Bodenfruchtbarkeit

Die Bodenfruchtbarkeit wird durch eine Vielzahl von Parametern bestimmt, im Wesentlichen sind es die im Boden ablaufenden bodenphysikalischen, bodenchemischen und bodenbiologischen Prozesse. Eine wesentliche Rolle spielen der Humusgehalt, die Mikrobiologie, die Aggregatstabilität, die Infiltration und die Bodentiere.

2.3.1 Humus und Mikrobiologie

Für die Bodenfruchtbarkeit ist der Humusgehalt von überragender Bedeutung. Fruchtfolgen des Energiepflanzenbaus sind häufig humuszehrend, da meist die gesamte Pflanzenmasse abgefahren wird und im Vergleich zu Druschfrüchten nur wenige Ernterück-

stände auf der Fläche verbleiben. In Biogasbetriebssystemen wird durch die Rückführung von Gärresten aufgrund der enthaltenen organischen Substanz ein Beitrag zur Humusreproduktion geleistet. Als Folge des insbesondere im Vergleich zu Rindergülle niedrigeren C/N-Verhältnisses gelangt bei gleich hoher Stickstoffdüngung (N-Düngung) durch Gärreste in der Regel weniger, aber stabilere organische Substanz auf die Fläche. Bezüglich der Humusreproduktionsleistung von Gärresten existieren allerdings bislang nur Expertenschätzungen im Rahmen der VDLUFA-Humusbilanzierung [99]. Diese gelten außerdem nur für Gärreste aus der Güllevergärung. Deren Humusreproduktionsleistung wird dabei auf dem Niveau von Rindergülle vermutet und beträgt somit ca. 30 % des zugeführten organischen Kohlenstoffs. Demgegenüber wurde in Bebrütungsversuchen in Thüringen bei vergorener Gülle eine mit unvergorener Gülle vergleichbare Humusreproduktion aufgezeigt, sodass der Fermentationsprozess keine wesentliche Reduktion der humusreproduktionswirksamen organischen Substanz zur Folge hatte [139]. Dies wurde darauf zurückgeführt, dass die nach der anaeroben Fermentation verbleibende organische Substanz eine höhere Stabilität und eine entsprechend höhere Humusreproduktionsleistung aufweist.

Des Weiteren konnten REINHOLD UND ZORN (2008) [140] durch eine Humusbilanzierung verschiedener Biogasfruchtfolgen mit Gärrestrückführung keine Risiken für die Humusversorgung der Böden feststellen. Folglich wird bei einer Biomassenutzung zur Biogas-erzeugung und Kohlenstoffrückführung über Gärreste, im Gegensatz zum vollständigen Entzug pflanzlicher Biomasse ohne Rückführung, wie im Falle einer BtL-Nutzung oder Verbrennung, keine Verschlechterung der Humusbilanzen erwartet. Bei pflanzenbaulich geeigneten Gärrestausbringmengen kann allerdings laut HABER et al. (2008) [68] durch Gärreste nur ein Teilbeitrag zur Humusversorgung geleistet werden. Zudem können die Ausbringmengen von Gärresten durch deren hohe Nährstoffgehalte beschränkt sein, sodass die Rückführung organischer Substanz möglicherweise limitiert wird [65].

2.3.2 Bodenphysik

Die Struktur eines Bodens hat einen erheblichen Einfluss auf die Bodenprozesse, wie den Wasser- und Lufthaushalt, die Pufferleistung gegenüber Verdichtung sowie Verschlammung als Ausgangsbasis für das Pflanzenwachstum. Je stabiler das Bodengefüge ist, desto höher ist die Tragfähigkeit des Bodens und umso geringer ist seine Anfälligkeit gegenüber Schäden wie Verdichtung und Erosion. Der Widerstand der Aggregate gegenüber zerstörenden Umwelteinflüssen wird als Aggregatstabilität bezeichnet. Das Aggregatgefüge zeichnet sich durch eine optimale Porenverteilung aus, die sich positiv auf die Bodenprozesse auswirkt und in Kombination mit anderen Parametern wie Humus, Mikroorganismen und Bodentieren zur Bodenfruchtbarkeit beiträgt.

Bezüglich der Auswirkung einer Gärrestdüngung auf die Bodenstruktur und Aggregatstabilität liegen nur wenige Untersuchungsergebnisse vor. POWLSON et al. (2011) [135] zeigen jedoch, dass bereits kleine Änderungen des Kohlenstoffs im Boden zu großen Auswirkungen auf die bodenphysikalischen Eigenschaften, wie Aggregatstabilität und Wasserinfiltration, führen und in diesem Zusammenhang die mikrobielle Aktivität für

die Bildung stabiler Aggregate entscheidend ist. Die starke Wechselwirkung zwischen der organischen Bodensubstanz und den Bodenorganismen, wodurch die Bodenstruktur nachhaltig stabilisiert werden kann, wurde bereits von SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (2010) [149] sowie KAEMMERER 2000 [79] belegt. Eine direkte Strukturverbesserung durch eine phosphathaltige Langzeitdüngung zeigt sich durch die chemische Verbindung organischer Stoffe mit Bodenpartikeln [70]. KÖRSCHENS (1997) [96] wies eine indirekte Strukturverbesserung des Bodens durch die organische Düngung (Stallmist, Stroh) nach, da diese ein erhöhtes Nahrungsangebot für Mikroorganismen darstellt. Dabei zeigte sich, dass die Art und die zugeführte Menge der organischen Düngung den C_{org} -Gehalt im Boden unterschiedlich beeinflussen und somit den Effekt auf die Aggregatstabilität steuern [70] [1]. Eine Veränderung des pH-Werts des Bodens bei Gärrestausrückführung wird trotz der Zufuhr basisch wirksamer Bestandteile jedoch nicht erwartet [58].

In einem Systemversuch wiesen im Vergleich die organisch gedüngten Varianten auf konventionellen sowie auf ökologisch bewirtschafteten Flächen eine höhere Aggregatstabilität auf als die Varianten mit mineralischer Düngung [173].

2.3.3 Bodentiere

Regenwürmer verbessern durch ihre vielseitigen Leistungen die Bodenfruchtbarkeit [19] [20] [21] [44]. Ihre Aktivität fördert die Durchmischung abgestorbenen organischen Materials mit dem Mineralboden sowie den Aufbau eines stabilen Bodengefüges und leistet einen wichtigen Beitrag zum luft- und wasserführenden Porensystem [20] [21]. Die als Dränagen dienenden Regenwurmröhren begünstigen das Eindringen von Niederschlägen und mindern somit den Oberflächenabfluss und die Bodenerosion. Durch die Zerkleinerung und Einmischung organischer Substanz in den Boden wirken sie zudem positiv auf die Nährstoffnachlieferung ein. Ein guter Regenwurmbestand weist auf einen funktionsfähigen, biologisch aktiven Boden mit guter Bodenfruchtbarkeit hin. Regenwürmer gelten deshalb als Indikatoren für den Zustand des Ökosystems Boden [106].

Auch Kleintiere, wie Springschwänze (Collembolen), sind an wichtigen Prozessen im Boden beteiligt. So katalysieren sie den mikrobiellen Abbauprozess [31] [104] und können aufgrund ihrer Artenvielfalt [148] auch als Indikatoren für die Boden-Biodiversität herangezogen werden. Springschwänze sind ebenfalls wichtige Akteure beim Abbau pflanzenpathogener Pilze im Boden [174]. Wichtige Streuzersetzer mit z. T. hoher indikatorischer Aussagekraft sind auch Hornmilben [145]. Bodenbewohnende Raubmilben sind eine eher selten untersuchte Artengruppe, die sich vorwiegend von Springschwänzen und Nematoden ernährt [90].

Eine wesentliche Voraussetzung, um einen biologisch aktiven Boden zu erhalten, ist ein gutes Nahrungsangebot mit reichlich abgestorbenem organischen Material. Viele Studien belegen, dass eine organische Düngung im Vergleich zu einer rein mineralischen Düngung den Besatz an Bodentieren, wie Regenwürmer, im Boden steigert [48] [108] [170]. Bis vor zehn Jahren stand vor allem der Einfluss verschiedener Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft wie Rindergülle und Festmist im Fokus der Untersuchungen. Verglichen wurde mit keiner oder rein mineralischer Düngung. Untersuchungen

zu Auswirkungen einer Gärrestdüngung auf Bodentiere, wie Regenwürmer, Springschwänze und Milben, im Vergleich zur Ausbringung tierischer Wirtschaftsdünger waren zu Beginn des Gärrestversuchs Bayern nur aus Kurzzeitversuchen bekannt. In einem Laborexperiment des ISPA (Hochschule Vechta) wurden in Bodensäulen eingesetzte Tauwürmer (*Lumbricus terrestris*) unterschiedlichen an der Bodenoberfläche applizierten Substraten ausgesetzt. Nach sieben Wochen wurde eine höhere Gewichtszunahme von *Lumbricus terrestris* bei Vorhandensein von Gärresten im Vergleich zu unvergorener Schweinegülle beobachtet [23]. Daraus wurde gefolgert, dass nicht nur die Quantität, sondern auch die Zusammensetzung der organischen Substanz eine wichtige Bedeutung für Regenwürmer hat. In einem Feldversuch bei Berlin-Dahlem wurde drei Wochen nach der Gärrestdüngung ein Rückgang der Regenwurmabundanz bei zunehmenden Gärrestaufwandmengen beobachtet, allerdings ohne nachweisbare signifikante Unterschiede [152]. Aussagekräftige Untersuchungen auf Basis mehrjähriger Feldversuche, die den Einfluss des Nutzungspfads Biogas auf die Abundanz und die Vielfalt der Bodentiere im Vergleich zu einer rein mineralischen Düngung oder zur Düngung mit Rindergülle aufzeigen, lagen somit zu Beginn des hier behandelten Versuchsvorhabens nicht vor.

3 Problemstellung und Zielsetzung

Änderungen der Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Fläche im großen Maßstab, wie z. B. die Anwendung unterschiedlicher Wirtschaftsdünger oder neue Verfahren der Verwertung von Rest- und Koppelprodukten, müssen hinsichtlich ihrer langfristigen Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit bewertet werden. Die wissenschaftliche Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftung und Boden auf Grundlage von Dauerfeldversuchen ist notwendig, um Auswirkungen auf die Funktionalität von Böden abzuschätzen, das Management gegebenenfalls anzupassen und Trends quantifizieren zu können. Da sich bewirtschaftungsbedingte Veränderungen von Bodeneigenschaften oftmals relativ langsam vollziehen, sind langfristige Dauerfeldversuche notwendig. Die Ergebnisse entsprechender Dauerversuche, wie des Gärrestversuch Bayern mit einer Laufzeit von zehn Jahren, sind daher umso wertvoller.

Während bei den BtL-Verfahren die oberirdische Biomasse zur energetischen Verwertung dauerhaft entzogen wird, ist bei einer Nutzung der Biomasse als Gärsubstrat für die Biogasproduktion eine Rückführung humusbildender Verbindungen über die Gärreste die Regel. Da Gärreste bundesweit nach der Rindergülle zum zweitbedeutendsten flüssigen Wirtschaftsdünger geworden sind und die Vergärung von Gülle für den Klimaschutz weiterhin propagiert wird, ist es von großer Bedeutung, die Auswirkungen dieser Reststoffe auf den Boden zu kennen. So ist das Humusreproduktionspotenzial der Gärreste noch weitgehend unbekannt. Auch standortspezifische Daten zur Bedeutung von Stroh für den Humushaushalt können zur Vorhersagbarkeit der Entwicklung der Menge an organischer Bodensubstanz beitragen. In Anbetracht der Suche nach kostengünstiger und ökologisch nachhaltig nutzbarer Biomasse ist diese Frage von großer Bedeutung. Bei den BtL-Verfahren ist die Humusversorgung ohne Rückführung organischer Substanz stark von der Fruchtfolge abhängig. Liegen eher humuszehrende Energiepflanzenfruchtfolgen vor, ist eine Abnahme der Humusgehalte des Bodens zu erwarten. In welcher Relation diese zu dem gesamten Trend und alternativen Nutzungspfaden steht, ist allerdings noch nicht ausreichend bekannt. Durch die geringe Zufuhr organischer Substanz ist zudem mit einer geringeren Bestandsdichte und somit verminderter Aktivität der Bodenlebewesen zu rechnen. Bei der Ausbringung von Gärresten werden aufgrund des geringeren Energiegehalts und auch der höheren Konzentration von Ammonium negative Effekte auf das Bodenleben und besonders auf die Regenwurmfauna befürchtet. Humushaushalt, Bodenleben und Bodenstruktur beeinflussen sich gegenseitig und prägen für die praktische Bewirtschaftung relevante Ökosystemleistungen wie Wasserverfügbarkeit, Erosionsrisiko, Befahrbarkeit, Nährstoffpuffer- und Speicherfähigkeit.

Die Auswirkungen einer Gärrestdüngung und der darin enthaltenen organischen Substanz, sowie die intensive Nutzung der oberirdischen Biomasse bei BtL-Verfahren auf diese Bodenparameter sind noch unzureichend untersucht. Im Rahmen dieses vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten geförderten Vorhabens soll deshalb geklärt werden, ob der Anbau landwirtschaftlicher Kulturen zur energetischen Nutzung über eine Biogasvergärung oder das BtL-Verfahren nachhaltig erfolgen kann. Um die langfristige Nachhaltigkeit und Auswirkungen auf die Boden-

Fruchtbarkeit durch diese Nutzungspfade bewerten zu können, sollen die folgenden zentralen Fragestellungen beantwortet werden:

Welche Auswirkungen bestehen bei einer diesen Betriebssystemen entsprechenden Düngung auf:

- ... den Humusgehalt, die Humusvorräte sowie die mikrobiologische Aktivität und Biomasse im Boden?
- ... die Aggregatstabilität, das Porenvolumen und die Wasserinfiltration des Bodens?
- ... die Abundanz, Biomasse und Artenvielfalt der Bodentiere?

Ziel des Gärrestversuch Bayern ist es, Biogasbetriebssysteme zu bewerten, bei denen eine Rückführung von Gärresten proportional zur verwerteten Biomasse erfolgt. Eine Biomassenutzung über das BtL-Verfahren soll durch eine Variante mit vollständiger Abfuhr der oberirdischen Biomasse und ausschließlich mineralischer Düngung abgebildet werden. Aus der Praxis ist zudem bekannt, dass Flächen mit geringer Transportentfernung zu Gärrest liefernden Biogasanlagen häufig überproportional mit Gärresten versorgt werden. Auch dieser Aspekt soll in seinen langfristigen Effekten untersucht und bewertet werden. Zusätzlich soll eine Variante mit Rindergülledüngung als Vergleichsvariante dienen. Als Fruchtfolge wird einheitlich eine für alle abgebildeten Betriebssysteme geeignete Fruchtartenkombination gewählt. Um den Einfluss einer unterschiedlichen Biomasseentwicklung in den Düngevarianten auf Humusgehalte und Bodenleben auszuschließen, soll die Düngestrategie auf gleich hohe Trockenmasseerträge aller Varianten ausgelegt werden.

4 Material und Methoden

4.1 Versuchsstandorte

4.1.1 Lage der Versuchsstandorte

Um den Einfluss einer unterschiedlichen Nutzung und Rückführung pflanzlicher Biomasse auf Bodenparameter und Bodenlebewesen zu untersuchen, wurden Feldversuche an vier bayerischen Standorten mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften durchgeführt. Die Versuchsflächen bzw. -standorte werden im Folgenden durch die nächstgelegenen größeren Ortschaften bezeichnet (Abbildung 1). Es wurden je zwei Standorte in Mittelfranken und Niederbayern ausgewählt. Die mittelfränkischen Standorte Reuth und Röckingen wurden durch das Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in Ansbach (AELF AN) betreut, während das Technologie- und Förderzentrum die Feldversuche in Aholfing und Straubing (Aiterhofen), Niederbayern, durchführte.

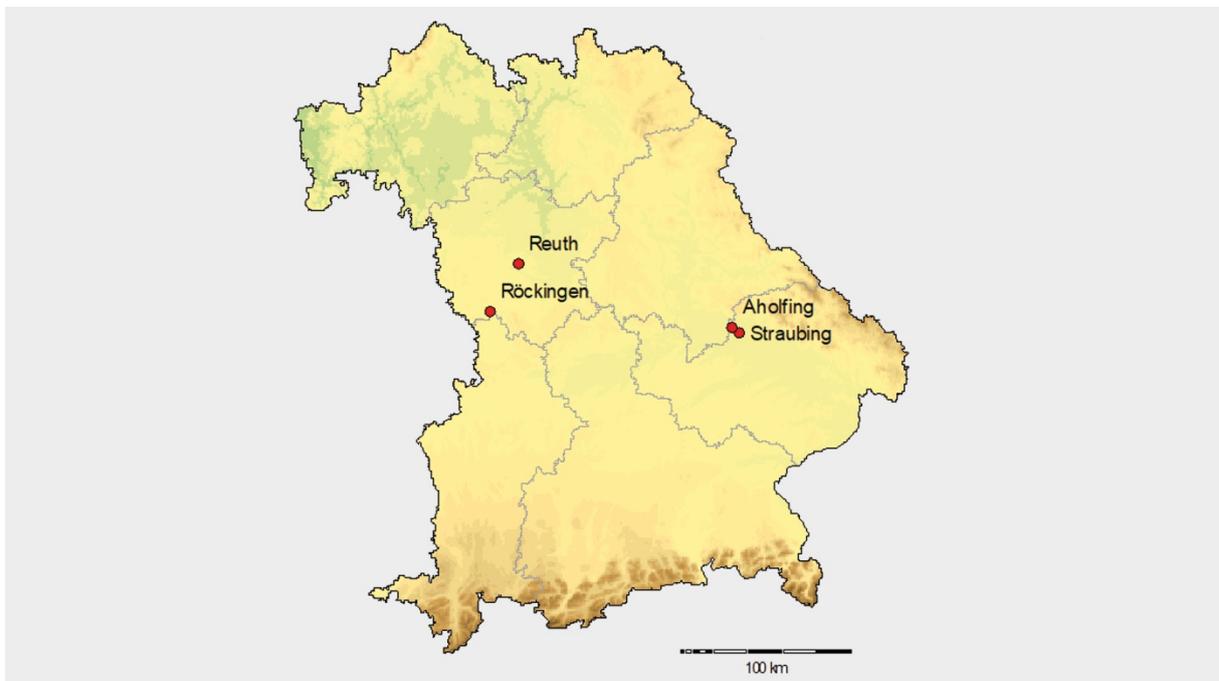


Abbildung 1: Übersichtskarte mit den Versuchsstandorten in Mittelfranken (Reuth, Röckingen) und Niederbayern (Aholfing, Straubing)

4.1.2 Bodeneigenschaften der Versuchsstandorte

Die Standorte Straubing und Aholfing sind dem Boden-Klima-Raum „Gäu, Donau- und Inntal“ zuzuordnen [146], wobei sich der Standort Straubing in bevorzugter Gäulage befindet (Abbildung 3). Die Versuchsfläche in Straubing liegt auf ca. 345 m über NN und weist eine Ackerzahl von 76 auf. Der vorherrschende Bodentyp ist eine Parabraunerde aus Löss, die Bodenart wurde bei parzellengenauen Untersuchungen im Rahmen dieses

Projekts als stark toniger Schluff (Ut4) eingestuft (Abbildung 2). Der nahegelegene Standort Aholzing befindet sich im Bereich der Donau-Aue und verfügt über Böden alluvialer Herkunft (Abbildung 4). Als Bodentyp liegt eine Rendzina vor, die Bodenart wurde als stark lehmiger Sand (Sl4) bestimmt. Die Höhenlage der Versuchsfläche beträgt 322 m über NN. Sie wurde mit einer Ackerzahl von 49 bewertet. Die Versuchsfläche bei Röckingen liegt auf ca. 471 m über NN im Boden-Klima-Raum „Albflächen und Ostbayerisches Hügelland“ (Abbildung 5). Beim Boden handelt es sich um Verwitterungsböden, die aus der Verwitterung nicht umgelagerten Materials entstanden sind. Als Bodenart ist ein sandig-toniger Lehm (Lts) gegeben, die Ackerzahl beträgt 56 bis 60. Der Versuchsstandort Reuth ist dem Boden-Klima-Raum „Nordwestbayern-Franken“ zugeordnet, wobei die dortige Versuchsfläche ebenfalls Verwitterungsböden aufweist und sich auf 448 m über NN (Abbildung 6) befindet. Als Bodenart wurde bei eigenen Untersuchungen überwiegend ein sandig-lehmiger Schluff (Uls) nachgewiesen. Mit einer Ackerzahl von 33 wird die boden- und standortbedingte Produktivität dieser Fläche nach den Prinzipien der Bodenschätzung gegenüber den restlichen Versuchsstandorten am geringsten eingestuft. Bis auf die Versuchsfläche in Röckingen, die eine leichte Südneigung aufwies, waren alle verwendeten Schläge im Bereich der Versuche weitgehend eben. Am Standort Straubing musste der Versuch am Rand des zugehörigen Schlags, direkt neben einer im Westen angrenzenden Hecke, angelegt werden. An den restlichen Standorten war hingegen eine windoffene Lage gegeben.

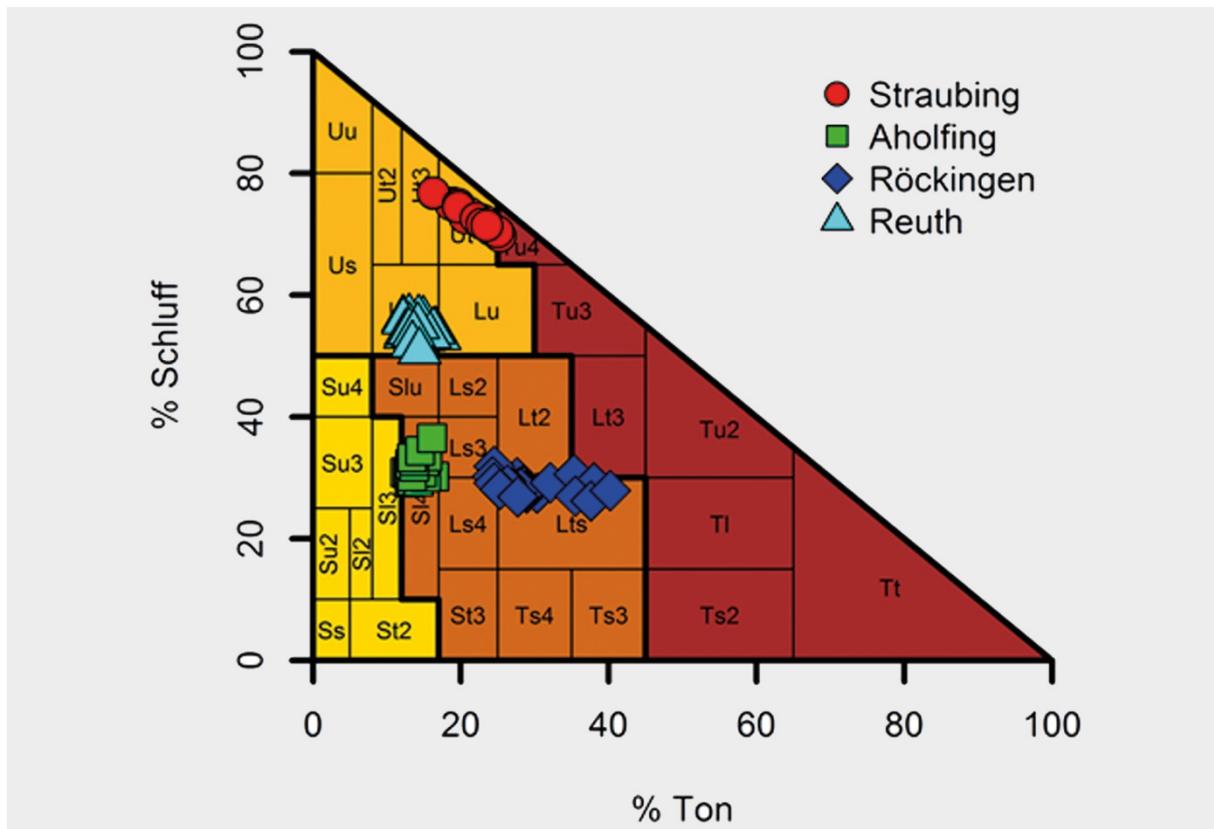


Abbildung 2: Bodenarten-Dreieck nach bodenkundlicher Kartieranleitung mit Einzelmesswerten aus der parzellengenauen Bodenartenbestimmung der Versuchsstandorte



Abbildung 3: Blick auf die Versuchsfläche am Standort Straubing (Mais-Parzellen in Bildmitte) mit direkt angrenzender Hecke im Westen



Abbildung 4: Blick auf die Versuchsfläche am Standort Aholting (Ortschaft im Hintergrund), erkennbar sind die kreisförmigen Fehlstellen der Regenwurmbestimmungen



Abbildung 5: Blick auf die Versuchsfläche am Standort Röckingen mit Hesselberg im Hintergrund



Abbildung 6: Blick auf die Versuchsfläche am Standort Reuth

Die Phosphor- (als Phosphat, P_2O_5), Kalium- (als Kali, K_2O), Magnesiumgehalte (Mg) und pH-Werte der Versuchsflächen zu Versuchsbeginn in 2009 sind nachfolgend in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Phosphor- (P_2O_5), Kalium- (K_2O) und Magnesiumgehalte (Mg) sowie pH-Werte der Versuchsflächen zu Versuchsbeginn

Versuchsstandort	Einheit	P_2O_5	K_2O	Mg	pH-Wert
		mg/100 g Boden	mg/100 g Boden	mg/100 g Boden	
Aholting		3	9	3	6,7
Straubing		15	17	16	7,4
Reuth		6	21	17	6,7
Röckingen		5	13	7	6,9

Bei den Flächen in Aholting, Reuth und Röckingen handelt es sich um Schläge von Praxisbetrieben. Die Versuchsfläche in Straubing wurde von der Justizvollzugsanstalt Straubing ebenfalls praxisüblich bewirtschaftet, sodass auf allen Versuchsflächen bis Versuchsbeginn eine betriebs- und standorttypische Fruchtfolge gegeben war. In den beiden Jahren vor Versuchsbeginn wurden die in Tabelle 2 aufgeführten Hauptkulturen und Zwischenfrüchte angebaut. Eine organische Düngung zur Vorfrucht vor Versuchsbeginn war nur am Versuchsstandort Reuth durch die Ausbringung von Rindergülle gegeben. Am Standort Röckingen wurde in den zehn Jahren vor Versuchsbeginn eine Fruchtfolge mit etwa zwei Dritteln Getreideanteil (Drusch) und einem Drittel Mais bzw. Winterrapss angebaut. Das Getreidestroh verblieb in allen Jahren auf der Fläche, eine organische Düngung erfolgte nur zur Strohhrotte.

Tabelle 2: Vorfrüchte auf den Versuchsflächen in den zwei Jahren vor Versuchsbeginn und durchgeführte organische Düngung

Versuchsstandort	2007		2008	
	Fruchtart	org. Düngung	Fruchtart	org. Düngung
Straubing	Zuckerrübe	–	Winterweizen	–
Aholting	Silomais	–	Silomais	–
Reuth	Zuckerrübe	–	Winterweizen	Rindergülle
Röckingen	Winterweizen	Rindergülle (nur zur Strohhrotte)	Wintergerste	Rindergülle (nur zur Strohhrotte)

4.1.3 Klima und Witterung der Versuchsjahre

Anhand vieljähriger Mittelwerte von Witterungsdaten können die an den Versuchsstandorten vorliegenden klimatischen Bedingungen für das Pflanzenwachstum beurteilt werden. In Tabelle 3 sind die vieljährigen Mittelwerte des Referenzzeitraums 1961 bis 1990 für die Parameter Temperatur [39], Niederschlag [37] und Sonnenscheindauer [38] in Bezug auf ein Jahr und die verwendeten Stationsstandorte aufgelistet.

Tabelle 3: Vieljährige Mittelwerte (Referenzzeitraum 1961 bis 1990) der Versuchsstandorte für Jahresmitteltemperatur, Jahresniederschlagssumme und jährliche Sonnenscheindauer [39] [37] [38]

Versuchsstandort	Jahresmitteltemperatur [39]		Jahresniederschlagssumme [37]		jährliche Sonnenscheindauer [38]	
	Station (Höhenlage in m ü. NN)	° C	Station (Höhenlage in m ü. NN) ¹	mm	Station (Höhenlage in m ü. NN)	h
Straubing	Straubing (350)	8,3	Straubing (350)	784	Straubing (350)	1621
Aholfing	Straubing (350)	8,3	Aholfing (325)	678	Straubing (350)	1621
Reuth	Ansbach (413)	8,3	Ansbach (413)	722	Ansbach (413)	1627
Röckingen	Ansbach (413)	8,3	Wassertrüdingen (420)	689	Ansbach (413)	1627

¹ Aufgrund des Vorhandenseins eines räumlich höher aufgelösten Messnetzes für Niederschläge und der gleichzeitig höheren räumlichen Variabilität wurden für die Jahresniederschlagssumme teilweise von der Temperatur und Sonnenscheindauer abweichende Messstationen zugrunde gelegt.

Es zeigt sich, dass bezüglich der Jahresmitteltemperaturen und der Sonnenscheindauer im vieljährigen Mittel keine Unterschiede zwischen den vier bayerischen Standorten vorliegen. In Straubing und Aholfing sind die Temperaturen im Winter etwas niedriger als in Reuth und Röckingen bei gleichzeitig höheren Sommertemperaturen. Unterschiede in den klimatischen Gegebenheiten der Standorte sind somit vielmehr durch die Höhe der Jahresniederschläge begründet. Diesbezüglich sind am Standort Straubing mit 784 mm zusammen mit dem guten Wasserspeichervermögen der tiefgründigen Böden gute Voraussetzungen für eine ausreichende Wasserversorgung gegeben. An den Standorten Aholfing und Röckingen ist jährlich mit ca. 100 mm und in Reuth mit etwa 60 mm weniger Niederschlag zu rechnen. Die anteilmäßige Verteilung der Niederschläge im Jahresverlauf ist allerdings an allen Standorten im vieljährigen Mittel identisch. Wegen des sandigeren Bodens besteht folglich insbesondere in Aholfing die Gefahr von Wasser-

stress und Trockenschäden in der Vegetationsperiode, während die speicherfähigeren Böden in Reuth und Röckingen ein höheres Puffervermögen aufweisen.

Für die nachfolgende Betrachtung der Witterung des Versuchszeitraums von 2009 bis 2018 wurden Wetterdaten von Wetterstationen des Deutschen Wetterdiensts herangezogen [40] (Tabelle 4). Den Messwerten der verwendeten Wetterstationen zufolge lag die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur des zehnjährigen Versuchszeitraums an den beiden niederbayerischen Standorten 1,2 K über dem vieljährigen Mittel. Auch in Reuth und Röckingen waren die Versuchsjahre wärmer als die Vergleichsperiode. Der Temperaturanstieg war dort allerdings mit 0,5 K etwas geringer. Dagegen lagen bis auf den Standort Straubing an allen Standorten die Niederschläge im Durchschnitt des Versuchszeitraums auf dem Niveau des vieljährigen Mittels. Am Standort Straubing wurde das vieljährige Mittel um mehr als 100 mm unterschritten. Es erscheint dabei wenig überraschend, dass an den Standorten Straubing und Aholting an den jeweils nächstgelegenen Stationen fast identische Niederschläge gemessen wurden, da diese nur etwa 15 km Luftlinie voneinander entfernt liegen.

Tabelle 4: Jahresmitteltemperaturen, Jahresniederschlagssummen und Sonnenscheindauer mit den jeweils verwendeten Wetterstationen für den Versuchszeitraum von 2009 bis 2018 (Datengrundlage [40])

Versuchsstandort	Jahresmitteltemperatur		Jahresniederschlagssumme		jährliche Sonnenscheindauer	
	Station (Höhenlage in m ü. NN)	° C	Station (Höhenlage in m ü. NN) ¹	mm	Station (Höhenlage in m ü. NN)	h
Straubing	Straubing (350)	9,5	Straubing (350)	667	Straubing (350)	1783
Aholting	Straubing (350)	9,5	Aholting (325)	693	Straubing (350)	1783
Reuth	Weidenbach (455)	8,8	Heilsbronn (423)	729	Weidenbach (455)	1730
Röckingen	Weidenbach (455)	8,8	Wassertrüdingen (420)	685	Weidenbach (455)	1730

¹ Aufgrund des Vorhandenseins eines räumlich höher aufgelösten Messnetzes für Niederschläge und der gleichzeitig höheren räumlichen Variabilität wurden für die Jahresniederschlagssumme teilweise von der Temperatur und Sonnenscheindauer abweichende Messstationen zugrunde gelegt.

Die Abweichung der Jahresmitteltemperaturen der einzelnen Versuchsjahre vom jeweiligen vieljährigen Mittel sind in Abbildung 7 und Abbildung 8 dargestellt. Zur besseren Einschätzung der Wachstumsbedingungen der jährlich auf den Versuchsflächen wechselnden Kulturen Silomais und Winterweizen sind außerdem die entsprechenden Abwei-

chungen in den jeweiligen Hauptwachstumsphasen abgebildet. Diese wurde bei Silomais auf den Zeitraum von Juni bis August und bei Winterweizen von April bis Juni gesetzt. Für die niederbayerischen Standorte Straubing und Aholting zeigte sich, dass die Jahre 2014, 2015 und insbesondere 2018 zu trocken waren, wobei das Niederschlagsniveau in Straubing während des Versuchszeitraums fast durchgängig unterhalb des vieljährigen Mittels lag. An den beiden fränkischen Standorten wies das Jahr 2015 ebenfalls ein deutliches Niederschlagsdefizit und zu hohe Temperaturen auf. Auch 2014 war insgesamt zu trocken und zu warm. Die höchste Temperaturabweichung nach oben zeigte das Jahr 2018, das allerdings in Röckingen nicht trockener als im vieljährigen Mittel ausfiel. Daneben zeichnete sich in Reuth und Röckingen das Jahr 2012 durch ein Niederschlagsdefizit aus. In Reuth regnete es dabei vor allem während der Hauptwachstumsphase des Maises deutlich weniger. An allen Standorten überwiegend feucht und kühl war das Jahr 2013. Außerdem waren in 2011 und 2016 während der Hauptwachstumsphase der jeweiligen Kultur über dem vieljährigen Mittel liegende und somit meist ausreichende Niederschläge gegeben. In Straubing und Aholting ist zudem das Jahr 2012 insgesamt als feucht einzustufen, während in Reuth und Röckingen in 2017 überdurchschnittlich hohe Niederschläge zu verzeichnen waren. Grundsätzlich war im Versuchszeitraum die Wasserversorgung der Pflanzen gegenüber dem Referenzzeitraum des vieljährigen Mittels eher schlechter, da die höheren Temperaturen eine gesteigerte Verdunstung zur Folge hatten, die durch die weitgehend gleichbleibenden Niederschläge nicht ausgeglichen wurde. Hinzu kommt die Zunahme der Häufigkeit und Dauer von Hitze- und Trockenphasen, sodass das Wasserspeichervermögen der Böden einen entscheidenden Einfluss auf die Ertragsbildung hatte. Zudem fällt auf, dass vor allem der April im Mittel des Versuchszeitraums an allen Standorten deutlich zu warm und zu trocken ausfiel.

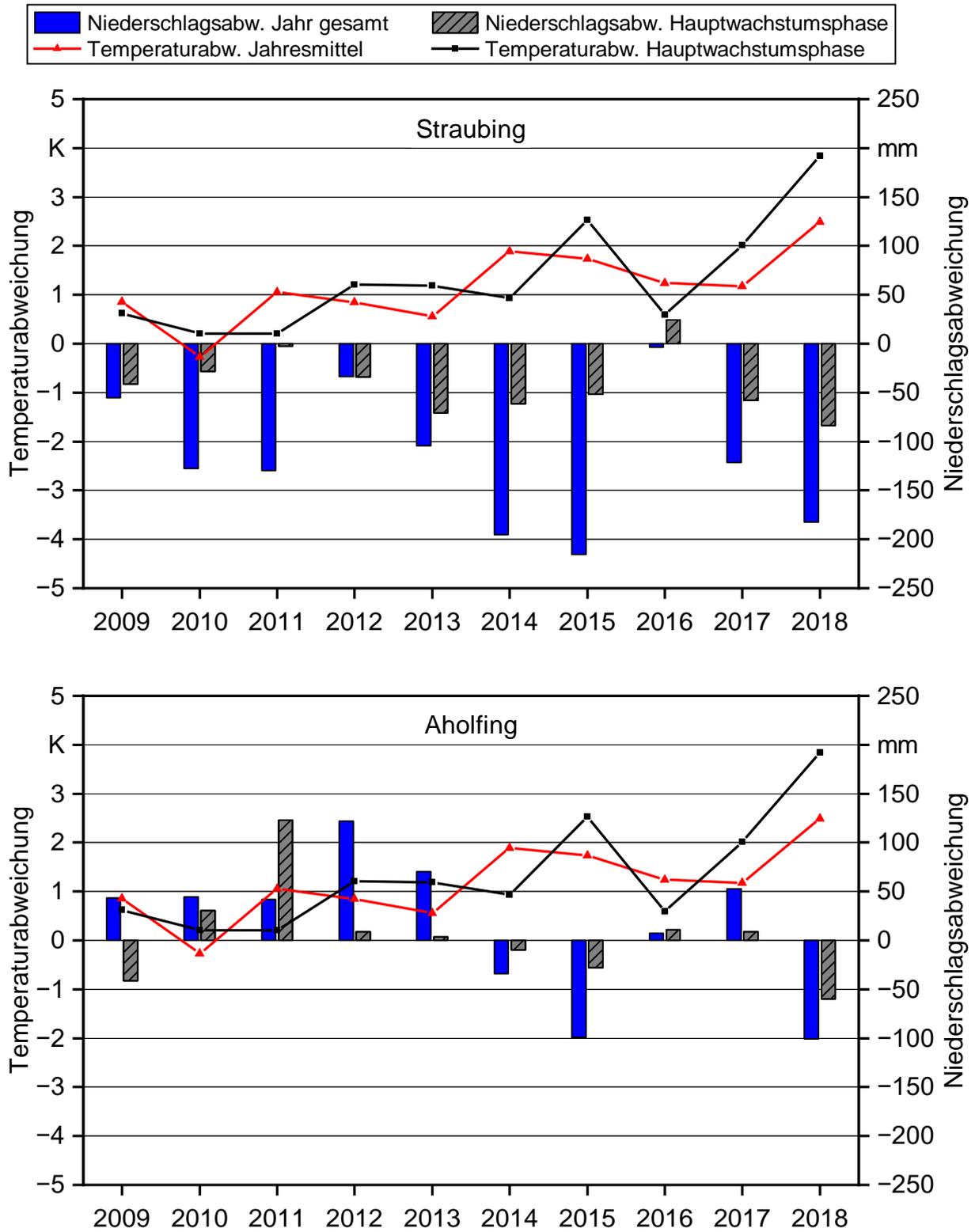


Abbildung 7: Abweichung der Monatsmitteltemperaturen und Niederschlagssummen eines Jahres bzw. der Hauptwachstumsphase vom entsprechenden viel-jährigen Mittel für die Standorte Straubing und Aholting; als Hauptwachstumsphase wurde bei Winterweizen der Zeitraum von April bis Juli und bei Silomais von Mai bis August angesetzt

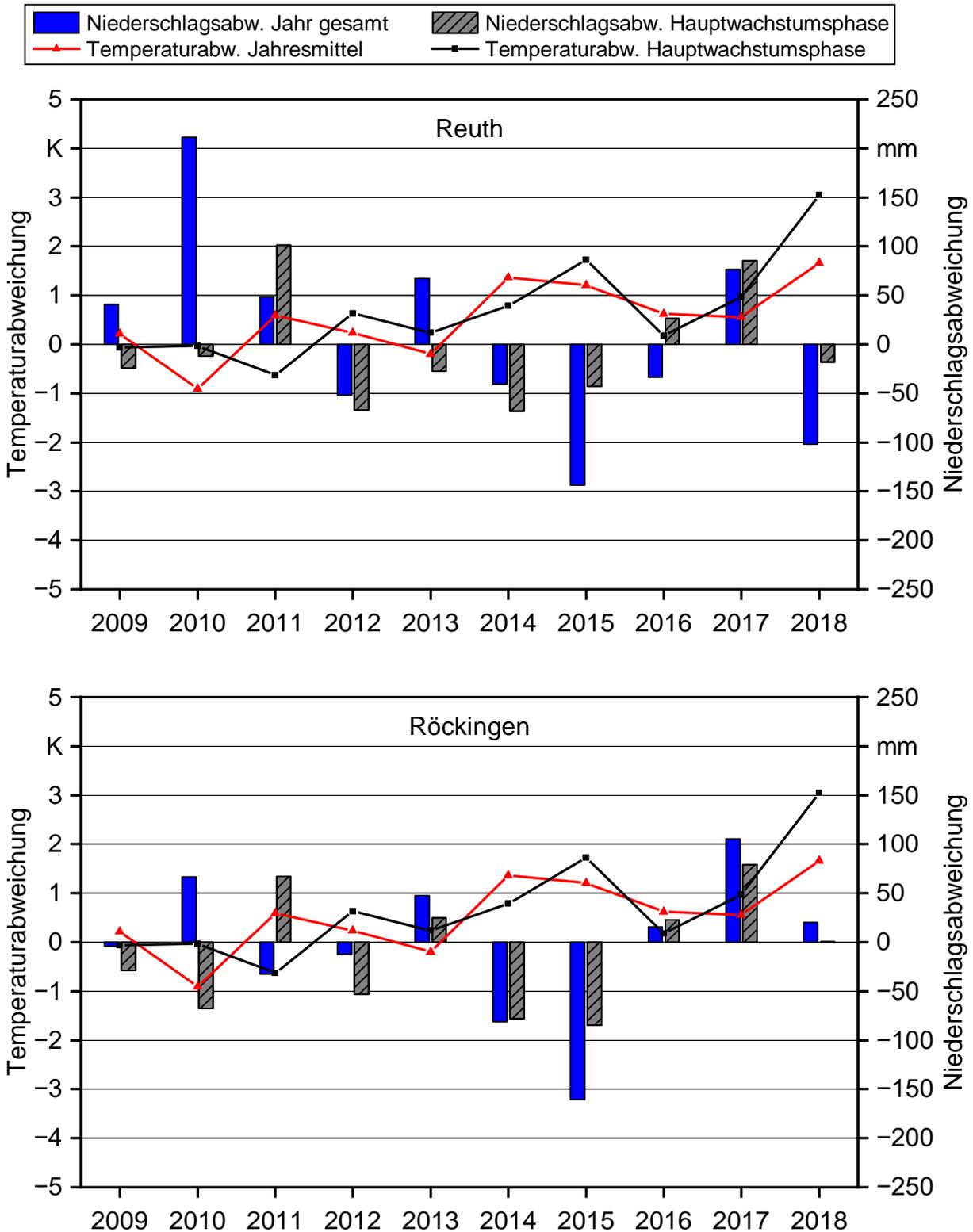


Abbildung 8: Abweichung der Monatsmitteltemperaturen und Niederschlagssummen eines Jahres bzw. der Hauptwachstumsphase vom entsprechenden vieljährigen Mittel für die Standorte Reuth und Röckingen; als Hauptwachstumsphase wurde bei Winterweizen der Zeitraum von April bis Juli und bei Silomais von Mai bis August angesetzt

Als besondere Witterungseinflüsse mit deutlichem Einfluss auf das Pflanzenwachstum sind Hagelschäden im Versuchsjahr 2013 in Aholting sowie in 2016 in Straubing und Röckingen aufzuführen. Das Hagelereignis in Röckingen fand am 18.07. und somit während der Abreife des Winterweizens statt, wodurch ein Ausfall von etwa 20 % der Körner verursacht wurde. Da dieser über die gesamte Versuchsfläche gleichmäßig verteilt vorlag, wurden die Ergebnisse dieses Jahrs dennoch in die Auswertung der Versuchsserie aufgenommen. In Straubing trat der Hagelschaden früher auf, sodass starke Pflanzenschäden, eine mangelhafte Einkörnung und Lager die Folgen waren. Der entsprechende Einzelversuch war somit nicht mehr wertbar und wurde von der weiteren Auswertung der Erträge ausgeschlossen.

4.2 Beschreibung der Feldversuche

4.2.1 Versuchsaufbau und Varianten

Je nach Nutzung und Vermarktungsmöglichkeit können Pflanzenbausysteme eine unterschiedliche Abfuhr und Rückführung der pflanzlichen Biomasse und somit eine unterschiedliche organische Düngung aufweisen. Im Rahmen dieses Projekts sollte die langfristige Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und BtL untersucht werden, wobei insbesondere der Einfluss der mit diesen Betriebssystemen verbundenen unterschiedlichen organischen Düngung auf den Boden im Vordergrund stand. Hierfür wurde an den vier Versuchsstandorten je ein Feldversuch angelegt und ortsfest über die Laufzeit von zehn Jahren fortgeführt. Als Fruchtfolge wurde an allen Standorten für alle Varianten die Abfolge von Silomais und Winterweizen, beginnend mit Mais im Jahr 2009, gewählt. Eine jährliche Wiederholung jeder Kultur war nicht gegeben. Ein Zwischenfruchtanbau erfolgte nicht. Diese Fruchtartenfolge ist sowohl für Marktfruchtbetriebe als auch bei einer Ganzpflanzensilagenutzung (GPS-Nutzung) des Getreides für intensive Biogasbetriebe denkbar. Über die Varianten des Versuchsfaktors wurden sechs unterschiedliche Nutzungspfade der erzeugten Biomasse simuliert, die verschiedene praxisübliche Betriebstypen/-systeme abbilden sollten (Tabelle 5). Bei identischer Fruchtfolge unterschieden sich die Faktorstufen in der Zufuhr organischer Substanz. Dabei wurde je nach Biomassenutzung zwischen einer ausschließlich mineralischen Düngung sowie einer organischen Düngung mit Gärresten und Rindergülle bei unterschiedlicher Strohabfuhr variiert.

Die Variante „miner. – Stroh“ repräsentierte eine Biomasseverwertung über das BtL-Verfahren und beinhaltete folglich eine vollständige Abfuhr der oberirdischen Biomasse ohne Rückführung. Die Düngung dieser Variante erfolgte ausschließlich mineralisch, die gesamte erntefähige oberirdische Biomasse wurde somit der Fläche dauerhaft entzogen. Die Variante „miner. + Stroh“ entsprach der Variante „miner. – Stroh“, allerdings verblieb das Weizenstroh auf der Fläche. Die direkte N-Düngung der Kulturen erfolgte ebenfalls nur mineralisch, sodass dieser Nutzungspfad eine Fruchtfolge aus Silomais und Marktfruchtweizen ohne Gärrest- bzw. Güllerückführung darstellte. Die Variante „Gärrest -Stroh“ basierte auf einer Biogasnutzung des Silomaises mit Gärrestrückführung und der Marktfrucht Winterweizen, wobei neben dessen Korn auch das Stroh verkauft und von

der Fläche abgefahren wurde. Die Gärrestrückführung erfolgte proportional zur Silomaisabfuhr (Berechnungsschema siehe 4.2.5). Die zur Düngung zur Verfügung stehende Gärrestmenge wurde je zur Hälfte zu Silomais und dem im Jahr darauf folgenden Winterweizen ausgebracht. Die Variante „Gärrest + Stroh“ unterschied sich von der Variante „Gärrest – Stroh“ nur dadurch, dass das Weizenstroh nicht abgefahren wurde und auf der Fläche verblieb.

Tabelle 5: Übersicht über Versuchsaufbau mit unterschiedlicher organischer Düngung der sechs Versuchsvarianten

Variante	Nutzungspfad/ Variante	Düngung	Stroh- nutzung	Bemerkung
miner. – Stroh	Silomais Marktfruchtweizen mit Strohabfuhr (BtL)	ausschließlich mineralische Düngung	Abfuhr	BtL-Simulation, keinerlei Rückfüh- rung org. Biomasse
miner. + Stroh	Silomais Marktfruchtweizen	ausschließlich mineralische Düngung	Verbleib	keine Rückführung der abgefahrenen Biomasse, Stroh verbleibt
Gärrest – Stroh	Silomais (Biogas) Marktfruchtweizen mit Strohabfuhr	Gärrest proportional zur Silomaisabfuhr + minerali- sche Ergänzungsdüngung	Abfuhr	Simulation Stroh- verkauf
Gärrest + Stroh	Silomais (Biogas) Marktfruchtweizen	Gärrest proportional zur Silomaisabfuhr + minerali- sche Ergänzungsdüngung	Verbleib	Simulation Stroh wird eingearbeitet
max. Gärrest – Stroh	Silomais (Biogas) GPS Weizen (Bio- gas)	Gärrest proportional zur Si- lomais- und Weizenabfuhr (+ 20 % Zuschlag) + ggf. min. Ergänzungsdüngung	Abfuhr	Simulation 20 % Gärrestüberhang
Rinder- gülle + Stroh	Silomais (Futter) Marktfruchtweizen	Gülle proportional zu Gär- restdüngung (Variante „Gär- rest +/- Stroh“) + min. Ergänzungsdüngung	Verbleib	Simulation Gülle- wirtschaft, Stroh wird eingearbeitet

Die Variante „max. Gärrest – Stroh“ repräsentierte eine Nutzung sowohl des Silomais als auch des Winterweizens als Biogassubstrat. In diesem Fall würde ein Weizenbestand in der Praxis als Ganzpflanzensilage (GPS) zum Stadium der Teigreife geerntet werden. Um einen Vergleich der unterschiedlichen Nutzungspfade bezüglich eines möglichen Einflusses auf den Weizenertrag zu ermöglichen, erfolgte zur Erfassung der Korn- und Stroherträge auch in dieser Variante die Ernte zur Druschreife per Mähdrusch. Auf Basis der Silomaiserträge sowie der Korn- und Stroherträge des Weizens wurde den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ entsprechend die zur Düngung zur Verfügung stehende Gärrestmenge abgeleitet. In Betrieben mit hohem Wirtschaftsdüngeranfall werden teilweise aufgrund hoher Transportentfernungen die hofnahen Flächen häufig

überproportional organisch gedüngt. In Biogasbetrieben würde dies eine sehr hohe Gärrestzufuhr bedeuten. Um den Einfluss einer stark überhöhten Gärrestdüngung auf den Boden und die Bodenlebewesen zu untersuchen, wurde in dieser Variante die aus den Weizen- und Maiserträgen abgeleitete auszubringende Gärrestmenge zusätzlich um 20 % erhöht. Wie in den anderen beiden Gärrestvarianten erfolgte eine mineralische Ergänzungsdüngung, falls dies zur Deckung des pflanzlichen Bedarfs aufgrund der hohen Gärrestzufuhr überhaupt noch nötig war. Die letzte Variante repräsentierte die Verwertung des Silomaises in der Rinderhaltung mit einer Rückführung der tierischen Ausscheidungen in Form von Gülle. Das Stroh wurde in dieser Variante auf der Fläche belassen. Die zur Ausbringung zur Verfügung stehende Güllemenge wurde in dieser Variante anhand der über Gärreste zugeführten Stickstoffmenge (N-Menge) in der Variante „Gärrest – Stroh“ bzw. „Gärrest + Stroh“ abgeleitet.

4.2.2 Versuchsdesign

Entsprechend dem Versuchsaufbau wurde an allen Standorten auf der Versuchsfläche ein einfaktorieller Feldversuch mit sechs Varianten angelegt. Dieser blieb während der Laufzeit von zehn Jahren mit unveränderten Varianten und ortsfest bestehen. Die Varianten wurden in vierfacher Wiederholung geprüft, sodass jede Versuchsanlage aus 24 Parzellen aufgebaut war. Bis auf den Standort Straubing war als Anlagemethode ein lateinisches Rechteck gegeben. Dieses war in Reuth und Röckingen aus vier Zeilen und sechs Spalten und in Aholting aus sechs Zeilen und vier Spalten aufgebaut. In Straubing musste aus Flächengründen die Versuchsanlage schmal und langgestreckt mit zwei Spalten bestehend aus je zwölf Parzellen angeordnet werden. Eine korrekte Auswertung als lateinisches Rechteck war somit nicht mehr möglich. Die Randomisierung wurde so ausgelegt, dass entsprechend den Säulen eines lateinischen Rechtecks orthogonal zu den Hauptblöcken verlaufende, vollständige „Teilblöcke“ gebildet werden konnten. Insgesamt wies die Versuchsanlage in Straubing somit mit einer Breite von ca. 25 m und einer Länge von 230 m eine sehr ungünstige, langgestreckte Flächenform auf. Zusätzlich dazu befand sich im Westen der Versuchsanlage im Abstand von etwa 4 m über die gesamte Länge des Versuchs eine Hecke. Der Einfluss der Hecke, der mit zunehmendem Abstand zu dieser abnimmt, konnte allerdings über die parallel dazu verlaufenden Teilblöcke teilweise berücksichtigt werden.

Die Breite der Einzelparzellen belief sich auf 9,0 m, wobei die Ansaat an allen Standorten in sechs Fahrten zu je 1,5 m erfolgte (Abbildung 9). Um Randeffekte zu vermeiden, wurden nur die vier inneren je 1,5 m breiten Streifen für Beprobungen und die Ertragsfassung verwendet. Die beiden äußeren Streifen dienten als Seitenrand. Einer der inneren Streifen stellte die Ernteparzelle dar, die für die Erhebung der Trockenmasse-, Korn- und Stroherträge beerntet wurde. Am Standort Straubing betrug die Gesamtlänge der Parzellen 19,0 m. Die Kernparzellen waren 13,0 m lang, sodass sich Stirnränder von jeweils 3,0 m Breite ergaben. In Aholting waren die Einzelparzellen jeweils 18,0 m lang. Die Nettolänge der Parzellen belief sich auf 12,0 m, bei ebenfalls jeweils 3,0 m breiten Stirnrändern. In Reuth und Röckingen hingegen waren die Parzellen mit einer Gesamtlänge von jeweils 15,0 m deutlich kürzer. Dennoch wurde die Länge der Kernparzellen

ebenfalls auf 12,0 m gesetzt, sodass für die Stirnränder folglich noch jeweils 1,5 m verblieben. Bei einer Länge des beernteten Kernparzellenbereichs von 12,0 m in Reuth, Röckingen und Aholting bzw. 13,0 m in Straubing und einer Breite von 1,5 m betrug die Größe der Erntefläche für die Ertragsbestimmung 18,0 bzw. 19,5 m². Die restliche Parzellenfläche innerhalb der Stirn- und Seitenränder wurde für Beprobungen im Rahmen der Untersuchungen zu Humushaushalt, Bodenphysik und Bodenfauna verwendet. Die Beerntung zur Ertragserfassung und die weiteren Beprobungen fanden über den gesamten Versuchszeitraum jeweils immer in den gleichen 1,5-m-Teilstreifen der Gesamtparzellen statt.

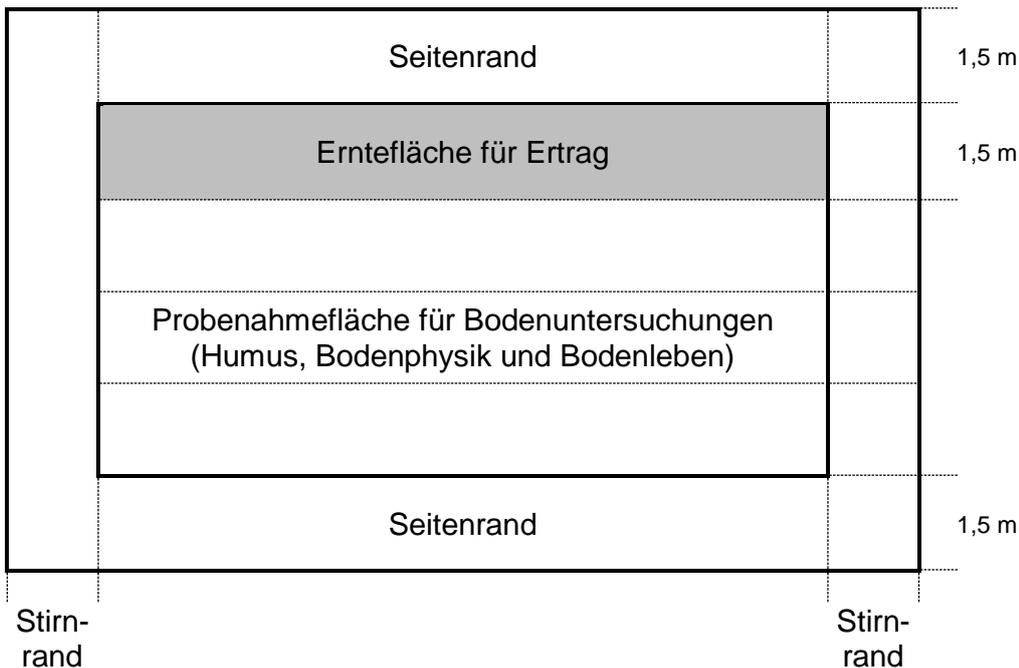


Abbildung 9: Aufbau einer Einzelparzelle aus den Feldversuchen

4.2.3 Probenahmen und Analysen im Rahmen der pflanzenbaulichen Versuchsauswertung

Die für die nachfolgend aufgeführten Analysen verwendeten Chemikalien wurden von den Firmen Roth, Merck, Megazyme und Sigma bezogen. Die Qualität war Hi-Grade bzw. Analysenqualität (p. A.).

4.2.3.1 Gärrest- und Rindergülleuntersuchung

Die auf die Versuchspartellen ausgebrachten Gärreste und die Rindergülle stammten aus den Versuchsstandorten nahegelegenen landwirtschaftlichen Betrieben bzw. Biogasanlagen. Um die auszubringende Menge an Gärresten und Rindergülle an die jeweiligen Nährstoffgehalte anpassen zu können, waren vor den Ausbringungsterminen im Frühjahr Kenntnisse über den Gehalt an Ammoniumstickstoff (NH₄-N) und Gesamtstick-

stoff (N_{ges}) erforderlich. Hierzu wurden Vorabproben auf den Betrieben genommen und analysiert. Zu allen Düngeterminen wurden weitere Gärrest- und Rindergülleproben entnommen, um die Nährstoffgehalte des tatsächlich ausgebrachten Düngers bestimmen zu können. Neben den beiden Stickstofffraktionen N_{ges} - und NH_4 -Stickstoff wurden diese Proben auf folgende Parameter analysiert: pH-Wert, TS-Gehalt, Gehalt an organischer Trockensubstanz (oTS), P, K, Mg, Calcium (Ca), Schwefel (S) und Natrium (Na). Daraus wurden anschließend die ausgebrachten Nährstoffmengen berechnet. Der C_{org} -Gehalt der Gärreste bzw. Rindergülle wurde näherungsweise aus dem Glühverlust (entspricht organischer Trockenmasse) berechnet, wobei ein mittlerer C_{org} -Gehalt der organischen Substanz von 58 % unterstellt wurde. Dieser C_{org} -Gehalt wurde auch für die Berechnung der C/N-Verhältnisse der organischen Dünger herangezogen. Zur Analyse der obigen Parameter wurden nachfolgend beschriebene Methoden angewandt.

4.2.3.1.1 Gehalt an K, Mg, Ca, P, S, Na

Die Bestimmung der Gehalte an K, Mg, Ca, P, S und Na erfolgte entsprechend der Methode nach VDLUFA-Methodenbuch Band II.1 „Untersuchung von Düngemitteln“ und „Bestimmung von Mikronährstoffen in Düngemittlextrakten“, 6. Erg. 2014, 4.2.4 mit einem optischen Emissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES). Die ICP-Analytik wird dabei nach Aufschluss der getrockneten und fein vermahlenden Proben im Königswasser durchgeführt.

4.2.3.1.2 Trockensubstanzgehalt

Die Trockenmasse wurde nach VDLUFA-Methodenbuch Band III „Futtermittel“, Kap. 3.1 untersucht. Die Methode dient zur Bestimmung des Gehalts an Feuchtigkeit in Pflanzen, Futtermitteln, Mineralstoffen, Mischungen, die überwiegend aus Mineralstoffen bestehen, tierischen und pflanzlichen Fetten/Ölen, Ölsaaten und ölhaltigen Früchten. Hierbei handelt es sich um eine gravimetrische Methode.

4.2.3.1.3 Gehalt organischer Substanz (Glühverlust)

Unter Glühverlust (in %) wird der Anteil organischer Substanz einer Probe nach DIN 18128 (2002) verstanden. Um ihn zu bestimmen, wurde eine Probe bei Temperaturen von über 500 °C in einem Muffelofen so lange geglüht, bis keine Gewichtsabnahme mehr festzustellen war. Die Abkühlung der Proben erfolgte in einem Exsikkator. Die Differenz zwischen der aufgegebenen Gesamtmasse und dem Glührückstand bildet den Glühverlust. Ein hoher Glühverlust deutet auf einen hohen Anteil organischer Substanz in der Probe hin, da der enthaltene Kohlenstoff oxidiert wird und als Kohlenstoffdioxid entweicht. Der mineralische Anteil wird über den Glührückstand bestimmt.

4.2.3.1.4 pH-Wert

Zur Bestimmung des pH-Werts wurde ein pH-Meter (WTW, Weilheim, Deutschland) verwendet. Die Durchführung erfolgte nach Bedienungsanleitung der Fa. WTW in Anleh-

nung an die DIN 38404-5 „Bestimmung des pH-Werts“ und der Vorschrift des VDLUFA-Methodenbuchs Band III „Futtermittel“, Bestimmung des pH-Werts aus der Originalsubstanz.

4.2.3.1.5 Gesamtstickstoff

Die Messung des Gesamtstickstoffs (N_{ges}) erfolgte nach der Kjeldahl-Methode in einem Vapodest 50s (C. Gerhardt GmbH & Co. KG, Königswinter, Deutschland). Der Teilschritt der Destillation wurde entsprechend der Methode im VDLUFA-Methodenbuch Band II, 2. Erg. „Destillation und Titration zur Stickstoffbestimmung“, Automatisierte Methode 3.1.1. (2004) durchgeführt. Die anschließende N-Bestimmung erfolgte nach der Methode im VDLUFA-Methodenbuch Band II, „Bestimmung von Gesamtstickstoff KJELDAHL Methode bei Abwesenheit von Nitrat-Stickstoff“, Verbandsmethode 3.5.1.1, 2. Erg. (2004).

4.2.3.1.6 Ammoniumstickstoff

Die verwendete Analysemethode zur Bestimmung des Gehalts an Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) beruht auf einer Vorschrift der Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 des Europäischen Parlamentes und des Rats vom 13. Oktober 2003; Methode 2.1; „Bestimmung von Ammoniumstickstoff“.

4.2.3.2 Bodenuntersuchungen

Zu Versuchsbeginn wurden alle Versuchsflächen auf ihre Gehalte an P, K und Mg analysiert. Zusätzlich erfolgten im Abstand von etwa zwei Jahren weitere Bodenuntersuchungen zur Überprüfung einer ausreichenden Bodenversorgung dieser Nährelemente insbesondere in den rein mineralisch gedüngten Varianten. Diese wurden allerdings sehr unregelmäßig durchgeführt und waren für die Ableitung düngungsbedingter Gehaltsveränderungen nicht geeignet. Darüber hinaus wurde vor der Maisaussaat bzw. bei Winterweizen zu Vegetationsbeginn im Frühjahr der Boden bis auf 90 cm Tiefe auf den Gehalt an mineralischem Stickstoff (N_{min}) beprobt. Dieser N_{min} -Vorrat wurde in der Düngebedarfsermittlung berücksichtigt. Nach der Ernte des Silomaises bzw. Winterweizens wurde eine weitere parzellenscharfe N_{min} -Untersuchung des Bodens durchgeführt. Aus der Höhe und der Verteilung der N_{min} -Mengen nach der Ernte lassen sich Aussagen über die Verwertung des mineralischen Stickstoffs im Boden ableiten. Dadurch kann das Risiko für Nitratausträge und Lachgasemissionen über Winter beurteilt werden. Der Boden wurde dabei erneut bis auf eine Tiefe von 90 cm, unterteilt in drei gleichmäßige Tiefenabschnitte, beprobt. Für die Grundbodenuntersuchung und die Bestimmung der N_{min} -Mengen (Ammonium- und Nitratstickstoff) im Boden wurden nachfolgende Analysemethoden angewandt.

4.2.3.2.1 Gehalt an P, K und Mg

Die Bestimmung der Elementgehalte an P, K, und Mg erfolgte über eine optische Emissionsspektroskopie (ICP-OES) entsprechend der Methode nach VDLUFA-Methodenbuch Band II.1 „Untersuchung von Düngemitteln“ und „Bestimmung von Mikronährstoffen in Düngemittlextrakten“, 6. Erg. (2014). Hierzu wurde zunächst ein Aufschluss der getrockneten und fein vermahlenden Pflanzenproben im Königswasser durchgeführt.

4.2.3.2.2 Trockensubstanzgehalt

Die Trockenmasse wurde nach VDLUFA-Methodenbuch Band I „Böden“, Abschnitt 2.2.1 untersucht. Die Methode beinhaltet eine gravimetrische Bestimmung des Gehalts an Feuchtigkeit in Böden.

4.2.3.2.3 Gehalt an Ammoniumstickstoff

Die Bestimmung des Gehalts an $\text{NH}_4\text{-N}$ erfolgte nach der Methode des VDLUFA-Methodenbuchs Band I, „Böden“, Abschnitt A 6.1.2.1, 3. Teillieferung 2002, „Bestimmung von Ammonium-Stickstoff durch Continuous-Flow-Analyse (CFA) und photometrische Detektion“.

4.2.3.2.4 Gehalt an Nitratstickstoff

Die Bestimmung des Gehalts an Nitratstickstoff wurde nach VDLUFA-Methodenbuch Band I, „Böden“, Abschnitt A 6.1.4.1, 3. Teillieferung 2002, „Bestimmung von mineralischem Stickstoff (Nitrat und Ammonium) in Bodenprofilen (N_{min} -Labormethode)“ durchgeführt.

4.2.3.2.5 Berechnung der N_{min} -Menge im Boden

Die gewonnenen Extrakte aus dem Oberboden wurden auf Nitratstickstoff und Ammoniumstickstoff untersucht, die Unterbodenextrakte nur auf Nitratstickstoff. Entsprechend diesen Untersuchungen wurde nach Umrechnung auf flächenbezogene Stickstoffmengen die N_{min} -Menge im Boden als Summe der beiden Fraktionen rechnerisch ermittelt.

4.2.3.3 Ertragsbestimmung und Analyse von Pflanzenmaterial

Bei Silomais wurde die Beerntung der Ernteparzellen an allen Standorten mit einem Traktorgespann bestehend aus einem Frontanbauhächsler und einem im Heck angebauten Probenehmer durchgeführt. Bei diesem Vorgang wurde die Erntefrischmasse erfasst und außerdem Proben für die Nährstoffgehaltsanalysen und die Trockensubstanzgehaltsbestimmung aus dem laufenden Erntegutstrom entnommen. Die Ernte der Winterweizenparzellen erfolgte in allen Varianten durch einen Mähdrusch mit einem Parzellenmähdrescher, sodass bei allen Nutzungspfaden entgegen der eigentlich simulierten Biomassennutzung die Kornerträge bestimmt wurden. Für die darauffolgende Erfassung

der Stroherträge wurde in Straubing und Aholting ein Frontanbauhäcksler mit Pickup und Probenehmer zur Verwiegung und Probenentnahme verwendet. Auf den Parzellen mit Strohabfuhr wurde das Stroh auf diese Weise von der Parzelle entfernt. Bei Strohverbleib wurde das zerkleinerte Stroh wieder auf die Parzellenfläche verteilt. In Reuth und Röckingen erfolgte die Strohverwiegung per Hand. Das Stroh der Varianten mit Strohverbleib wurde anschließend wieder auf der entsprechenden Parzelle verteilt und durch Mulchen zerkleinert. Die Stoppeln mit einer Schnitthöhe von ca. 10 cm verblieben in allen Varianten in den Parzellen und wurden auch nicht bei der Strohverwiegung erfasst. Folglich beinhalteten die in den Parzellenversuchen erfassten Stroherträge die Strohbiomasse, die auch unter Praxisbedingungen erntefähig ist und von der Fläche abgefahren werden kann.

Die bei der Ernte der Versuchspartellen entnommenen Proben für die Trockensubstanzgehaltsbestimmung wurden unmittelbar auf dem Feld für die Aufnahme der Frischmasse verwogen. Anschließend erfolgte eine Trocknung im Trockenschrank bei 105 °C für mindestens 48 Stunden bis zur Gewichtskonstanz. Durch eine erneute Rückwaage wurde die Trockenmasse erfasst. Über den Quotienten der beiden Massen wurde der Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) der oberirdischen Biomasse der Erntepartellen bestimmt, der für die Berechnung der Trockenmasseerträge herangezogen wurde. Darüber hinaus wurden bei der Ernte der Versuchspartellen weitere Pflanzenproben entnommen, die im Labor auf ihren Gehalt an den Makronährstoffen N, P, K und Mg mittels Elementaranalyse untersucht wurden. Die Trocknung der Inhaltsstoffproben erfolgte bei 60 °C. Unter Berücksichtigung des Trockenmasseertrags wurden damit die flächenbezogenen Nährstoffabfuhr berechnet. Bei Silomais wurden teilweise weitere umfangreiche Inhaltsstoffanalysen durchgeführt (Parameter: Neutral-Detergenzien-Faser [NDF], organische Neutral-Detergenzien-Faser [NDF_{org}], Säure-Detergenzien-Faser [ADF], organische Säure-Detergenzien-Faser [ADF_{org}], Säure-Detergenzien-Lignin [ADL], enzymlöslich organische Substanz [ELOS], Rohfaser [XF], Rohfett [XL], reduzierende Zucker). Jedoch wurden nicht alle diese Parameter in sämtlichen Einzeljahren erfasst.

Die wichtigsten der regelmäßig durchgeführten Probenahmen und Analysen im Rahmen der pflanzenbaulichen Versuchsauswertung sind in Tabelle 6 zusammengefasst. Darüber hinaus wurden das Aufgangsdatum sowie die Bestandsdichte erfasst und je nach Auftreten Auswinterungsschäden, Kälteschäden, Ättschäden nach Düngung, Lager, Mängel (Trockenschäden, Hagelschäden), Krankheiten und Schädlinge bonitiert.

Tabelle 6: *Laufend durchgeführte Probenahmen und Analysen im Rahmen der pflanzenbaulichen Versuchsauswertung mit entsprechenden Untersuchungsparametern (A = variantenscharf, P = parzellenscharf)*

Termin	Objekt	Teilobjekt	Bezug	Untersuchungsparameter
Silomais				
vor Saat	Boden	3 Tiefen	A	N _{min}
Ernte	ges. Pflanze		P	Trockensubstanzgehalt (TS)
Ernte	ges. Pflanze		P	N, P, K, Mg zusätzlich teilweise: Stärke, NDF*, NDF _{org} *, ADF*, ADF _{org} *, ADL*, ELOS*, XF*, XL, red. Zucker* (*Analyse über NIRS)
Ernte	Boden	3 Tiefen	P	N _{min}
Winterweizen				
Vegetationsbeginn	Boden	3 Tiefen	A	N _{min}
Ernte	Stroh		P	N, P, K, Mg
Ernte	Stroh		P	Trockensubstanzgehalt (TS)
Ernte	Korn		P	N, P, K, Mg
Ernte	Korn		P	Trockensubstanzgehalt (TS)
Ernte/im Herbst	Boden	3 Tiefen	A	N _{min}

Die Pflanzenanalysen wurden anhand nachfolgend beschriebener Methoden durchgeführt.

4.2.3.3.1 N-Gehalt und Rohprotein

Die N-Gehaltsbestimmung der Silomais- und Weizenproben wurde durch Verbrennung in einem Elementaranalysator vom Typ TruMac CNS (Lecu Instrumente GmbH, Mönchengladbach, Deutschland) nach Dumas durchgeführt. Die Methode ist im VDLUFA-Methodenbuch Band III „Futtermittel“, 5. Erg. 2004, 4.1.2 beschrieben. Der Rohprotein-gehalt wurde aus dem N-Gehalt durch Multiplikation mit einem Proteinfaktor von 6,25 bei Silomais und 5,7 bei den Weizenkörnern berechnet.

4.2.3.3.2 Gehalt an P, K und Mg

Die Bestimmung der Elementgehalte an P, K und Mg erfolgte über eine optische Emissionsspektroskopie (ICP-OES) entsprechend der Methode nach VDLUFA-Methodenbuch Band II.1 „Untersuchung von Düngemitteln“ und „Bestimmung von Mikronährstoffen in

Düngemittelextrakten“, 6. Erg. (2014). Hierzu wurde zunächst ein Aufschluss der getrockneten und fein vermahlenden Pflanzenproben im Königswasser durchgeführt.

4.2.3.3.3 Stärkebestimmung nach Ewers

Die Stärkeanteile der Pflanzenproben wurden nach einer Methode von EWERS, beschrieben im VDLUFA-Methodenbuch Band III „Futtermittel“, 1976, 7.2.2 untersucht.

4.2.3.3.4 Analyse von NDF, NDF_{org}, ADF, ADF_{org}, ADL, ELOS, Rohfaser und reduzierenden Zuckern über Nah-Infrarot-Spektroskopie

Die Nah-Infrarot-Spektroskopie (NIRS) ist ein indirektes Messverfahren und basiert auf Messungen der spektroskopisch-physikalischen Eigenschaften von Proben. Im Projekt wurden die Silomaisproben mithilfe der Nah-Infrarot-Spektroskopie auf die Parameter NDF, NDF_{org}, ADF, ADF_{org}, ADL, ELOS, XF, XL und reduzierende Zucker untersucht. Zusätzlich wurde der TS-Gehalt bzw. der oTS-Gehalt als Bezugsgröße ermittelt. Die NIRS-Untersuchung der Maisproben erfolgte nach Trocknung und Feinvermahlung in einer Mühle. Es wurde eine Kalibrierung verwendet, die bundesweit von der VDLUFA NIRS GmbH vertrieben und regelmäßig aktualisiert wird. Für die NIRS-Messungen kam ein Gerät der Firma Unity Scientific (Milford, Massachusetts, USA) zum Einsatz.

4.2.3.3.5 Rohfett

Die Fettbestimmung erfolgte nach dem im VDLUFA-Methodenbuch Band III „Futtermittel“, 5.1.4 „Rohfett in Ölsaaten“ beschriebenen Verfahren.

4.2.4 Organische Düngung

Durch die unterschiedliche Verwertung und Rückführung der pflanzlichen Biomasse in den Versuchsvarianten sollten unterschiedliche Betriebssysteme abgebildet werden. Eine vollständige Umsetzung dieses Systemansatzes bei der organischen Düngung wurde allerdings nicht durchgeführt und war auch nicht Ziel der Versuchsfragestellung. Hierfür hätten eine Vergärung bzw. Verfütterung der abgefahrenen Biomasse und eine entsprechende Rückführung der Gärreste bzw. tierischen Ausscheidungen erfolgen müssen. Stattdessen wurden die zur Düngung zur Verfügung stehenden Gärrest- und Rindergülmengen näherungsweise über die Stickstoffabfuhr (N-Abfuhr) berechnet (siehe 4.2.5). Dabei wurde für alle Varianten eines Standorts ein einheitliches Ertragsniveau unterstellt. Die für die Düngung der organischen Düngungsvarianten eingesetzten Gärreste und die Rindergülle wurden von nahegelegenen Biogasanlagen bzw. landwirtschaftlichen Betrieben bezogen. Um dennoch eine der abgefahrenen Biomasse entsprechende Düngung und Rückführung organischer Substanz zu realisieren, sollte der in den Gärrestvarianten ausgebrachte Gärrest möglichst aus einer Biogasanlage mit einem überwiegenden Input nachwachsender Rohstoffe stammen. Dieses Ziel konnte allerdings für die beiden mittelfränkischen Standorte nicht umgesetzt werden, da in den entsprechenden Biogasanlagen größere Mengen Rindergülle/-mist vergoren wurden. Die Gärreste, die an den Ver-

suchsstandorten Straubing und Aholting ausgebracht wurden, stammten hingegen aus einer Anlage mit ausschließlich pflanzlichen Inputsubstraten. Die ungefähre Substratzusammensetzung während des Versuchszeitraums und weitere Kenndaten der Gärrest bereitstellenden Biogasanlagen sind in Tabelle 7 aufgelistet. Die Rindergülle wurde an allen Standorten aus Milchvieh haltenden Betrieben bezogen (Tabelle 8). An den Standorten Straubing und Aholting wurde analog zur Gärrestdüngung auch die gleiche Rindergülle ausgebracht.

Tabelle 7: Charakterisierung der Gärrest bereitstellenden Biogasanlagen

Versuchsstandort	Zeitraum	elektrische Leistung	Substratmix	Gärrestlagerabdeckung	Fermentertemperatur
	Einheit	kW			°C
Aholting, Straubing	2009–2018	10.000 (Gaseinspeisung)	60 % Maissilage 20 % Getreide GPS 20 % Grassilage	ja	–
Reuth	2009–2018	780	40 % Maissilage 35 % Rindergülle/-mist 25 % Getreide GPS/ Grassilage	nein	48–50
Röckingen	2009–2012	keine Angaben (–)	ca. 50 % Rindergülle/-mist 50 % Mais-/Grassilage	–	–
	2013–2018	1.300	50 % Rindergülle/-mist 45 % Maissilage 5 % Getreide GPS/ Grassilage	ja	50

Tabelle 8: Charakterisierung der Gülle bereitstellenden Rinder haltenden Betriebe

Versuchsstandort	Zeitraum	Nutzungstyp	Futterzusammensetzung
Aholting, Straubing	2009–2018	Milchvieh	40 % Grassilage 60 % Maissilage
Reuth	2009–2018	Milchvieh	40 % Grassilage 60 % Maissilage
Röckingen	2009–2016	Milchvieh	60 % Grassilage 40 % Maissilage
	2017–2018	Milchvieh	40 % Grassilage 60 % Maissilage

4.2.5 Ableitung der Düngemengen

In den Versuchsvarianten verblieb das Getreidestroh je nach Nutzungspfad auf der Fläche oder wurde abgefahren. Zusätzlich erfolgte teilweise eine Rückführung organischer Substanz in Form von Gärresten oder Rindergülle. Durch die Simulation einer unterschiedlichen betrieblichen Nutzung und Rückführung des organischen Materials der Haupt- und Nebenernteprodukte der Kulturen Silomais und Winterweizen entstanden folglich Varianten mit einer unterschiedlich hohen Zufuhr organischer Substanz. Um den Einfluss eines unterschiedlichen Pflanzenwachstums auszuschließen und die Einträge organischen Materials in Form von Ernte- und Wurzelresten, Rhizodeposition und Bestandsabfällen in allen Varianten möglichst gleich zu halten, wurde das Erreichen eines einheitlichen Ertragsniveaus über eine entsprechend angepasste Düngung angestrebt. Dieses sollte dem wirtschaftlichen Höchstertag des jeweiligen Standorts entsprechen. Die genaue Bemessung der Höhe einer mineralischen Ausgleichsdüngung beschränkte sich hierbei auf das Stickstoffangebot. Denn bezüglich dieses Makronährstoffs besteht aufgrund seiner Mobilität und seines Umsatzes im Boden sowie der Bedeutung für das Pflanzenwachstum meist ein entscheidender Ertragseinfluss durch Düngung. Für das Erreichen eines einheitlichen Ertragsniveaus in allen Varianten musste folglich die unterschiedliche Pflanzenverfügbarkeit des in organischen Düngern enthaltenen Stickstoffs berücksichtigt werden.

Die Höhe der organischen Düngung der einzelnen Varianten war bereits dadurch festgelegt, dass je nach Nutzungspfad eine Rückführung der organischen Substanz in Form von Rindergülle oder Gärrest proportional zur Biomasseabfuhr erfolgte. Zusätzlich dazu verblieb das Weizenstroh auf den Parzellen oder wurde abgefahren. Die Ableitung der auszubringenden Mengen an Gärrest aus der theoretischen Biogasvergärung von Silomais in den Varianten „Gärrest – Stroh“, „Gärrest + Stroh“ und „max. Gärrest – Stroh“ sowie von Winterweizen in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ erfolgte anhand der N-Abfuhr der zu vergärenden Biomasse. Hierfür wurde zunächst nach folgendem Berechnungsschema die Menge an Gärrest- N_{ges} berechnet, die aus der Vergärung der Biomasse zu erwarten war (Formel 4.1). Es wurde dabei grundlegend angenommen, dass über die stickstoffbezogene Ableitung der auszubringenden Gärrestmengen auch die korrekte Menge organischer Substanz auf die Fläche zurückgeführt wurde. Zudem wurden über den gesamten Versuchszeitraum für alle Gärrestvarianten Standardwerte für die N-Gehalte [165] von Silomais und Winterweizen verwendet, um die auszubringenden Gärrestmengen zu berechnen. Die tatsächlichen N-Gehalte sowie mögliche Unterschiede zwischen den Varianten mit Gärrestrückführung wurden nicht berücksichtigt.

$$N_{ges} \text{ Gärrest} = TM \times N \times (1 - \text{Verluste}) \quad (4.1)$$

$N_{ges} \text{ Gärrest}$	aus der Vergärung der Biomasse anfallende Menge an Gärrest-Gesamtstickstoff in kg N/ha
TM	Trockenmasseertrag Silomais bzw. Winterweizen (Korn) in dt/ha
N	N-Gehalt in der Trockenmasse für Berechnung der N-Abfuhr Silomais: 1,36 kg N/dt TM Winterweizen: 2,92 kg N/dt TM Korn (für N-Abfuhr von Korn und anteiligem Stroh mit Korn-Stroh-Verhältnis von 1:0,8)
$Verluste$	als Verluste während des Biogasprozesses wurden gasförmige Stickstoffverluste in Höhe von 5 % angesetzt.

In den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“, in denen Gärreste entsprechend der Silomaisabfuhr zurückgeführt wurden, wurde nur der Silomaisertrag für die Berechnung der Gärrestrückführung verwendet. Die Variante „max. Gärrest – Stroh“ repräsentierte eine Biogasvergärung der gesamten oberirdischen Biomasse, sodass zur Berechnung der auszubringenden N-Menge in Form von Gärresten neben den Silomaiserträgen auch die Weizenerträge herangezogen wurden. Zusätzlich wurde die daraus resultierende Gärrestmenge um 20 % angehoben, um die oftmals erhöhte organische Düngung auf hofnahen Flächen zu simulieren. Es ist zu beachten, dass diese Variante nur der Untersuchung der Auswirkungen überhöhter Gärrest-Aufwandmengen diene. Ein entsprechendes Vorgehen wie in Variante „max. Gärrest – Stroh“ ist nach der aktuellen Düngeverordnung von 2017 [25] nicht zulässig und entspricht nicht der guten fachlichen Praxis. Der gesamte auf diese Weise berechnete Stickstoffanfall in Form von Gärresten wurde je zur Hälfte zur Ausbringung in Silomais und in dem darauffolgenden Winterweizen verteilt. Ausgehend davon wurden über die N_{ges} -Gehalte der Gärreste aus den Vorabuntersuchungen die auszubringenden Gärrestmengen abgeleitet.

Die Berechnung der Rindergülle-Aufwandmengen erfolgte unter der Vorgabe, dass über Rindergülle die gleiche Menge an im Anwendungsjahr pflanzenverfügbarem Stickstoff zugeführt werden sollte wie über Gärreste in den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“. Bis einschließlich 2017 wurde für die Menge im Anwendungsjahr verfügbaren Stickstoffs die im Rahmen der Düngeverordnung von 2007 in Bayern angewandte Berechnungsformel verwendet [165]. Nach dieser berechnete sich der „N-schnell“ aus dem $\text{NH}_4\text{-N}$ und 10 % des in der organischen Substanz gebundenen Stickstoffs (N_{org}) des organischen Düngers. Ab 2018 wurde die Düngeverordnung von 2017 [25] als Berechnungsgrundlage herangezogen. Im Rahmen der neuen Düngeverordnung muss für die Bemessung der Stickstoffwirkung organischer Dünger die Mindeststickstoffwirksamkeit im Anwendungsjahr verwendet werden. Diese entspricht bei Gärresten und Rindergülle dem Ammoniumanteil, mindestens aber 50 % des Gesamtstickstoffs [166].

In den rein mineralisch gedüngten Varianten wurde die in Form von Mineraldünger auszubringende N-Menge über die Düngebedarfsermittlung nach Bedarfswertmethode berechnet. Ausgehend von einem kultur- und ertragsspezifischen N-Bedarfswert wird der N-Düngebedarf durch Abzug des vor der ersten Düngungsmaßnahme im Boden vorhandenen N_{\min} -Vorrats sowie weiterer Zu- und Abschläge abgeleitet. Die hierbei zugrunde gelegte Ertragserwartung wurde entsprechend den an den einzelnen Versuchsstandorten tatsächlich realisierten Erträgen laufend angepasst. Die zu Versuchsbeginn angenommenen Erträge sind in Tabelle 9 aufgeführt. Durch die laufende Anpassung der Ertragserwartungen ergaben sich im Mittel der Versuchsjahre die entsprechenden N-Bedarfswerte (Tabelle 9). Im Jahr 2018 wurden mit der Einführung einer neuen Düngeverordnung auch die entsprechenden Änderungen bei den N-Bedarfswerten berücksichtigt. Diese führten bei Winterweizen bei gleichem Ertragsniveau zu einem deutlich niedrigeren N-Düngebedarf.

Tabelle 9: Zu Versuchsbeginn unterstellte Ertragserwartungen für Düngebedarfsermittlung und durchschnittlicher N-Bedarfswert des gesamten Versuchszeitraums nach laufender Anpassung

Versuchsstandort	Ertragserwartung Versuchsbeginn		durchschnittlicher N-Bedarfswert	
	Silomais	Winterweizen (Korn)	Silomais	Winterweizen
	Einheit	dt FM/ha (86 % TS)	kg N/ha	kg N/ha
Straubing	220	85	222	233
Aholting	200	75	210	222
Reuth	170	75	198	231
Röckingen	200	85	208	223

Konnte bei den organisch gedüngten Varianten durch die aus der organischen Düngung zugeführte Menge im Anwendungsjahr pflanzenverfügbaren Stickstoffs der N-Düngebedarf nicht gedeckt werden, so wurde das Defizit mineralisch nachgedüngt. Hierbei wurden bis 2017 Ausbringungsverluste von 25 % bei Rindergülle und Gärrest und ab 2018 Verluste in Höhe von 10,5 % bei Gärrest sowie 17,6 % bei Rindergülle bezogen auf die im Anwendungsjahr anrechenbare N-Menge berücksichtigt. Von 2008 bis 2017 wurde der über die organischen Dünger Rindergülle und Gärrest ausgebrachte Stickstoff folglich mit einem Mineraldüngeräquivalent von ca. 80 % des Ammoniumgehalts bewertet. Im letzten Versuchsjahr wurde durch die Vorgaben der neuen Düngeverordnung insbesondere für die Gärreste ein geringfügig höheres Mineraldüngeräquivalent unterstellt. Die mineralische N-Düngung wurde bis auf die Unterfußdüngung von Silomais in Form von Kalkammonsalpeter ausgebracht. Der unterschiedliche Strohverbleib hatte keine Zu- bzw. Abschläge in der Düngebedarfsermittlung zur Folge. Auch die organische Düngung

der Vorjahre wurde weder zu Versuchsbeginn noch in den organisch gedüngten Varianten während der Versuchslaufzeit in der Düngebedarfsermittlung berücksichtigt. Die tatsächliche Stickstoffnachlieferung (N-Nachlieferung) ist zeitlich und mengenmäßig schwer abzuschätzen. Folglich wurde dieses Vorgehen gewählt, um Mindererträge in den organisch gedüngten Varianten zu vermeiden. Im Rahmen der aktuellen Düngeverordnung ist bei der Düngebedarfsermittlung eine Berücksichtigung der N-Nachlieferung aus der organischen Düngung des Vorjahrs jedoch vorgeschrieben.

Generelles Ziel der organischen Düngung war es, die entsprechend der abgefahrenen Biomasse nach der Biogasvergärung bzw. Verfütterung verbleibende Menge organischer Substanz über Gärreste bzw. Rindergülle wieder zurückzuführen. Da zum Zeitpunkt der Ausbringung die genaue Zusammensetzung der Gärreste nicht bekannt war, wurde die Ausbringmenge über den N_{ges} -Gehalt einer Vorabuntersuchung abgeleitet. Über eine Beprobung bei der Ausbringung wurden nachträglich die tatsächlich ausgebrachten Nährstoffmengen festgestellt. Die sich daraus ergebende Abweichung wurde im jeweiligen Folgejahr als Defizit bzw. Überschuss berücksichtigt und der Ausbringbedarf entsprechend angepasst. Gleiches Prinzip wurde bei der Rindergüllevariante angewandt, jedoch auf Basis des „N-Schnell“ bzw. mindestanrechenbaren Stickstoffs. Wurde folglich in einigen Jahren eine gegenüber der Vorabbeprobung dünnflüssigere Gülle ausgebracht, dann mussten im Folgejahr die Ausbringmengen entsprechend nach oben korrigiert werden. Je nachdem wie stark die Gehalte der Vorabproben von den Gehalten bei Ausbringung abwichen, kam es in einigen Jahren insbesondere in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ zu extremen Ausbringmengen. Zu Versuchsende waren in den mit Gärrest und Rindergülle gedüngten Varianten die in Tabelle 27 (Anhang) aufgeführten Abweichungen gegeben.

4.2.6 Pflanzenbauliche Maßnahmen und Düngung

Im Zentrum der Versuchsfrage stand die Auswirkung einer unterschiedlichen Rückführung organischer Substanz auf den Boden. Je nach Biomassenutzung erfolgte diese in unterschiedlicher Form und Menge. Daneben wurden alle weiteren pflanzenbaulichen Maßnahmen, wie Aussaat und chemischer Pflanzenschutz, ortsüblich und je nach Jahreswitterung für alle Varianten einheitlich durchgeführt. Die Sortenwahl der Kultur Silomais erfolgte standortbezogen und ist in Tabelle 26 im Anhang aufgeführt. Bei Winterweizen wurde einheitlich für alle Standorte die Sorte „Hermann“ festgelegt. Diese ist in die Qualitätskategorie C eingestuft und wurde in den Jahren 2010, 2012, 2014 und 2016 angebaut. Mangels Saatgutverfügbarkeit musste 2018 auf die C-Weizensorte „Elixer“ gewechselt werden. Die Aussaat des Silomais wurde im Zeitraum von Mitte April bis Anfang Mai mit einem praxisüblichen Reihenabstand von 75 cm durchgeführt. Die angestrebte Bestandsdichte betrug 10 Pflanzen/m². Während in Straubing und Aholting direkt auf Ziel-Bestandsdichte gesät wurde, wurde in Reuth und Röckingen eine höhere Aussaatdichte von 12 bis 14 Pflanzen/m² gewählt und anschließend auf 10 Pflanzen/m² vereinzelt. Der darauffolgende Winterweizen wurde Mitte Oktober über eine Drillsaat mit 14 cm (Straubing und Aholting) bzw. 13 cm (Reuth und Röckingen) Reihenweite und einer Saatstärke von 300 bis 350 Körnern/m² gesät.

Die Grundbodenbearbeitung vor Silomais und Winterweizen erfolgte an allen Standorten durch Pflügen. Vor Silomais wurde im Herbst des Vorjahrs und vor Winterweizen kurz vor der Aussaat gepflügt. Zu Beginn des ersten Versuchsjahrs war die Versuchsfläche in Reuth bereits mit Wintergerste bestellt, sodass diese erst durch Pflügen im Frühjahr vor der Maisaussaat umgebrochen werden musste. Bei Silomais wurde die gesamte organische Düngung vor der Saat ausgebracht und anschließend eingearbeitet. Zur Ausbringung wurde ein Parzellengüllefass mit seitlich geführtem Schleppschlauchverteiler (Firma Zunhammer GmbH, Traunreut, Deutschland) verwendet (Abbildung 10). Durch die Arbeitsbreite von 4,5 m war eine Überfahrt der Versuchspartellen bei der Wirtschaftsdüngerausbringung nicht erforderlich. Die Saatbettbereitung vor der Maisaussaat erfolgte mit einer Kreiselegge. Über diesen Bearbeitungsschritt wurden die zuvor ausgebrachten organischen Dünger wenn möglich unmittelbar in den Boden eingearbeitet. Bei größeren Ausbringungsmengen, insbesondere in der Variante „max. Gärrest – Stroh“, musste die Einarbeitung zeitlich etwas verzögert durchgeführt werden, um Schäden am Saatbett zu vermeiden. Grundsätzlich wurde auf eine Einarbeitung innerhalb von drei Stunden geachtet, um gasförmige N-Verluste zu reduzieren. Allerdings konnte die Einarbeitung erst nach Abschluss der gesamten Ausbringung an einem Standort erfolgen, da die Bearbeitung in Längsrichtung über alle Partellen durchgeführt wurde und ein Wenden zwischen den Partellen nicht möglich war. Die Varianten ohne Gärrest- bzw. Rindergülledüngung wurden folglich bei der Einarbeitung ebenfalls mitbearbeitet. Aufgrund sehr hoher Ausbringungsmengen in Straubing und Aholting in 2015 wurde die organische Düngung auf zwei Termine mit jeweils darauffolgender Einarbeitung aufgeteilt. In einigen Jahren erfolgte bei Silomais in allen Varianten zusätzlich eine mineralische Unterfußdüngung mit Diammonphosphat (18 % N, 46 % P_2O_5) in einer Höhe von 30 kg N/ha. Diese wurde bei der Bemessung des verbleibenden mineralischen N-Düngebedarfs berücksichtigt. Die restliche mineralische N-Düngung bei Silomais wurde bis zu einer Wuchshöhe von 20 cm ausgebracht.

Die organische Düngung zu Winterweizen wurde ebenfalls mit Schleppschlauchtechnik und in den meisten Fällen in einer Gabe zu Vegetationsbeginn appliziert. In einzelnen Jahren, bei sehr großen Ausbringungsmengen in der Variante „max. Gärrest – Stroh“, wurde die zu düngende Menge auf eine Gabe zu Vegetationsbeginn und Schossbeginn aufgeteilt. Die mineralische N-Düngung wurde auf zwei bis drei Gaben verteilt ausgebracht. Je nach Höhe der N-Zufuhr über Rindergülle und Gärrest und noch erforderlichem Stickstoffausgleich wurden in den organisch gedüngten Varianten auch einzelne Gaben zusammengefasst. Darüber hinaus wurde zum Ausgleich der Abfuhr eine Düngung mit Phosphor und Kalium in allen Varianten durchgeführt. In den rein mineralisch gedüngten Varianten erfolgte eine erhöhte P-/K-Ausgleichsdüngung, wobei das Niveau dieser P-/K-Zufuhr an den beiden fränkischen Standorten deutlich höher war. Eine Kalkung der Versuchsflächen wurde während der Versuchslaufzeit an allen Standorten unterlassen, um düngungsbedingte pH-Veränderungen abbilden zu können.



Abbildung 10: Parzellengüllefass mit seitlich geführtem Schleppschlauchverteiler (Arbeitsbreite 4,5 m) zur Ausbringung von Gärresten und Rindergülle bei Silomais (vor der Saat) und Winterweizen (Vegetationsbeginn)

4.3 Statistische Auswertung

4.3.1 Statistische Auswertung der pflanzenbaulichen Merkmale

Für die statistische Datenanalyse der im Rahmen der pflanzenbaulichen Versuchsauswertung erhobenen Merkmale wurde die Software SAS Version 9.3 (SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, USA) verwendet. Mittelwerte und Standardabweichungen wurden, falls nicht abweichend angegeben, mittels der MEAN-Prozedur in SAS oder in Microsoft Excel Version 14.0.7232.5000 (Microsoft Inc., Redmond, Washington, USA) berechnet. Varianzanalysen wurden mithilfe der SAS Prozeduren MIXED oder GLM durchgeführt. Die Verrechnung der Einzelversuche als Versuchsserie erfolgte ausgehend von Jahr-Ort-Mittelwerten. In der darauffolgenden varianzanalytischen Auswertung wurden Orts- und Jahreseinfluss über einen zufälligen Umwelteffekt berücksichtigt. Als Signifikanzniveau wurde $\alpha = 5\%$ gewählt. Signifikante Unterschiede zwischen Faktorstufen wurden durch einen Mittelwertvergleich (*least-square means*) nach Tukey identifiziert und sind im nachfolgenden Bericht mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Für die grafischen Ergebnisdarstellungen wurde das Programm OriginPro 2015 (OriginLab, Northampton, Massachusetts, USA) herangezogen.

Vor der Verrechnung der Einzeljahre als Versuchsserie zur Gesamtauswertung der pflanzenbaulichen Ertragsmerkmale wurde die Wertbarkeit der Einzelversuche (Jahr-Ort-Kombinationen) anhand der Ergebnisse der jeweiligen Varianzanalyse überprüft. Hierfür wurde bei Silomais das Merkmal Trockenmasseertrag und bei Winterweizen der Korner-

trag herangezogen. Als Voraussetzung für die Wertbarkeit der Einzelversuche wurden anschließend folgende Kriterien zugrunde gelegt: relative Grenzdifferenz bei gegebener Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % höchstens 10 %, F-Wert des Modells mindestens 3 und geringer Versuchsfehler. Bei deutlichem Überschreiten einzelner oder mehrerer Kriterien wurde der Versuchsfehler als zu groß angesehen und der Einzelversuch von der weiteren Auswertung ausgeschlossen. Auf diese Weise als nicht wertbar ausgewiesene Einzelversuche wurden auch für die Auswertung weiterer ertragsabhängiger Parameter (u. a. Nährstoffgehalte, N_{\min} im Boden nach Ernte) nicht verwendet. Nicht wertbar waren folgende Jahr-Ort-Kombinationen: Straubing (2014–2018), Aholting (2015, 2018) Reuth (2012), Röckingen (2012).

4.3.2 Statistische Auswertung der Bodenparameter

Für die Auswertung der Bodenparameter wurden lineare gemischte Modelle mit dem Open-Source-Programm R [138] angepasst. Für die linearen gemischten Modelle wurde das Paket nlme [128] verwendet. Die Modellstruktur (*fixed* = feste und *random* = zufällige Faktoren) war von der jeweiligen Datenstruktur der Bodenparameter bestimmt und ist im Methodenteil der einzelnen Parameter aufgeführt. Da alle Standorte für Bayern typische mittlere bis gute Ackerböden ohne größere Extreme darstellen, wurden die Versuchsorte als zufällig behandelt (*random intercept*). Der Geltungsbereich der Ergebnisse ist vor dem Hintergrund dieser Standortauswahl zu interpretieren. In der Regel wurden geschachtelte zufällige Effekte verwendet (Ort, Versuchswiederholungen, z. T. Parzellen). Beim mehrjährigen Vergleichen wurden wiederholte Messungen an den Parzellen und ein zufälliger Umweltfaktor angenommen. Der Tongehalt der Parzellen wurde als Kovariate in das Modell aufgenommen. Gegenüber dem Sand- und Schluffgehalt zeigte er die größere Auflösung auch innerhalb des Standorts (vgl. Abbildung 2) und schien besonders am hinsichtlich des Bodens heterogenen Standort in Röckingen geeignet, kleinräumige Unterschiede zu berücksichtigen. Likelihood-Ratio-Tests wurden durchgeführt [179], um die festen Effekte auf Signifikanz zu prüfen. Zeigten die Kovariaten (als Erstes geprüft) und die Wechselwirkung keinen signifikanten Effekt und verbesserten das Modell nicht (festgestellt am AIC-Wert), wurden sie entfernt. Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten bzw. Wechselwirkungen wurden in diesem endgültigen Modell mithilfe des Vergleichs von *least-square means* und Tukey-HSD-Test geprüft (R-Paket: emmeans [107]). Die Voraussetzungen für lineare gemischte Modelle (Normalverteilung, Varianzhomogenität, Autokorrelation) wurden im gesamten Modell und im endgültigen Modell mit grafischen Methoden und statistischen Tests (Shapiro-Test, Levene-Test) überprüft. Bei ungleichen Varianzen der Residuen für die Versuchsstandorte wurde im Modell eine konstante Varianzfunktionsstruktur für diesen Faktor berücksichtigt. Transformation der Daten und Behandlung von Ausreißern ist in den einzelnen Kapiteln der Bodenparameter angegeben.

4.4 Untersuchung bodenphysikalischer Parameter

4.4.1 Korngrößenzusammensetzung (Texturanalyse)

Die Korngrößenzusammensetzung wurde im Jahr 2014 für alle Parzellen und alle Standorte (n = 96) in einer Tiefe von 0 bis 10 cm untersucht. Dazu wurden Bodenmischproben der Parzellen auf 2 mm gesiebt, die enthaltene organische Substanz zerstört (Wasserstoffperoxid 30 %), lösliche Salze und Gips entfernt, die Probe dispergiert (Natriumpyrophosphat) und per Nasssiebung und Sedimentationsmethode nach DIN ISO 11277 in die Korngrößenfraktionen aufgetrennt.

4.4.2 Aggregatstabilität

Die Aggregatstabilität wurde im Versuch in den Jahren 2009, 2011, 2012, 2014, 2016, 2018 vor der Ausbringung der organischen Dünger in Bodenmischproben für jede Parzelle aus 0 bis 10 cm Tiefe (Probenahme mittels Stechbohrer) bestimmt. Die Aggregatstabilität zeigt die Verschlammungsneigung von Böden an und ist damit ein wichtiges Maß für das Erosionspotenzial. Die genauen Probenahmeterminale sind Tabelle 10 zu entnehmen. Zusätzlich wurden in den Jahren 2016, 2017 und 2018 zu späteren Zeitpunkten in der Vegetationsperiode Proben analysiert. Der Anteil stabiler Bodenaggregate wurde mit dem Siebtauchverfahren nach DIN 19683-16 festgestellt. Dabei wurden, um die Einheitlichkeit über alle Böden und deren Gefüge zu erhalten, jeweils 4 g luftgetrockneter und auf 1 bis 2 mm gesiebter Boden eingewogen und untersucht. Jede Messung wurde dreifach wiederholt und daraus der Median (mittlerer Wert) gebildet.

Die gemessene Aggregatstabilität im Frühjahr vor der organischen Düngung wurde mithilfe linearer gemischter Modelle untersucht. Die Grundaufnahme im Jahr 2009 wurde dabei nicht berücksichtigt. Als feste Faktoren wurden dabei die Düngungsvariante und die Zeit seit Versuchsbeginn sowie deren Wechselwirkungen berücksichtigt. Für den zufälligen Modellteil ergaben sich geschachtelte zufällige Effekte der Standorte, Versuchswiederholungen und Parzellen. Um die jahresabhängigen Unterschiede (Probenahme, Witterung) zu modellieren, wurde weiterhin ein zufälliger Umwelteffekt (Jahr : Standort) unterhalb der zufälligen Standorteffekte integriert. Für die Änderung der Aggregatstabilität, die hier als Maß der kurzfristigen Effekte der organischen Düngung gilt, wurden das Versuchsjahr, die Düngungsvarianten und deren Wechselwirkung als feste Faktoren berücksichtigt. Die zufälligen Faktoren waren der Ort, die Wiederholung und die Parzelle.

Tabelle 10: Probenahmeterminen für die Bestimmung der Aggregatstabilität (SM: Si-lomais, WW: Winterweizen)

Jahr	Termin	Straubing	Ahofing	Röckingen	Reuth
2009	SM – vor org. Düngung	02.04.	02.04.	19.03.	19.03.
2011	SM – vor org. Düngung	23.03.	23.03.	22.03.	22.03.
2012	WW – vor org. Düngung	14.03.	14.03.	05.03.	05.03.
2014	WW – vor org. Düngung	06.03.	06.03.	05.03.	05.03.
2016	WW – vor org. Düngung	14.03.	14.03.	23.03.	23.03.
2016	WW – Wachstumsphase	08.06.	08.06.	22.06.	22.06.
2016	WW – nach Ernte	11.09.	11.09.	17.08.	17.08.
2017	SM – vor org. Düngung	29.03.	29.03.	03.04.	03.04.
2017	SM – Wachstumsphase	12.06.	12.06.	13.06.	13.06.
2017	SM – vor Ernte	22.08.	22.08.	24.08.	24.08.
2018	WW – vor org. Düngung	15.03.	08.03.	04.04.	27.03.
2018	WW – vor Ernte	13.07.	12.07.	10.07.	10.07.

4.4.3 Bodenkennwerte

Im Frühjahr 2018 (Straubing: 15.03., Ahofing: 08.03., Röckingen: 04.04., Reuth: 27.03.), vor der letzten organischen Düngung im Versuch, wurden auf allen Parzellen acht Stechzylinder (\varnothing 8 cm, Höhe 5 cm, Volumen 250 cm³) aus 5–10 cm Tiefe entnommen und bodenphysikalische Kennwerte ermittelt. Für jede Probe wurde die Trockenrohdichte (TRD) nach Trocknung bis zur Gewichtskonstanz bei 105 °C bestimmt. An einer gestörten, auf 2 mm gesiebten und bei 105 °C getrockneten Bodenprobe aus der gleichen Tiefe der Parzelle wurde die Substanzdichte (FSD) ermittelt (Accu Pyc 1330, Micromeritics Instrument Corp., Unterschleißheim, Deutschland). Hieraus wurde das Gesamtporenvolumen (GPV) berechnet (Formel 4.2). Die Feldkapazität wurde bei einer pF-Stufe von 1,8 ermittelt (DIN 11274). Der Totwassergehalt (TW) ergibt sich aus dem Verhältnis einer gestörten Bodenprobe (je Parzelle) bei einer angelegten Bodenwasserspannung von pF 4,2 zur Bodenprobe nach vollständiger Trocknung bei definiertem Volumen (vierfache Messwiederholung). Dabei wird der Zustand des Bodenwassers bei pF 4,2 als permanenter Welkepunkt bezeichnet. Aus diesen Parametern sind die nutzbare Feldkapazität (Formel 4.3) und die Luftkapazität (Formel 4.4) zu berechnen. Die Luftkapazität stellt ein Maß für die Versorgung der Pflanzenwurzeln mit Sauerstoff dar, wobei die Größe der Poren ausschlaggebend für die Luft und/oder Wassersättigung ist. Dadurch stellt die Luftkapazität einen wichtigen Parameter dar, um für die Vegetation entscheidende Standorteigenschaften zu beurteilen. Zudem wurde die pneumatische Leitfähigkeit („Luftleitfähigkeit“ in m/s) bei Feldkapazität der Stechzylinderproben bestimmt (PL-300 Airperma-

bility-Meter, Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg, Deutschland). Bei einer pneumatischen Leitfähigkeit von mehr als 55,5 m/s besteht vollständige Durchgängigkeit der Stechzylinder.

$$GPV = 1 - \frac{TRD}{FSD} \times 100 \quad (4.2)$$

GPV Gesamtporenvolumen

TRD Trockenrohddichte

FSD Substanzdichte

$$nFK = FK - TW \quad (4.3)$$

nFK nutzbare Feldkapazität

FK Feldkapazität

TW Totwasser

$$LK = GPV - FK \quad (4.4)$$

LK Luftkapazität

GPV Gesamtporenvolumen

FK Feldkapazität

Inwieweit die Bodenkennwerte am Ende des Versuchs im Frühjahr 2018 durch die neun Jahre zuvor erfolgte unterschiedliche Düngung der Parzellen beeinflusst wurde, wurde zunächst mit einem gemischten linearen Modell geprüft. Hierbei wurden die Daten aller acht Stechzylinderproben berücksichtigt und als zufällige Faktoren geschachtelte Effekte der Standorte, Versuchswiederholungen und Parzellen in das Modell integriert. Für den Totwassergehalt und die nFK wurden zur Verbesserung der Normalverteilung ein bzw. zwei Stechzylinder mit Ausreißern von der Auswertung ausgeschlossen. Konnten keine Unterschiede für die einzelnen Düngevarianten festgestellt werden, wurden die einzelnen Standorte als Blockanlage ausgewertet. Für die pneumatische Leitfähigkeit wurden die Mittelwerte der acht Stechzylinderproben sowohl ohne PL-Werte > 0,55 m/s als auch mit diesen ausgewertet. Zur Verbesserung der Normalverteilung wurden die PL-Werte

wurzeltransformiert. Die Verteilung der Stechzylinder mit einem PL-Wert $> 0,55$ m/s auf die Versuchsvarianten wurde mit einem Chi-Quadrat-Test geprüft.

4.4.4 Infiltration

Ebenfalls im Frühjahr 2018 (Straubing: 17.04., Aholting: 24.04., Röckingen: 05.06., Reuth: 23.05.) wurde die Infiltrationsrate mit dem Doppelring-Infiltrimeter in Anlehnung an DIN 19682-7 bestimmt. An den Standorten Straubing und Aholting wurden die Parzellen aller sechs Versuchsvarianten beprobt, in Röckingen und Reuth lediglich die Varianten „miner. – Stroh“, „Gärrest + Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“. Auf jeder Parzelle wurden jeweils vier Messungen in einem Abstand von mindestens 4 m mit dem Doppelring-Infiltrimeter durchgeführt. Dieses bestand aus zwei Metallringen (äußerer Ring \varnothing 50 bis 60 cm, innerer Ring \varnothing 20 bis 30 cm), die 5 cm tief in den Boden eingeschlagen und bis zur Oberkante mit Wasser befüllt wurden. Der äußere Ring dient dazu, eine laterale Wasserbewegung aus dem inneren Ring zu verhindern. Im inneren Ring wurde, um eine Veränderung (z. B. Verschlammung) der Bodenoberfläche zu vermeiden, vor dem erstmaligen Auffüllen ein Tuch ausgelegt. In Abständen von 30 Sekunden wurde der Wasserstand im inneren Ring notiert (instationäres Verfahren). Die Messungen wurden für maximal sieben Minuten durchgeführt (ca. 50 % der Messungen mindestens für sechs Minuten). In vielen Fällen ist hierbei ein konstanter Wasserfluss in den Unterboden noch nicht gegeben und die Bedingungen des Messbereichs des spezifischen Oberbodens (Bodenfeuchte, Porosität usw.) prägen das Ergebnis in stärkerem Maße als bei längerfristigen Messungen. Zur Beurteilung der anfänglichen „Regenverdaulichkeit“ als Maß für die Wasseraufnahmefähigkeit eines Bodens zum gegebenen Zeitpunkt und den momentanen Bodenbedingungen können die Messerergebnisse jedoch zum Vergleich der Varianten am Standort herangezogen werden.

Für die statistische Auswertung der Daten wurden aus den Messwerten zwei Parameter berechnet: die mittlere Infiltrationsrate ab zwei Minuten (MWr) und die modellierte kumulative Gesamtinfiltration nach zehn Minuten (pKum). Da sich auch nach zwei Minuten häufig noch kein endgültiges Gleichgewicht (*steady flow*) eingestellt hat, ist der MWr-Wert auch von der Dauer der Messungen abhängig. Die kumulative Infiltrationsrate wurde mit einem linearen Modell (GLM) und logarithmierter Zeitachse für jede Infiltrationsmessung angepasst. Messungen, die diesem Bild nicht folgten und ein R^2 von weniger als 0,95 aufwiesen, wurden entfernt. Dies betraf vorwiegend Werte mit eher geringer Infiltrationsrate in Aholting und Reuth. Die Prüfung auf Unterschiede dieser Parameter erfolgte mit einem gemischten linearen Modell mit der Düngungsvariante als fester Faktor und dem Versuchsstandort, der Versuchswiederholung und der Parzelle als zufällige Effekte. Aufgrund der Selektion der Werte (pKum nach R^2 , MWr nur Messungen mit mehr als fünf Werten) ergaben sich unterschiedliche Stichprobenzahlen. Um Normalverteilung zu gewährleisten, mussten die Werte transformiert werden. Die kumulative Gesamtinfiltration wurde wurzeltransformiert, der Mittelwert logarithmiert. Bei der Untersuchung der kumulativen Gesamtinfiltration wurden zudem die tatsächlichen R^2 -Werte der angepassten logarithmischen Kurven als Teil der Varianzfunktionsstruktur berücksichtigt.

Die Standorte Straubing und Aholting wurden zusätzlich für beide Parameter (p_{Kum} , M_{Wr}) als Blockanlagen ausgewertet.

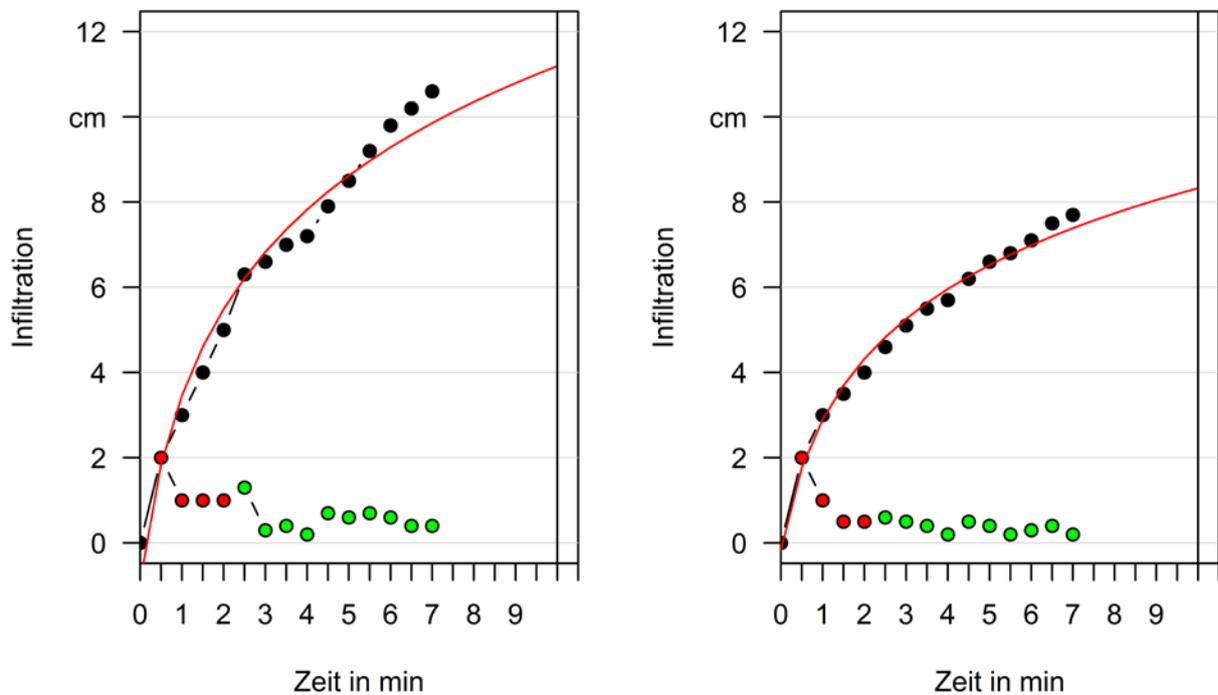


Abbildung 11: Beispiel für zwei Infiltrationsverläufe in Straubing (links) und Aholting (rechts); die rote Linie zeigt die modellierte kumulative Infiltration; p_{Kum} markiert den Wert nach zehn Minuten, M_{Wr} entspricht dem Mittelwert der Messungen nach zwei Minuten

4.5 Untersuchungen zu Humushaushalt und Bodenmikrobiologie

4.5.1 Humus

Zur Untersuchung der Entwicklung der Humusgehalte wurden gestörte Bodenproben des Oberbodens (0–10 cm) aus den Jahren 2009, 2011, 2012, 2014, 2016 und 2018 untersucht. Die Probenahme fand hierbei zeitgleich mit der Untersuchung der Aggregatstabilität (Tabelle 10) im Frühjahr vor der organischen Düngung statt. Die Bodenproben wurden in leicht feuchtem Zustand auf 2 mm gesiebt, wobei größere organische Bestandteile wie Wurzeln oder Erntereste bereits vor dem Sieben aussortiert worden waren. Die gesiebte Probe wurde bei 40 °C für ein bis zwei Tage getrocknet und anschließend auf 0,5 mm gemahlen. Die Gesamtkohlenstoff- (C_t) und Gesamtstickstoffgehalte (N_t) wurden mit einem CN-Analysator (Vario-EL Cube, Elementar, Deutschland) nach trockener Verbrennung bei 1000 °C bestimmt. Die Carbonat-C-Bestimmung erfolgte gasvolumetrisch mit dem Scheibler-Verfahren. Durch das Bilden der Differenz von C_t und Carbonat-C wurde der Gehalt organischen Kohlenstoffs (C_{org}) ermittelt. Kohlenstoffvorräte für den Oberboden (10 cm) wurden für das Jahr 2018 aus dem Produkt der C_{org} -Gehalte aus

dem Jahr 2018, der Trockenrohddichte (Abschnitt 4.4.3) und einer konstanten Tiefe von 10 cm berechnet (Formel 4.5).

$$C_{Vorrat} = C_{org} \times TRD \times Tiefe \quad (4.5)$$

C_{Vorrat}	Kohlenstoffvorrat
C_{org}	Gehalt organischen Kohlenstoffs
TRD	Trockenrohddichte
$Tiefe$	Tiefe (hier für die obersten 10 cm)

Der pH-Wert des Bodens wurde in 0,01 M CaCl₂-Lösung in einem Boden-Lösungsverhältnis von 1:25 (g/ml) gemessen.

Um Unterschiede in der Änderung der C_{org}-, N_t-Gehalte und pH-Werte in den einzelnen Düngungsvarianten zu analysieren, wurde die Entwicklung auf der einzelnen Parzelle in Form der Steigung der Ausgleichsgeraden sowohl ab 2009 als auch ab 2011 ermittelt. Die so ermittelten Änderungen wurden mit gemischten linearen Modellen untersucht, wobei Standorteffekte und Versuchswiederholungen als geschachtelte zufällige Effekte behandelt wurden. Der Tongehalt der Parzellen wurde als Kovariate im Modell berücksichtigt. Bei der Untersuchung der ermittelten Änderungen (*trends*) wurde zudem der tatsächliche R²-Wert der angepassten Kurven als Teil der Varianzfunktionsstruktur berücksichtigt und im Fall einer Verbesserung des Modells belassen. Die im Jahr 2018 ermittelten organischen Kohlenstoffvorräte wurden auf dieselbe Art untersucht.

4.5.2 Humusbilanzierung

Trotz einer identischen Fruchtfolge aus Winterweizen und Silomais unterschieden sich die Varianten deutlich hinsichtlich der Biomassenutzung und der Höhe sowie Zusammensetzung der rückgeführten organischen Substanz. Über eine Humusbilanzierung kann der Versorgungszustand des Bodens mit organischer Substanz in den Varianten beurteilt, Aussagen über die Veränderung der Humusgehalte des Bodens können jedoch nicht direkt abgeleitet werden [98]. Darüber hinaus ist anhand der Humussalden auch eine bessere Einstufung der Versuchsfruchtfolge und der Varianten mit unterschiedlicher Biomasserückführung gegenüber anderen Anbausystemen in der Praxis möglich. Die Humusbilanzierung wurde sowohl nach der VDLUFA-Methode [45] als auch der standortangepassten Methode nach Kolbe [91] [92] durchgeführt. Im Rahmen der VDLUFA-Methode wurden bei den fruchtartenspezifischen Humifizierungskoeffizienten die unteren Werte verwendet. Damit ist auf den meisten Standorten eine einfache Humusreproduktion zu erwarten [93]. Die Humusbilanzen wurden dabei für die einzelnen Versuchsstandorte jeweils jährlich berechnet und anschließend über Mittelwertbildung für den gesamten Versuchszeitraum zusammengefasst. Zur Quantifizierung des fruchtartenspezifischen

schen Humusbedarfs und der Humusreproduktionsleistung organischer Dünger wird in beiden Humusbilanzierungsmethoden „Humusäquivalent“ (Häq) als dimensionslose Einheit verwendet.

Die standortangepasste Methode unterscheidet sich von der VDLUFA-Methode dadurch, dass die anbauspezifischen Humifizierungskoeffizienten der Fruchtarten jeweils für verschiedene Standortgruppen mit unterschiedlichen Umsetzungsaktivitäten angepasst wurden [91] [92]. Die Einteilung erfolgte dabei in sechs Standortgruppen, die den Einfluss der Bodenart, des Feinanteils, des C/N-Verhältnisses, der Temperatur und des Niederschlags auf den Humusumsatz berücksichtigen. Mit einem Feinanteil von 29,9 % und der Bodenart Lehm (L) (nach Bodenschätzung) wurde der Standort Straubing Standortgruppe 2 zugeordnet. Gleiches gilt für den Standort Röckingen mit seinem sandigen Lehmboden (sL) und einem Feinanteil von 36,6 %. Dagegen wurden die Standorte Aholting (Bodenart nach Bodenschätzung: sL, Feinanteil: 19 %) und Reuth (Bodenart nach Bodenschätzung: SL, Feinanteil: 22,4 %) in Standortgruppe 5 eingestuft. Mit ansteigender Standortgruppennummer nimmt die Umsetzungsaktivität zu, wobei die Humifizierungskoeffizienten in Standortgruppe 5 den unteren Werten der VDLUFA-Methode für eine einfache Humusreproduktion entsprechen. Dieser Eingruppierung zufolge weisen die Standorte Straubing und Röckingen eine geringere Umsetzungsaktivität als die beiden anderen Standorte auf. Darüber hinaus nehmen in der Methode der standortangepassten Humusbilanzierung die Humusreproduktionskoeffizienten der zugeführten organischen Substanz mit der Zufuhrhöhe ab. Für Stroh beträgt die Humusreproduktion bei der vorliegenden Zufuhr von weniger als 3 t FM/ha und Jahr 83,4 Häq/t FM. Folglich wird Stroh in der standortangepassten Methode bezüglich seiner Humusreproduktion schlechter eingestuft als in der VDLUFA-Methode mit 100 Häq/t FM. Die Humusreproduktion von Rindergülle und Gärresten ist bei einer Ausbringung bis 25 m³/ha hingegen ähnlich bewertet, allerdings erfolgt mit zunehmender Zufuhrhöhe ebenfalls eine Absenkung.

4.5.3 Bodenmikrobiologie

Zwei bodenmikrobiologische Parameter wurden im Versuch bestimmt. Die Bodenproben wurden hierfür – gleichzeitig mit den für die Humusuntersuchung bestimmten – als Mischproben aus 0 bis 10 cm Tiefe entnommen, auf 2 mm gesiebt, tiefgefroren und einen Tag vor der mikrobiologischen Untersuchung im Kühlschrank aufgetaut. Als Indikator für die mikrobielle Aktivität des Bodens wurde der Katalase-Test ([15] mit Anpassungen) angewendet. Die Katalase ist ein am metabolischen Prozess der Mikroorganismen beteiligtes Enzym, das für die Entgiftung von Wasserstoffperoxid im Organismus zuständig ist. Nach der Zugabe von Wasserstoffperoxid (3%ig) zu einer eingewogenen Bodenprobe wird in einem Zeitraum von drei Minuten der entstandene Sauerstoff manometrisch bestimmt. Als Katalase-Aktivität wird die Menge an Sauerstoff bezeichnet, die pro 10 g Trockensubstanz Boden nach Zugabe von Wasserstoffperoxid innerhalb von drei Minuten freigesetzt wird.

Die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) wurde mithilfe der substratinduzierten Respiration (SIR), die auf der Messung der verstärkten Atmung (CO_2 -Produktion) nach Zugabe von Glucose basiert, bestimmt [71] [7]. Durch die SIR-Methode erfolgt eine indirekte Bestimmung der aktiven mikrobiellen Biomasse in Böden [7]. Jeweils 50 g Boden wurde in 23 Glaszylindern zwischen zwei luftdurchlässige Schaumstoff-Stopfen inkubiert. Einer diente als Referenz für den Gasfluss. Die CO_2 -Produktion wurde unter Berücksichtigung der Gasdurchflussrate und der Bodeneinwaage stündlich in der Anlage mit einem IR-Gasanalysator bestimmt. Nach 24 Stunden Inkubationszeit bei 22 °C und der Bestimmung der Basalatmung des Bodens wurden 0,2 g Glucose zugegeben. Die darauffolgende CO_2 -Produktion ist proportional zur mikrobiellen Biomasse (nach ANDERSON und DOMSCH [1978] mit Konversionsfaktor $f = 30$ [7]). C_{mic} wird auf die Trockenmasse des Bodens bezogen. Der Quotient aus mikrobiellem und organischem Kohlenstoffgehalt des Bodens (C_{mic}/C_{org}) ist ein ökophysiologischer Parameter, der Aussagen über die C-Dynamik im Boden erlaubt. Jede Messung wurde zweifach wiederholt.

Verwertbare Messungen der mikrobiologischen Parameter liegen komplett für die Jahre 2012, 2016 und 2018 vor. In den übrigen Jahren konnten aufgrund von Problemen mit der Apparatur und dem Umzug des Labors nicht alle Proben untersucht werden. Die statistische Auswertung der mikrobiologischen Parameter erfolgte für die jährlich ermittelten Parzellenwerte mit gemischten linearen Modellen mit geschachtelten zufälligen Effekten der Standorte, Versuchswiederholungen und Parzellen. Aufgrund der fehlenden Messungen (Katalasezahl: komplett 2011, Aholting 2009; C_{mic} : Röckingen 2011, Reuth 2011, Straubing 2014) ergibt sich ein nicht bilanziertes Design. Feste Effekte waren die Versuchslaufzeit und die Düngungsvarianten sowie deren Wechselwirkungen. Um die jahresabhängigen Unterschiede (Probenahme, Witterung) zu modellieren, wurde überdies ein zufälliger Umwelteffekt (Jahr : Standort) unterhalb der zufälligen Standorteffekte berücksichtigt. Um Normalverteilung zu erreichen, wurden die Daten logarithmiert. Zudem wurden für die Katalasezahl zwei Ausreißer aus dem Datensatz entfernt. Trotz Datentransformation und standortspezifischer Varianzfunktionsstruktur konnte für die mikrobielle Biomasse weder Normalverteilung noch Varianzhomogenität für ein gemischtes lineares Modell erreicht werden. Auch für die Auswertung der einzelnen Standorte konnten die Voraussetzung für diesen Parameter nicht gewährleistet werden.

4.6 Untersuchungen der Bodenfauna

4.6.1 Regenwurmfauna

Die Regenwurmfauna wurde im Frühjahr 2012, 2014, 2016, 2018 jeweils im Winterweizen mit einer Kombination aus einer Austreibung und anschließender Handauslese erfasst. Im Grundaufnahmejahr 2009 wurde nur die Austreibungsmethode angewandt. Die Probenahmen erfolgten Ende März bis Anfang Mai nach der organischen Düngung (Tabelle 28). Hierbei wurde bei der Methodenkombination ab 2012 zuerst eine stark verdünnte Formaldehydlösung (0,2 %) verteilt auf zwei Gaben (insgesamt 40 l/m²) auf einer 0,5 m² großen Probestelle aufgegossen und nach jeder Gabe die an die Bodenoberfläche kommenden Regenwürmer über eine Zeitspanne von 15 Minuten aufgesammelt

(siehe auch Abbildung 12). Anschließend wurde ein Teil der Probestelle (0,1 m²) etwa 30 cm tief bis zur Pflugsohle ausgegraben und das Bodenmaterial von Hand durchsucht (Handauslese, Abbildung 13). Je Parzelle wurden zwei Stichproben entnommen (Ausnahme 2009 jeweils drei Stichproben zu je 0,25 m² ohne Handauslese). Die gesammelten und in 96%igem Ethanol konservierten Tiere wurden im Labor sortiert, auf ihre Art bestimmt (nur Adulte) und zur Ermittlung der Biomasse gewogen (Genauigkeit $\pm 0,01$ g). Die ermittelten Arten wurden den drei ökologischen Gruppen der bodenbewohnenden Regenwürmer (epigäische = Streubewohner, endogäische = Mineralbodenformen, anezische Arten = Tiefgräber) zugeordnet (siehe Tabelle 11). Die juvenilen Tiere konnten entsprechend ihrem Kopflappen in tanylobe Tiere (*Lumbricus spec.*) und sonstige Juvenile (endogäische Arten) differenziert werden. Für Deutschland sind 49 Regenwurmartarten bekannt, davon wurden bislang 25 Arten auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Bayern nachgewiesen.



Abbildung 12: Austreibung der Regenwürmer mit einer 0,2%igen Formaldehydlösung auf einer 0,5 m² großen Probestelle und Aufsammeln der Regenwürmer



Abbildung 13: Anschließende Handauslese auf einem Teil der Probestelle (0,1 m²)

Tabelle 11: Ökologische Gruppen der Regenwürmer (verändert nach [44])

		
<i>Lumbricus castaneus</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	<i>Lumbricus terrestris</i>
Streubewohner	Flachgräber/ Mineralschichtbewohner	Tiefgräber
epigäische Arten	endogäische Arten	anezische Arten
leben oberflächennah in der Streu und Humusaufgabe bilden keine oder nur temporäre Röhren	leben im Mineralboden bis ca. 60 cm Tiefe und graben ständig neue, auch horizontale Röhren tragen zur Feindurchmischung von organischer Substanz mit dem Mineralboden bei	legen nahezu senkrechte, tief in den Unterboden reichende stabile Röhren an sammeln organisches Material an der Oberfläche ein, das sie in ihre Röhren ziehen

Um die Wirkung der einzelnen Düngungsvarianten auf Regenwurmabundanz, -biomasse und -diversität zu untersuchen, wurden gemischte lineare Modelle verwendet. In das Modell wurden alle Stichproben einbezogen (außer dem Jahr 2009). Dementsprechend ergaben sich geschachtelte zufällige Effekte der Standorte, Versuchswiederholungen und Parzellen. Um die jahresabhängigen Unterschiede (Probenahme, Witterung) zu modellieren, wurden weiterhin ein zufälliger Umwelteffekt (Jahr : Standort) unterhalb der zufälligen Standorteffekte und die mittlere klimatische Wasserbilanz der letzten 30 Tage vor Probenahmen als Kovariate berücksichtigt. Ebenso wurde der Tongehalt der einzelnen Parzellen als charakteristisches Bodenmerkmal als Kovariate berücksichtigt. Als feste Effekte wurden die Variante und die Zeit seit Versuchsbeginn sowie deren Wechselwirkung analysiert. Regenwurmbiomasse und -abundanz wurden wurzeltransformiert, um Normalverteilung herzustellen. Ergebnisse der Statistik beziehen sich hierbei auf die wurzeltransformierten Daten. Die Diversität der Regenwurmfauna wurde mit dem Shannon-Wiener-Index berechnet. Hierbei gingen auch die Juvenilen (*Lumbricus spec.*, endogäische Arten) mit ein. Eine Behandlung von Ausreißern war in keinem Fall nötig. Um Unterschiede in der Artenzusammensetzung aufzudecken, wurde eine *Detrended Correspondence Analysis* (DCA, R-Paket: vegan) für die über die Jahre 2012, 2014, 2016 und 2018 für die Parzellen zusammengefassten Siedlungsdichten durchgeführt, die ersten beiden Ordinationsachsen dargestellt und anschließend mit einem gemischten

linearen Modell (fester Faktor: Variante; zufällige Faktoren: Standorte, Versuchswiederholungen) auf signifikante Unterschiede geprüft.

4.6.2 Bodenmesofauna

Für die Untersuchungen der Mesofauna wurden Stechzylinderproben des Oberbodens ausgewählter Varianten entnommen (\varnothing 8,5 cm, Höhe 4,5 cm, Volumen 250 cm³). Die Entnahmetiefe der Stechzylinder wurde an die Feuchtigkeit im Oberboden angepasst und lag bei 1 bis 4 cm unterhalb der Bodenoberfläche. Probenahmeterminen, untersuchte Varianten und Standorte sowie die Anzahl der Proben sind Tabelle 29 im Anhang zu entnehmen. In den Jahren 2012, 2014, 2016 und 2018 (Winterweizen) sowie 2013 (Mais) wurden jeweils zwei Stichproben pro Parzelle im Abstand von etwa 3 m gezogen. 2015 in Straubing und 2017 in Aholting (zwei Termine) wurden in den drei Varianten mit Strohverbleib („miner + Stroh“, „Gärrest + Stroh“, „Rindergülle + Stroh“) jeweils sechs Stichproben pro Parzelle entnommen.



Abbildung 14: Probenahme und Untersuchung der Bodenmesofauna: links Entnahme von Stechzylindern, rechts Austreibung mit Tullgren-Apparatur im Licht-Wärme-Gradienten

Die sofort nach Entnahme verschlossenen und gekühlt transportierten Proben wurden am selben Tag in die Tullgren-Apparatur (modifizierte Berlese-Apparatur, Kühlung von unten) invers eingestellt, erwärmt und beleuchtet (Abbildung 14), um die Tiere zur Abwanderung nach unten in den Auffangbereich zu bewegen: in den Jahren 2009 bis 2013 drei Tage bei 25 °C, einen Tag bei 30 °C und einen Tag bei 35 °C, 2014 bis 2018 zwei Tage bei 25 °C mit Deckel, einen Tag bei 25 °C ohne Deckel, darauf jeweils zwei Tage bei 30 °C, 35 °C und 40 °C ohne Deckel. Die Kühlung des unteren Bereichs wurde auf ca. 15 °C eingestellt. Die Konservierung erfolgte mit 80%igem Ethanol. Für die weitere Auswertung wurden gefangene Springschwänze und Milben in taxonomische Gruppen eingeteilt (Springschwänze: *Isotomidae*, *Entomobryidae*, *Neelidae*, *Poduridae*, *Onychuridae*, *Symphyleona*; Milben: *Prostigmata* räuberisch, *Prostigmata* streuzersetzend, *Gamasina*, *Oribatida*, *Uropodina*, Sonstige). Die Gruppe der Prostigmata wurde durch

Beurteilung der Ausbildung der Mundwerkzeuge in eher räuberische oder eher streuzer-setzende Individuen eingeteilt. Milben, die nicht eindeutig zuzuordnen waren oder vermutlich zu einer anderen Gruppe gehörten (z. B. Astigmata), wurden als „Sonstige“ zusammengefasst. Die Siedlungsdichten wurden lediglich für den Flächenbezug der Stechzylinder berechnet und gelten dementsprechend nur für 4,5 cm des Oberbodens.

Aufgrund der Poisson-verteilten Daten und gleichzeitig starker Streuung war es nicht möglich, ein geeignetes Modell für die Gesamt-Abundanz der Milben und Springschwänze zu finden, das die zeitlichen Wechselwirkungen und wiederholten Messungen auf den Parzellen über die Zeit abbildet. Daher wurden die Mittelwerte der Parzellen über die Versuchsjahre 2012, 2014, 2016, 2018 auf statistische Unterschiede mit gemischten linearen Modellen mit angenommener Gaußscher Verteilung geprüft (geschachtelte zufällige Faktoren für Standort und Versuchswiederholung, fester Faktor Düngungsvariante). Um die Voraussetzung der Normalverteilung zu erfüllen, wurden die Daten logarithmiert. Die Diversität der Bodenmesofauna wurde für die taxonomischen Gruppen der Springschwänze und Milben zusammen mit dem Shannon-Wiener-Index berechnet. Als Abundanzwerte für die einzelnen taxonomischen Gruppen wurden die Mittelwerte aus den Versuchsjahren 2012, 2014, 2016, 2018 verwendet. Die statistische Auswertung erfolgte wie für die Abundanzwerte (ohne Transformation).

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Pflanzenbauliche Parameter

5.1.1 Inhaltsstoffe der organischen Dünger

Die Ergebnisse der wichtigsten Parameter sind nachfolgend für die Versuchsstandorte im Mittel der Bezugsbetriebe in Tabelle 12 (Gärrest) und Tabelle 13 (Rindergülle) aufgeführt.

5.1.1.1 Inhaltsstoffe Gärreste

Die Analyseergebnisse der ausgebrachten Gärreste zeigen (Tabelle 12), dass der pH-Wert der Gärreste über den gesamten Versuchszeitraum sowohl innerhalb eines Standorts bzw. einer Bezugsbiogasanlage als auch insgesamt über alle Standorte nur geringe Schwankungen aufwies. Im Gesamtmittel lag der pH-Wert bei 7,7 mit einer Spannweite von 7,2 bis 8,4. Innerhalb der untersuchten Gärreste war der pH-Wert mit einem Variationskoeffizient von 3 % somit der mit Abstand konstanteste Untersuchungsparameter. Der Anstieg des pH-Werts von Gärresten auf Werte über 7,5 ist typisch und bedingt durch den Abbau organischer Säuren, den Anstieg des NH_4 -Gehalts und die Freisetzung von H_2S während des Gärprozesses [117]. Ähnliche pH-Werte wurden auch von FORMOWITZ (2014) [57] sowie REINHOLD UND ZORN (2008) [140] für Nawaro-Anlagen (Einsatz ausschließlich nachwachsender Rohstoffe als Gärsubstrat) und Kofermentationsanlagen sowie von HERRMANN et al. (2013) [72] für Gärreste aus einer Kofermentation nachgewiesen. In anderen Untersuchungen wurden hingegen je nach Inputsubstrat und Fermentationsbedingungen auch höhere pH-Werte im Bereich von 8,0 bis 8,3 ermittelt [68] [4] [176]. Deshalb sind die verwendeten Gärreste hinsichtlich des pH-Werts im mittleren bis unteren Bereich einzuordnen.

Bezüglich der Trockensubstanz- und Nährstoffgehalte wiesen insbesondere die in Straubing und Aholting verwendeten Gärreste starke Schwankungen auf. Die größten Schwankungen waren dabei beim Trockensubstanzgehalt und dem P_2O_5 -Gehalt mit Variationskoeffizienten um 50 % gegeben, wobei diese beiden Merkmale eine starke Korrelation zueinander aufwiesen ($r = 0,93$; $p < 0,0001$). Bei den Gärresten der fränkischen Standorte waren bezüglich dieser Parameter und der weiteren Inhaltsstoffe deutlich weniger Schwankungen gegeben. Die entsprechenden Variationskoeffizienten lagen außer für den Gehalt an organischer Substanz in Röckingen (Biogasanlage 1) unter 20 %. Darüber hinaus waren die in Straubing und Aholting eingesetzten Gärreste mit durchschnittlich 4 % Trockensubstanzgehalt im Vergleich zu 6 bis 7 % in Reuth und Röckingen deutlich dünnflüssiger (siehe Abbildung 15 und Abbildung 16). Bei der Untersuchung von Gärresten aus Praxisbetrieben konnten von WENDLAND UND LICHTI (2012) [167] im Mittel ebenfalls Trockensubstanzgehalte von 6,5 % festgestellt werden. Auch andere Autoren berichten von TS-Gehalten im Bereich von 4,9 bis 8,4 % [140] [68] [176], wobei jedoch auch bezüglich der TS-Gehalte eine starke Abhängigkeit vom Inputsubstrat zu beachten ist [4]. Laut MÖLLER et al. (2019) [117] sowie REINHOLD UND ZORN (2015) [142] weisen dabei Gärreste aus der überwiegenden Vergärung von Energiepflanzen in der Regel

höhere Trockensubstanzgehalte von etwa 10 % auf [142], sodass die TS-Gehalte in Straubing und Aholfing eher als niedrig einzustufen sind.

Tabelle 12: Mittelwerte und Variationskoeffizienten (VK) der wichtigsten Untersuchungsparameter der ausgebrachten Gärreste

Standort		TS	org. Subst.	pH	N _{ges}	NH ₄ -N	NH ₄ ⁻ /N _{ges}	P ₂ O ₅	K ₂ O	Rohfaser
	Einheit	kg/m ³	kg/m ³		kg/m ³	kg/m ³	%	kg/m ³	kg/m ³	% TS
Straubing und Aholfing	Mittelwert	40,4	26,5	7,7	3,4	2,0	59,4	1,0	4,2	6,2
	VK in %	46,9	50,3	3,4	30,4	29,5	14,2	51,0	27,8	36,9
Reuth	Mittelwert	62,1	44,3	7,6	4,1	2,6	64,2	1,8	5,2	13,4
	VK in %	10,5	19,2	1,5	7,4	10,1	4,7	12,8	4,4	8,6
Röckingen 2009–2012	Mittelwert	70,5	43,3	7,9	4,6	3,1	68,4	1,7	5,7	
	VK in %	7,5	35,6	3,8	14,7	13,6	2,7	19,3	15,7	
Röckingen 2013–2018	Mittelwert	61,8	43,5	7,7	4,1	2,8	67,7	1,6	4,7	16,3
	VK in %	11,2	10,6	2,1	8,3	9,8	8,2	11,2	12,0	7,3
alle Gärrestproben	Mittelwert	54,1	37,1	7,7	3,9	2,5	63,5	1,4	4,8	11,5
	VK in %	32,3	37,2	2,9	21,0	23,8	10,8	36,1	20,8	41,9
	Minimum	14,7	7,5	7,2	1,7	1,0	48,1	0,3	2,4	2,2
	Maximum	80,2	56,2	8,4	5,3	3,6	83,3	2,2	6,4	17,6

Darüber hinaus war bei den an den beiden niederbayerischen Standorten verwendeten Gärresten der Anteil der organischen Substanz an der gesamten Trockenmasse mit 64 % niedriger als in Reuth und Röckingen mit 75 bzw. 71 %. Dieses Verhältnis war insbesondere an den beiden fränkischen Standorten über den gesamten Versuchszeitraum zudem sehr konstant. In vier (Reuth und Röckingen) bzw. fünf (Straubing und Aholfing) Jahren wurde auch der Rohfasergehalt in der Trockenmasse der organischen Dünger bestimmt. Dieser war in den für Straubing und Aholfing verwendeten Gärresten deutlich niedriger als in Reuth und Röckingen, was vermutlich auf die unterschiedlichen Inputsubstrate zurückzuführen ist. Andererseits könnte dies auch auf einen geringeren

Abbaugrad und eine geringere Stabilität der organischen Substanz hindeuten, was jedoch eher widersprüchlich zum geringeren Anteil der organischen Substanz an der gesamten Trockenmasse ist.



Abbildung 15: Relativ dünnflüssiger Gärrest (3,3 % TS) mit schneller Infiltration am Standort Straubing im Versuchsjahr 2018



Abbildung 16: Dickflüssiger Gärrest (7,3 % TS) mit langsamer Infiltration am Standort Röckingen im Versuchsjahr 2018

Die niedrigeren TS-Gehalte in Straubing und Aholting hatten entsprechend niedrigere N-, P₂O₅- und K₂O-Gehalte zur Folge, die zudem größere Schwankungen zwischen den Versuchsjahren aufwiesen. Bezogen auf die Trockenmasse lagen die N-Gehalte in Straubing und Aholting dennoch im Bereich der Werte aus anderen Untersuchungen [68] [167] [176] und mit durchschnittlich 8,5 % sogar höher als in Reuth und Röckingen mit 6,5 bis 6,7 %. Auch der Ammoniumanteil am Gesamtstickstoff lag mit Werten im Bereich von 59,4 % in Straubing und Aholting bis 68,4 % in Röckingen auf dem Niveau anderer Biogasanlagen mit ähnlichen Inputsubstraten [68] [167] [51] [142]. Dieses Verhältnis war auch bei den Gärresten in Straubing und Aholting relativ konstant und bewegte sich typisch für rohfaserreiche Energiepflanzen im Bereich von 50 bis 60 % [117].

Grundsätzlich zeigte sich, dass für die Nährstoffgehalte und stoffliche Zusammensetzung von Gärresten keine Standardwerte angenommen werden können, da je nach Fermentationsbedingungen und insbesondere in Abhängigkeit des Inputsubstrats [109] starke Schwankungen in der Zusammensetzung der Gärreste möglich sind [167]. Laut ZIRKLER (2015) [178] sind die zeitlichen Schwankungen bei Gärresten aus Kofermentationsanlagen dabei deutlich höher als bei Monofermentationsanlagen. Als Ursache werden unterschiedliche Substrate mit unterschiedlichen Anteilen am Gesamtinput aufgeführt. Für eine optimale pflanzenbauliche und umweltgerechte Verwertung sind folglich laufende Inhaltsstoffuntersuchungen bei Gärresten unbedingt notwendig [167]. Voraussetzung vor

der Probenahme und der Ausbringung ist eine konsequente Homogenisierung, da ansonsten zusätzliche Schwankungen in der Zusammensetzung entstehen können.

5.1.1.2 Inhaltsstoffe Rindergülle

Hinsichtlich der Zusammensetzung der Rindergülle waren die größten Schwankungen am Standort Reuth gegeben (Tabelle 13). Dies ist sicherlich teilweise auf die in den Jahren 2017 und 2018 bezogene Gülle zurückzuführen, die vermutlich aufgrund ungenügender Homogenisierung oder zusätzlicher Verdünnung sehr niedrige Trockensubstanzgehalte von nur 3,15 bzw. 1,15 % aufwies. Ansonsten lagen die TS-Gehalte auf einem für Rindergülle typischen Niveau von durchschnittlich 7,8 %. Der Anteil der organischen Substanz an der gesamten Trockenmasse bewegte sich mit 71 bis 74 % an den fränkischen Standorten auf dem Niveau der dort ausgebrachten Gärreste. In Straubing und Aholting dagegen war bei der verwendeten Rindergülle mit 81 % ein deutlich höherer Anteil als bei den Gärresten gegeben. Dies führte vermutlich zusammen mit den höheren TS-Gehalten und den hohen Rohfasergehalten von ca. 20 % gegenüber den Gärresten zu einer deutlich höheren Viskosität (Abbildung 17). An den fränkischen Standorten wurden bei der Analyse der Rindergülleproben im Vergleich zu den entsprechenden Gärresten nur geringfügig höhere Rohfasergehalte ermittelt. Die pH-Werte zeigten wie bei den Gärresten die geringste Varianz, erreichten aber mit 7,0 nicht das Niveau der Gärreste. REINHOLD UND ZORN (2008) [140] konnten bei einer Untersuchung von Gärresten und Rindergülle ebenfalls pH-Werte von durchschnittlich 7,0 bei Rindergülle und 7,7 bei Gärresten feststellen. Des Weiteren wurden auch bei den Trockensubstanzgehalten ähnliche Unterschiede wie im Rahmen der Untersuchungen des hier behandelten Projekts nachgewiesen.

Die N_{ges} -Gehalte von Rindergülle waren mit 3,5 kg/m³ im Mittel um ca. 10 % niedriger als die der Gärreste und des Standardwerts der bayerischen Düngeberatung für Milchviehgülle (Acker, 7,5 % TS) [166]. Der Ammoniumanteil am Gesamtstickstoff zeigte wie bei den Gärresten relativ geringe Schwankungen, sowohl insgesamt als auch innerhalb der Bezugsbetriebe. Mit durchschnittlich 54,9 % war dieser bei Rindergülle etwas geringer, was in der Regel auf den umfassenderen Abbau der organischen Substanz in Gärresten und den damit verbundenen Anstieg der Ammoniumgehalte zurückzuführen ist. Die P₂O₅-Gehalte waren gegenüber den Gärresten auf ähnlichem Niveau, während die K₂O-Gehalte im Gesamtmittel rund 20 % niedriger waren.

Tabelle 13: Mittelwerte und Variationskoeffizienten (VK) der wichtigsten Untersuchungsparameter der ausgebrachten Rindergülle

Standort		TS	org. Subst.	pH	N _{ges}	NH ₄ -N	NH ₄ -N/N _{ges}	P ₂ O ₅	K ₂ O	Rohfaser
	Einheit	kg/m ³	kg/m ³		kg/m ³	kg/m ³	%	kg/m ³	kg/m ³	% TS
Straubing und Aholting	Mittelwert	82,6	67,2	6,8	3,4	1,8	52,9	1,4	3,9	20,0
	VK in %	12,6	15,4	5,3	19,0	28,1	12,1	19,4	11,8	1,3
Reuth	Mittelwert	71,1	52,0	7,2	3,6	2,1	60,3	1,5	3,9	17,7
	VK in %	39,7	43,4	2,3	30,8	25,4	13,6	39,1	33,8	4,9
Röckingen 2009–2016	Mittelwert	78,6	57,1	7,0	3,4	1,8	51,9	1,6	4,1	16,6
	VK in %	22,5	23,6	3,9	16,5	18,3	4,8	19,1	19,4	14,3
Röckingen 2017–2018	Mittelwert	85,1	60,4	7,0	3,7	2,0	52,8	1,4	3,3	
	VK in %	35,3	35,8	2,0	19,1	18,1	1,0	40,4	34,3	
alle Rindergülleproben	Mittelwert	78,3	59,8	7,0	3,5	1,9	54,9	1,5	3,9	18,2
	VK in %	25,2	28,0	4,6	22,4	25,1	12,7	26,8	22,5	10,8
	Minimum	11,5	7,0	6,3	1,1	0,9	42,1	0,3	1,5	13,4
	Maximum	111,6	87,0	7,8	4,8	3,0	81,8	2,0	5,3	20,3



Abbildung 17: Dickflüssige Rindergülle (9,2 % TS) mit langsamer Infiltration und auf der Oberfläche verbleibenden „Güllewürsten“ am Standort Straubing im Versuchsjahr 2018

5.1.1.3 C/N-Verhältnis von Gärrest und Rindergülle

Des Weiteren wurde auch das C/N_{ges} - und C/N_{org} -Verhältnis der organischen Dünger berechnet (Tabelle 14). Hierbei wurde der C-Gehalt des Düngers basierend auf einem C-Gehalt der organischen Substanz von 58 % abgeleitet. Die in Straubing und Aholting verwendeten Gärreste zeigten mit 4,3 das engste C/N_{ges} -Verhältnis, während die beiden Gärreste aus den Anlagen mit Rindergülle-/Rindermistvergärung (Reuth und Röckingen Betrieb 2) mit 6,3 bzw. 6,1 ein weiteres Verhältnis aufwiesen. Mit einem C/N_{ges} -Verhältnis von 6,6 wurde ein ähnliches Niveau wie von HERRMANN et al. (2013) [72] nachgewiesen. Auch HABER et al. (2008) [68] erwähnen ein C/N_{ges} -Verhältnis für Gärreste von 6 bis 6,5 und weisen darauf hin, dass dieses deutlich unter dem Niveau von Gülle liegt. Dies konnte gegenüber den hier untersuchten Rindergülleproben ebenfalls bestätigt werden, da deren C/N_{ges} -Verhältnis mit durchschnittlich 10 deutlich über dem der Gärreste angesiedelt war.

Häufig wird das C/N_{ges} -Verhältnis für die Bewertung der Stickstoffnachlieferung (N-Nachlieferung) herangezogen. Jedoch ist das C/N_{org} -Verhältnis für die Beurteilung der Stickstoffnettomineralisation und somit der pflanzenbaulichen Stickstoffwirksamkeit (N-Wirksamkeit) eines organischen Düngers besser geeignet [51]. Unter einem C/N_{org} -Verhältnis von 20 bis 40, je nach Abbaustabilität der organischen Substanz, wird von einer Stickstofffreisetzung (N-Freisetzung) beim Abbau ausgegangen [28]. Für die Abschätzung der kurzfristigen N-Freisetzung ist folglich insbesondere das C/N_{org} -Verhältnis der abbaubaren organischen Substanz entscheidend [67]. Die Spannweite des C/N_{org} -

Verhältnisses der untersuchten Gärreste reichte von 10,5 in Straubing und Aholting bis 19,5 in Röckingen (Betrieb 2), sodass die verwendeten Gärreste diesbezüglich sehr heterogen waren. Die Rindergülleproben wiesen hingegen in Straubing und Aholting ein C/N_{org} -Verhältnis von 25,0 im Vergleich zu 20 an den fränkischen Standorten auf. Demzufolge waren die Unterschiede zwischen den Standorten bei Rindergülle geringer und im Gegensatz zu den Gärresten waren bei Straubing und Aholting höhere Werte gegeben.

HERRMANN et al. (2013) [72] weisen in diesem Zusammenhang auf eine höhere N-Freisetzung aus Gärresten gegenüber Rinder- und Schweinegülle hin. Denn Gärreste verfügen über ein niedrigeres C/N_{org} -Verhältnis und flüchtige Fettsäuren, die eine Stickstoffimmobilisierung (N-Immobilisierung) nach der Ausbringung verursachen könnten, wurden durch die anaerobe Fermentation bereits abgebaut. GUTSER UND EBERTSEDER (2006) [65] hingegen gehen bei Gärresten von einer abbaustabilen organischen Substanz aus, woraus allerdings ebenfalls auf ein geringeres Immobilisationspotenzial als bei Gülle und aufgrund der hohen Ammoniumgehalte folglich auf eine hohe kurzfristige N-Wirkung geschlossen wird. Bezüglich der Abbaustabilität der organischen Substanz von Gärresten wurde zudem gezeigt, dass diese zwischen verschiedenen Biogasanlagen je nach Substrateinsatz und Prozesseigenschaften [4] sowie auch innerhalb einer Anlage im zeitlichen Verlauf stark schwanken kann [178]. Somit sind nach Gärrestausbringung sowohl Priming-Effekte (Förderung der Mineralisation von Bodenstickstoff) als auch eine Immobilisation von mineralischem N möglich. ABUBAKER (2012) [2] konnte jedoch keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen dem C/N -Verhältnis von Gärresten und einer Mineralisation bzw. Immobilisation erkennen. Folglich können aus den gegebenen Daten der Inhaltsstoffanalyse keine eindeutigen Aussagen über die kurzfristige N-Freisetzung aus der Mineralisation von N_{org} im Anwendungsjahr abgeleitet werden. Hierfür müsste zusätzlich die Abbaustabilität der organischen Substanz bekannt sein [143] [28]. Für die Abschätzung der N-Düngewirkung von Gärresten wird der nach der anaeroben Vergärung verbleibenden organischen Substanz dennoch meist eine hohe Abbaustabilität zugewiesen und der Anteil an leicht mineralisierbarem N_{org} auf weniger als 10 % des gesamten N_{org} der Gärreste geschätzt [167]. Bei verlustarmer Ausbringung ist die N-Wirkung von Gärresten im Anwendungsjahr somit hauptsächlich dem Ammoniumanteil zuzuschreiben, was bei der Ermittlung der mineralischen Ergänzungsdüngung in den organisch gedüngten Varianten entsprechend berücksichtigt wurde.

Insgesamt konnte gezeigt werden, dass bei den verwendeten Gärresten im Vergleich zu Rindergülle niedrigere C/N -Verhältnisse und somit eine höhere Abnahme des C-Gehalts infolge des stärkeren Abbaus der organischen Substanz während der anaeroben Vergärung gegeben waren. Dadurch lagen gegenüber Rindergülle auch meist erhöhte Ammoniumanteile am N_{ges} vor [65] und es waren bei den Gärresten meist niedrigere Trockensubstanzgehalte gegeben. Diese Eigenschaften beeinflussen über Verlustgefährdung und N-Freisetzung die N-Wirksamkeit bei Gärrestdüngung, wobei bei sofortiger Einarbeitung gegenüber Gülle von einer höheren kurzfristigen N-Wirkung auszugehen ist [109].

Tabelle 14: C/N_{ges} - und C/N_{org} -Verhältnisse der verwendeten Gärreste und Rindergülle

Versuchsstandort	Gärrest		Rindergülle	
	C/N_{ges}	C/N_{org}	C/N_{ges}	C/N_{org}
Straubing und Aholting	4,3	10,5	11,8	25,0
Reuth	6,3	17,5	8,0	20,1
Röckingen Betrieb 1	5,4	16,9	10,0	20,7
Röckingen Betrieb 2	6,1	19,5	9,3	19,7
Mittelwert	5,4	15,0	10,0	22,1

In einigen Versuchsjahren wurden im Hinblick auf eine mögliche dispergierende Wirkung der Nährionenzufuhr durch Gärreste zusätzlich zu den bereits aufgeführten Parametern auch die Natrium- (Na), Magnesium- (Mg) und Calciumgehalte (Ca) analysiert. VOELKNER et al. (2015) [162] konnten in diesem Zusammenhang hauptsächlich bei Gärresten aus Monofermentationsanlagen aufgrund der höheren Gehalte monovalenter Kationen eine dispersive Wirkung nachweisen. Auch Gärrest-induzierte pH-Veränderungen können die Dispersion beeinflussen, wobei bei höheren pH-Werten die Dispersionsneigung zunimmt. Für die im Rahmen dieses Projekts analysierten Gärreste ergaben sich durchschnittliche Na-Gehalte von $0,2 \text{ kg/m}^3$, MgO-Gehalte von $0,7 \text{ kg/m}^3$ und CaO-Gehalte von $1,9 \text{ kg/m}^3$. Im Vergleich dazu wiesen die untersuchten Rindergülleproben Na-Gehalte von $0,3 \text{ kg/m}^3$, MgO-Gehalte von $1,0 \text{ kg/m}^3$ und CaO-Gehalte von $3,2 \text{ kg/m}^3$ auf. Unter Berücksichtigung der höheren N-Gehalte der Gärreste würde somit bei gleicher N-Zufuhr bei Rindergülledüngung eine fast doppelt so hohe Na- wie auch Mg- und Ca-Menge zugeführt werden. Entscheidend für die Dispersionsneigung ist jedoch eher das Verhältnis aus Na und Ca bzw. Mg [162], das bei den verwendeten Gärresten etwas höher als bei Rindergülle war. Unterschiede zwischen den an den Versuchsstandorten verwendeten Gärresten waren kaum vorhanden. Da die Gärreste zugleich höhere K-Gehalte aufwiesen, ist gegenüber Rindergülle von einer stärker dispergierenden Wirkung auszugehen.

5.1.2 Zufuhr an Nährstoffen und organischer Substanz

5.1.2.1 Ausgebrachte Mengen an Gärresten und Rindergülle

Die Ableitung der auszubringenden Mengen an Gärrest und Rindergülle erfolgte ertragsbezogen nach dem in 4.2.5 aufgeführten Berechnungsschema (Mengen in Einzeljahren siehe Anhang, Tabelle 36). Im Mittel über alle Standorte wurde in den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ ca. $35 \text{ m}^3/\text{ha}$ Gärrest ausgebracht. Die höchste Gärrestmenge in diesen Varianten wurde dabei am Standort Straubing mit durchschnittlich $48 \text{ m}^3/\text{ha}$ appliziert, während an den beiden fränkischen Standorten Reuth und Röckin-

gen die ausgebrachten Mengen mit ca. 28 m³/ha nur gut die Hälfte betragen. Diese großen Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass die Ausbringmenge in den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ der Gärrestrückführung aus der Silomaisvergärung entsprechen sollte und anhand der N-Abfuhr abgeleitet wurde. Durch die sehr hohen Silomaiserträge in Straubing sowie die niedrigen TS- und N-Gehalte der Gärreste waren dort deutlich höhere Ausbringmengen für eine der Abfuhr entsprechenden Rückführung erforderlich. Gleiches gilt für Variante „max. Gärrest – Stroh“, in der im Durchschnitt aller Standorte ca. 70 m³/ha Gärrest ausgebracht wurden. Die mittlere Ausbringmenge in Straubing war in dieser Variante mit ca. 90 m³/ha erneut deutlich höher als in Reuth und Röckingen mit 61 bzw. 55 m³/ha. In der Variante „Rindergülle + Stroh“ wurden durchschnittlich etwa 37 m³/ha Rindergülle ausgebracht, bei etwas geringeren Unterschieden zwischen den Standorten. Da die auszubringende Rindergüblemenge an die Gärrestdüngung der Varianten „Gärrest – Stroh“ bzw. „Gärrest + Stroh“ gekoppelt war, waren bedingt durch die hohen Silomaiserträge die höchsten Ausbringmengen mit durchschnittlich 46 m³/ha ebenfalls am Standort Straubing erforderlich. Die geringsten Mengen wurden aufgrund der relativ hohen Ammoniumgehalte der Rindergülle am Standort Reuth ausgebracht.

Tabelle 15: Gärrest- und Rindergülleausbringmengen an den vier Versuchsstandorten im Mittel des Versuchszeitraums

Variante	org. Dünger	Straubing	Aholting	Reuth	Röckingen	Ø Standorte
	Einheit	m ³ /ha				
Gärrest – Stroh	Gärrest	48,1	38,1	26,7	27,7	35,2
Gärrest + Stroh	Gärrest	48,1	38,1	26,7	27,7	35,2
max. Gärrest – Stroh	Gärrest	90,4	75,9	60,7	54,7	70,4
Rindergülle + Stroh	Rindergülle	46,2	35,1	28,9	37,2	36,9

5.1.2.2 Höhe der Stickstoffdüngung

Anhand der Nährstoffgehalte aus den Inhaltsstoffanalysen wurden die über die organische Düngung tatsächlich ausgebrachten Nährstoffmengen ermittelt. In den Varianten „miner. – Stroh“ und „miner. + Stroh“ erfolgte eine ausschließlich mineralische Düngung. Für ein einheitliches Ertragsniveau erhielten auch die organisch mit Gärrest und Rindergülle gedüngten Varianten je nach Zufuhr an im Anwendungsjahr pflanzenverfügbarem Stickstoff aus organischer Düngung eine mineralische Ergänzungsdüngung. Die Höhe der auf diese Weise zugeführten N-Mengen aus mineralischer und organischer Düngung ist nachfolgend in Tabelle 16 getrennt für die beiden Kulturen Silomais und Winterweizen im Durchschnitt der Versuchsjahre und -standorte aufgelistet (N-Düngung Einzeljahre siehe Anhang, Tabelle 37 bis Tabelle 44).

Tabelle 16: Durchschnittliche N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle); „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung gasförmiger Ammoniakverluste in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]

Variante	organische N-Düngung		mineralische N-Düngung	N-Düngung gesamt	
	N _{ges}	NH ₄ -N		N _{ges}	N-Pflanze
Einheit	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha
Silomais					
miner. – Stroh	0	0	148	148	148
miner. + Stroh	0	0	148	148	148
Gärrest – Stroh	139	88	78	217	156
Gärrest + Stroh	139	88	78	217	156
max. Gärrest – Stroh	278	173	21	299	177
Rindergülle + Stroh	138	77	83	221	152
Winterweizen					
miner. – Stroh	0	0	169	169	169
miner. + Stroh	0	0	169	169	169
Gärrest – Stroh	111	69	115	226	176
Gärrest + Stroh	111	69	114	225	176
max. Gärrest – Stroh	231	143	59	290	187
Rindergülle + Stroh	111	59	116	227	170

Das N-Düngungsniveau von Silomais lag in den rein mineralisch gedüngten Varianten bei etwa 170 kg N/ha in Straubing, 160 kg N/ha in Aholting und 130 bis 135 kg N/ha in Reuth und Röckingen. Aufgrund geringerer Ertragsunterschiede wies die N-Düngung bei Winterweizen mit 162 bis 175 kg N/ha nur geringe Unterschiede zwischen den Standorten auf. An den fränkischen Standorten war somit bei Winterweizen im Vergleich zu Silomais ein deutlich höheres N-Düngungsniveau gegeben. Bei den organisch mit Gärresten bzw. Rindergülle gedüngten Varianten muss beachtet werden, dass der organisch gebundene Stickstoff der organischen Dünger im Anwendungsjahr nur teilweise pflanzenverfügbar wird. Der mineralische Ammoniumanteil ist durch Ammoniakvolatilisation zudem stärker verlustgefährdet. Dies wurde bei der Bemessung der Höhe der ergänzenden mineralischen N-Zufuhr in den organisch gedüngten Varianten berücksichtigt, um durch ein einheitliches pflanzenverfügbares Stickstoffangebot (N-Angebot) das Ziel eines

einheitlichen Ertragsniveaus zu erreichen. In den entsprechend der Silomaisabfuhr anteilig mit Gärresten gedüngten Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ sowie bei der daraus abgeleiteten Rindergülledüngung war die gesamte N-Zufuhr folglich jährlich um ca. 50 bis 95 kg N/ha höher als bei rein mineralischer N-Düngung. Bei einer überproportionalen Gärrestdüngung in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ sogar um bis zu 200 kg N/ha.

5.1.2.3 Zufuhr organischer Substanz

Über das Stroh und die organischen Dünger Rindergülle bzw. Gärrest wurden während des gesamten Versuchszeitraums sehr unterschiedliche Mengen organischer Substanz zugeführt (Abbildung 18). Die Zufuhr organischer Substanz über das Stroh wurde anhand der mittleren jährlichen Stroherträge unter Annahme eines Gehalts organischer Substanz von 94 % berechnet [45]. Die höchsten Stroherträge wurden an den Standorten Straubing und Aholting erreicht, sodass dort auf den entsprechenden Parzellen mit Strohverbleib auch mehr organische Substanz über das Stroh zugeführt wurde. Die Unterschiede im Strohertrag zwischen den Varianten waren dabei relativ gering (siehe auch 5.1.3.2). Bei der Analyse der Rindergülle und Gärreste wurde auch deren Gehalt organischer Substanz bestimmt, sodass über die Ausbringmengen die darüber zugeführte Menge organischer Substanz berechnet wurde. In Straubing und Aholting wurden im Vergleich zu Reuth und Röckingen trotz höherer Gärrestausbringmengen geringere Mengen organischer Substanz zugeführt. Ursachen hierfür sind die Stickstoff-bezogene Berechnung der Ausbringmenge und die höheren N-Gehalte in der Trockenmasse der Gärreste in Straubing und Aholting. Gleiches gilt für die Rindergüllevarianten, sodass durch die Rindergülle mit höheren TS-Gehalten in Straubing und Aholting sowie Röckingen gegenüber Reuth eine größere Menge organischer Substanz zugeführt wurde. Die Zufuhr organischer Substanz über Rindergülle bewegte sich an den Standorten mit dickflüssiger Rindergülle auf dem Niveau der Variante „max. Gärrest – Stroh“ mit sehr hoher Gärrestzufuhr.

Gegenüber Rindergülle führte eine Gärrestdüngung bei vergleichbaren Ausbringmengen und ähnlicher N-Düngung zu einer deutlich geringeren Zufuhr organischer Substanz. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die anaerobe Fermentation im Biogasreaktor zu einem hochgradigen Abbau der leicht umsetzbaren organischen Substanz des Inputsubstrats führt. Folglich weist die in den Gärresten verbleibende organische Substanz in der Regel eine relativ hohe Abbaustabilität auf [139] [65] [114]. Konsequenterweise verringert sich durch eine Biogasvergärung im Vergleich zur Zufuhr der unvergorenen Ausgangsprodukte der Eintrag von Kohlenstoff in den Boden [139] [53]. Zusätzlich ist beispielweise auch die organische Substanz von Gärresten aus der Rindergüllevergärung gegenüber der unvergorenen Rindergülle als abbaustabiler einzuschätzen [122].

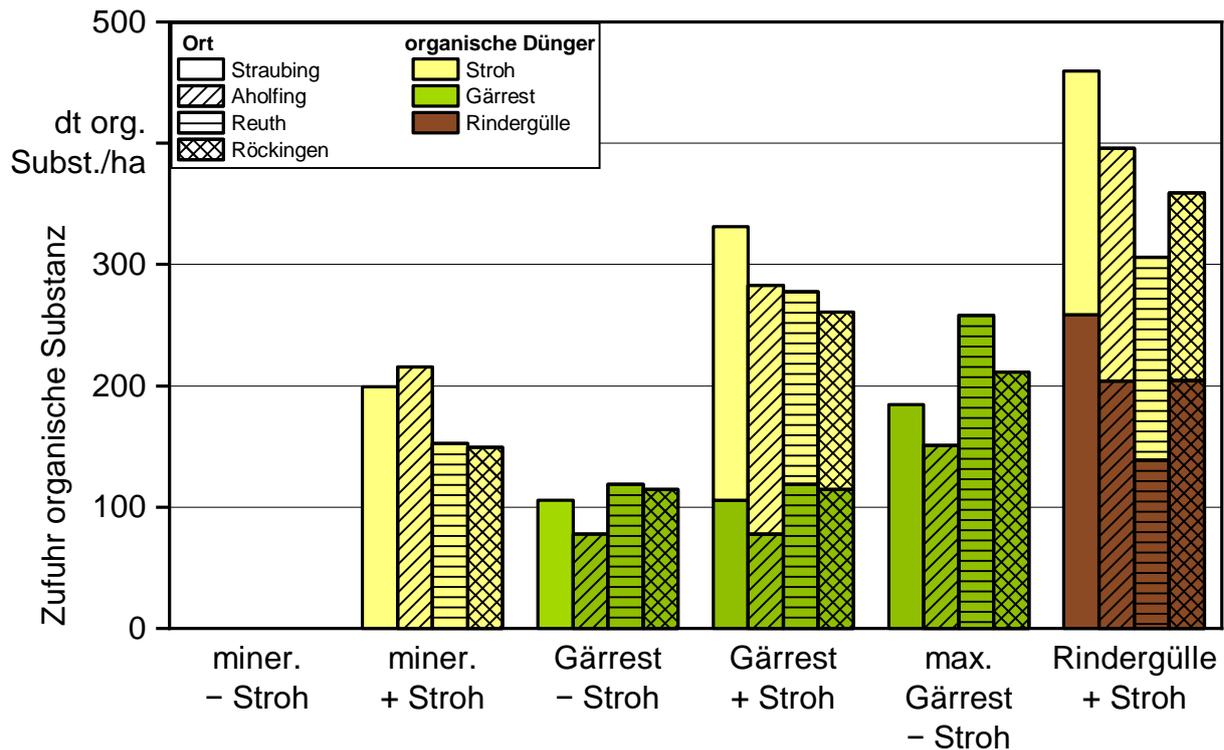


Abbildung 18: Zufuhr an organischer Substanz über Stroh und die flüssigen organischen Dünger Rindergülle und Gärrest in den Versuchsvarianten an den vier Versuchsstandorten aggregiert über den gesamten Versuchszeitraum

5.1.3 Erträge

Vor der Verrechnung der Einzeljahre als Versuchsserie wurde die Wertbarkeit der Einzelversuche anhand des Versuchsfehlers des Trockenmasseertrags bei Silomais und des Kornertrags bei Winterweizen überprüft (siehe 4.3.1). Nicht wertbare Jahre wurden von der weiteren Auswertung der ertragsabhängigen Parameter ausgeschlossen. Ein Ausschluss von Einzelversuchen nach entsprechenden Kriterien ergab, dass neun der 40 Jahr-Ort-Kombinationen nicht weiter verwertet werden konnten. Hierbei war am stärksten der Versuchsstandort Straubing betroffen, da dort die Jahre 2015 bis 2018 aufgrund eines zu hohen Versuchsfehlers nicht wertbar waren. Als Ursache hierfür konnten für die Jahre 2015 und 2018 Trockenschäden und für 2016 ein Hagelschaden eindeutig zugeordnet werden. Die beiden Trockenjahre 2015 und 2018 führten auch am benachbarten Standort Aholting dazu, dass die Erhebungen der entsprechenden Jahre aufgrund zu großer bodenbedingter Unterschiede von der Gesamtauswertung ausgeschlossen werden mussten. An den beiden fränkischen Standorten Reuth und Röckingen zeigte die Varianzanalyse des Winterweizenertrags im Jahr 2012 wegen starker Trockenheit einen sehr großen Versuchsfehler auf, sodass diese beiden Einzelversuche in den nachfolgenden Ergebnissen der gesamten Versuchsserie ebenfalls nicht enthalten sind.

5.1.3.1 Trockenmasseertrag Silomais

Im Versuchsmittel wurde in den wertbaren Jahren durchschnittlich ein Trockenmasseertrag von 192,5 dt/ha erreicht (Abbildung 19). Dieses hohe Ertragsniveau zeigt, dass an den Versuchsstandorten überwiegend günstige Wachstumsbedingungen für Silomais vorlagen. Die mit Abstand höchsten Trockenmasseerträge wurden am Standort Straubing mit durchschnittlich 235,9 dt/ha erzielt. Das Ertragsniveau der anderen Standorte lag mit 188,2 dt TM/ha in Aholting, 181,3 dt TM/ha in Röckingen und 164,9 dt TM/ha in Reuth deutlich niedriger. Hauptgrund für die sehr gute Ertragsleistung am Standort Straubing ist sicherlich das hohe Wasserspeichervermögen der tiefgründigen Lössböden. Dadurch konnten sommerliche Trockenperioden besser als am benachbarten Standort Aholting überdauert werden. Dort kam es durch die weniger speicherfähigen Sandböden zu einem deutlich früheren Auftreten von Wasserstress. Ähnliches gilt für die beiden fränkischen Standorte, wobei die Versuchsfläche in Reuth mit einer Ackerzahl von 33 gegenüber den anderen Standorten bodenbedingt die schlechtesten Voraussetzungen für Pflanzenwachstum bot. Insbesondere im extrem trockenen Jahr 2015 konnten dort nur Erträge von 106,9 dt TM/ha (Reuth) bzw. 112,3 dt TM/ha (Röckingen) erzielt werden. Die zu Versuchsbeginn angenommenen Ertragserwartungen wurden somit in Reuth und Straubing erfüllt bzw. übertroffen, während sie in Aholting und insbesondere Röckingen nicht erreicht wurden.



Abbildung 19: Trockenmasseertrag und Trockensubstanzgehalt von Silomais bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlichem Strohverbleib im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche)

Wie Abbildung 19 zeigt, bestanden zwischen den Versuchsvarianten nur geringe Ertragsunterschiede. Die Auswertung der Versuchsserie ergab zudem keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten. Somit konnte im Mittel über alle Standorte das Ziel, in allen Varianten ein einheitliches Ertragsniveau zu erreichen, weitgehend umgesetzt werden. In Einzeljahren wurde jedoch teilweise durchaus ein signifikanter Einfluss des Versuchsfaktors auf den Ertrag nachgewiesen. Die Abstufung der Varianten war dabei jedoch auch innerhalb eines Standorts nicht durchgehend einheitlich. Eine Betrachtung des Standorts als fixer Effekt in der Varianzanalyse zeigte zudem einen signifikanten Einfluss des Orts ($p = 0,0344$) sowie eine signifikante Wechselwirkung zwischen Ort und Nutzungspfad auf ($p = 0,0031$), da zwischen den Standorten doch deutliche Unterschiede im Ertragsniveau gegeben waren. Die Trockensubstanzgehalte von Silomais lagen im Gesamtdurchschnitt bei 38,0 %, wobei ebenfalls kaum Unterschiede zwischen den Varianten vorhanden waren und das relativ hohe Niveau auf verspätete Ernten in Einzeljahren zurückzuführen ist.

Im Gesamtmittel erreichten die Varianten „miner. + Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ mit ca. 190 dt TM/ha tendenziell die niedrigsten Erträge. Diese Varianten lagen auch an den einzelnen Standorten bezüglich des Trockenmasseertrags im mittleren bis unteren Bereich, während die Rangfolge der übrigen Varianten an den einzelnen Standorten stark schwankte. Die tendenziell höchsten Erträge im Mittel der gesamten Versuchsserie wurden in den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ erreicht, in denen der N-Bedarf der Pflanzen in etwa zur Hälfte aus Gärrestdüngung und mineralischer N-Düngung gedeckt wurde. Die kombinierte mineralisch-organische Düngung könnte hierbei durch den bodenverbessernden Effekt der organischen Substanz und der hohen N-Verfügbarkeit der mineralischen Düngung zu Wachstumsvorteilen geführt haben [100]. Abgesehen von diesen geringen Unterschieden lagen alle Varianten bezüglich der Silomaiserträge auf einem einheitlichen Niveau, sodass davon auszugehen ist, dass für die organischen Dünger Rindergülle und Gärrest das unterstellte Mineraldüngeräquivalent von ca. 80 % des Ammoniumgehalts zutreffend war. Ein ähnliches Mineraldüngeräquivalent für Gärrestdüngung zu Silomais wurde auch in anderen Versuchen nachgewiesen [110]. Darüber hinaus konnten LICHTI et al. (2012) [109] zeigen, dass ebenfalls bei Rindergülledüngung je nach Zusammensetzung ein Mineraldüngeräquivalent auf dem Niveau von Gärresten möglich ist. Die gute Gärrestverwertung von Silomais wird durch dessen lange Wachstumsperiode und die Einarbeitungsmöglichkeit vor der Saat begründet [167] [46]. Des Weiteren weist Mais eine langsame Jugendentwicklung und einen eher späten N-Bedarf auf, wobei der Haupt-N-Bedarf im Zeitraum von Mitte/Ende Juni bis Ende August vorliegt [47]. Eine spätere N-Freisetzung aus der Mineralisation von organischem Dünger-N kann folglich gut verwertet werden [64].

5.1.3.2 Korn- und Strohertrag Winterweizen

Alle nachfolgend aufgeführten Korn- und Stroherträge sind auf einen Trockensubstanzgehalt von 86 % bezogen. Wie bei den Silomaiserträgen wurden nur wertbare Einzelversuche berücksichtigt. Zusätzlich wurden im Jahr 2010 in Reuth und Röckingen keine Stroherträge erfasst. Bei Winterweizen lag das durchschnittliche Ertragsniveau aller Standorte mit 73,3 dt/ha im mittleren Bereich (Abbildung 20). Wie bei Silomais waren im gesamten Versuchsmittel auch bezüglich der Korn- und Stroherträge des Weizens nur geringe und keine signifikanten Ertragsunterschiede zwischen den Varianten vorhanden. Die höchsten Kornerträge wurden am Standort Reuth mit durchschnittlich 88,7 dt/ha erreicht. Damit waren die Winterweizenerträge in Reuth signifikant höher als in Röckingen und Aholting mit 68,1 bzw. 68,4 dt/ha. Am Standort Straubing konnte trotz der günstigen Produktionsbedingungen im Mittel der wertbaren Jahre nur ein Kornertrag von 75,8 dt/ha erzielt werden.

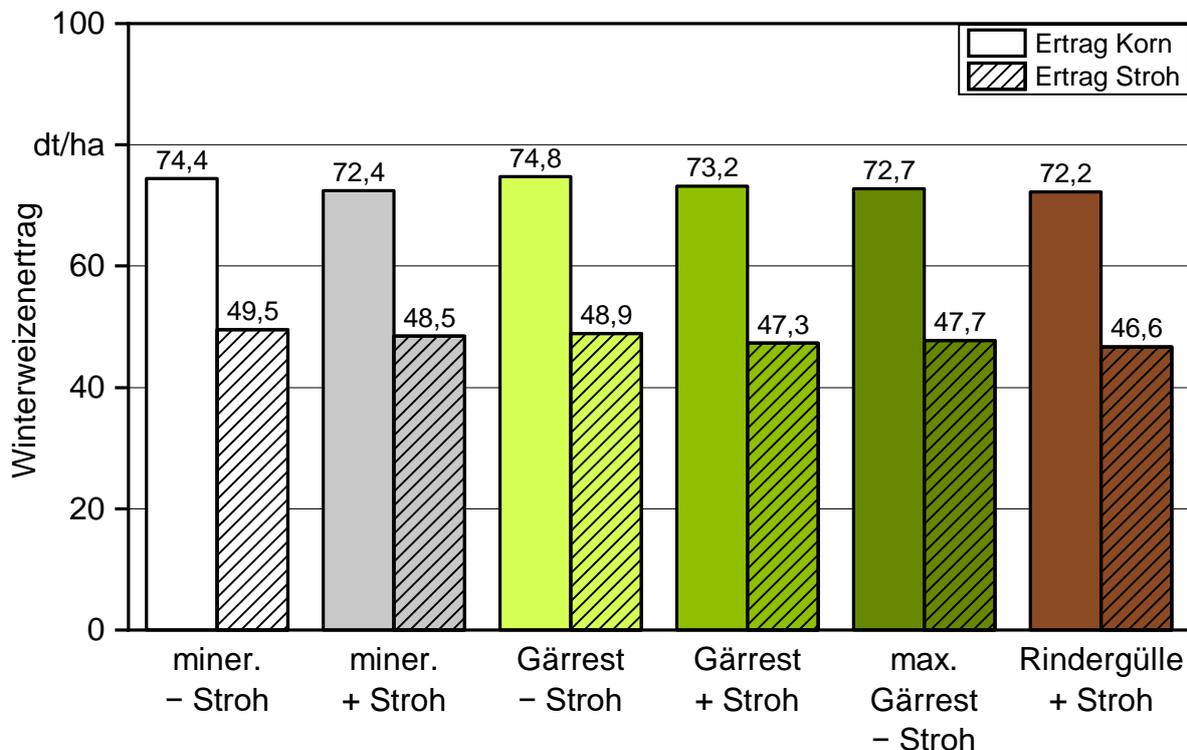


Abbildung 20: Korn- und Strohertrag (86 % TS) von Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche)

Entsprechend den Silomaiserträgen zeigten auch bei Winterweizen im Mittel über alle Orte und Jahre die Varianten „miner. + Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ tendenziell die niedrigsten Erträge. Die tendenziell höchsten Erträge waren erneut in der mineralisch gedüngten Variante ohne Strohverbleib („miner. - Stroh“) und den kombiniert mineralisch und organisch mit Gärresten gedüngten Varianten („Gärrest - Stroh“ und „Gär-

rest + Stroh“) zu beobachten (Abbildung 20). Bei einem Vergleich der Gesamtmittelwerte der Varianten „miner. – Stroh“ und „miner. + Stroh“ sowie „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ fällt außerdem auf, dass durch einen Verbleib des Strohs auf der Fläche tendenziell ein niedrigerer Ertrag hervorgerufen wurde. Allerdings war die Abfolge in den Einzelversuchen nicht identisch und teilweise sogar gegensätzlich, sodass insgesamt keine eindeutigen Aussagen zu den Erträgen möglich sind. Bezüglich des Effekts einer Strohdüngung wurde von JENKYN et al. (2001) [78] gezeigt, dass durch Immobilisationseffekte nur im ersten Jahr ein negativer Ertragseffekt besteht, während in den folgenden Jahren kein Einfluss mehr gegeben war. Auf einen negativen Ertragseffekt im zweiten Jahr nach einer Strohdüngung und dessen mögliche Ursachen wird jedoch nicht hingewiesen. Des Weiteren konnten THOMSEN UND CHRISTENSEN (2004) [158] nach 18-jähriger Strohdüngung mit durchschnittlichen Strohmenngen keine höheren Erträge gegenüber einer Variante ohne Strohdüngung nachweisen, sodass vermutlich auch kein Ertragsanstieg durch eine langjährige Strohdüngung zu erwarten ist.

Auch die Korn-Stroh-Verhältnisse wurden durch die unterschiedliche Biomassenutzung und Rückführung bei möglichst identischem pflanzenverfügbarem N-Angebot nicht signifikant beeinflusst. Im Mittel über Jahre und Orte lagen die Korn-Stroh-Verhältnisse bei 0,66, wobei die niedrigsten Werte in den Varianten mit Strohverbleib und Gärrest- bzw. Rindergülldüngung gegeben waren (Tabelle 17). Zwischen den Standorten waren größere, wenn auch nicht signifikante Unterschiede gegeben, wobei Aholting mit 0,79 das höchste Verhältnis aufwies. In Röckingen und Reuth war die Relation zwischen Korn- und Strohertrag mit 0,60 bzw. 0,45 am niedrigsten. Die Korn-Stroh-Verhältnisse wurden dabei sicherlich durch unterschiedliche Schnitthöhen bei der Getreideernte sowie der unterschiedlichen Methode der Ertragserfassung des Strohs beeinflusst. Aufgrund des einheitlichen Niveaus der Korn- und Stroherträge der Versuchsvarianten waren bei den Gesamttrockenmasseerträgen von Winterweizen (Korn- und Strohertrag) ebenfalls nur geringe Unterschiede gegeben. Ein signifikanter Einfluss der Nutzungspfade lag ebenfalls nicht vor.

Zur Beurteilung des Bestandsaufbaus wurde zum Zeitpunkt der Blüte die Bestandsdichte über die Anzahl an Ähren/m² erfasst. Auch bezüglich dieses Merkmals konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten nachgewiesen werden. Dennoch zeigte sich die Bestandsdichte in den rein mineralisch gedüngten Varianten tendenziell am höchsten, während sie bei Rindergülldüngung am niedrigsten war (Tabelle 17). Ein signifikanter Einfluss auf die Bestandsdichte war dagegen bezüglich des Standorts sowie der Wechselwirkung aus Standort und Variante gegeben. Die niedrigste Bestandsdichte lag in Aholting mit durchschnittlich 411,2 und die höchste in Reuth mit 544,1 Ähren je m² vor. Ursache für die Unterschiede kann neben einem unterschiedlichen Wasserangebot der Standorte auch eine unterschiedliche Bestandsführung sein.

Tabelle 17: Korn-Stroh-Verhältnis, Bestandsdichte und Gesamttrockenmasseertrag (100 % TS) von Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle im Mittel über alle Versuchsjahre und Standorte (nur wertbare Einzelversuche)

Variante	Korn-Stroh-Verhältnis	Bestandsdichte	Gesamttrockenmasseertrag Winterweizen
Einheit		Ähren/m ²	dt/ha
miner. – Stroh	0,67	528,8	105,3
miner. + Stroh	0,68	514,4	102,4
Gärrest – Stroh	0,66	489,8	105,1
Gärrest + Stroh	0,65	488,4	102,3
max. Gärrest – Stroh	0,67	489,1	102,3
Rindergülle + Stroh	0,65	487,2	101,0

Bei Winterweizen wurde für die Berechnung der Höhe der mineralischen Ergänzungsdüngung in den Varianten mit organischer Düngung das gleiche Mineraldüngeräquivalent wie bei Silomais in Höhe von etwa 80 % des Ammoniumgehalts unterstellt. Da keine Mindererträge gegenüber den mineralischen Varianten auftraten und bei dem gegebenen N-Düngerniveau höchstwahrscheinlich keine Stickstoffsättigung vorlag, konnte dieses in Bezug auf die Kornerträge in allen mit Gärresten bzw. Rindergülle gedüngten Varianten realisiert werden. JACOBS (2010) [77] konnte in einem dreijährigen Versuch bei Gärrestdüngung zu Winterweizen in Bezug auf die Kornerträge im Mittel ein etwas höheres Mineraldüngeräquivalent von ca. 100 % des Ammoniumgehalts nachweisen. Auch ABUBAKER et al. (2012) [3] weisen auf den durch die hohen Ammoniumgehalte bedingten hohen Düngewert von Biogasgärresten hin und konnten in einem Topfexperiment mit Sommerweizen keinen negativen Effekt auf den Ertrag im Vergleich zu einer Düngung mit Schweinegülle oder Mineraldünger feststellen. Dennoch wird bei Wintergetreide im Vergleich zu Mais aufgrund der kürzeren Wachstumsperiode von Vegetationsbeginn bis zur Ernte [117] und der fehlenden Einarbeitungsmöglichkeit [167] meist eine schlechtere Stickstoffverwertung (N-Verwertung) bei organischer Düngung angenommen. Auch QUAKERNACK et al. (2012) [137] beobachteten bei einer Gärrestdüngung zu Mais keine Ertragsunterschiede gegenüber einer mineralischen N-Düngung, während bei Winterweizen eine geringere N-Düngewirkung gegenüber den mineralischen Varianten gegeben war. Darüber hinaus wurden bei Mais geringere NH₃-Verluste nachgewiesen, sodass angenommen wurde, dass die Ertragsunterschiede im Zusammenhang mit N-Verlusten durch NH₃-Volatilisation standen. Dies konnte im Rahmen des hier behandelten Versuchsvorhabens im Hinblick auf die Kornerträge nicht bestätigt werden.

Der zeitliche Verlauf des N-Angebots kann bei Getreide die Ertragsstrukturparameter beeinflussen. Bei einer Aufteilung der Düngung auf mehrere Einzelgaben besteht somit die Möglichkeit einer gezielten Steuerung der Bestandsentwicklung. Werden angemess-

sene Mengen organischer Dünger, wie in den Varianten „Gärrest – Stroh“, „Gärrest + Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“, ausgebracht, ist eine Kombination mit mineralischen Ergänzungsgaben möglich, sodass diese Steuerungsmöglichkeit weiter besteht [110]. Bezüglich der Kornerträge war ein derartiger Einfluss allerdings nicht zu beobachten, da die Variante „max. Gärrest – Stroh“ trotz der geringen mineralischen N-Düngung vergleichbare Erträge wie die Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ lieferte. Auch bezüglich der Bestandsdichte konnten zwischen diesen Varianten kaum Unterschiede beobachtet werden. Dabei wird die Bestandsdichte in der Regel durch ein gesteigertes frühes N-Angebot erhöht, was häufig eine niedrigere Kornzahl je Ähre und Tausendkornmasse bedingt [36]. In der Variante „max. Gärrest – Stroh“ wären folglich höhere Bestandsdichten gegenüber den anderen Varianten zu erwarten gewesen, da die gesamte Gärrestmenge, die bereits einen Großteil des gesamten N-Düngebedarfs ausmachte, zu Vegetationsbeginn ausgebracht wurde. Da dies nicht der Fall war, war beim verwendeten Winterweizen diesbezüglich offenbar ein hohes Kompensationsvermögen gegeben oder zusätzlich angelegte Triebe konnten keine Ähre ausbilden.

5.1.3.3 Gesamttrockenmasseertrag

Beginnend mit Silomais im Jahr 2009 wurde auf den Versuchsflächen Silomais und Winterweizen im Wechsel angebaut. Für die nachfolgenden Gesamttrockenmasseerträge wurde ein Fruchtfolgedurchgang (Silomais und Winterweizen) zusammengefasst. Bei Winterweizen wurde dabei entsprechend der Ganzpflanzenernte des Silomaises sowohl die Korn- als auch die Stroherträge (umgerechnet auf 100 % TS) berücksichtigt (Abbildung 21). Außerdem wurden alle Einzelversuche, nicht nur die als wertbar eingestuft, zugrunde gelegt.



Abbildung 21: Gesamttrockenmasseertrag der Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer

Wie zu erwarten zeigte sich ein ähnliches Bild wie bei den Silomais- und Winterweizen-erträgen zuvor. Im Mittel über alle Standorte lagen alle Varianten auf einem einheitlichen Ertragsniveau. Die Abstufung zwischen den Varianten war allerdings je nach Standort sehr verschieden und teilweise gegensätzlich, sodass auch aus den Gesamtmittelwerten keiner Variante eine bessere oder schlechtere N-Wirksamkeit als die angenommene zugeschrieben werden kann (siehe Anhang, Tabelle 52). Insgesamt betrachtet wurden somit über den gesamten Versuchszeitraum sowohl bei Silomais als auch bei Winterweizen durch eine Gärrestdüngung stabile Erträge auf dem Niveau der mineralischen Düngung erreicht. Die unterstellte N-Wirkung war zutreffend und auch durch die deutlich über dem praxisüblichen Niveau liegenden Ausbringmengen in der Variante „max. Gärrest - Stroh“ konnten keine negativen Effekte auf das Pflanzenwachstum beobachtet werden.

Der Einfluss der Hecke am Standort Straubing auf das Pflanzenwachstum wurde in Abhängigkeit vom Abstand zur Hecke durch die parallel dazu verlaufenden Säulen des Versuchsdesigns abgebildet. Hierbei zeigte sich, dass der an die Hecke angrenzende Parzellenstreifen bei Silomais tendenziell höhere Erträge lieferte, während bei Winterweizen die Erträge im weiter von der Hecke entfernten Streifen höher waren. Ein signifikanter Einfluss war jedoch in den meisten Jahren nicht gegeben.

Die N-Düngewirkung von Gärresten wird vor allem vom Gesamtstickstoffgehalt, dem Ammoniumanteil, dem C/N-Verhältnis, der Kultur, dem Standort, der Applikationstechnik und dem Ausbringungstermin beeinflusst [117]. Dabei ist für den Einfluss einer Gärrestdüngung auf das Pflanzenwachstum, den Ertrag und die Qualität der Ernteprodukte neben der gesamten N-Wirkung auch die zeitliche Entwicklung des pflanzenverfügbaren N-Angebots entscheidend [176]. Des Weiteren ist der Effekt der zugeführten organischen Substanz zu berücksichtigen. Diese leistet einen Beitrag zur Humusreproduktion, die als Voraussetzung für hohe Erträge angesehen wird, da der Humusgehalt des Bodens mit wichtigen Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit und Nährstoffbereitstellung in Zusammenhang steht [11]. Durch die Kombination von mineralischer und organischer Düngung werden folglich sowohl Ansprüche der Pflanzen an die N-Versorgung als auch die Reproduktion der organischen Substanz erfüllt [11]. Die mineralische N-Düngung ermöglicht zudem insbesondere bei Getreide eine gezielte Steuerung der Bestandsentwicklung [110]. Demzufolge ist bis ca. 120 kg N_{ges}/ha eine optimale N-Verwertung aus organischen Düngern zu erwarten [66], während überhöhte Gaben zu unverhältnismäßig hohen Verlusten und einer schlechten Stickstoffeffizienz [89] führen können.

5.1.3.4 Entwicklung der Relativerträge

Um den langfristigen Einfluss der unterschiedlichen Zufuhr organischer Substanz während der Versuchslaufzeit auf die Ertragsleistung des Bodens abzubilden, wurde aus den jährlichen Relativerträgen bezogen auf die einzelnen Versuchsstandorte durch lineare Regression die mittlere jährliche Änderung der Relativerträge je Parzelle ermittelt. Die auf diese Weise ermittelten Parzellenwerte wurden analog der Beurteilung der Entwicklung der C_{org}-Gehalte in den Parzellen (siehe 4.5.1) in einem zweiten Schritt durch ein gemischtes lineares Modell mit zufälligem Ortseinfluss varianzanalytisch ausgewertet (Abbildung 22). Eine Normalverteilung der Regressionsresiduen konnte allerdings erst nach Entfernen von acht Ausreißern erreicht werden. Die Versuchsvarianten zeigten dabei einen signifikanten Einfluss auf die Entwicklung der Relativerträge über die Versuchslaufzeit ($p = 0,0325$). Bei einem multiplen Mittelwertvergleich nach Tukey konnten allerdings keine signifikanten Mittelwertdifferenzen identifiziert werden. Dennoch stellte sich heraus, dass in den rein mineralisch gedüngten Varianten „miner. – Stroh“ und „miner. + Stroh“ die Relativerträge über die Versuchslaufzeit abnahmen. In den organisch gedüngten Varianten waren hingegen leichte Anstiege von ca. 0,5 % (absolut) zu verzeichnen, sodass tendenziell eine relative Ertragszunahme bei organischer Düngung gegeben war. Des Weiteren fällt auf, dass das Startniveau der Relativerträge im Jahr 2009 am höchsten bei rein mineralischer Düngung war und mit zunehmender Zufuhr organischer Substanz zurückging. Die Rückführung des Strohs verstärkte bei rein mineralischer Düngung tendenziell den Ertragsrückgang, während bei Gärrestdüngung und Strohverbleib die Ertragsleistung im Vergleich zur Gärrestvariante mit Strohabfuhr tendenziell stärker zunahm. Die tendenziell stärkste Zunahme der Relativerträge war in der Variante „Gärrest + Stroh“ gegeben, die jedoch fast identisch mit der Änderung in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ war.

Der Anstieg der Relativerträge bei Rindergülle und Gärrest ist vermutlich auf die Erhöhung der organischen Bodensubstanz relativ zu den mineralischen Varianten zurückzuführen. Denn dadurch wurde wahrscheinlich im Laufe des Versuchs die N-Nachlieferung gesteigert und physikalische Bodeneigenschaften [11] verbessert, was bei den entsprechenden Untersuchungen auch teilweise belegt werden konnte (siehe 5.2). Ursache für die insgesamt eher ausgeglichen bis negative Wirkung einer Strohdüngung könnte sein, dass ein Gleichgewicht aus Stickstoffimmobilisierung durch Strohabbau und N-Nachlieferung aus dem Abbau der organischen Bodensubstanz früherer Strohmengen offenbar noch nicht gegeben war [78]. Aus den Relativerträgen lässt sich allerdings nicht ableiten, ob sich in den mineralisch gedüngten Varianten die Ertragsleistung der Böden absolut verschlechterte. Dennoch wurde die Ertragsfähigkeit der Böden über die Versuchslaufzeit durch eine organische Düngung mit Rindergülle bzw. Gärresten im Vergleich zu einer rein mineralischen Düngung offenbar positiv beeinflusst. Aufgrund des tendenziell höheren Niveaus der mineralischen Varianten zu Versuchsbeginn waren zu Versuchsende allerdings immer noch keine größeren Ertragsunterschiede festzustellen, wenn auch die mineralischen Varianten gegenüber den organisch gedüngten abfielen. Die langfristigen Effekte einer mineralischen bzw. organischen Düngung werden dabei immer durch die Jahreswirkung der jeweiligen Düngung überlagert. Diese wird auch bei organischen Düngern wesentlich durch die N-Wirkung bestimmt.

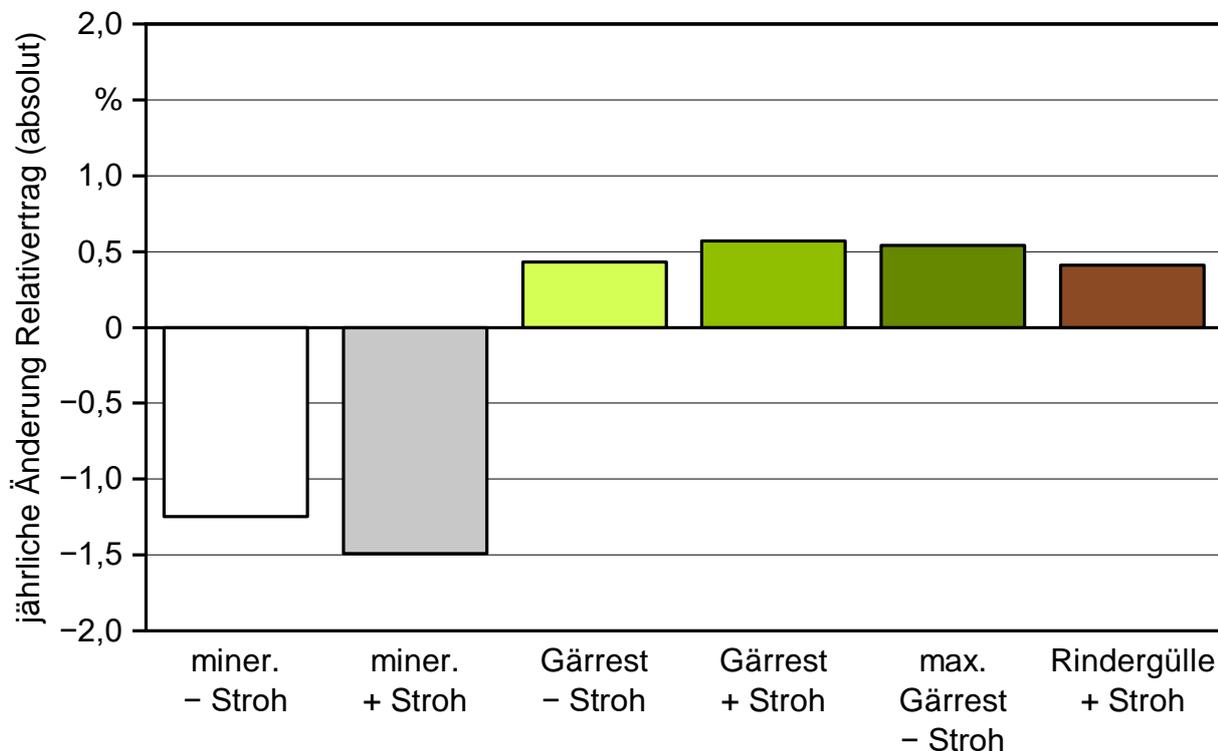


Abbildung 22: Mittlere jährliche Veränderung der Relativerträge (absolut) von Silomais und Winterweizen (Korn) bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte (nur wertbare Einzelversuche berücksichtigt)

5.1.4 Stickstoffgehalte und Stickstoffentzug

5.1.4.1 Silomais

Die N-Abfuhr von Silomais lag mit 186,0 bis 200,6 kg N/ha im Mittel der Versuchsstandorte und -jahre entsprechend der Erträge auf einem hohen Niveau (Abbildung 23). Die N-Gehalte lagen mit durchschnittlich 1,0 kg N/dt TM etwa 30 % unter den Standard-Gehaltswerten der bayerischen Beratung [166] (Tabelle 18). Darüber hinaus wurde ein signifikanter Einfluss des Versuchsfaktors auf die N-Gehalte von Silomais nachgewiesen ($p = 0,0095$). Signifikante Mittelwertdifferenzen nach Tukey waren zwischen den Varianten „miner. – Stroh“ und „max. Gärrest – Stroh“ gegeben. Die rein mineralische Düngung führte dabei gegenüber der fast ausschließlich mit Gärresten gedüngten Variante zu signifikant höheren N-Gehalten im Erntegut von Silomais. Insgesamt zeigten die mineralisch gedüngten Varianten und die kombiniert mineralisch und mit Gärresten gedüngten Varianten tendenziell höhere Gehalte. Damit wiesen die N-Gehalte eine ähnliche Abstufung wie die Trockenmasseerträge auf, sodass sich bezüglich der N-Abfuhr die Unterschiede zwischen den Varianten verstärkten und ebenfalls ein signifikanter Einfluss der Nutzungspfade gegeben war ($p = 0,033$). Aufgrund der relativ knappen Unterschreitung des Signifikanzniveaus konnten allerdings keine signifikanten Mittelwertdifferenzen nach Tukey identifiziert werden. Entsprechend der Trockenmasseerträge war die N-Abfuhr in den Varianten „miner. + Stroh“, „max. Gärrest – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ tendenziell am niedrigsten, wobei die Rindergüllevariante fast durchgehend an allen Standorten die geringste N-Abfuhr aufwies.

Tabelle 18: Stickstoffgehalt von Silomais und Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen nach Tukey ($\alpha = 0,05$)

Variante	N-Gehalt Silomais	N-Gehalt Winterweizen Korn	N-Gehalt Winterweizen Stroh	Rohproteingehalt Winterweizen Korn
	Einheit kg N/dt TM	kg N/dt TM	kg N/dt TM	% TM
miner. – Stroh	1,05 a	2,21 ab	0,54	12,6 ab
miner. + Stroh	1,02 ab	2,23 a	0,53	12,7 a
Gärrest – Stroh	1,02 ab	2,10 bc	0,51	12,0 bc
Gärrest + Stroh	1,02 ab	2,15 abc	0,53	12,3 abc
max. Gärrest – Stroh	0,98 b	2,06 c	0,53	11,8 c
Rindergülle + Stroh	1,00 ab	2,16 abc	0,54	12,3 abc

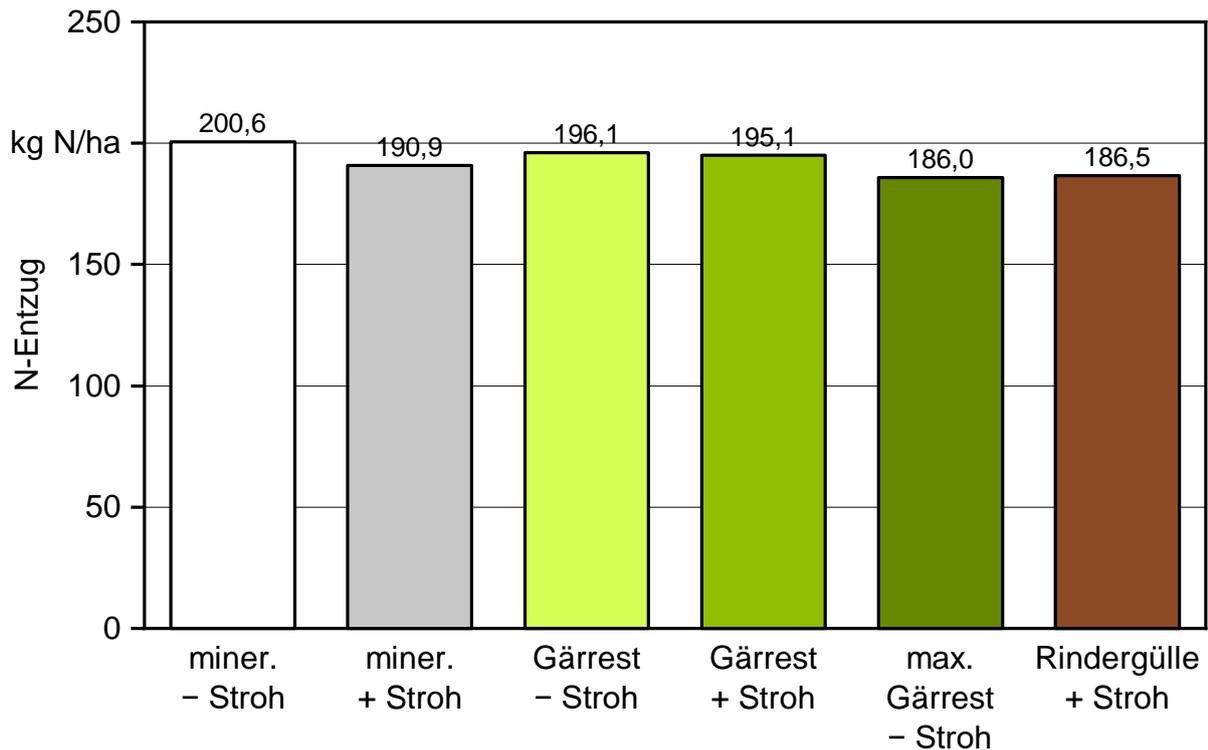


Abbildung 23: Stickstoffentzug von Silomais bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche)

Die geringere N-Wirkung in der Rindergüllevariante könnte auf erhöhte Verluste durch Ammoniakvolatilisation (NH_3 -Volatilisation) im Anschluss an die Ausbringung zurückzuführen sein. Neben den Witterungsbedingungen während und nach der Ausbringung sowie der Ausbringtechnik haben grundsätzlich auch Düngereigenschaften einen großen Einfluss auf die Höhe von Ammoniakverlusten (NH_3 -Verluste) [156]. Diesbezüglich ist zu beachten, dass die anaerobe Vergärung im Biogasprozess eine Erhöhung des pH-Werts auf ein Niveau deutlich über das von Rindergülle bewirkt, was die Gefahr für NH_3 -Verluste aus Gärresten erhöht [125] [155]. Auch im Rahmen dieses Projekts wurde bei den verwendeten Gärresten mit pH-Werten von durchschnittlich 7,7 ein höheres Niveau im Vergleich zu Rindergülle, deren pH-Werte im Bereich von 7,0 lagen, festgestellt. Die hohen NH_4 -Gehalte von Gärresten wirken sich zusätzlich fördernd auf NH_3 -Verluste aus [156]. Insbesondere gegenüber Rindergülle weisen Gärreste allerdings auch niedrigere TS-Gehalte und folglich eine reduzierte Viskosität auf, was sich durch eine schnellere Infiltration wiederum reduzierend auf NH_3 -Verluste auswirken kann [124]. Im Mittel aller im Rahmen dieses Versuchsvorhabens untersuchten Gärrest- und Rindergülleproben war bei den Gärresten ein um ca. 30 % geringerer TS-Gehalt im Vergleich zu Rindergülle gegeben. In der Gesamtbewertung des Verlustpotenzials sehen manche Untersuchungen das Risiko von NH_3 -Verlusten nach Gärrestausrückführung aufgrund der schnelleren Infiltration trotz des höheren pH-Werts verringert [65]. Andererseits wurden jedoch teilweise höhere NH_3 -Verluste bei vergorener im Vergleich zu unvergorener Gülle nach-

gewiesen [118], sodass in erster Linie aufgrund der erhöhten pH-Werte [140] auch die verlustfördernden Faktoren überwiegen können.

Wie sich Gärreste gegenüber anderen flüssigen organischen Düngern wie Rindergülle in Bezug auf NH_3 -Verluste nach der Ausbringung verhalten, ist folglich ohne direkte Verlustmessungen schwierig zu beurteilen. Die im Versuch festgestellte tendenziell schlechtere Düngewirkung von Rindergülle kann somit nicht eindeutig auf düngerbedingte erhöhte NH_3 -Verluste zurückgeführt werden. Bei der Berechnung der Höhe der mineralischen Ergänzungsdüngung wurden jedenfalls bei Rindergülle und Gärrest gleichhohe Ausbringungsverluste berücksichtigt. Neben den Wirtschaftsdüngerereigenschaften stellen die Ausbringbedingungen einen entscheidenden Einflussfaktor auf die Höhe von NH_3 -Verlusten dar. In diesem Zusammenhang könnte in den Rindergüllevarianten auch eine erhöhte NH_3 -Volatilisation bedingt durch eine im Vergleich zu den Gärrestvarianten spätere Einarbeitung vor Silomais aufgetreten sein. Denn in der Regel wurde die Rindergülle an allen Standorten zuerst ausgebracht und aufgrund der Bearbeitung ganzer Parzellenspalten konnte mit der Einarbeitung erst nach vollständiger Gärrestausringung begonnen werden. Ein Großteil der Ammoniakemissionen nach Flüssigmistausbringung ist nach 24 Stunden abgeschlossen [137], wobei sich davon bis zu 70 % in den ersten drei Stunden nach der Ausbringung ereignen [167]. Folglich war bei nachfolgender Einarbeitung vor Silomais je nach Witterung sicherlich ein gewisser Einfluss auf die Höhe der Verluste durch die Ausbringreihenfolge gegeben.

Eine weitere mögliche Ursache für die schlechte N-Wirksamkeit der Variante „Rindergülle + Stroh“ könnte eine erhöhte Immobilisation als Folge des Abbaus der umsetzbaren organischen Substanz der Rindergülle und des Strohs des Vorjahrs gewesen sein. Eine Limitierung der N-Verfügbarkeit durch Nettoimmobilisation im Rahmen der Strohhotte würde zudem die tendenziell geringere N-Aufnahme in der Variante „miner. + Stroh“ erklären, wenn auch in der Gärrestvariante mit Strohverbleib die N-Aufnahme nicht entsprechend niedriger war. Im Vergleich zu Gärresten wird Rindergülle durch das höhere $\text{C}_{\text{org}}/\text{N}_{\text{org}}$ -Verhältnis grundsätzlich ein höheres Immobilisationspotenzial zugeschrieben [67]. Darüber hinaus wurde in Gärresten ein Großteil der leicht umsetzbaren organischen Verbindungen, wie flüchtige Fettsäuren, während der Fermentation abgebaut [72]. Die verbleibende organische Substanz weist zudem eine erhöhte Abbaustabilität auf, sodass kaum mit einer Nettoimmobilisation mineralischen Stickstoffs im Boden zu rechnen ist [67]. Allerdings konnten ALBURQUERQUE et al. 2011 [4] bei einigen Gärresten eine Stickstoffimmobilisation (N-Immobilisation) beobachten, sodass auch diesbezüglich Unterschiede in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der Gärreste möglich sind und sowohl Nettoimmobilisation als auch Priming [178] auftreten können. Im Hinblick auf diese Eigenschaft ist folglich ebenfalls keine pauschale Einstufung der verwendeten Gärreste, die sich zudem deutlich in der Substratzusammensetzung unterscheiden, möglich. Neben Immobilisationsprozessen, die eher kurzfristig nach der Ausbringung von Bedeutung sind, ist nach der Ausbringung von Rindergülle und Gärresten während der Vegetation in der Regel mit einer N-Nachlieferung aus dem Abbau der zugeführten organischen Substanz zu rechnen. Aufgrund der hohen Abbaustabilität des verbleibenden organischen Materials in Gärresten wird die N-Freisetzung im Anwendungsjahr auf 5 % [6] bis maxi-

mal 10 % [167] des N_{org} geschätzt. MÖLLER UND MÜLLER (2012) [115] gehen dagegen davon aus, dass durch Gärreste im Anwendungsjahr neben dem Ammoniumgehalt Stickstoff in Höhe von 10 bis 20 % des N_{org} bereitgestellt wird. In den Folgejahren ist damit zu rechnen, dass jährlich ca. 3 % des N_{org} durch Mineralisation pflanzenverfügbar werden [6]. Ob allerdings bei den gegebenen organischen Düngern im Jahr der Anwendung eine Nettomineralisation oder -immobilisation vorlag, kann ausschließlich aus den gegebenen C/N-Verhältnissen nicht verlässlich abgeleitet werden [28].

Die tendenziell schlechtere N-Wirkung in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ gegenüber den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ ist vermutlich nicht auf erhöhte gasförmige NH_3 -Verluste nach der Ausbringung zurückzuführen. Denn diese nehmen laut SOMMER UND HUTCHINGS (2001) [156] mit zunehmender Ausbringmenge ab, da ein größerer Anteil in den Boden infiltriert. Auch AUGUSTIN et al. (2015) [12] konnten zeigen, dass die applizierte Gärrestmenge nur einen begrenzten Einfluss auf die Höhe der Ammoniakvolatilisationsverluste hat und diese vor allem durch Ausbringverfahren beeinflusst werden. Des Weiteren wurde in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ ein Großteil des N-Düngebedarfs über Gärreste vor der Saat ausgebracht. Dennoch sind Auswaschungsverluste eher unwahrscheinlich und höchstens nur in Einzeljahren denkbar. Grundsätzlich könnte auch durch die hohe Gärrestzufuhr von durchschnittlich 70 m^3/ha das Pflanzenwachstum negativ beeinflusst worden sein. Da Einzeljahre mit deutlich höheren Gaben diesbezüglich nicht negativ auffielen, ist jedoch auch davon nicht auszugehen.

5.1.4.2 Winterweizen

Bei den N-Gehalten im Korn von Winterweizen war ebenfalls ein signifikanter Einfluss der Nutzungspfade gegeben ($p = 0,0016$). Zusätzlich waren größere Unterschiede zwischen den Varianten als bei den N-Gehalten von Silomais vorhanden (Tabelle 18). Die höchsten N-Gehalte wurden mit 2,21 bzw. 2,23 kg N/dt TM in den beiden Varianten mit rein mineralischer N-Düngung erreicht. Die niedrigsten N-Gehalte waren dagegen in den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „max. Gärrest – Stroh“ gegeben. Diese waren gegenüber Variante „miner. + Stroh“ signifikant niedriger und im Falle von Variante „max. Gärrest – Stroh“ auch gegenüber Variante „miner. – Stroh“. Aus den N-Gehalten der Weizenkörner lassen sich durch Multiplikation mit dem Faktor 5,7 die entsprechenden Rohproteingehalte berechnen. Diese lagen Bereich von 11,8 % bis 12,7 % und somit im typischen Bereich für einen Weizen der Qualitätskategorie C. Entsprechend der N-Gehalte waren ebenfalls signifikante Unterschiede zwischen den Varianten vorhanden. Die höchsten Rohproteingehalte wurden folglich mit 12,6 % bzw. 12,7 % bei rein mineralischer Düngung erzielt, während die Rohproteingehalte in den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „max. Gärrest – Stroh“ mit 12,0 bzw. 11,8 % teilweise signifikant niedriger waren. Dagegen waren bezüglich der N-Gehalte des Weizenstrohs mit durchschnittlich 0,53 kg N/dt deutlich geringere und nicht signifikante Unterschiede vorhanden. Im Gegensatz zu den N-Gehalten der Körner, die den Standardwerten entsprachen, lagen die N-Gehalte des Strohs unter den entsprechenden Standardwerten [166]. Analog zu

den N-Gehalten der Körner waren die niedrigsten Stroh-N-Gehalte tendenziell in den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „max. Gärrest – Stroh“ gegeben.

Die N-Abfuhr durch die Weizenkörner bewegte sich im Mittel aller wertbaren Einzelversuche zwischen 128,2 und 140,1 kg N/ha (Abbildung 24). Da die N-Gehalte einem ähnlichen Trend wie die Erträge folgten, verstärkten sich die Unterschiede zwischen den Varianten, sodass wie bei Silomais ein signifikanter Einfluss der Nutzungspfade nachgewiesen wurde ($p = 0,0084$). Die geringsten Körnerträge und N-Gehalte waren dabei jeweils in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ vorzufinden, was folglich dazu führte, dass dort auch die niedrigste N-Abfuhr über die Körner gegeben war. Darüber hinaus lag dadurch die N-Abfuhr dieser Variante signifikant unter der Variante „miner. – Stroh“, die die höchste N-Abfuhr aufwies. Die Unterschiede zwischen den restlichen Varianten waren hingegen nicht signifikant. Dennoch zeigten die mineralisch gedüngten Varianten tendenziell die höchste N-Abfuhr. Bezüglich des N-Entzug durch das Stroh lagen alle Varianten auf einem fast einheitlichen Niveau.

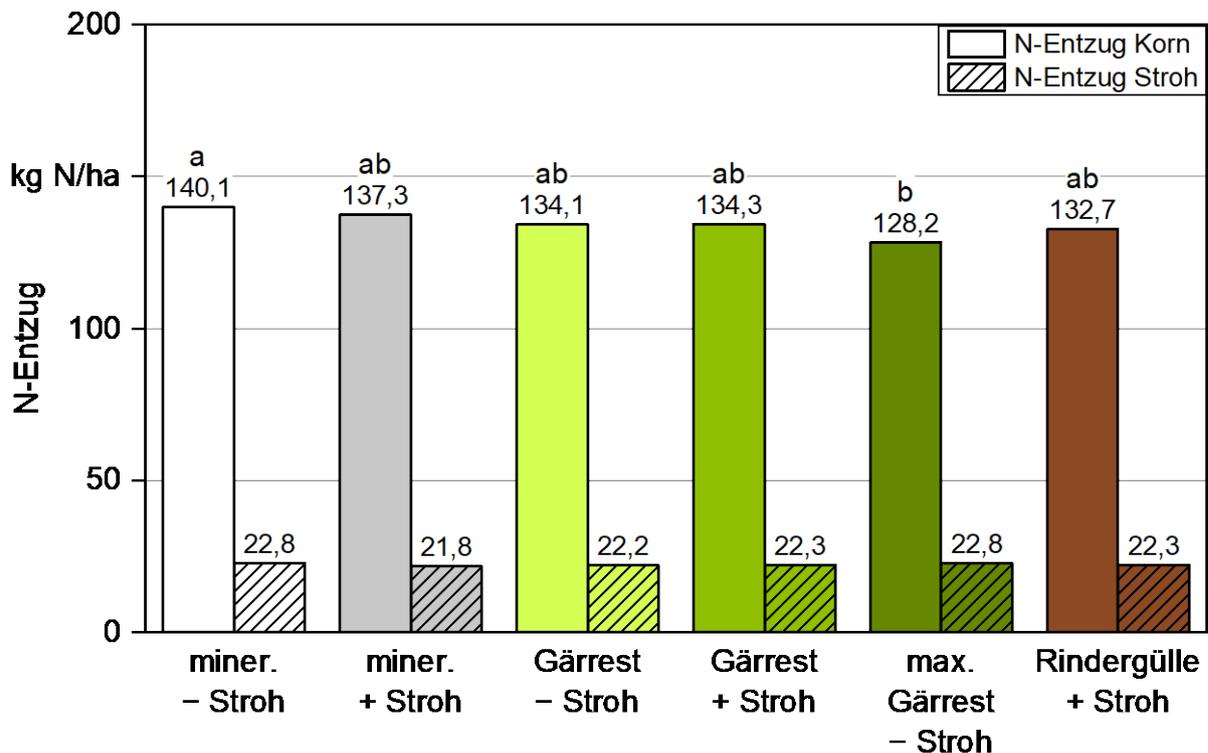


Abbildung 24: Stickstoffentzug durch Winterweizenkorn und -stroh bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen nach Tukey ($\alpha = 0,05$)

Abgesehen von den etwas geringeren N-Entzügen bei überproportionaler Gärrestdüngung und Rindergülldüngung, die teilweise auch signifikant unter den rein mineralischen Varianten lagen, war auch bezüglich der N-Entzüge ein relativ einheitliches Niveau gegeben. Somit bestätigen neben den geringen Ertragsunterschieden zwischen den Varianten auch die N-Entzüge, dass die angenommene N-Düngewirkung der organischen Dünger Gärrest und Rindergülle in Höhe von ca. 80 % des NH_4 -Gehalts zutreffend war. Zu beachten ist allerdings, dass die organische Düngung der Vorjahre nicht berücksichtigt wurde. Mit fortschreitender Versuchslaufzeit könnte somit auch die zunehmende N-Nachlieferung aus der organischen Düngung der Vorjahre teilweise zur N-Versorgung beigetragen haben.

5.1.4.3 Diskussion der Stickstoffentzüge beider Kulturen

Die Variante „miner. – Stroh“ zeigte bei beiden Kulturen den höchsten N-Entzug und somit die höchste N-Effizienz. Die gezielte Düngung in den rein mineralisch gedüngten Varianten führte bei Winterweizen zudem zu den höchsten Rohproteingehalten. Die N-Wirkung einer extremen Gärrest- bzw. einer Rindergülldüngung war bei beiden Kulturen tendenziell am schlechtesten, wobei bei Winterweizen auch die anderen beiden Gärrestvarianten nicht das Niveau der rein mineralisch gedüngten Varianten erreichten. Auch WENDLAND UND LICHTI (2012) [167] schätzen die N-Ausnutzung einer Gärrestdüngung zu Mais gegenüber Winterweizen besser ein und begründen dies durch die sofortige Einarbeitungsmöglichkeit und die längere Wachstumsperiode bei Mais. Die Unterschiede im hier behandelten Versuchsvorhaben sind demzufolge vermutlich ebenfalls auf eine oberflächliche Ausbringung ohne Einarbeitung zurückzuführen. Eine deutlich schlechtere N-Verwertung von Gärresten bzw. Rindergülle bei Winterweizen gegenüber Silomais konnte trotz der zeitnahen Einarbeitung bei Silomais dennoch nicht beobachtet werden. Darüber hinaus schnitt entgegen den Erwartungen die Rindergüllevariante bei Winterweizen im Gegensatz zu Silomais relativ zu den kombiniert mineralisch und mit Gärresten gedüngten Varianten („Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“) besser ab. Die Unterschiede zwischen den Varianten lassen außerdem vermuten, dass bei dem gegebenen Niveau der N-Düngung noch keine Stickstoffsättigung vorlag.

Im Vergleich zu den Erträgen lag bei Winterweizen wie auch bei Silomais der N-Entzug bei überzogener Gärrestdüngung („max. Gärrest – Stroh“) stärker unter den Gärrestvarianten mit höherem Mineraldüngeranteil. Ursache hierfür könnte im Fall des Winterweizens sein, dass durch die vollständige Gärrestausrückführung zu Vegetationsbeginn ein hohes frühzeitiges N-Angebot bei einer gleichzeitig fehlenden Möglichkeit der Bestandsführung durch wachstumsbegleitende mineralische Ergänzungsgaben gegeben war [119]. Dieses sehr hohe N-Angebot während der Jugendentwicklung des Weizens in Variante „max. Gärrest – Stroh“ führte jedoch entgegen der Erwartung nicht zu einer erhöhten Bestandsdichte, einem deutlich höheren Strohertrag und auch nicht zu einem gesteigerten N-Entzug durch das Stroh [36]. Es muss allerdings beachtet werden, dass die Versuchsdurchführung nicht auf eine möglichst termingerechte und entwicklungssteuernde N-Düngung bei Winterweizen ausgerichtet war, da der Einfluss einer unterschiedlichen organischen Düngung auf den Boden im Vordergrund stand. Zudem musste aus

logistischen Gründen meist die gesamte Gärrest- bzw. Rindergüllemenge bei Winterweizen in einem Termin zu Vegetationsbeginn ausgebracht werden. Eine Aufteilung auf eine zweite Gabe zu Schossbeginn erfolgte nur in Einzeljahren (siehe auch Anhang, Tabelle 36).

5.1.5 Weitere Pflanzenanalysen von Silomais und Winterweizen

Die P-, K- und Mg-Gehalte des Ernteguts von Silomais und Winterweizen (Korn und Stroh) sind für die unterschiedlichen Düngungsvarianten in Tabelle 19 und Tabelle 20 aufgelistet. Die Gehalte dieser Makronährstoffe lagen bei Winterweizen im Bereich der Standardwerte [166], während bei Silomais etwas unterdurchschnittliche Gehalte gegeben waren. Des Weiteren wiesen die P-Gehalte des Weizenstrohs ($p < 0,0001$) sowie die P- und K-Gehalte von Silomais ($p = 0,008$ bzw. $0,0002$) signifikante Unterschiede zwischen den Varianten auf. Hierbei zeigte die überproportional mit Gärresten gedüngte Variante („max. Gärrest – Stroh“) jeweils signifikant höhere Gehaltswerte als bei rein mineralischer Düngung und Strohabfuhr („miner. – Stroh“). Darüber hinaus war insbesondere bei den K-Gehalten von Silomais in den Varianten „Gärrest + Stroh“, „max. Gärrest – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ ein höheres Niveau zu beobachten. Diese Varianten wiesen auch die höchste Zufuhr organischer Substanz auf. Eine Ursache hierfür könnte die teilweise unregelmäßig durchgeführte mineralische Ausgleichsdüngung gewesen sein. Im Rahmen dieser wurde zwar in den beiden rein mineralisch gedüngten Varianten eine erhöhte P-, K- und Mg-Menge ausgebracht, eine genaue Anpassung an die Nährstoffzufuhr in den organisch gedüngten Varianten und die Abfuhr erfolgte jedoch nicht. Außerdem war die Ausgleichsdüngung in den Varianten „miner. – Stroh“ und „miner. + Stroh“ identisch, sodass keine Berücksichtigung der unterschiedlichen Strohrückführung erfolgte. Gleiches gilt für die mit Rindergülle und Gärrest gedüngten Varianten, bei denen die Ausgleichsdüngung ebenfalls meist einheitlich durchgeführt wurde. Die K-Gehalte im Boden lagen jedoch an allen Standorten im anzustrebenden bis hohen Bereich, sodass ein Mangel in allen Varianten auszuschließen ist. Obwohl sich die K-Gehalte von Stroh auf einem ähnlichen Niveau wie bei Silomais bewegten, waren dort keine Unterschiede zwischen den Varianten festzustellen. Allerdings ist bedingt durch die hohen Trockenmasseerträge bei Silomais die gesamte Kaliumaufnahme deutlich höher. Des Weiteren wiesen die P- und K-Gehalte der Weizenkörner sowie die Mg-Gehalte sowohl bei Winterweizen als auch Silomais ebenfalls keine Unterschiede zwischen den Varianten auf. Insgesamt zeigten die Varianten somit aufgrund der ausreichenden bis hohen Bodenversorgung an P, K und Mg trotz der teilweise ungleichmäßigen P-, K- und Mg-Zufuhr meist eine einheitliche Nährstoffaufnahme, sodass ein dadurch bedingter Einfluss auf die Biomasseerträge weitgehend auszuschließen ist.

Neben den Gehalten mineralischer Nährelemente wurden bei Silomais zusätzlich weitere den Futterwert bestimmende Parameter der stofflichen Zusammensetzung erfasst. Neben den im Rahmen einer Weender Analyse bestimmten Stoffgruppen Rohprotein (siehe N-Gehalt in Tabelle 18), Rohfett und Rohfaser wurde die Gerüstsubstanz durch die Parameter NDF, ADF und ADL genauer untersucht. Bei all diesen Parametern konnten bis auf den ADL-Gehalt keine Unterschiede zwischen Varianten nachgewiesen werden, so-

dass die unterschiedliche Zufuhr organischer Substanz und teilweise recht unterschiedliche P-, K- und Mg-Düngung hierauf keinen nachweisbaren Einfluss hatte.

Tabelle 19: P-, K- und Mg-Gehalte sowie stoffliche Zusammensetzung von Silomais bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen nach Tukey ($\alpha = 0,05$)

Variante	P-Gehalt	K-Gehalt	Mg-Gehalt	Stärke	XF	XL	red. Zucker
	Einheit	kg/dt TM	kg/dt TM	% TM	% TM	% TM	% TM
miner. – Stroh	0,20 a	1,09 a	0,14	30,7	19,4	2,6	7,0
miner. + Stroh	0,20 ab	1,12 a	0,13	31,2	19,3	2,5	7,0
Gärrest – Stroh	0,20 a	1,14 ab	0,13	29,7	19,8	2,6	7,2
Gärrest + Stroh	0,21 ab	1,22 b	0,14	29,4	19,8	2,5	7,3
max. Gärrest – Stroh	0,21 b	1,22 b	0,13	30,8	19,3	2,5	7,1
Rindergülle + Stroh	0,21 ab	1,17 ab	0,13	30,5	19,5	2,6	6,9

Variante	NDF	NDF _{org}	ADF	ADF _{org}	ADL	ELOS
	Einheit	% TM	% TM	% TM	% TM	% TM
miner. – Stroh	41,2	40,7	23,1	22,3	1,9 ab	73,6
miner. + Stroh	41,0	40,5	23,0	22,1	1,9 a	73,9
Gärrest – Stroh	41,8	41,6	23,7	22,8	2,0 ab	72,9
Gärrest + Stroh	41,9	41,7	23,6	22,8	2,1 b	72,9
max. Gärrest – Stroh	40,9	40,9	23,1	22,2	2,0 ab	73,6
Rindergülle + Stroh	41,5	41,3	23,4	22,5	1,9 ab	73,4

Tabelle 20: P-, K- und Mg-Gehalte der Körner sowie des Strohs von Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (nur wertbare Einzelversuche); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen nach Tukey ($\alpha = 0,05$)

Variante	Winterweizen Korn			Winterweizen Stroh		
	P-Gehalt	K-Gehalt	Mg-Gehalt	P-Gehalt	K-Gehalt	Mg-Gehalt
	Einheit					
	kg/dt TM					
miner. – Stroh	0,35	0,42	0,11	0,10 a	1,28	0,11
miner. + Stroh	0,36	0,43	0,11	0,10 a	1,24	0,11
Gärrest – Stroh	0,37	0,44	0,12	0,10 ab	1,20	0,12
Gärrest + Stroh	0,37	0,44	0,12	0,11 b	1,24	0,11
max. Gärrest – Stroh	0,37	0,43	0,11	0,12 c	1,23	0,11
Rindergülle + Stroh	0,37	0,43	0,11	0,11 bc	1,23	0,11

5.1.6 Stickstoff- und Phosphorbilanz

Für die Betrachtung der Stickstoffbilanz (N-Bilanz) wurden alle Versuchsjahre herangezogen, um eine Einschätzung der N-Ausnutzung der unterschiedlichen Nutzungspfade über den gesamten Versuchszeitraum zu erhalten. Niedrigere Erträge in Trockenjahren hatten dabei höhere Salden zur Folge, die allerdings auch in der landwirtschaftlichen Praxis entsprechend auftreten. Fehlende Stroherträge in Reuth und Röckingen im Jahr 2010 wurden anhand der mittleren Korn-Stroh-Verhältnisse des jeweiligen Standorts über die Kornerträge abgeleitet. Bei fehlenden N-Gehaltswerten wurden ersatzweise Standardwerte [166] verwendet. Gasförmige N-Verluste der flüssigen organischen Dünger Gärrest und Rindergülle wurden nicht berücksichtigt.

In allen Varianten waren aufgrund der höheren N-Abfuhr bei Silomais im Vergleich zu Winterweizen deutlich niedrigere Stickstoffsalden (N-Salden) gegeben. Des Weiteren wiesen die beiden rein mineralisch gedüngten Varianten wegen der niedrigsten N_{ges} -Zufuhr über die Düngung sowohl bei Silomais als auch Winterweizen die niedrigsten N-Salden auf (Abbildung 25). Mit einem N-Saldo von -21 bzw. -4 kg N/ha für die Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen in der Variante „miner. – Stroh“ bzw. „miner. + Stroh“ wurde der zukünftige Grenzwert der aktuellen Düngeverordnung von 50 kg N/ha, der im Mittel über drei Jahre nicht überschritten werden darf, eingehalten [25]. Dies gilt auch für Winterweizen, der in den Varianten „miner. – Stroh“ und „miner. + Stroh“ N-Salden von 9 bzw. 34 kg N/ha erreichte. Die niedrigere Bilanz in der Variante „miner. – Stroh“ ist hauptsächlich durch die zusätzliche N-Abfuhr über das Stroh bedingt. In den beiden Gärrestvarianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ lag die N-Bilanz im Mittel der Fruchtfolge im Bereich von 50 kg N/ha. Bei Winterweizen war ein

N-Saldo von 93 kg N/ha in Variante „Gärrest + Stroh“ oder bei zusätzlicher Strohabfuhr in Variante „Gärrest – Stroh“ von 70 kg N/ha gegeben. Der N-Saldo von Silomais war im Vergleich zu Winterweizen erneut ca. 60 kg N/ha niedriger. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass noch keine gasförmigen Ausbringungsverluste berücksichtigt wurden. Bei der N-Bilanzierung im Rahmen der aktuellen Düngeverordnung sind bei Gärresten gasförmige N-Verluste in Höhe von 10,5 % abzugsfähig. Dadurch würden sich die entsprechenden Salden nochmals um ca. 13 kg N/ha verringern und somit im Mittel der Fruchtfolge in Variante „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ ebenfalls unterhalb des Grenzwerts von 50 kg N/ha liegen.

Gegenüber den Varianten „miner. – Stroh“ und „miner. + Stroh“ waren die N-Bilanzsalden bei entsprechendem Strohverbleib in den Gärrestvarianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ um ca. 60 kg N/ha höher. Dieser Unterschied ist dadurch bedingt, dass nur ein geringer Teil des organisch gebundenen Stickstoffs der Gärreste im Anwendungsjahr pflanzenverfügbar wird und zur Deckung des N-Bedarfs beiträgt. Zudem ist der Ammoniumanteil stärker verlustgefährdet. Um ein identisches Ertragsniveau zu erreichen, wurden diese Einschränkungen in der N-Düngewirkung bei der Bemessung der mineralischen Ergänzungsdüngung berücksichtigt, sodass bei einer ähnlich hohen N-Abfuhr die Zufuhr entsprechend höher war. Gleiches gilt für die Rindergüllevariante, deren N-Saldo im Mittel von Winterweizen und Silomais mit 66 kg N/ha in etwa auf dem Niveau der Variante „Gärrest + Stroh“ lag. Da bei Rindergülle höhere gasförmige Verluste berücksichtigt werden dürfen, wäre auch dort eine Einhaltung der Düngeverordnung gegeben. Im Falle einer unverhältnismäßig hohen Gärrestdüngung wie in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ lag sowohl bei Silomais als auch Winterweizen mit 110 bzw. 139 kg N/ha ein stark erhöhter N-Saldo vor. Auch ohne die zusätzliche mineralische Düngung von 21 bzw. 59 kg N/ha wäre bei gleicher N-Abfuhr diese bereits um 80 bis 90 kg N/ha überschritten worden. Demzufolge wäre mit einem Saldo von 98 kg N/ha im Mittel der Fruchtfolge bei Berücksichtigung der abzugsfähigen gasförmigen N-Verluste ein Einhalten der Düngeverordnung auch bei Unterbleiben der mineralischen Ergänzungsdüngung nicht möglich gewesen.

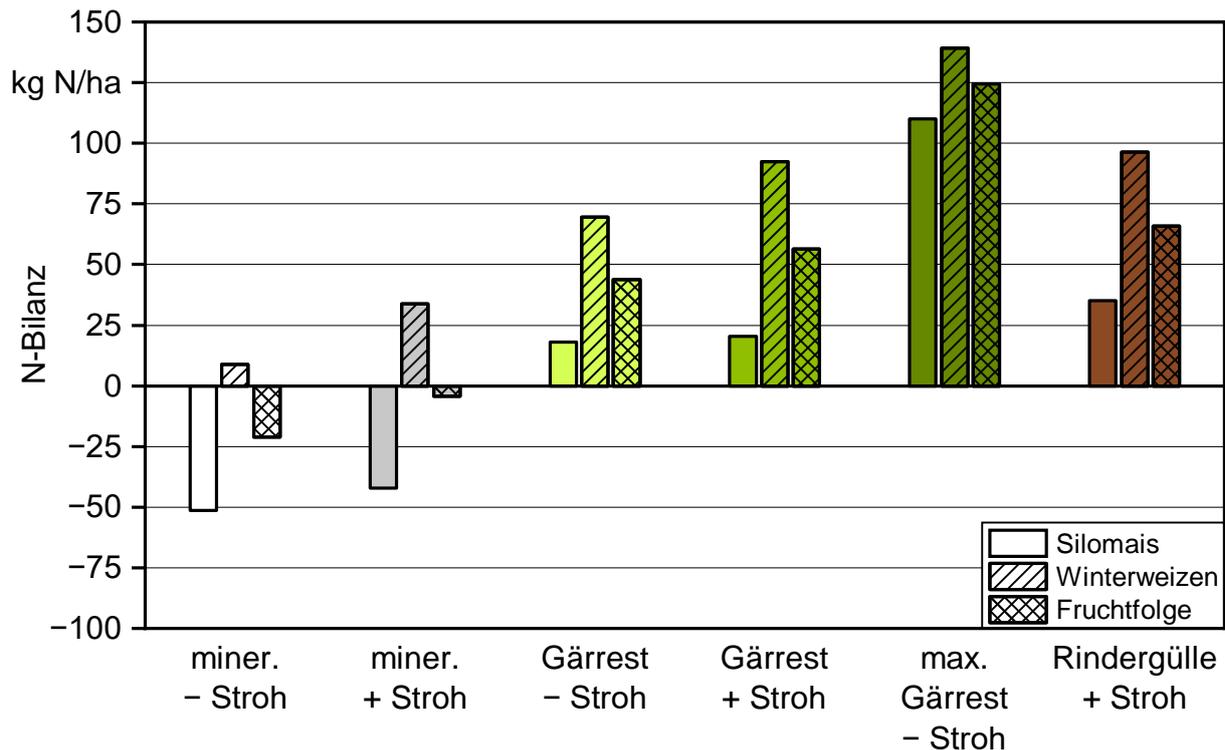


Abbildung 25: Stickstoffbilanz der Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel aller Versuchstandorte und der gesamten Versuchsdauer (alle Einzelversuche)

Die Stickstoffüberschüsse (N-Überschüsse) aus der Düngung können vereinfachend in N-Verluste und einen im Boden verbliebenen Anteil des gedüngten Stickstoffs aufgeteilt werden. Dabei ist insbesondere in den organisch gedüngten Varianten ein größerer Teil der N-Überschüsse gasförmigen NH_3 -Verlusten im Anschluss an die Ausbringung zuzurechnen. Auswaschungsverluste während der Vegetation sind hingegen aufgrund der Bodeneigenschaften und Niederschlagshöhen eher unwahrscheinlich und nur am eher sandigen Standort Aholfing überhaupt denkbar. Der restliche Teil der Düngungsüberschüsse verblieb vermutlich größtenteils in mineralischer Form oder als Bestandteil organischer Verbindungen im Boden. Der mineralische Teil trug zu einer Erhöhung der N_{\min} -Gehalte im Boden bei und wurde teilweise über die N_{\min} -Untersuchung nach der Ernte erfasst (siehe 5.1.7). In den organisch gedüngten Varianten lag sicherlich ein Großteil des nicht den Verlusten zuzuschreibenden N-Überschusses eines Jahres nach der Ernte weiterhin gebunden in der organischen Substanz der Rindergülle bzw. Gärreste bzw. deren Umsetzungsprodukten vor. Denn je nach Abbaubarkeit der organischen Substanz im Anwendungsjahr wurde diese nur teilweise mineralisiert und trägt somit zu einer Zunahme der organischen Bodensubstanz und des Bodenvorrats an Stickstoff bei. Bei langjähriger organischer Düngung erhöht sich auf diese Weise das Stickstoffnachlieferungsvermögen eines Standorts [51]. Da die N-Freisetzung aus der organischen Substanz allerdings auch zu Zeiten ohne Pflanzenaufnahme erfolgen kann, ist deren Ausnutzung eher gering und es besteht Verlustgefahr durch Auswaschung. Hohe N-

Überschüsse sind folglich zu vermeiden, um Stickstoffausträge in die Umwelt zu reduzieren. Andererseits sind negative N-Salden wie in den rein mineralisch gedüngten Varianten ebenfalls dauerhaft nicht tolerierbar, da diese konsequenterweise zu einer Abnahme der organischen Bodensubstanz und Verschlechterung der Bodenfruchtbarkeit führen. Der BtL-Nutzungspfad (Variante „miner. – Stroh“) ist folglich bezüglich der N-Salden positiv zu bewerten, eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung war aufgrund negativer N-Salden jedoch nicht gegeben. Sonstige Einträge wie beispielsweise die atmosphärische Deposition oder unvermeidbare Verluste sind in den betrachteten N-Bilanzen allerdings noch nicht berücksichtigt.

Auf die Darstellung der tatsächlichen Phosphorbilanz (P-Bilanz) wird verzichtet, da in allen Varianten eine Phosphorausgleichsdüngung durchgeführt wurde und diese in Reuth und Röckingen in den meisten Varianten die Abfuhr deutlich überstieg. Darüber hinaus erfolgte der Ausgleich teilweise nicht gleichmäßig über alle Varianten, sodass die Auswirkungen der Phosphorzufuhr durch Rindergülle und Gärreste auf die P-Bilanz von der zusätzlichen Düngung überlagert wurden. Wird die durchschnittliche jährliche P-Bilanz nur unter Berücksichtigung der organischen Dünger Stroh, Gärrest und Rindergülle berechnet, so ergeben sich die nachfolgend in Abbildung 26 dargestellten Phosphorsalden (P-Salden).

Silomais wies wie bei Stickstoff auch bei Phosphor eine höhere Abfuhr auf. Diese lag im Mittel der Standorte bei ca. 97 kg P_2O_5 /ha. Ohne die mineralischen Phosphorausgleichsdüngungen erfolgte in den rein mineralisch gedüngten Varianten keine Phosphorzufuhr durch Düngung, sodass sich die P-Salden entsprechend der Abfuhr bei Silomais auf -95 bzw. -96 kg P_2O_5 /ha beliefen. Bei Winterweizen waren mit -60 (mit Strohabfuhr) bzw. -51 kg P_2O_5 /ha (ohne Strohabfuhr) höhere Salden und somit eine niedrigere Phosphorabfuhr gegeben. Durch die organischen Dünger Rindergülle und Gärrest wurden je nach Nährstoffgehalt unterschiedliche Phosphormengen zugeführt. Die Gärreste an den mittelfränkischen Standorten wiesen dabei mit durchschnittlichen Werten von 2,3 bis 2,7 im Vergleich zu Straubing und Aholting mit ca. 3,4 ein niedrigeres N-P-Verhältnis auf. Demzufolge war an diesen beiden Standorten die auf eine bestimmte Stickstoffmenge bezogene Phosphorzufuhr höher, was ungeachtet der mineralischen Ausgleichgaben höhere P-Salden zur Folge hatte. In den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ lagen die P-Salden im Mittel der Standorte und im Durchschnitt von Silomais und Winterweizen bei -40 bzw. -34 kg P_2O_5 /ha. Da die P-Bilanz selbst bei den phosphorreichereren Gärresten in Reuth und Röckingen im Bereich von -20 kg P_2O_5 /ha lag, sind bei Gärrestmengen um 35 m³/ha und Jahr und ähnlichen Phosphorgehalten keine überhöhten P-Salden zu erwarten. Vielmehr kann zur Aufrechterhaltung der optimalen Bodengehalte je nach Abfuhr eine mineralische Ergänzungsdüngung erforderlich sein. Entsprechendes gilt für die Düngung mit Rindergülle ohne Strohabfuhr. Die unverhältnismäßig hohe Gärrestzufuhr der Variante „max. Gärrest – Stroh“ führte zu einem durchschnittlichen Phosphorüberschuss von 4 kg P_2O_5 /ha. In Röckingen und Reuth lag der P-Saldo durch die höheren Stickstoff-bezogenen Phosphorgehalte mit 20 und 33 kg P_2O_5 deutlich höher. Folglich wäre dort der zukünftige Grenzwert der aktuellen Düngeverordnung von 10 kg P_2O_5 /ha [25] überschritten worden.

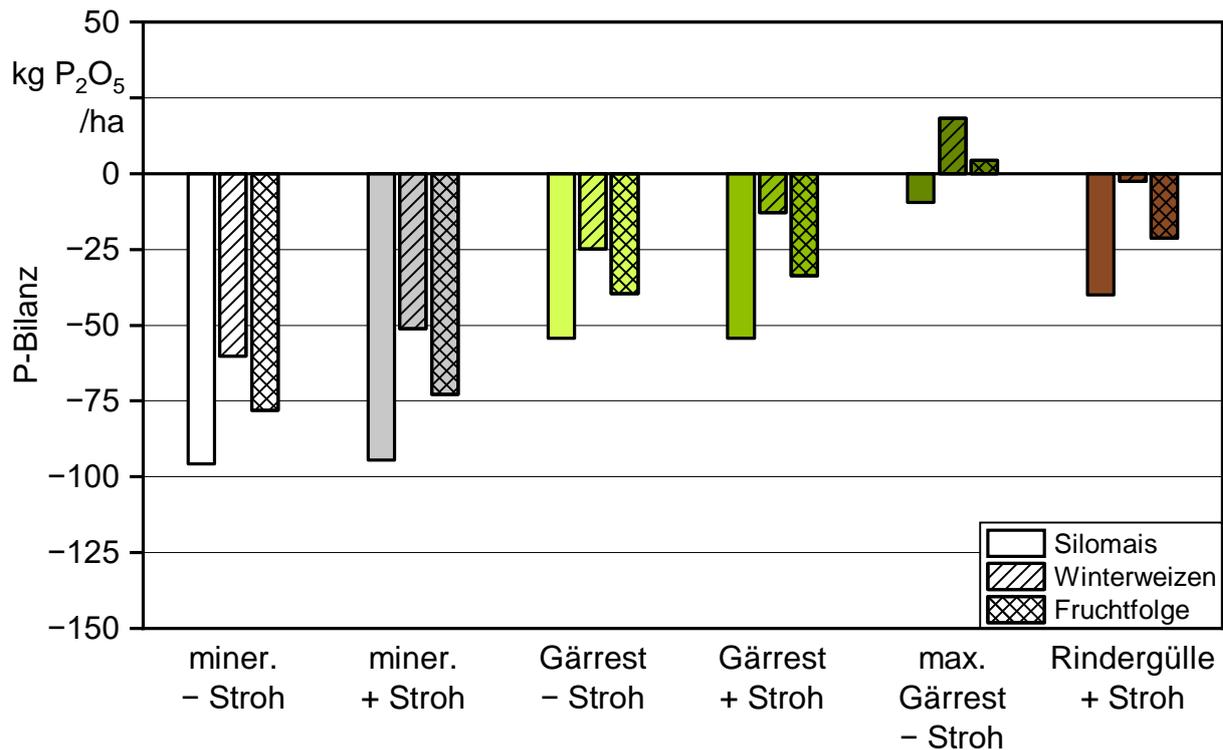


Abbildung 26: Phosphorbilanz der Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle und unterschiedlicher Strohrückführung ohne Berücksichtigung der mineralischen Phosphorausgleichsdüngung im Mittel aller Versuchsstandorte und der gesamten Versuchsdauer (alle Einzelversuche)

Insgesamt zeigten sich bei Betrachtung der Nährstoffsalden dieses Projektvorhabens eher die N-Überschüsse als die P-Überschüsse limitierend für eine organische Düngung. Bei phosphorreichen Gärresten muss allerdings beachtet werden, dass eine zusätzliche mineralische Unterfußdüngung mit phosphorhaltigen Mineraldüngern in Silomais nicht mehr möglich sein kann. Solange die Grenzwerte der Nährstoffvergleiche auf die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche eines Betriebs bezogen gelten, sind Überschreitungen und sehr hohe Ausbringungsmengen wie in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ auf einzelnen Schlägen theoretisch möglich. Gleiches gilt für die Begrenzung der Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdüngern aus tierischer und pflanzlicher Herkunft auf 170 kg N/ha.

5.1.7 Mineralischer Stickstoff im Boden nach der Ernte

Die Gehalte an mineralischem Stickstoff im Boden nach der Ernte spiegeln das Ergebnis von Prozessen der Stickstoffzufuhr, -transformation und -verluste im Bodensystem bis zur Abreife wider [51]. Der mineralische Stickstoff im Boden liegt in der Regel überwiegend als Nitrat vor. Verbleiben auch zu Vegetationsende hohe Nitratgehalte im Boden, besteht die Gefahr von N-Verlusten durch Nitratauswaschung und Denitrifikation während der Wintermonate.

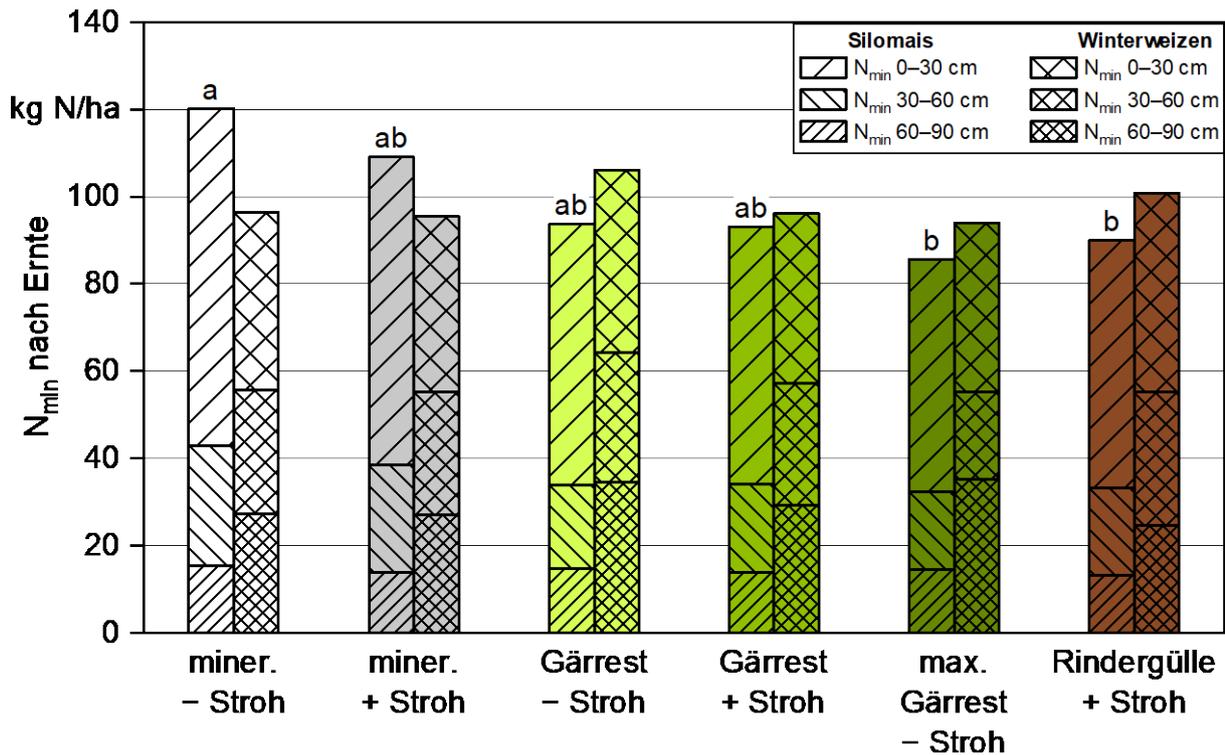


Abbildung 27: Vorrat an mineralischem Stickstoff (N_{min}) im Boden nach der Ernte in den drei beprobten Bodenschichten (0–30 cm, 30–60 cm, 60–90 cm) bei Silomais und Winterweizen und unterschiedlicher N-Düngung in Form von Mineraldünger, Gärresten oder Rindergülle sowie unterschiedlicher Strohrückführung im Mittel der Versuchsjahre und -orte (nur wertbare Einzelversuche); adjustierte Mittelwerte der untransformierten Daten, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Mittelwertdifferenzen der transformierten Daten nach Tukey ($\alpha = 0,05$) für die gesamte Tiefe

Wie bei den Erträgen wurden bei der Auswertung der N_{min} -Gehalte im Boden nach der Ernte nur die wertbaren Einzelversuche berücksichtigt. Die statistische Auswertung der N_{min} -Werte erfolgte dabei nach Logarithmieren der Werte, um die Anforderungen an Normalverteilung und Varianzhomogenität zu gewährleisten. Hierbei konnte bei Winterweizen in den drei Beprobungsschichten und ebenso im gesamten beprobten Bereich von 0 bis 90 cm kein signifikanter Einfluss der Nutzungspfade nachgewiesen werden (Abbildung 27). Dagegen hatte sowohl bei Winterweizen als auch bei Silomais die Beprobungstiefe einen signifikanten Einfluss auf die N_{min} -Menge nach der Ernte. Bei Winterweizen zeigte dabei nur die obere Beprobungsschicht eine signifikant höhere N_{min} -Menge gegenüber den unteren beiden Tiefenabschnitten, während bei Silomais zwischen allen Tiefenabschnitten signifikante Unterschiede gegeben waren. Die N_{min} -Menge im Boden nahm mit zunehmender Beprobungstiefe ab. Bei Silomais hatte außerdem der Versuchsfaktor unabhängig von der Beprobungstiefe einen signifikanten Einfluss auf die N_{min} -Menge im Boden ($p = 0,0073$). Gleiches gilt für den gesamten N_{min} -Rest im Boden nach der Ernte im gesamten beprobten Bodenbereich von 0 bis 90 cm Tiefe ($p = 0,0042$). Die Variante „miner. - Stroh“ wies gegenüber den Varianten „max. Gär-

rest – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ eine signifikant höhere N_{\min} -Menge im Boden nach der Ernte auf (Mittelwertvergleich nach Tukey).

Bei Winterweizen lag die N_{\min} -Menge nach der Ernte auf einem relativ einheitlichen Niveau von durchschnittlich 98,2 kg N/ha, wobei gegenüber Silomais mit durchschnittlich 98,6 kg N/ha kaum ein Unterschied bestand. Jedoch zeigte sich bei Silomais eine gewisse Abstufung der N_{\min} -Gehalte, wobei mit rein mineralischer N-Düngung und ohne Strohabfuhr mit ca. 120 kg N/ha tendenziell die höchsten Mengen im Boden erreicht wurden. Mit zunehmender Zufuhr organischer Substanz über Gärreste und Stroh schienen die Gehalte eher zurückzugehen und näherten sich dem Niveau von Winterweizen an. Des Weiteren waren die Unterschiede zwischen Silomais und Winterweizen mit einer deutlich höheren N_{\min} -Menge in der oberen Bodenschicht von 0 bis 30 cm bei Silomais verbunden. In der untersten Beprobungsschicht war hingegen bei Silomais tendenziell eine geringere N_{\min} -Menge vorzufinden. Insgesamt war das Niveau beider Kulturen jedoch sehr ähnlich. Ein Zusammenhang mit den deutlich niedrigeren N-Bilanzüberschüssen von Silomais war somit nicht zu erkennen. Darüber hinaus waren die Schwankungen der N_{\min} -Mengen an einem Versuchsstandort sowohl innerhalb eines Jahrs als auch zwischen den Jahren sehr hoch, sodass Schlussfolgerungen und Vergleiche ohnehin nicht sinnvoll erscheinen. Ein gewisser Zusammenhang mit dem primär von der Witterung abhängigen Ertragsniveau eines Jahrs war allerdings gegeben. Beispielsweise waren im Jahr 2011, in dem aufgrund sehr günstiger Witterung an allen Standorten sehr hohe Silomaiserträge erzielt wurden, auch niedrigere N_{\min} -Gehalte im Boden nach der Ernte als im Versuchsmittel vorzufinden.

Bei Winterweizen führte eine rein mineralische N-Düngung bei einer insgesamt zugleich niedrigeren N-Zufuhr zu geringfügig höheren N-Entzügen (siehe 5.1.4.2). Dennoch hatte diese bessere N-Verwertung kaum einen Einfluss auf die Höhe der N_{\min} -Mengen im Boden nach der Ernte. Auch die Variante „max. Gärrest – Stroh“, deren N-Zufuhr insgesamt deutlich über der der anderen Varianten lag, wies sowohl bei Silomais als auch Winterweizen keine höheren N_{\min} -Mengen im Boden nach der Ernte auf. Dies ist eventuell darauf zurückzuführen, dass ein Großteil des organisch gebundenen Gärreststickstoffs im Anwendungsjahr sowie den Folgejahren nur zu einem geringen Teil mineralisiert wurde. Insgesamt stehen auch bei Silomais die teilweise sogar signifikanten Unterschiede der N_{\min} -Reste nach der Ernte im Gegensatz zu den N-Entzügen, die in den rein mineralisch gedüngten Varianten am höchsten und in den Varianten „max. Gärrest – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ am niedrigsten waren.

Eine N_{\min} -Menge von ca. 100 kg N/ha bei Winterweizen bzw. Silomais nach der Ernte ist grundsätzlich als deutlich zu hoch einzustufen und birgt die Gefahr von hohen N-Verlusten durch Auswaschung und Denitrifikation über die Wintermonate. Da Winterweizen Ende Juli bis Anfang August geerntet wird, kann nachfolgend noch eine Zwischenfrucht oder Folgekultur mit einem gewissen N-Bedarf angebaut werden [33]. Diese kann zur Reduzierung der N_{\min} -Mengen im Boden bis Vegetationsende beitragen. Nach Silomais ist dies hingegen kaum mehr umsetzbar. Es besteht dennoch die Möglichkeit, durch Grasuntersaaten eine Reduzierung des Nitratauswaschungspotenzials zu erreichen. Darüber hinaus kann auch beim Abbau der Ernte- und Wurzelrückstände eine

temporäre Immobilisation mineralischen Stickstoffs eintreten. Werden nach Weizen mit Strohverbleib ca. 75 % des Strohs noch im Herbst abgebaut, kann durch dessen weites C/N-Verhältnis eine N-Immobilisierung von ca. 6 kg N/t Stroh bis Vegetationsende erreicht werden [151]. Nach Silomais kann nur bei früher Ernte noch mit einem Abbau von ca. 50 % der Stoppelbiomasse in Höhe von ca. 4 t/ha gerechnet werden, wofür ca. 15 kg/ha mineralischer Stickstoff benötigt werden [151].

Ursachen für die hohen N_{\min} -Reste nach der Ernte in den dargestellten Versuchen sind aus den erfassten Daten nicht ersichtlich. Wie sich anhand der relativ ausgeglichenen N-Bilanzen der rein mineralisch gedüngten Varianten zeigt, wurde das Ertragsniveau nicht überschätzt. Auch eine überhöhte und nicht in der Düngewirkung berücksichtigte N-Freisetzung aus der organischen Substanz der organischen Dünger ist unwahrscheinlich, da die organisch gedüngten Varianten eher geringere N_{\min} -Mengen im Boden nach der Ernte aufwiesen. Dagegen könnte die überschüssige N-Menge aus der Umsetzung der organischen Bodensubstanz stammen, zumal an fast allen Standorten über den Versuchszeitraum insbesondere in den rein mineralisch gedüngten Varianten eine Abnahme der Humusgehalte zu beobachten war (siehe 5.3.2). Eine Abnahme der Humusgehalte bedingt grundsätzlich auch eine Nettostickstofffreisetzung. Vermutlich überstieg diese zusammen mit dem N-Angebot aus der Düngung den Pflanzenbedarf und/oder trat erst später in der Vegetationsperiode ein und konnte insbesondere durch die Weizenpflanzen nicht mehr verwertet werden.

5.1.8 Diskussion

Bei Düngung mit Gärresten – den Reststoffen einer Biogasvergärung von Biomasse – waren sowohl bei Winterweizen als auch Silomais über die gesamte Versuchsdauer stabile Erträge auf dem Niveau der mineralisch gedüngten Varianten gegeben. Dies gilt sowohl für eine Gärrestdüngung mit jährlichen Mengen im Bereich von 35 m³/ha („Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“) als auch bei sehr hohen Mengen um 70 m³/ha mit fast ausschließlicher Deckung des N-Düngebedarfs über Gärreste. Bezüglich der Ertragswirkung konnte auch von FORMOWITZ (2014) [57] aufgezeigt werden, dass bei einer Gärrestdüngung gegenüber einer rein mineralischen Düngung mindestens gleichwertige Erträge in einer Energiepflanzenfruchtfolge möglich sind. Die N-Wirkung der Gärreste wurde folglich über das unterstellte Mineraldüngeräquivalent von ca. 80 % des Ammoniumgehalts gut abgeschätzt. Grundsätzlich korreliert das Mineraldüngeräquivalent von Gärresten mit dem Ammoniumgehalt [67] [142] und kann je nach Jahreswitterung, Fruchtart und Ausbringungsverlusten in einem Bereich von 55 [110] bis 100 % [77] des Ammoniumstickstoffs bzw. 30 bis 70 % bezogen auf den gesamten N-Gehalt [167] [141] [116] liegen.

Es konnte bestätigt werden, dass wegen der starken Schwankungen in der Gärrestzusammensetzung laufende Untersuchungen für eine korrekte Bemessung der Gärrestausräummenge und Anrechnung in der Düngemittelermittlung unerlässlich sind. Bei entsprechender Zusammensetzung erreichte auch eine Rindergülleabgabe in Höhe der Gärrestdüngung der Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ eine der Gärrest-

varianten entsprechende N-Wirkung. Insgesamt waren die Erträge, N-Entzüge und Rohproteingehalte bei Rindergülleddüngung und ergänzender mineralischer Düngung jedoch zusammen mit der überproportionalen Gärrestdüngung („max. Gärrest – Stroh“) tendenziell am niedrigsten. Dies könnte auf höhere NH_3 -Verluste durch etwas spätere Einarbeitung oder eine höhere Immobilisation hindeuten. Für die Feststellung von eindeutigen Effekten durch den unterschiedlichen Verbleib des Strohs auf die Erträge und N-Entzüge war die Versuchsdauer vermutlich zu kurz. Eventuell wurden diese auch durch das relativ hohe N-Düngeniveau überdeckt.

Auch bei vollständiger Abfuhr der oberirdischen Biomasse im Hinblick auf eine Verwertung über die BtL-Verfahren konnten mit ausschließlich mineralischer Düngung über die gesamte Versuchsdauer stabile Erträge erreicht werden. Diese lagen zusammen mit den N-Entzügen und den Kornrohproteingehalten bei Winterweizen im Gesamtmittel tendenziell höher als bei den organisch gedüngten Varianten. Jedoch war über die Versuchslaufzeit eine Tendenz zur relativen Zunahme der Erträge mit zunehmender organischer Düngung bzw. Abnahme bei ausschließlich mineralischer Düngung zu erkennen. Dies kann auf eine relative Erhöhung der Gehalte an organischer Bodensubstanz und der damit verbundenen N-Nachlieferung hindeuten. Außerdem können durch höhere Humusgehalte die physikalischen Bodeneigenschaften verbessert werden, sodass eine ausreichende Humusreproduktion die Voraussetzung für hohe Erträge bildet [11].

Eine hohe kurzfristige N-Wirkung von Gärresten wird durch hohe Ammoniumanteile und eine hohe Abbaustabilität der organischen Substanz ermöglicht [67]. Diese trägt zu einem im Vergleich zu Gülle deutlich reduzierten Immobilisationspotenzial bei, sodass die N-Wirkung meist relativ gut abschätzbar ist und sich auch ein gezielter Einsatz anbietet [67] [65] [140]. Dadurch ist in der Regel jedoch auch nur eine geringe kurzfristige Nachlieferung aus der Mineralisation der zugeführten organischen Substanz zu erwarten. Wegen des hohen Anteils an pflanzenverfügbarem Stickstoff sollte die Düngung eng am Pflanzenbedarf ausgerichtet werden [117]. Je nach Substratinput und Fermentationsbedingungen sind allerdings große Unterschiede in der Abbaubarkeit der organischen Substanz von Gärresten und somit deren N-Freisetzung vorhanden [178], die durch normale Analysen nicht erfasst werden. Darüber hinaus verfügen Gärreste meist über keine geeignete Nährstoffzusammensetzung, um den Nährstoffbedarf von Kulturen bezüglich mehrerer Hauptnährstoffe abzudecken. Durch gasförmige N-Verluste bei Lagerung und Ausbringung kommt es in Gärresten zu einer relativen P-Anreicherung, sodass die Phosphorzufuhr limitierend sein kann [117].

Bei sehr hoher Gärrestdüngung auf bzw. über dem Niveau der abfuhrbezogenen Rückführung („max. Gärrest – Stroh“) ist somit unbedingt zu beachten, dass sowohl die zulässigen P- als auch N-Salden nicht überschritten werden [25]. Darüber hinaus kann das Ertragsmaximum eventuell nicht erreicht werden, da bei verlustfördernden Bedingungen die N-Wirkung herabgesetzt sein kann. Im hier behandelten Versuchsvorhaben wäre die Ausbringmenge in erster Linie durch die N-Bilanz und die Begrenzung der N-Zufuhr aus Wirtschaftsdüngern auf 170 kg N/ha [25] limitiert worden. Die überproportionale Gärrestdüngung der Variante „max. Gärrest – Stroh“ hatte dabei eine N_{ges} -Zufuhr durch Gärres-

te in Höhe von ca. 255 kg N/ha und einem N-Saldo von durchschnittlich 125 kg N/ha zur Folge, sodass beide Grenzen überschritten wurden.

Aus pflanzenbaulicher Sicht besser zu bewerten ist eine kombinierte mineralische und organische Düngung („Gärrest – Stroh“, „Gärrest + Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“). Als Orientierungswert für eine optimale N-Verwertung organischer Dünger wird eine Grenze von 120 kg N_{ges}/ha [65] bzw. 60 bis 70 % des N-Bedarfs [142] genannt. Ein Viertel bis ein Drittel des gesamten N-Düngebedarfs sollte folglich für eine bessere Nährstoffwirkung und deren Kalkulierbarkeit als mineralische Ergänzungsdüngung ausgebracht werden [42]. Die Möglichkeit einer wachstums- und qualitätssteuernden mineralischen N-Düngung ist außerdem bei Getreide von Vorteil, da dadurch eine gezielte Beeinflussung der Bestandsentwicklung möglich ist [110]. Entscheidend ist dies vor allem für Backweizen, wenn gewisse Qualitätsparameter erreicht werden müssen und ein frühzeitiges hohes N-Angebot geringe Tausendkornmassen und Kornrohproteingehalte zur Folge haben kann [36]. Dies hat sich auch im Rahmen dieses Versuchs im Hinblick auf die Rohproteingehalte gezeigt. Bei Getreide sollten zudem wegen der witterungsabhängig ungleichmäßigen N-Freisetzung nach organischer Düngung standfeste Sorten bevorzugt werden.

Die N_{min}-Mengen im Boden nach der Ernte bewegten sich in allen Varianten auf einem ähnlichen Niveau. Ein eindeutiger Einfluss der unterschiedlichen organischen Düngung war nicht zu beobachten. Bei Silomais zeigte sich sogar, dass die N_{min}-Mengen nach der Ernte mit zunehmender Zufuhr organischer Substanz über Rindergülle bzw. Gärreste abnahmen. Mögliche Ursache für die allgemein hohen N-Überschüsse ist die N-Freisetzung im Zusammenhang mit dem Rückgang der Humusgehalte. Bezüglich der Gefahr von N-Verlusten über Auswaschung oder Denitrifikation ist Silomais im Vergleich zu Winterweizen allerdings negativer zu bewerten, da vor Winter kaum Reduktionsmöglichkeiten beispielsweise über den Anbau von Zwischenfrüchten bestehen. Bei Winterweizen kann zusätzlich das auf dem Feld verbleibende Stroh durch eine temporäre N-Immobilisation bei dessen Abbau eine Bedeutung bei der Reduktion von Verlusten haben.

5.2 Bodenphysik

5.2.1 Aggregatstabilität

Die Aggregatstabilität war am Standort Röckingen vor Versuchsbeginn und auch bei allen weiteren Probenahmeterminen am höchsten (Abbildung 28). Dies ist durch die hier ebenfalls höchsten Ton- und Humusgehalte zu erklären. Die niedrigsten Werte wurden im Mittel in Straubing festgestellt. Setzt man die Aggregatstabilität ins Verhältnis mit dem Tongehalt, so zeigte sich für Straubing trotz des relativ schweren Bodens (Ut4) die verstärkte Neigung zur Verschlammung und die daraus resultierende verstärkte Gefahr von Oberflächenabfluss sowie Bodenabtrag. Diese entstehen vor allem auf Lössböden mit hohem Schluffgehalten (meist Parabraunerden) im Tertiären Hügelland sowie in der östlich auslaufenden Gäulage mit Hangneigung.

Die Aggregatstabilität variiert zwar auch unter natürlichen Bedingungen, da auch Tonminerale und Sesquioxide des Bodens unter bestimmten Bedingungen in der Lage sind, kleinere Bodenteilchen zu größeren zu verbinden, und der Anteil dieser Minerale je nach Bodenart verschieden ist. Böden aus feinen Sanden und Schluffen sind wegen ihres geringen Gehalts an Tonmineralen strukturell instabil, was die höheren Werte in Röckingen erklären würde [147].

Durch die Aggregatbildung organischer Fragmente mit anorganischen Partikeln wie Tonmineralen durch Wasserstoffbrücken oder Einlagerung metallischer Kationen entstehen sogenannte Ton-Humus-Komplexe [62]. Diese stabilisieren vor allem Böden mit hohem Ton- und Schluffanteil wie in Röckingen (Tu3) besonders gegenüber Erosion und Verschlammung, schaffen im Porenvolumen des Bodens günstige Voraussetzungen für den Luft- und Wasserhaushalt und bewirken damit eine höhere Bodenfruchtbarkeit [149]. Diese Komplexierung wird auch durch Düngung und vor allem Regenwurmaktivität positiv beeinflusst [82] [83] [111]. Auch POWLSON et al. (2011) [135] zeigen auf, dass bereits kleine Veränderungen im Gehalt organischen Kohlenstoffs im Boden überproportionale Auswirkungen auf bodenphysikalische Eigenschaften wie Aggregatstabilität (AS) und Infiltrationsleistung haben.

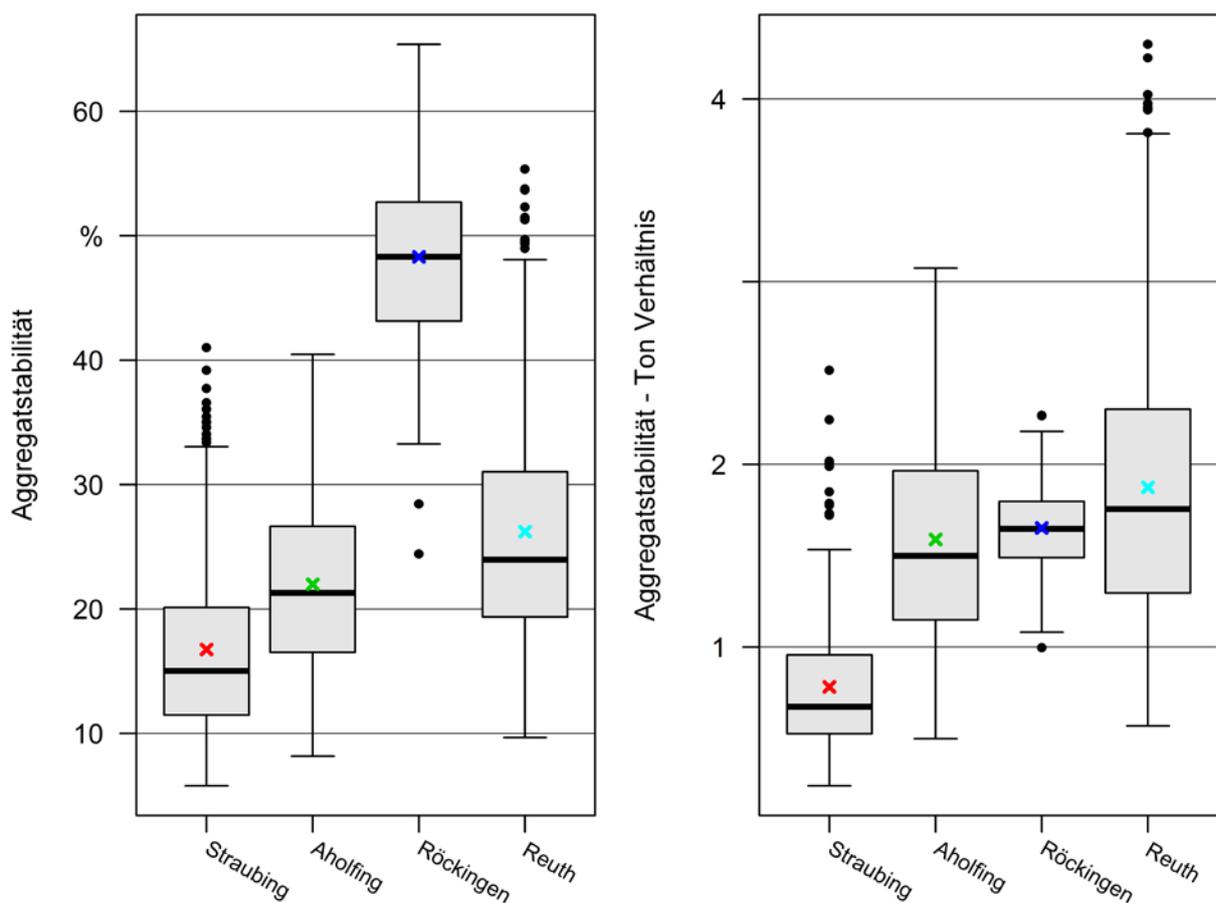


Abbildung 28: Boxplots der Aggregatstabilität und des Verhältnisses von Aggregatstabilität zum Tongehalt für alle über die gesamte Versuchslaufzeit gemessenen Werte an den vier Versuchsstandorten

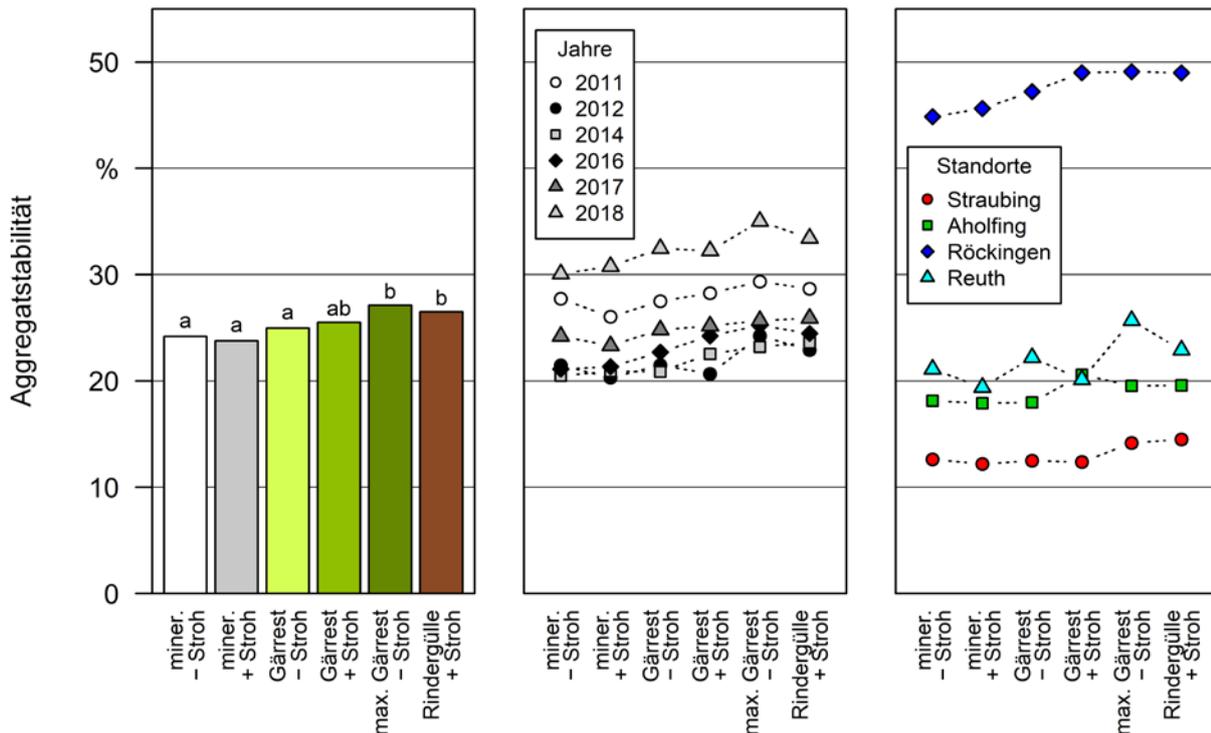


Abbildung 29: Aggregatstabilität für die Beprobung im Frühjahr, links: Mittelwerte aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre, Mitte: Mittelwerte aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr, rechts: Mittelwerte aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für wurzeltransformierte Daten)

Im Mittel aller Jahre und Versuchsstandorte zeigten die Variante „max. Gärrest – Stroh“ und die Variante „Rindergülle + Stroh“ die höchste Aggregatstabilität (Abbildung 29). DIEZ et al. (1997) [41] zeigen ebenfalls die Abhängigkeit von Art und Gehalt der organischen Düngung sowie von der Fruchtfolge von der Aggregatstabilität an einem Dauer-versuch am Standort Puch. Es zeigte sich, dass nach Düngung mit Gülle die AS höher als nach Düngung mit Stallmist war. Strohdüngung zeigte keine signifikante Wirkung und auch die Düngung mit mineralischem Stickstoffdünger beeinflusste die AS nicht [41]. Letzteres wurde auch durch KANDELER UND EDER (1990) [82] nachgewiesen. Die positive Einwicklung unter organischer Düngung wird dabei der erhöhten mikrobiellen Biomasse zugeschrieben.

Des Weiteren war in den hier gezeigten Ergebnissen zu erkennen, dass für diesen Zeitpunkt keine deutliche Zunahme der Effekte über die Versuchslaufzeit festzustellen war. So waren die Unterschiede zwischen den Behandlungen im Jahr 2012 ähnlich hoch wie im Jahr 2018 und Wechselwirkungen zwischen Versuchslaufzeit und Düngervariante waren nicht nachzuweisen. Die Aggregatstabilität vor der ersten Düngung im Frühjahr war stark vom spezifischen Untersuchungsjahr und vermutlich den vorangehenden Witterungsbedingungen geprägt. Daher wurden nicht die Trends der Entwicklung untersucht, sondern gemischte Modelle mit einem zufälligen Umweltfaktor verwendet. Die Aggregatstabilität zeigte in Straubing eine deutlich geringere Varianz als an den übrigen

Standorten, was durch die Homogenität der Bodenartenverteilung in der Fläche und Tiefe in den Gäulagen aus Löss zu erklären ist. Die angepasste Varianzfunktionsstruktur verringerte zwar diese Heterogenität, konnte sie aber nicht vollständig berücksichtigen. Drei Ausreißer in den Jahren 2017 und 2018 an der äußeren Ecke des Versuchs wurden entfernt, um Normalverteilung zu gewährleisten. Erwartungsgemäß konnte der Tongehalt des Bodens einen Teil der Varianz in den Daten erklären

Jahresverlauf

In den Jahren 2016, 2017 und 2018 wurde zusätzlich zum Frühjahrstermin die Aggregatstabilität auch im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode untersucht. Mit Ausnahme des Standorts Röckingen stieg die Aggregatstabilität zwischen der Beprobung im März/April und der Beprobung im Juni/Juli an (Abbildung 30). An den niederbayerischen Standorten ging sie dann zur dritten Beprobung (Jahre 2016 und 2017) wieder leicht zurück. 2017 in Reuth und Röckingen und 2016 in Röckingen stieg sie dagegen an.

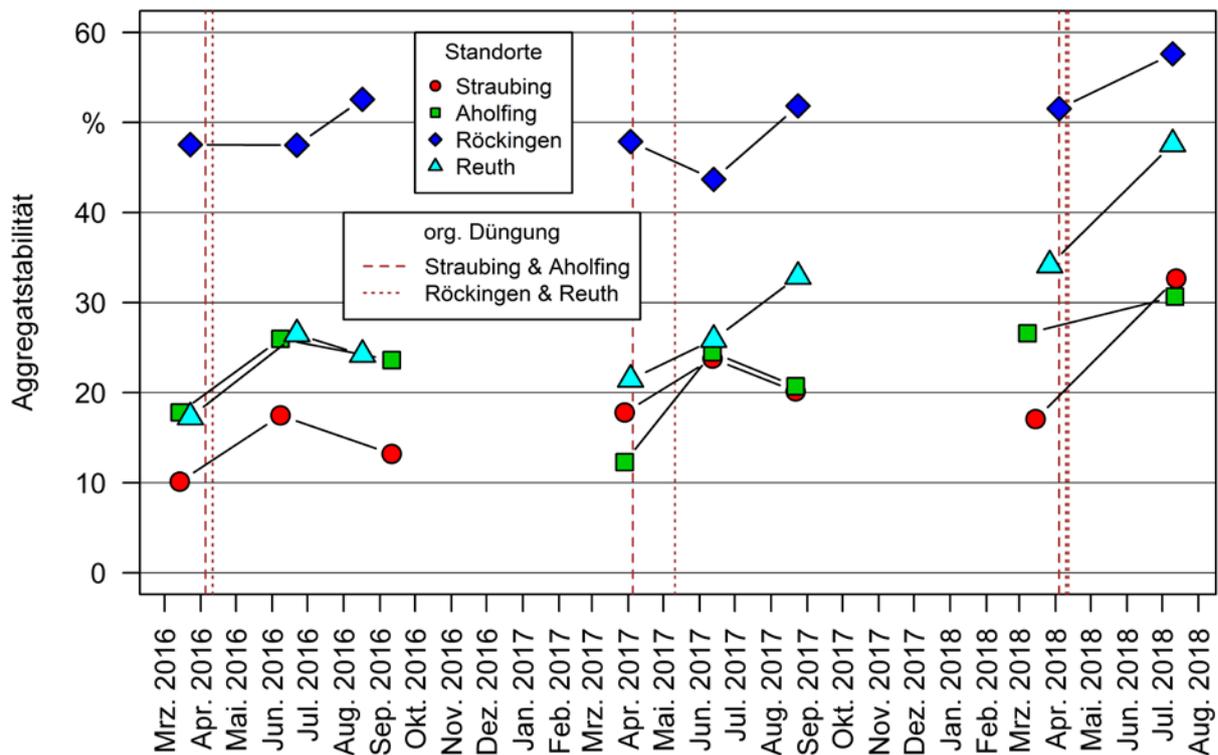


Abbildung 30: Jahresverlauf der Aggregatstabilität (Mittelwerte über alle Varianten) für die Versuchsstandorte (2016: Winterweizen, 2017: Mais, 2018: Winterweizen)

Um die eher kurzfristigen Effekte der organischen Düngung auf die Aggregatstabilität zu untersuchen, wurde die Änderung der Aggregatstabilität vom ersten Beprobungstermin zum zweiten betrachtet (Abbildung 31). Es ist zu erkennen, dass der Standort und das Jahr mit unterschiedlicher Fruchtart und Witterung einen deutlich größeren Einfluss auf

die Änderung der Aggregatstabilität haben als die Form der Düngung. Dennoch konnten gemischte lineare Modelle einen signifikanten Effekt der Düngung nachweisen. So erhöhte sich die Aggregatstabilität bei intensiver Düngung mit Gärrest („max. Gärrest – Stroh“) signifikant stärker als bei rein mineralischer Düngung und Strohabfuhr („miner. – Stroh“), was eine Folge der Wechselwirkung zwischen der labilen organischen Substanz im Boden nach der Düngung sowie deren Umsetzung (durch Regenwürmer, Strukturbildung durch Ton-Humus-Komplexe) darstellt. Für andere Versuchsvarianten konnte kein signifikanter Effekt nachgewiesen werden. Der Tongehalt der Parzellen konnte einen Teil der Varianz erklären und wurde als Kovariate belassen. Wechselwirkungen zwischen dem Jahr der Beprobung (2016, 2017, 2018) und den Düngungsvarianten konnten nicht nachgewiesen werden. Allerdings war die Änderung der Aggregatstabilität im Jahr 2018 signifikant höher als in 2016 und 2017, was auch durch das hier größere Zeitintervall bedingt sein kann. Auch von Juni zu September (Jahre 2016 und 2017, Abbildung 31) war die Änderung der Mittelwerte in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ am stärksten positiv, die mit Rindergülle gedüngten Parzellen zeigten im Mittel einen leichten Rückgang, signifikante Effekte der Düngungsvarianten konnten allerdings für dieses Zeitintervall nicht nachgewiesen werden.

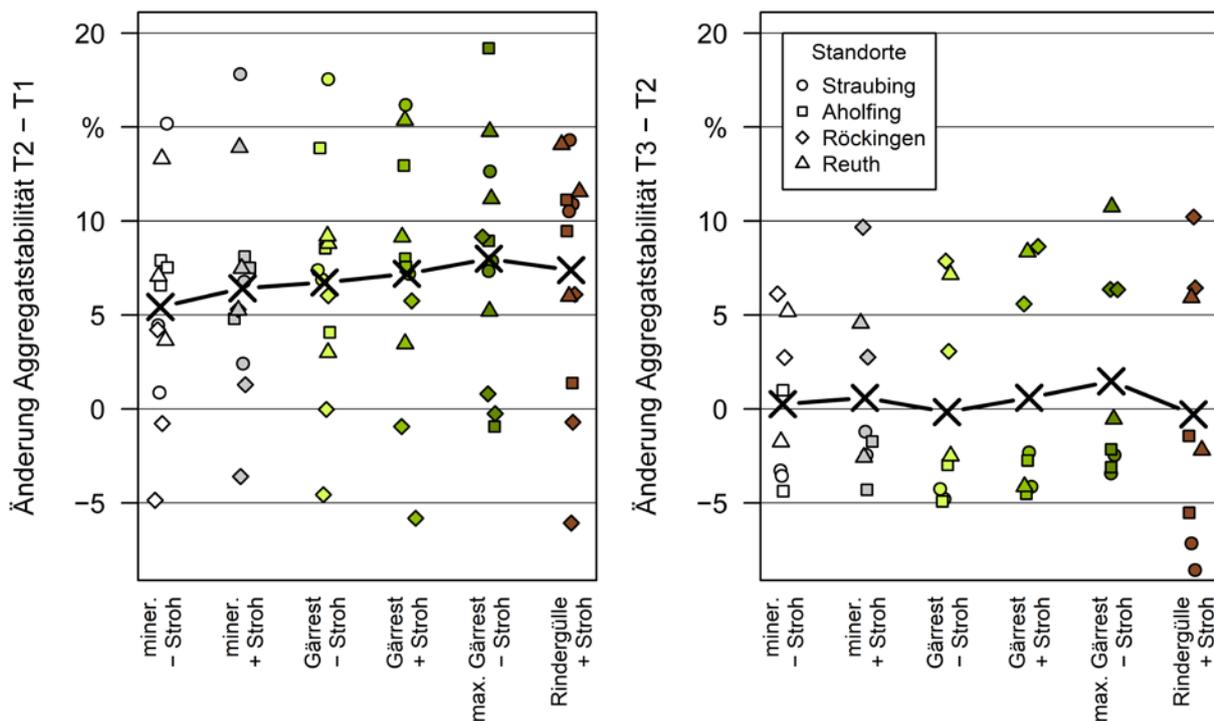


Abbildung 31: Änderung der Aggregatstabilität – links vom ersten Beprobungstermin (März/April) zum zweiten (Juni/Juli) und rechts vom zweiten Beprobungstermin (Juni/Juli) zum dritten (September) über die Versuchsvarianten; x kennzeichnet den Mittelwert über Jahre und Standorte für die Versuchsvariante

5.2.2 Bodenkennwerte

Die im Frühjahr 2018 bestimmte Porenverteilung zeigte im Mittel der Versuchsvarianten eine ähnliche Luftkapazität zwischen 14 und 16 % an den vier Standorten (Abbildung 32). Der Totwassergehalt verteilte sich analog zum Tongehalt auf die Versuchsstandorte, die höchste nutzbare Feldkapazität wurde in Reuth festgestellt, gefolgt von Straubing. Das Gesamtporenvolumen war in Aholting deutlich geringer als an den übrigen Standorten. Die Lagerungsdichte war dagegen deutlich höher (Abbildung 33). Dies kann möglicherweise auf bodenstrukturelle Mängel oder Verdichtung hindeuten, allerdings auch durch die Textur bedingt sein. Die Kombination aus Bodenart (sL4) und Bodentyp (Rendzina) in Aholting kann ein erhöhtes Verdichtungsrisiko im Oberboden nach sich ziehen.

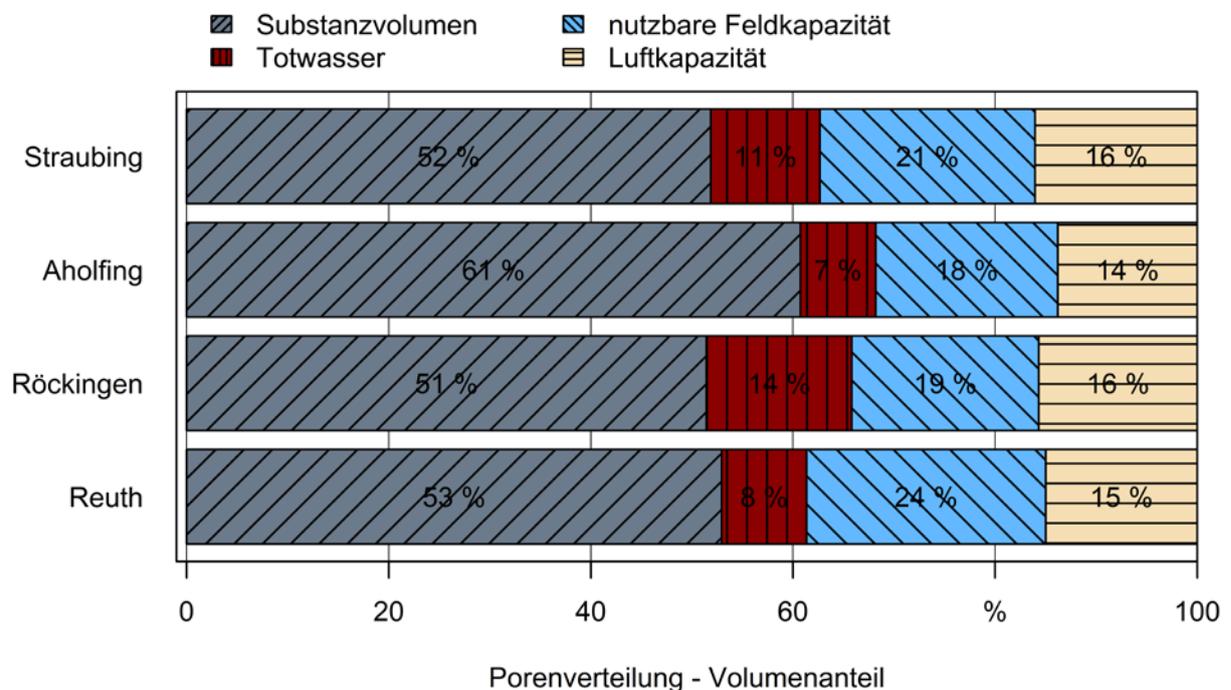


Abbildung 32: Porenverteilung an den Versuchsstandorten im Mittel der Varianten, Probenahme Frühjahr 2018

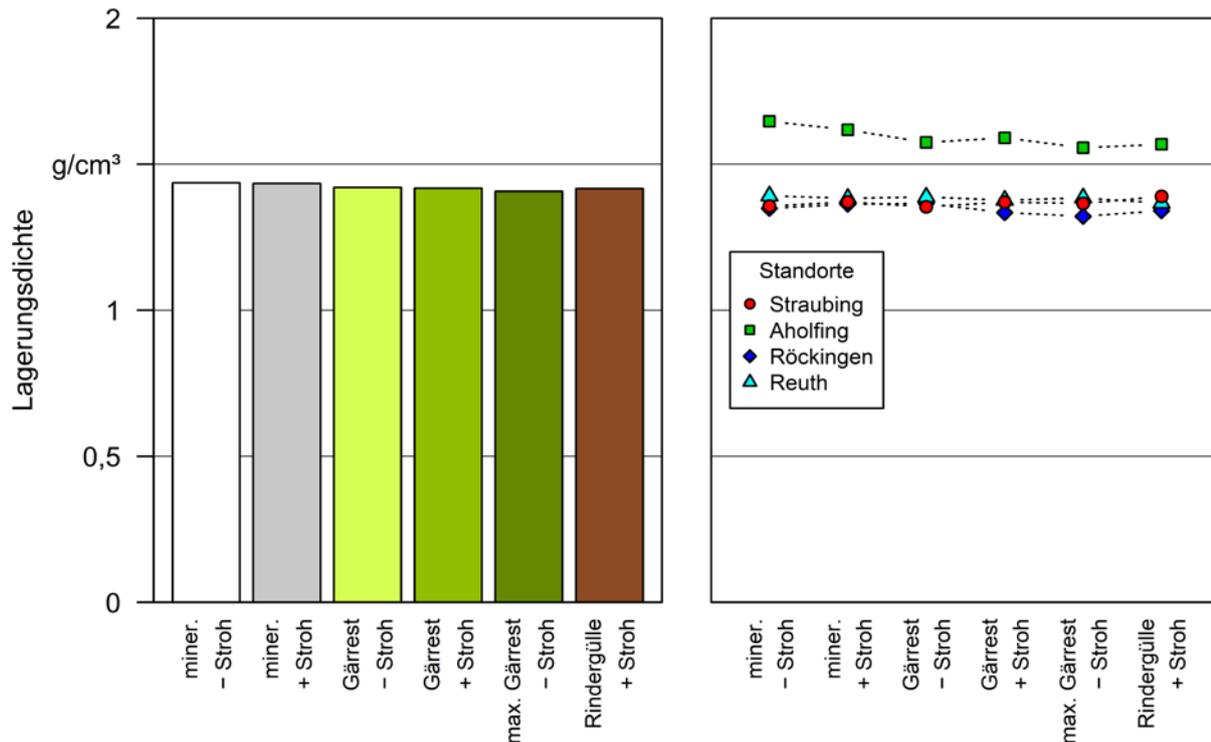


Abbildung 33: Lagerungsdichte des Bodens in 5–10 cm Tiefe im Jahr 2018, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte, rechts: Mittelwert je Versuchsstandort

Für die Lagerungsdichte, die nutzbare Feldkapazität, das Gesamtporenvolumen sowie die Luftkapazität und den Totwassergehalt konnten weder über alle Versuchsstandorte noch an einem einzelnen Standort signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten nachgewiesen werden. Ansatzweise zu erkennen ist, dass die organische Düngung in Aholting zu einer etwas höheren Luftkapazität und leicht verringertem Lagerungsdichte (Abbildung 33), also einem etwas lockereren Boden führte (Abbildung 34). Die durchgeführte Untersuchung im Frühjahr sollte eher mittel- bis langfristige Effekte erkennen lassen. Auswirkungen der organischen Dünger und besonders des Strohs auf die Porenverteilung im Boden können hier nicht beurteilt werden, da zum Probenahmezeitpunkt die letzte organische Düngung etwa ein Jahr und die letzte Einarbeitung von Weizenstroh mehr als eineinhalb Jahre zurücklag.

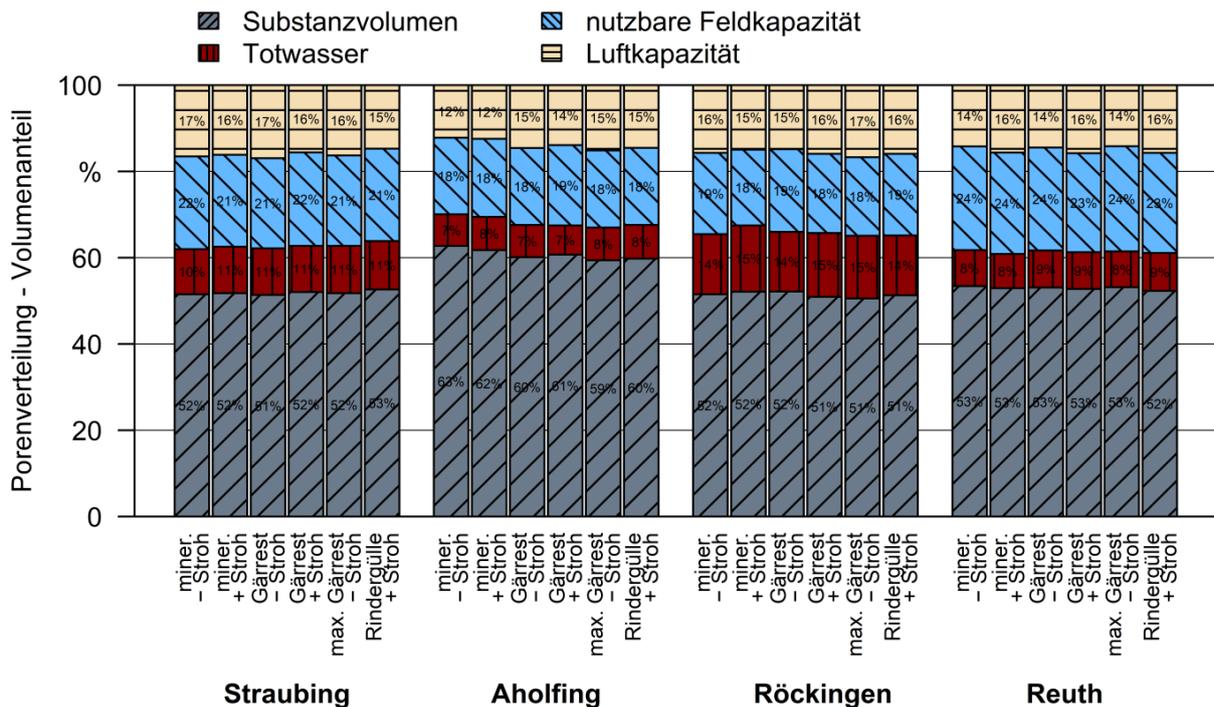


Abbildung 34: Porenverteilung in den Versuchsvarianten an den Versuchsstandorten, Probenahme Frühjahr 2018

Für die pneumatische Leitfähigkeit (PL) waren ebenfalls keine signifikanten Unterschiede im Gesamtversuch und an den einzelnen Standorten nachzuweisen. Im Mittel der Versuchsstandorte wurde jedoch in den organisch gedüngten Varianten ein höherer PL-Wert gemessen als in den nur mineralisch gedüngten Varianten (Abbildung 35). In den schwereren Böden war die pneumatische Leitfähigkeit größer als in den leichteren (Straubing 21 m/s, Röckingen 14 m/s, Reuth 8 m/s, Aholfing 3 m/s). Dies bestätigt die Ergebnisse der Porenverteilung und Lagerungsdichte. Die teils abweichende Reaktion der Böden auf die Düngungsvarianten kann vor dem Hintergrund der größeren Schwankungen und fehlender statistischer Nachweise nicht weiter interpretiert werden.

Stechzylinderproben mit einem PL-Wert > 55,5 m/s, also vollkommener Luftdurchlässigkeit, wurden am häufigsten in der Variante „Rindergülle + Stroh“ festgestellt, die wenigsten in der Variante „miner. – Stroh“ (Tabelle 21). In Straubing war der Anteil dieser Messungen, die als Folge durchgängiger Strukturen, wie Regenwurmröhren, aber auch leere Wurzelgänge oder Schrumpfungsrisse, entstehen können mit 23 % der Proben am größten. In Aholfing wurden keine festgestellt, in Röckingen (13 %) und Reuth (5 %) waren es weniger. Statistisch ließ sich jedoch in der Summe der Stechzylinderproben über die Standorte keine signifikante Abweichung von einer zufälligen Verteilung nachweisen.

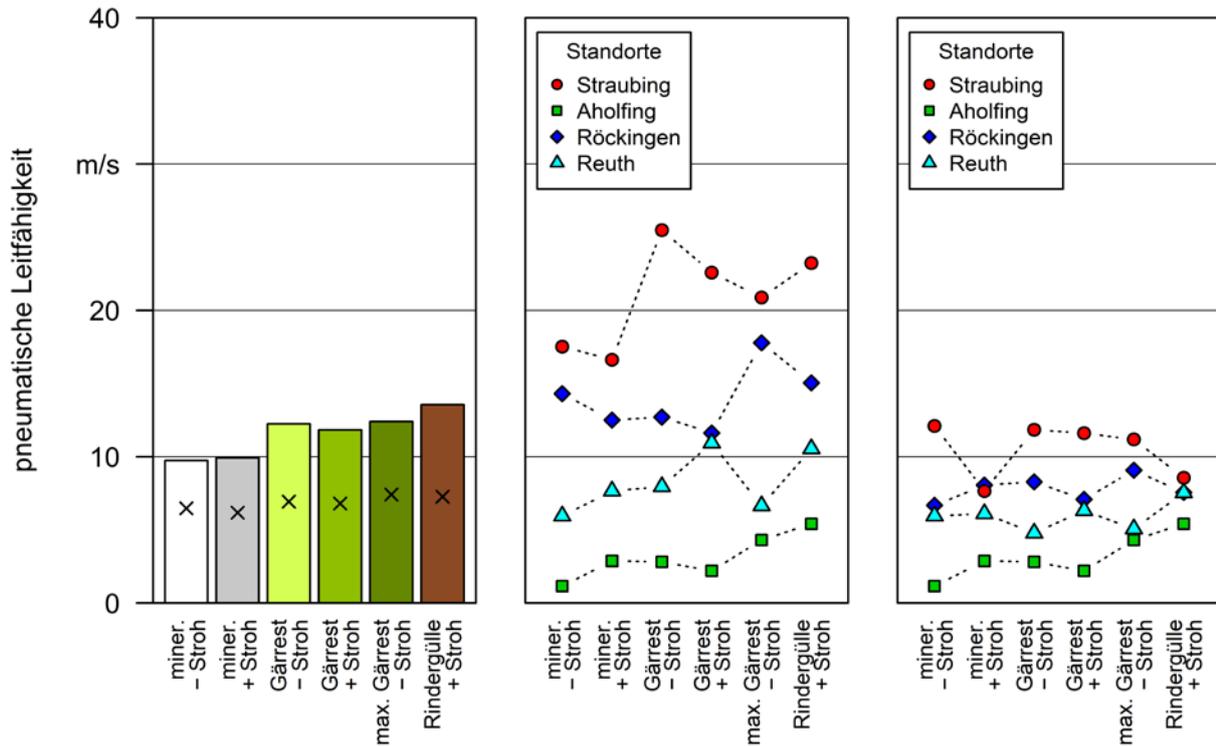


Abbildung 35: Pneumatische Leitfähigkeit des Bodens, links: Mittelwerte aller Versuchsstandorte (x kennzeichnet Mittelwerte ohne durchlässige Proben); Mitte: Mittelwert je Versuchsstandort; rechts: Mittelwerte der Versuchsstandorte ohne durchlässige Proben

Tabelle 21: Anzahl von Stechzylinder Proben mit einem PL-Wert > 55,5 m/s, entspricht luftdurchlässig

Variante Standort	miner. - Stroh	miner. + Stroh	Gärrest - Stroh	Gärrest + Stroh	max. Gärrest - Stroh	Rindergülle + Stroh
Straubing	4	6	10	8	7	10
Aholting	0	0	0	0	0	0
Röckingen	5	3	3	3	6	5
Reuth	0	1	2	3	1	2
Summe	9	10	15	14	14	17

5.2.3 Infiltration

Die Ergebnisse der Messungen zur Infiltration zeigen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmeterminen und Standorten (Abbildung 36).

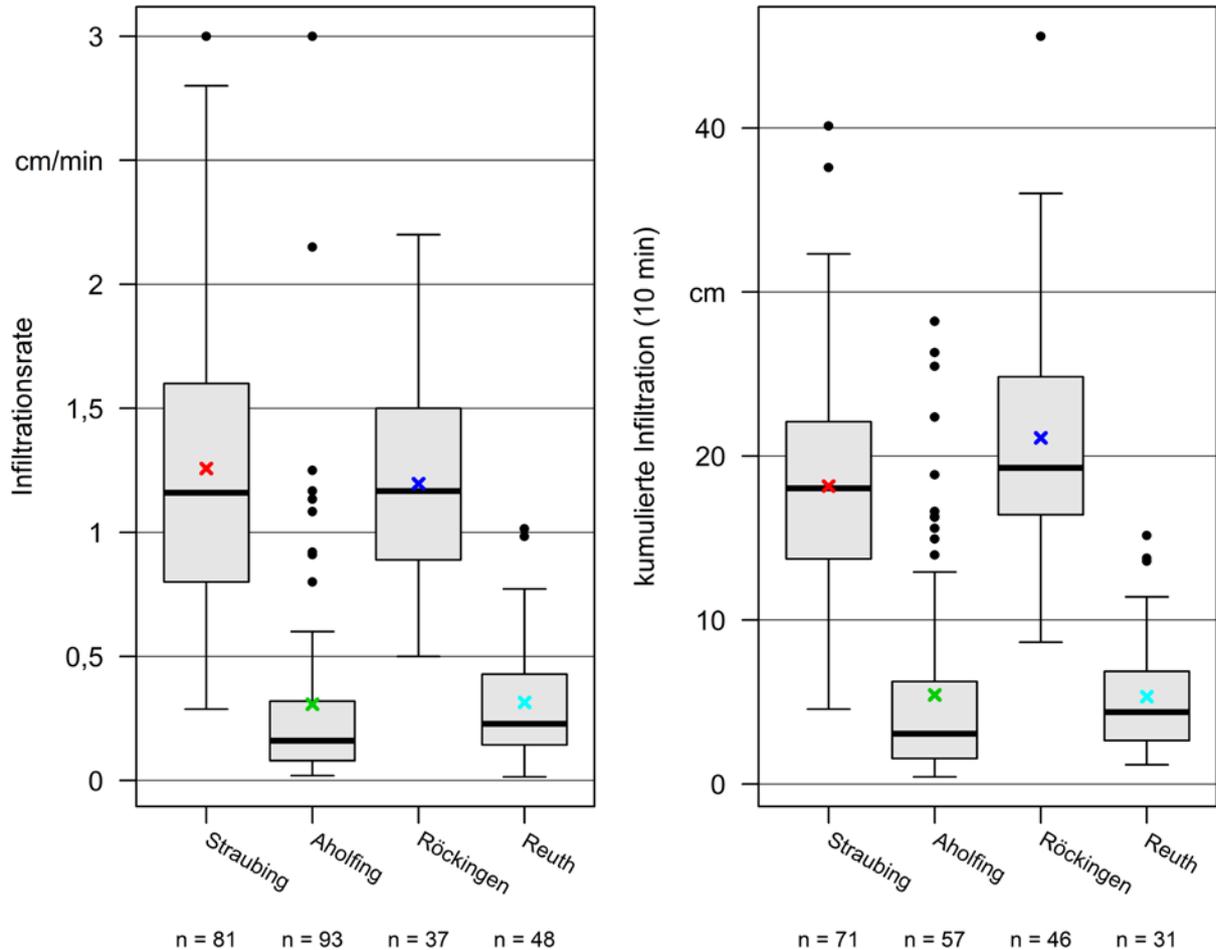


Abbildung 36: Boxplots der Infiltrationsrate gemessen im Jahr 2018, links, und der modellierten kumulativen Infiltration nach zehn Minuten, rechts, für alle Düngungsvarianten über die Standorte (reduzierter Datensatz, n = verwertete Messungen); x markiert arithmetisches Mittel

In Straubing und Röckingen war die Infiltrationsrate mit im Mittel 1,3 bzw. 1,2 cm/min außergewöhnlich hoch, in Ahol fing und Reuth mit 0,3 cm/min deutlich niedriger. Besser strukturierte Böden (Lössböden, humusreiche Böden, Durchwurzelung) zeigen in der Regel eine höhere Infiltrationsleistung. Die geringere Infiltrationsleistung in Ahol fing ist auch gut durch die dort 2018 vorgefundene Porenverteilung zu erklären (vgl. 5.2.2). Aber auch der unterschiedliche Witterungsverlauf kann einen Einfluss auf die Untersuchungsergebnisse gehabt haben. In Niederbayern ist dieser Unterschied nicht durch unterschiedliche Wassersättigung des Bodens zu erklären, da es an beiden Standorten mehrere Wochen zuvor nicht geregnet hatte. In Straubing erfolgte die Beprobung eine Woche vor der Probenahme in Ahol fing. In Mittelfranken kam es an beiden Standorten in

den der Beprobung vorhergehenden Wochen zu lokalen Niederschlägen. Inwieweit diese die Standorte der Feldversuche betrafen, ist leider nicht bekannt. Auffällig und für die hohe Infiltration insbesondere zu Beginn der Messungen an den Standorten Straubing und Röckingen als Erklärung schlüssig war die Ausbildung mehrerer Zentimeter tiefer Trockenrisse. Die modellierte kumulative Infiltration zeigte ein identisches Bild. In zehn Minuten konnten die Böden in Straubing und Röckingen etwa 180 bzw. 210 mm Niederschlagswasser aufnehmen, die Böden in Aholting und Reuth dagegen nur etwa 50 mm.

Für die drei an allen Standorten untersuchten Düngungsvarianten „miner. – Stroh“, „Gärrest + Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ ergaben sich sowohl für die Infiltrationsrate als auch für die modellierte kumulative Infiltration im Mittel der Standorte die höchste Infiltration bei Düngung mit Rindergülle und die geringste bei rein mineralischer Düngung mit Strohabfuhr (Abbildung 37, Abbildung 38). Die statistische Prüfung mit einem linearen Modell ergab signifikante Unterschiede zwischen diesen Düngungsvarianten. Die Variante „Gärrest + Stroh“ nahm eine Zwischenstellung ein und unterschied sich nicht von den beiden anderen Untersuchungsvarianten. Diese Ergebnisse beziehen sich jedoch auf die transformierten Daten. Der Tongehalt stellte sich als hoch signifikant in beiden Modellen (p_{Kum} , MWr) heraus, was zum einen auf die Verteilung der Infiltration an den Standorten zurückzuführen, aber auch an den Standorten mit hoher Infiltration (und hohem Tongehalt) ansatzweise zu erkennen war. Es bleibt unklar, ob tatsächlich der Tongehalt oder Probenahmeeffekte an den Standorten hierfür entscheidend sein können, wobei der Tonanteil mit dem Humusanteil korreliert und beides über den Ton-Humus-Komplex auch zur besseren Bodenstruktur und somit zur besseren Infiltrationsleistung führt. Die große Bedeutung der Trockenrisse für die Messungen könnte jedoch im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Tongehalten stehen. Am Standort Straubing war die Infiltrationsleistung der Böden bei der Variante mit Gärrestdüngung „Gärrest + Stroh“ der nur mineralisch gedüngten Variante „miner. – Stroh“ sehr ähnlich, an den anderen drei Standorten war die Infiltration beider erfasster Parameter höher.

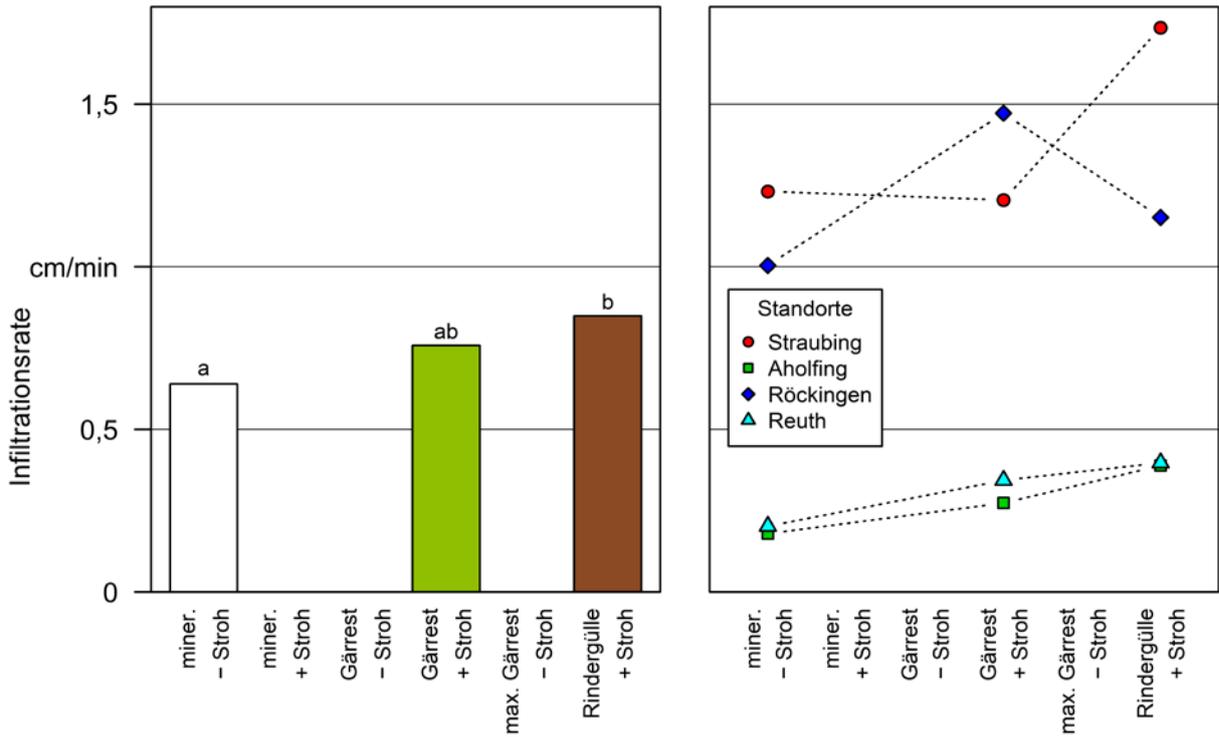


Abbildung 37: Infiltrationsrate gemessen im Jahr 2018, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

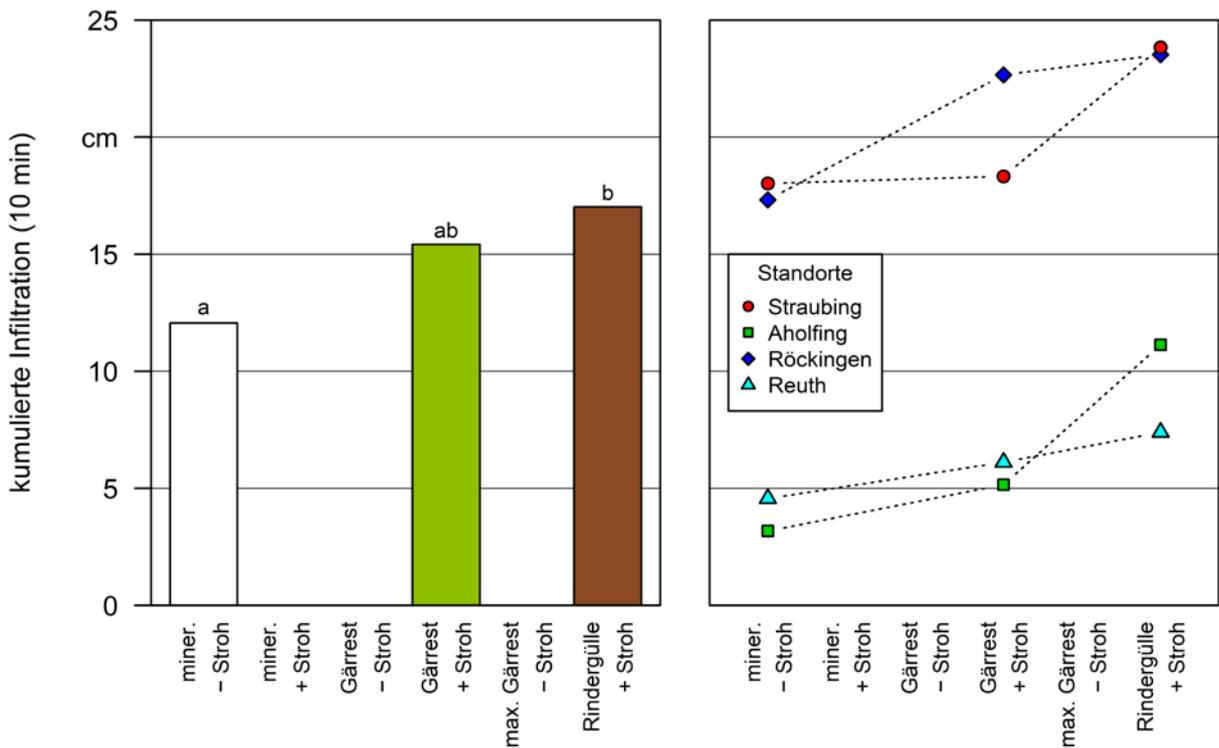


Abbildung 38: Modellierter kumulative Infiltration nach zehn Minuten gemessen im Jahr 2018, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

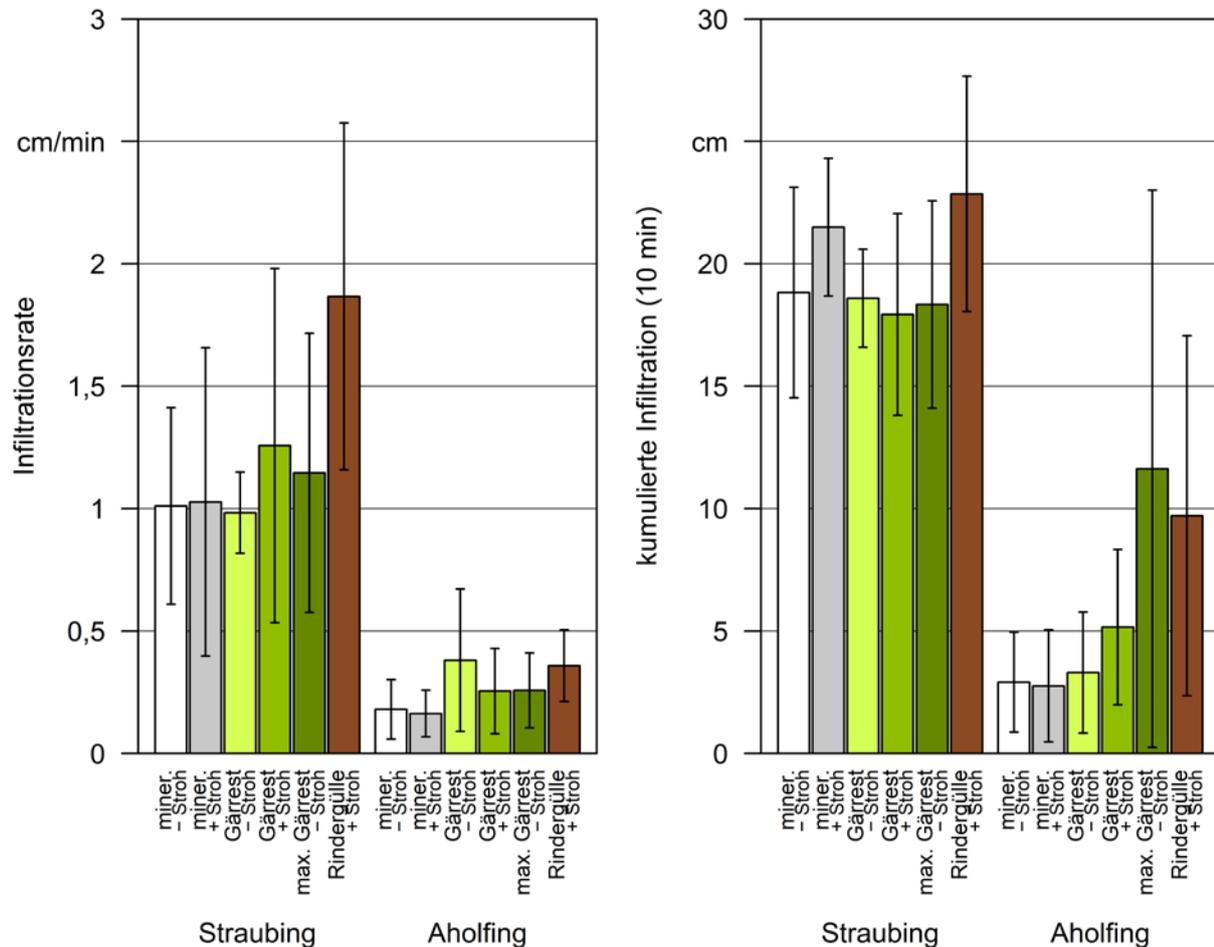


Abbildung 39: Infiltrationsrate, links, und modellierte kumulierte Infiltration nach zehn Minuten, rechts, für die Standorte Straubing und Aholting, Mittelwert der Versuchswiederholungen für alle Düngungsvarianten, Fehlerbalken geben Standardabweichung an

In Abbildung 39 sind die Ergebnisse der Messungen an den Standorten Straubing und Aholting als Mittelwerte über die Versuchswiederholungen dargestellt. Deutlich zu erkennen ist, dass die Schwankungsbreite für die einzelnen Messungen an den einzelnen Doppelringinfiltrometern hoch ist. Signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten konnten an diesen Standorten nicht nachgewiesen werden. Dennoch sind die Tendenzen vor allem für Parameter, deren Erfassungsmethode sehr stark vom Standort beeinflusst wird, aussagekräftig.

5.2.4 Diskussion

Die bodenphysikalischen Untersuchungen konnten zeigen, dass die organische Düngung gegenüber rein mineralischer Düngung nach zehn Jahren einen leicht positiven Effekt auf die Verschlammungsneigung und Erosionsgefährdung der Böden hat. Dies war besonders in den stärker mit organischem Material versorgten Varianten „Rindergülle + Stroh“ und „max. Gärrest – Stroh“ zu beobachten. Hinweise, dass Gärreste aufgrund der hohen Fracht an Kaliumionen zu einer Verringerung der Aggregatstabilität oder zu einer Bodenstrukturverschlechterung auf leichten Böden führen [161], konnten nicht bestätigt werden. Tatsächlich schienen die Auswirkungen der Düngung auf die Aggregatstabilität nicht nachhaltig zu sein, wobei gleichzeitig die (sich ändernden) Humusgehalte im Boden von Bedeutung sein können. Bekannt ist, dass die biologischen Um- und Abbauprozesse zur Bildung stabiler Bodenaggregate führen [82] [83] [135]. Interessanterweise wurde die höchste Aggregatstabilität allerdings in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ nachgewiesen, die gegenüber der Variante „Rindergülle + Stroh“ eine deutlich geringere Zufuhr leicht zersetzbarer organischer Materialien vermuten lässt (siehe 5.3.7). Dies kann einerseits auf die Bedeutung der stabileren Fraktionen der organischen Substanz für die Bildung stabiler Aggregate hindeuten (Ton-Humus-Komplexe), andererseits auch ein zeitlicher Effekt sein.

Auf die stark von Standortbedingungen, insbesondere der Textur, geprägten Parameter, wie Feldkapazität, Gesamtporenvolumen oder auch Lagerungsdichte (bei intensiver Bodenbearbeitung), haben die zehn Jahre unterschiedlicher Düngungspraxis in den einzelnen Varianten noch keine entscheidenden Auswirkungen gezeigt. Allerdings steht hierzu nur eine Momentaufnahme am Ende der Versuchslaufzeit zur Beurteilung zur Verfügung. Aus anderen Untersuchungen ist bekannt, dass langjährige organische Düngung in Verbindung mit der Anreicherung organischer Materialien die Lagerungsdichte verringern und die Aggregatstabilität erhöhen kann [70] sowie die Porosität des Oberbodens vergrößert [150].

Während für die pneumatische Leitfähigkeit als Indikator für die Luftdurchlässigkeit und Porosität der Böden nur Tendenzen eines Effekts der organischen Düngung zu erkennen waren, bestanden für die Infiltration zwischen den Varianten „miner. – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ statistisch nachweisbare Unterschiede. Diese sind aufgrund der geringen Unterschiede hinsichtlich der Porenverteilung (vgl. 5.2.2) möglicherweise auf ein intensiveres tiefreichendes Porensystem zurückzuführen, wie es insbesondere Regenwürmer bereitstellen können. Die Aufnahmen zur Infiltration sind daher ein Hinweis auf die Bedeutung der Bewirtschaftung für den vorsorgenden Erosions- und auch Hochwasserschutz sowie das Puffervermögen in Trockenphasen. Der Genauigkeit und Wiederholbarkeit (mehrere Messtermine, Jahre, Dauer der Messung usw.) sind aufgrund des methodischen Aufwands Grenzen gesetzt, umso wertvoller sind auch entsprechende erste Ergebnisse. Um den stationären langfristigen Fließprozess im Boden aufzuzeigen, sind Messungen über einen größeren Zeitraum nötig. Die hier durchgeführten Messungen zeigen die kurzfristige Wasseraufnahme, wie sie auch nach intensiven Niederschlägen zu erwarten ist, jedoch konnte dies an jedem Standort nur für einen spezifischen Zeitpunkt ermittelt werden.

5.3 Humushaushalt und Bodenmikrobiologie

5.3.1 Humushaushalt

5.3.1.1 Unterschiede der Standorte

Die höchsten C_{org} -Gehalte (Abbildung 40) wurden am Standort Röckingen nachgewiesen (Durchschnitt aller Messungen 18,1 mg/g). Ähnlich wie bei der Korngrößenverteilung waren an diesem Standort auch die größten Unterschiede auf der Versuchsfläche festzustellen. Sehr geringe und nach CAPRIEL 2009 [29] nicht standorttypische Gehalte organischen Kohlenstoffs wurden am Standort Aholting gemessen (Durchschnitt aller Messungen 9,1 mg/g). Ebenfalls gering, aber noch standorttypisch waren die C_{org} -Gehalte am Standort Straubing (Durchschnitt aller Messungen 10,5 mg/g, vgl. benachbarte Bodendauerbeobachtungsfläche Nr. 32 2012-2016 mit 9,6 mg C/g im Mittel).

Die pH-Werte lagen im Mittel aller Erhebungen am Standort Straubing am höchsten, hier wurde vor Versuchsbeginn im Jahr 2009 mit 7,4 ein hoher pH-Wert festgestellt, der aber bereits zwei Jahre später auf 6,9 abgesunken war. Auf den leichteren Standorten in Aholting und Reuth lag er im Mittel bei 6,3 bzw. 6,6 und über die Jahre durchgehend im nach KERSCHBERGER et al. 2000 [87] optimalen Bereich (Klasse C). Für den schwereren Boden in Röckingen lag der pH-Wert im Mittel bei 6,3 und damit etwas unterhalb dieser Empfehlungen (Klassifikation schwerer Boden). Eine Kalkung der Versuchsflächen zur Aufrechterhaltung eines optimalen pH-Werts wurde an allen Standorten unterlassen. Das C/N-Verhältnis war an den beiden niederbayerischen Standorten etwas geringer als an den mittelfränkischen und lag insgesamt im Mittel der Jahre im Bereich zwischen 9,1 und 10,6. Damit lagen die Werte innerhalb der für bayerische Ackerböden erfassten Spannbreiten und auch innerhalb der 12,5- und 87,5%-Quantile dieser Daten [29].

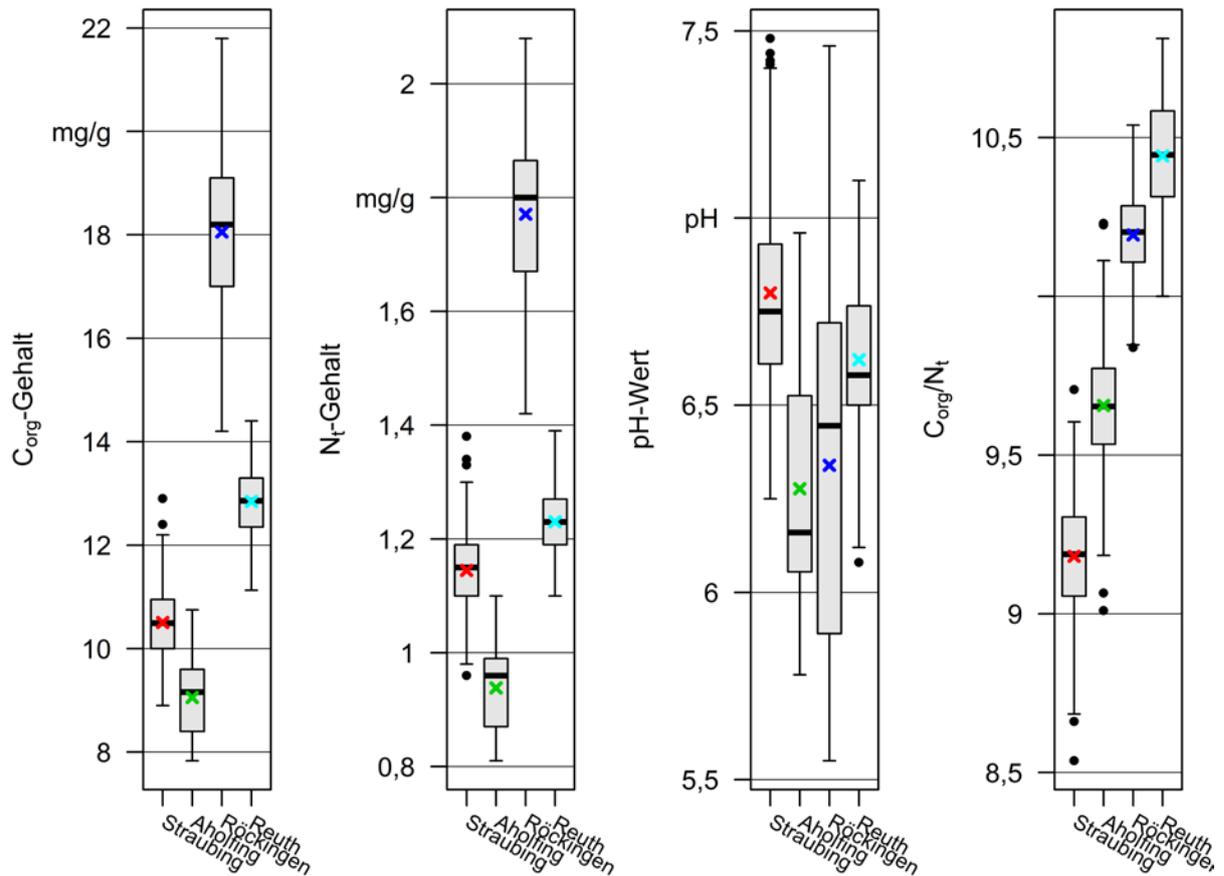


Abbildung 40: Boxplots der C_{org} -Gehalte, N_r -Gehalte, pH-Werte und des C_{org}/N_r -Verhältnisses für alle über den Versuchszeitraum gemessenen Werte an den vier Versuchsstandorten; x markiert arithmetisches Mittel

5.3.1.2 Zeitliche Entwicklung

Von der Messung des Ausgangsgehalts 2009 bis zur letzten Aufnahme im Frühjahr 2018 gingen die C_{org} -Gehalte im Mittel der Standorte um 1,3 bis 0,3 mg/g zurück (Abbildung 41, Tabelle 22). Dies entspricht einem starken Rückgang von nahezu 10 %.

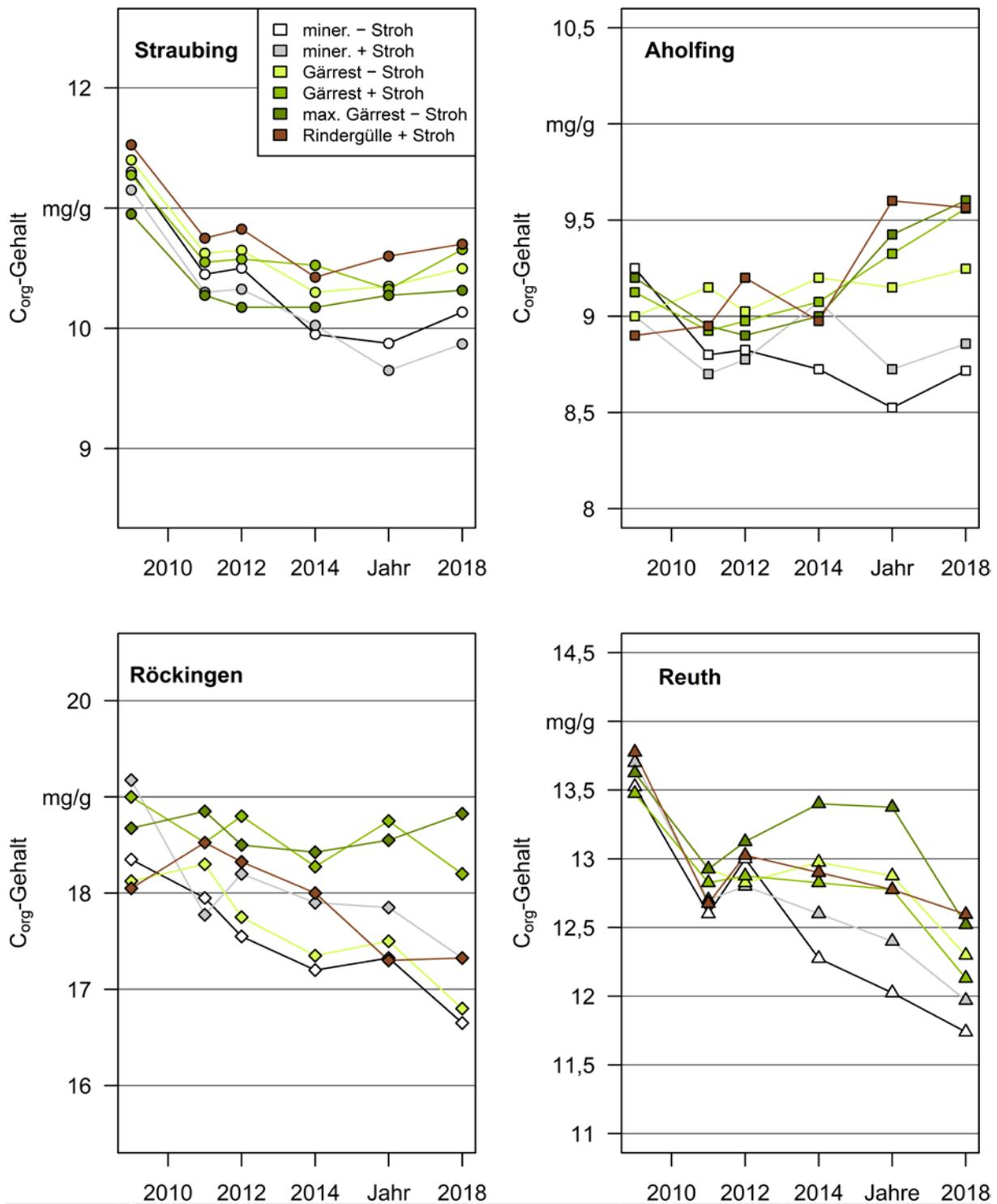


Abbildung 41: Mittlere C_{org} -Gehalte für die einzelnen Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre

Tabelle 22: Änderung der C_{org} -Gehalte (absolut, relativ, Trend) über neun Jahre als Mittelwerte für die Düngungsvarianten

	miner. – Stroh	miner. + Stroh	Gärrest – Stroh	Gärrest + Stroh	max. Gärrest – Stroh	Rinder- gülle + Stroh
Änderung der C_{org} -Gehalte 2018–2009 in mg/g	-1,30	-1,25	-0,83	-0,58	-0,30	-0,52
relative Änderung der C_{org} - Gehalte 2018–2009 in %	-9,49	-8,75	-5,42	-3,60	-2,11	-2,99
Änderung der C_{org} -Gehalte Trend in mg/(g und a)	-0,14	-0,11	-0,08	-0,05	-0,01	-0,05

Das Bestimmtheitsmaß der Regression für die einzelnen Parzellen lag zwischen 0,00 und 0,94 (Abbildung 42). Die C_{org} -Gehalte in Aholting und Röckingen konnten generell in geringerem Maß durch einen linearen zeitlichen Trend erklärt werden als die Gehalte der übrigen Standorte. Auch die Parzellen mit organischer Düngung wiesen eher ein niedrigeres Bestimmtheitsmaß auf als die nur mineralisch gedüngten. Die für die einzelnen Parzellen berechneten Trends der Humusentwicklung zeigten für den Standort Reuth mit einem Rückgang der C_{org} -Gehalte im Mittel aller Varianten von 0,12 mg/g pro Jahr den stärksten Humusverlust an (2018–2009: -1,4 mg/g). Dies ist möglicherweise dadurch zu erklären, dass die Versuchsfläche vor 2009 vom nahegelegenen Betrieb regelmäßig organisch gedüngt wurde. Ähnlich negativ fiel die Entwicklung in Röckingen mit 0,11 mg/g pro Jahr aus (2018–2009: -1,0 mg/g). Hier erfolgte nach Angaben des Vorbewirtschafters zwar keine organische Düngung zu den Hauptkulturen, allerdings eine etwas reichhaltigere Fruchtfolge mit Zwischenfruchtanbau (siehe 4.1.2). Auch in Straubing war über alle Varianten ein Rückgang der C_{org} -Gehalte festzustellen (0,09 mg/g pro Jahr; 2018–2009: -0,9 mg/g). Nur in Aholting stiegen die C_{org} -Gehalte im Mittel aller Parzellen und Varianten um 0,03 mg/g pro Jahr an (2018–2009: +0,2 mg/g). Besonders in Straubing und Reuth war ein starker Rückgang vom Ausgangsgehalt (2009) zur ersten Untersuchung (2011) festzustellen.

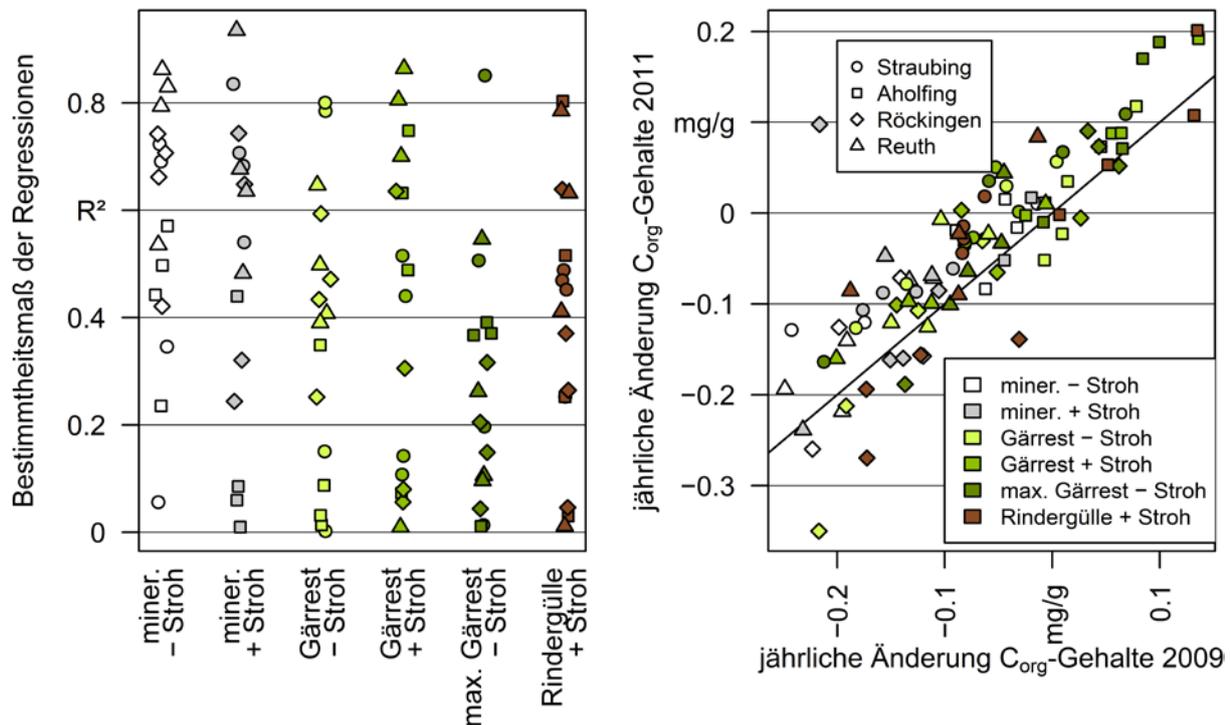


Abbildung 42: Bestimmtheitsmaß (R^2) der verrechneten Regressionsgeraden für die Parzellen, links, und Vergleich der Änderung der C_{org} -Gehalte (Trends) ab dem Anlagejahr 2009 und ab 2011, rechts

Die Entwicklung der Kohlenstoffgehalte (Trends) in den beobachteten neun Jahren war signifikant von den Düngungsvarianten beeinflusst (Abbildung 43). Im Mittel der Standorte und an den Standorten Straubing, Reuth und Röckingen gingen die C_{org} -Gehalte zurück. Der Rückgang war im Mittel am stärksten in der Variante „miner. - Stroh“ ohne Rückführung organischer Substanz: Alle organisch gedüngten Varianten verloren signifikant weniger organischen Kohlenstoff als diese Variante mit einem vollständigen Entzug der oberirdischen Biomasse („miner. - Stroh“). Am geringsten war der Verlust organischen Kohlenstoffs in der Variante „max. Gärrest - Stroh“. Hier war der Trend der C_{org} -Gehalte signifikant größer als in den nur mineralisch gedüngten Varianten sowie der Variante „Gärrest - Stroh“. Die Varianten „Rindergülle + Stroh“ und „Gärrest + Stroh“ zeigten ähnliche Werte, die sich nur von den mineralisch gedüngten Varianten signifikant unterschieden. Absolut ging der C_{org} -Gehalt bei Gärrestdüngung und Strohverbleib im Mittel etwas weniger zurück als bei Rindergülldüngung und Strohverbleib (keine signifikanten Unterschiede). Der Tongehalt erwies sich nicht als signifikant bedeutsamer Parameter für die Änderung des C_{org} -Gehalts während der Versuchslaufzeit, verbesserte allerdings das Modell geringfügig.

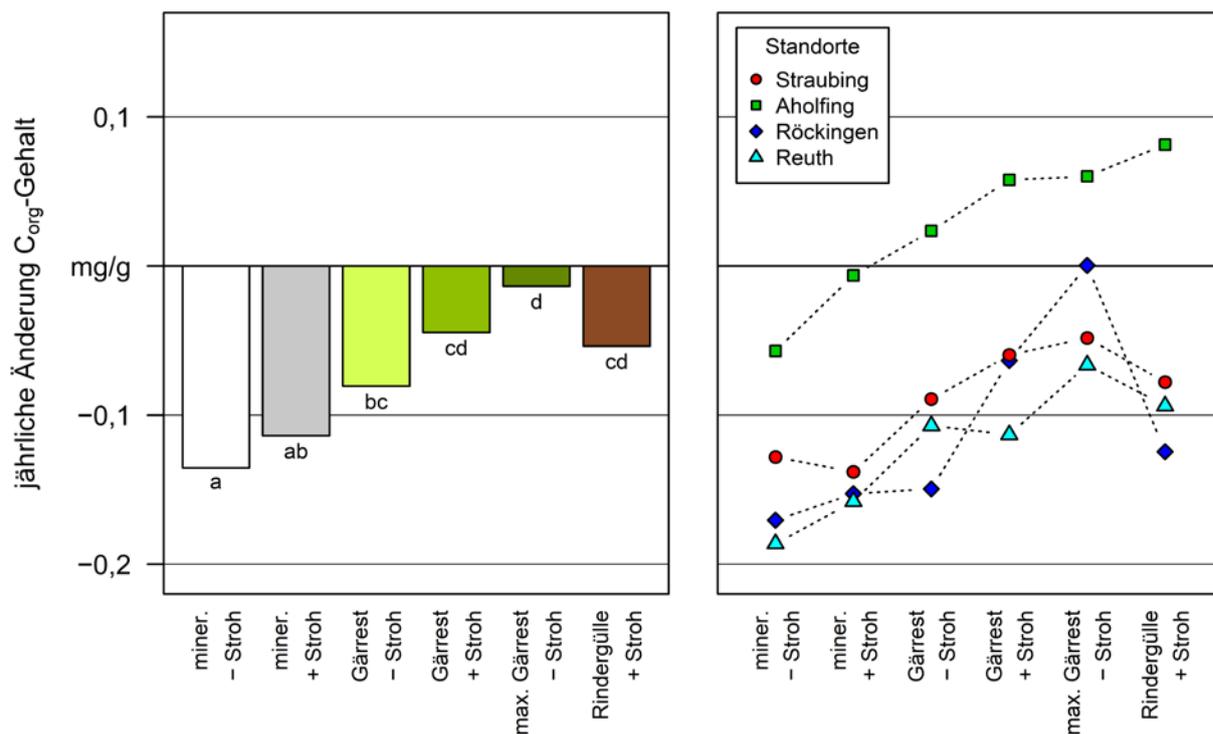


Abbildung 43: Jährliche Änderung der C_{org} -Gehalte im Zeitraum 2009 bis 2018; links: Mittelwert aller Versuchsstandorte, rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

5.3.2 Humusvorräte

Bei der Berechnung der C_{org} -Vorräte (0–10 cm) wurde auf eine Normierung hinsichtlich äquivalenter Bodenmassen [50] [171] verzichtet, da die Lagerungsdichte zwischen den Varianten nicht nachweislich verschieden war. Die ermittelten C_{org} -Vorräte zeigten ebenso wie die zehnjährigen Trends statistisch abgesicherte Unterschiede zwischen den Behandlungen, wobei diese jedoch weniger deutlich waren (Abbildung 44). Dennoch war im Oberboden der Variante „max. Gärrest – Stroh“ signifikant mehr organischer Kohlenstoff gespeichert als in der Variante mit rein mineralischer Düngung und Strohabfuhr. Eine leichte Varianzhomogenität wurde durch eine angepasste Varianzfunktionsstruktur berücksichtigt. Der Tongehalt des Bodens erklärte einen signifikanten Anteil der Varianz im Modell. Bezogen auf einen Hektar speicherten die Varianten mit organischer Düngung im Mittel der Standorte zwischen 1,1 t („max. Gärrest – Stroh“) und 0,5 t („Gärrest – Stroh“) mehr organischen Kohlenstoff als die Variante „miner. – Stroh“. Dies entsprach einem mittleren Unterschied von 5,8 % bis 2,7 %. Auch für den Verbleib von Stroh fiel der Vergleich positiv aus, wenn auch nicht signifikant. Das Belassen der Erntereste auf der Fläche erbrachte 1,1 % mehr organischen Kohlenstoff nach neun Jahren.

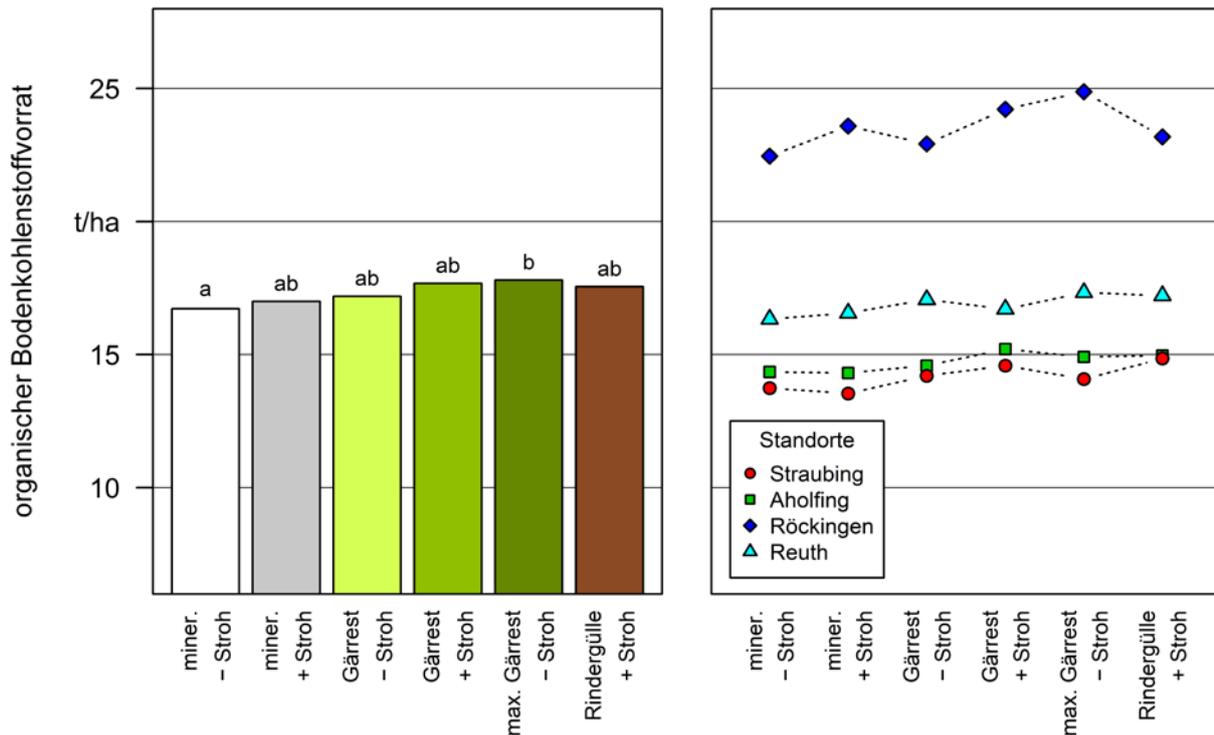


Abbildung 44: Organische Kohlenstoffvorräte (0–10 cm) im Jahr 2018; links: im Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

5.3.3 Änderung in Relation zur ausgebrachten organischen Substanz

Um unterschiedliche Eigenschaften der organischen Dünger (Gärrest, Rindergülle, Stroh) hinsichtlich ihrer Humuswirkung abzuleiten, wurde die Änderung der organischen Kohlenstoffgehalte und -vorräte im Verhältnis zum ausgebrachten organischen Material berechnet. Abbildung 45 zeigt den Zusammenhang der Trends des C_{org} -Gehalts auf den einzelnen Parzellen mit der Menge der über Stroh, Gärrest oder Rindergülle eingebrachten organischen Substanz. Für die Menge über Stroh eingearbeiteter organischer Substanz und die über Gärrest oder Rindergülle ausgebrachte Masse bestand eine signifikant positive Korrelation mit der Änderung der C_{org} -Gehalte (Pearson-Korrelationskoeffizient: gesamt 0,459; Gärrest + Rindergülle: 0,455). Weniger deutlich war der Effekt des Strohs zu erkennen (Pearsons Korrelationskoeffizient: 0,172). Die Koeffizienten eines gemischten Modells zeigten für den Gärrest einen mehr als doppelt so großen Einfluss auf die Entwicklung der organischen Kohlenstoffgehalte an wie für Stroh und Rindergülle. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass das Modell aufgrund der Verbindung von Stroh und Rindergülle in der Variante „Rindergülle + Stroh“ weder Wechselwirkungen noch den eindeutigen Effekt absolut sicher schätzen kann. Eine eigenständige Auswertung lediglich der Varianten mit Gärrest-Düngung und mineralischer Düngung erbrachte ähnliche Ergebnisse (Abbildung 46, vgl. [27]). Eine Tonne organische Trockenmasse des Gärrests jährlich bremste den Abbau des C_{org} -Gehalts im Boden um 0,056 mg C je Gramm und Jahr. Eine Tonne organische Trockenmasse Stroh

jährlich (ermittelt aus der Trockenmasse und angenommenen 94 % organischem Anteil) bremste den Abbau des C_{org} -Gehalts jährlich um 0,020 mg C je Gramm und Jahr. Allerdings lag zum Zeitpunkt der Probenahme die letzte Einarbeitung von Stroh in den Boden etwa eineinhalb Jahre zurück. Vergleicht man die auf die ausgebrachte Menge an oTS bezogenen Trends (Änderung der C_{org} -Gehalte) der Varianten mit ausschließlicher Gärrest-Düngung („Gärrest – Stroh“, „max. Gärrest – Stroh“), so fällt auf, dass auf allen Standorten die Variante „max. Gärrest – Stroh“ – auch in Relation zur Menge an oTS im zehnjährigen Versuchszeitraum – einen stärker positiven Trend der Humusentwicklung aufweist als die mäßiger und nach fachlicher Praxis gedüngte Variante „Gärrest – Stroh“.

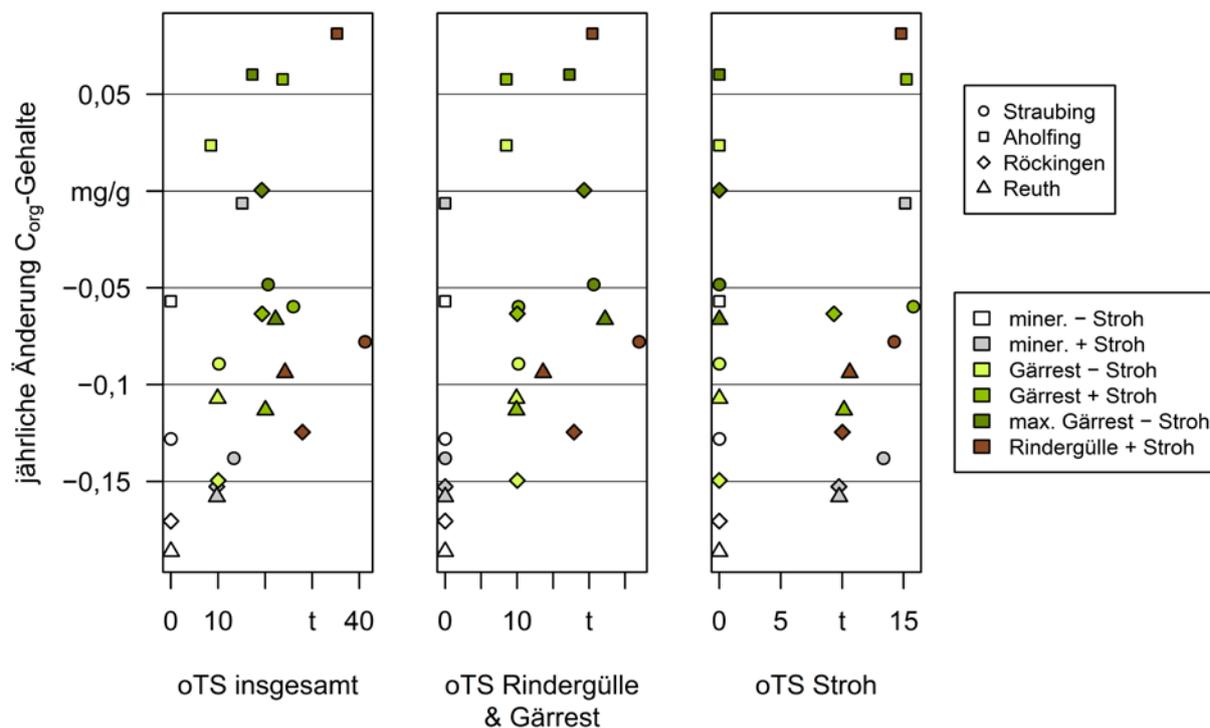


Abbildung 45: Zusammenhang zwischen ausgebrachter organischer Substanz und Entwicklung der C_{org} -Gehalte (lineare Trends)

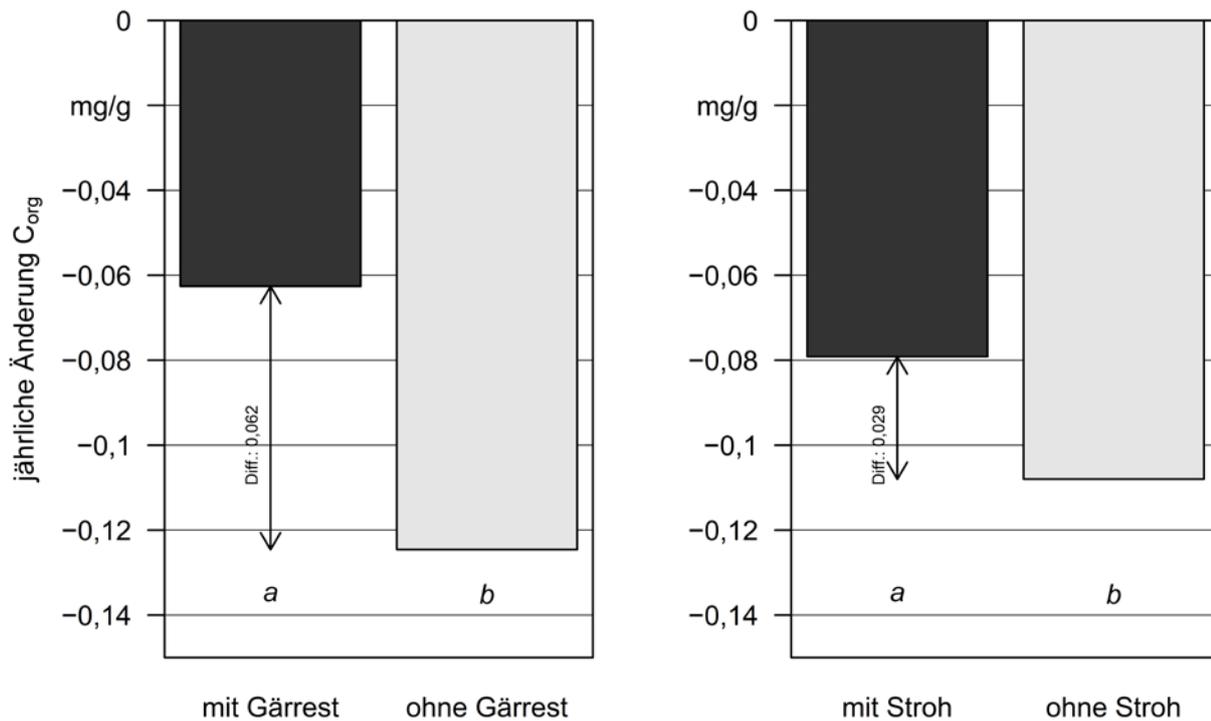


Abbildung 46: Jährliche Änderung der Bodenkohlenstoffgehalte für Gärrest, links, und Strohdüngung, rechts; Auswertung für die Varianten „miner. – Stroh“, „miner. + Stroh“, „Gärrest – Stroh“ und „Gärrest + Stroh“

5.3.4 pH-Werte und C/N-Verhältnisse

Die Änderungen der pH-Werte (Trends) waren für alle Varianten des Versuchs negativ. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass über die gesamte Versuchslaufzeit an allen Standorten keine Kalkung durchgeführt wurde. Im Mittel der Versuchsvarianten reduzierte sich der pH-Wert im Laufe der Versuchslaufzeit (absolute Änderung) zwischen 1,0 (Straubing) und 0,4 (Röckingen). Die für die Parzellen berechneten jährlichen Trends zeigten ebenfalls für den Standort Straubing den stärksten Rückgang der pH-Werte um 0,09 jährlich. Für die übrigen Standorte lag er jährlich im Mittel bei 0,05. Auf den nur mineralisch gedüngten Varianten reduzierte sich der pH-Wert zwar im stärkeren Maß als auf den organisch gedüngten, statistisch abgesicherte Unterschiede konnten zwischen den Varianten allerdings nicht festgestellt werden (Abbildung 47). Gärreste enthalten Carbonate, die eine puffernde Wirkung gegenüber einer pH-Wert-Absenkung aufweisen und die versauernde Wirkung der Ammoniumumsetzung überlagern [117]. Folglich wird bei Gärresten im Gegensatz zu ammoniumhaltigen Mineraldüngern nicht von einer versauernden Wirkung ausgegangen. Trotz ausbleibender Kalkung konnte allerdings nur eine entsprechende Tendenz nachgewiesen werden.

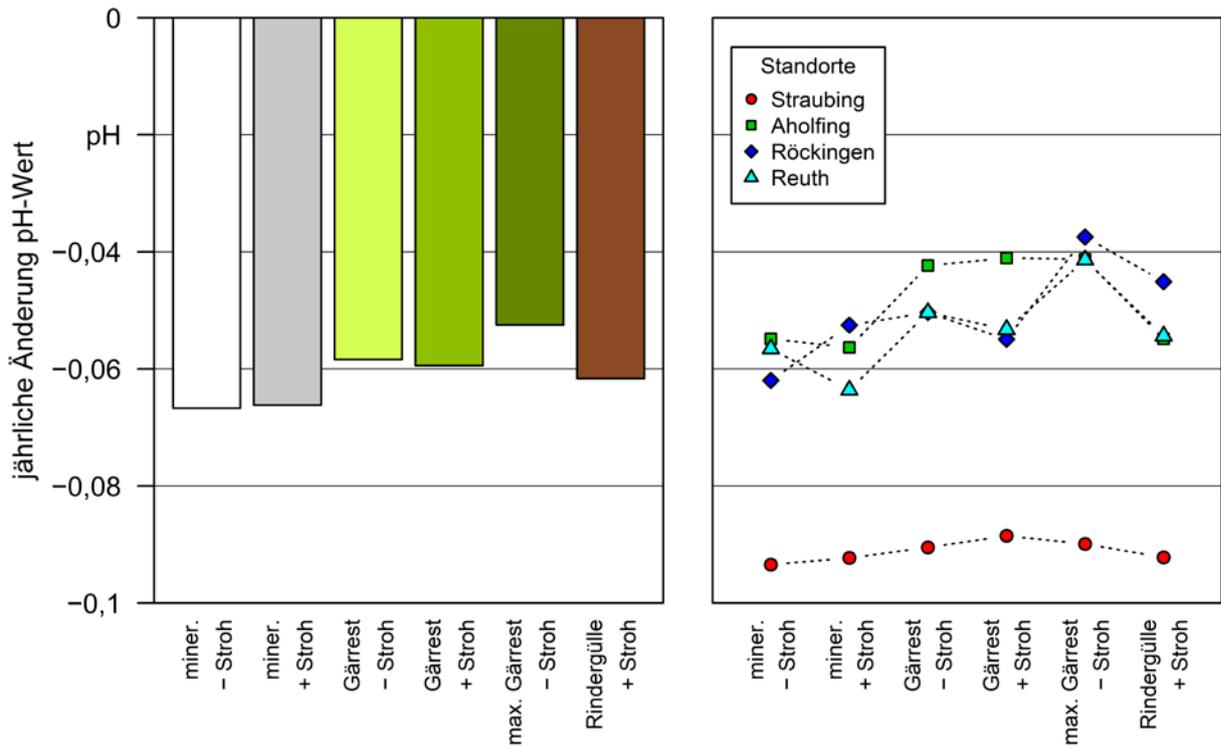


Abbildung 47: Jährliche Änderung der pH-Werte im Zeitraum von 2009 bis 2018; links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Das C/N-Verhältnis im Boden änderte sich während der Versuchslaufzeit nur sehr geringfügig (Abbildung 48). Am stärksten war der Rückgang im Mittel der Versuchsvarianten in Röckingen (-0,12). Für die berechneten Trends sank das C/N-Verhältnis im Mittel der Varianten am Standort Röckingen und Straubing jährlich um 0,012, in Straubing um 0,008 und in Reuth um 0,003. Angesichts der großen Schwankungen an den Versuchsstandorten und den insgesamt geringen und unsteten Änderungen können keine abgesicherten Aussagen zu den Versuchsvarianten getroffen werden. Festgehalten werden sollte jedoch, dass die Trends der mit Gärrest gedüngten Varianten im Mittel die größte Abnahme des C/N-Verhältnisses anzeigten.

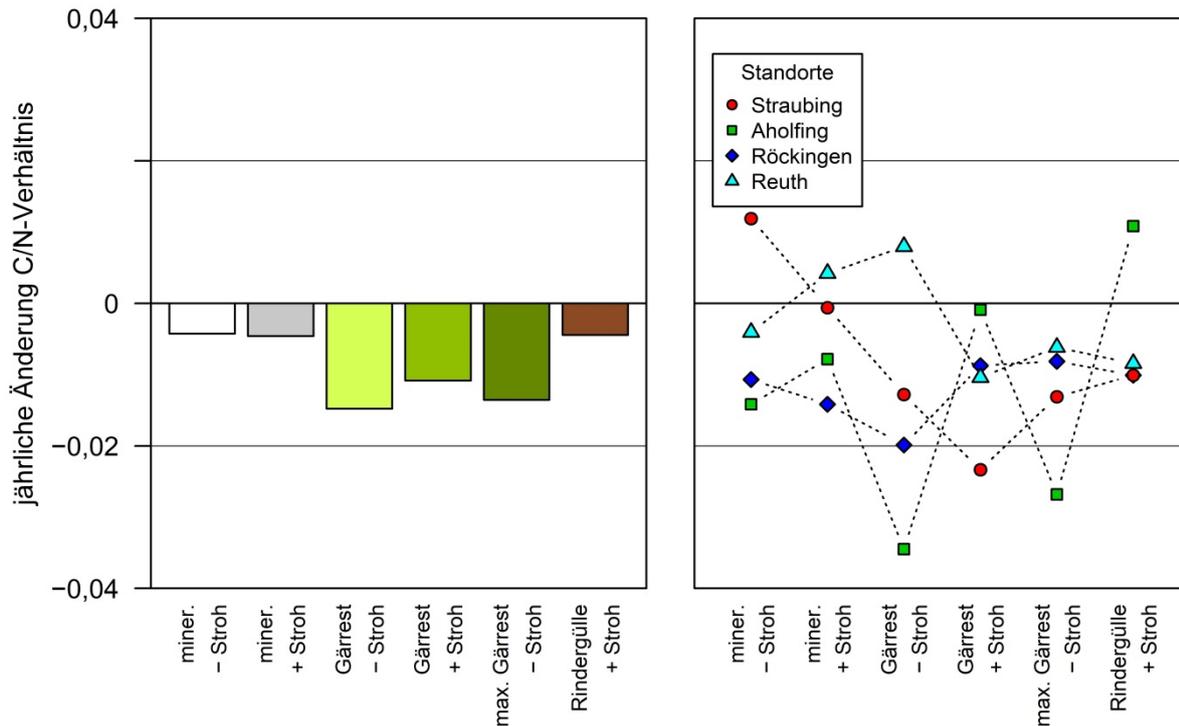


Abbildung 48: Jährliche Änderung des C/N-Verhältnisses im Zeitraum von 2009 bis 2018; links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

5.3.5 Humusbilanzierung

Über eine Humusbilanzierung kann der Versorgungszustand des Bodens mit organischer Substanz abgeschätzt werden [98]. Aus diesem Grund wurden für die Versuchsvarianten auf Grundlage der Versuchsfruchtfolge, der Stroherträge sowie der Gärrest- bzw. Rindergüllezufuhr Humussalden berechnet. Hierfür wurden die Methode nach VDLUFA [45] und die standortangepasste Humusbilanzierung nach KOLBE [91] [92] angewandt.

Die Bewertung der im Rahmen dieses Versuchsvorhabens berechneten Humusbilanzen erfolgte nach dem VDLUFA-Bewertungsrahmen für integriert wirtschaftende Betriebe. Danach ist im Bereich von -75 bis 100 Häq/ha und Jahr eine ausgeglichene Bilanz gegeben [45] und es sind optimale Erträge zu erwarten [93]. Dagegen besteht langfristig bei weiterem Anstieg des Humusbilanzsaldos durch Erhöhung des Mineralisationspotenzials eine erhöhte Gefahr von Nährstoffverlusten und die Düngeneffizienz kann vermindert sein [45]. Zudem steigt die Gefahr der Überschreitung des zulässigen N-Saldos an [45].

Die Ergebnisse der Humusbilanzierung beider Methoden stimmen größtenteils überein, da die standortangepasste Methode auf der Methode nach VDLUFA basiert (Abbildung 49). Der größte Unterschied besteht darin, dass die beiden als weniger umsetzungsaktiv eingestuft Standorte Straubing und Röckingen gegenüber der VDLUFA-Methode höhere Salden aufweisen und somit größere Unterschiede zwischen den Standorten gegeben sind.

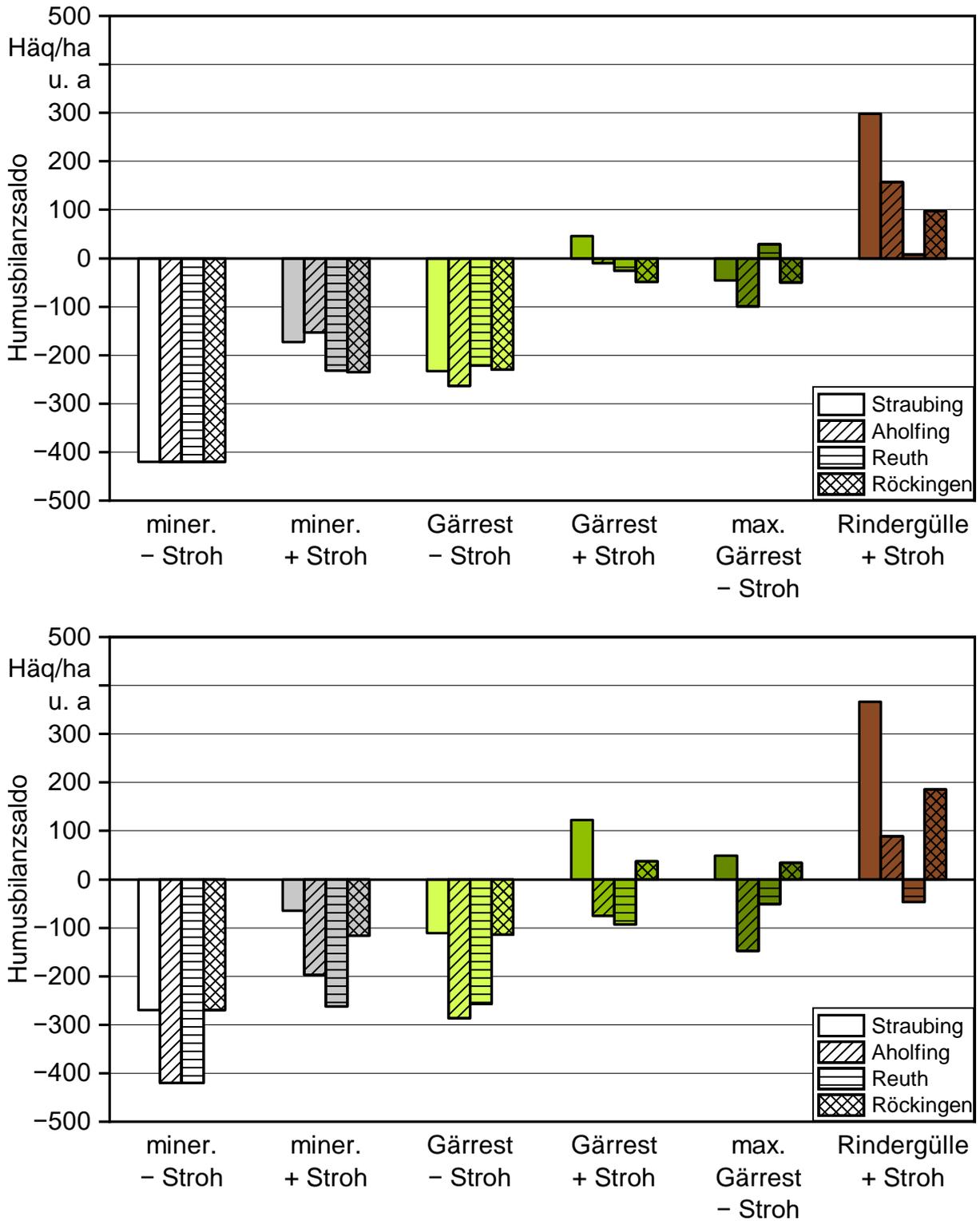


Abbildung 49: Humusbilanzsaldo nach VDLUFA (oben) und standortangepasster Methode (unten) an den Versuchsstandorten für die Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen bei unterschiedlichem Strohverbleib und unterschiedlicher organischer Düngung in Form von Rindergülle und Gärresten im Durchschnitt der Versuchsjahre (jeweils alle Versuchsjahre berücksichtigt)

Ein Vergleich der Humusbilanzierung mit den gemessenen C_{org} -Gehalten zeigte eine signifikante Korrelation (Pearson-R: 0,45, $n = 24$). Wie zu erwarten zeigte der BtL-Nutzungspfad („miner. – Stroh“) aufgrund der Strohabfuhr und der ausbleibenden Rückführung der abgefahrenen organischen Substanz die am stärksten negativen Humussalden. Nach der VDLUFA-Methode ergab sich hierfür an allen Standorten ein Humussaldo von -420 Häq/ha und Jahr, was dem durchschnittlichen jährlichen Humusbedarf einer Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen entspricht. Folglich lag der Humussaldo der Variante „miner. – Stroh“ unter -200 Häq/ha und Jahr und somit in der Bewertungsklasse A. Ist langfristig eine derart schlechte Versorgung mit organischer Substanz gegeben, muss mit einer negativen Beeinflussung von Bodenfunktionen und der Ertragsleistung gerechnet werden. Die Variante „miner. + Stroh“ unterschied sich von „miner. – Stroh“ durch den Verbleib des Weizenstrohs auf der Fläche. Je nach standortabhängigem Strohertrag wurde dadurch die Humusbilanz um ca. 200 Häq/ha und Jahr erhöht. Die höchsten Stroherträge wurden an den Standorten Straubing und Aholting erreicht. Nach der VDLUFA-Methode waren die entsprechenden Bilanzen folglich im Bereich von -200 Häq/ha und Jahr angesiedelt. Die nach der standortangepassten Methode berechneten Bilanzen der Variante „miner. + Stroh“ bewegten sich je nach Strohertrag und Umsetzungsaktivität des Standorts zwischen -263 bis -64 Häq/ha und Jahr.

Eine ähnliche Verbesserung der Humusbilanz gegenüber der Variante „miner. – Stroh“ war ebenfalls durch eine Gärrestausbringung von ca. 35 m^3 /ha und Jahr zu verzeichnen („Gärrest – Stroh“). Im Vergleich zwischen den Standorten waren die Unterschiede in der Rückführung organischer Substanz über die ausgebrachten Gärreste, bedingt durch unterschiedliche vom N-Gehalt abhängige Ausbringmengen und Trockensubstanzgehalte, relativ gering. Bei Kombination einer entsprechenden Gärrestdüngung mit dem Verbleib des Weizenstrohs auf der Fläche („Gärrest + Stroh“) glichen sich nach VDLUFA an allen Standorten Humusaufbau und -bedarf in etwa aus. Die standortangepasste Methode wies hingegen für die umsetzungsaktiveren Standorte Aholting und Reuth mit -75 bzw. -94 Häq/ha und Jahr noch deutlich negativere und langfristig nicht tolerierbare Bilanzen auf. In Straubing hingegen war durch die hohen Stroherträge mit 122 Häq/ha und Jahr bereits ein zu hoher Bilanzüberschuss gegeben. Wie die Variante „max. Gärrest – Stroh“ zeigt, führte eine stark erhöhte Gärrestdüngung von 120 % des Gärrestanfalls im Mittel der Standorte nach beiden Bilanzierungsmethoden zu etwas niedrigeren Bilanzen von -30 bis -40 Häq/ha. Aufgrund der höheren Gärrestausbringung von etwa 70 m^3 /ha und Jahr vergrößerten sich die Unterschiede zwischen den Standorten allerdings etwas. In Straubing und Aholting beispielsweise waren die ausgebrachten Gärreste meist relativ dünnflüssig. Zusätzlich waren in Aholting aufgrund der geringeren Erträge der Gärrestanfall und somit die Ausbringmenge gegenüber Straubing geringer. Dadurch war in Aholting eine geringere Zufuhr an organischer Substanz gegeben und eine ausgeglichene Bilanz wurde nicht erreicht. In der standortangepassten Methode fiel die Bilanz durch die höhere Umsetzungsaktivität des Standorts noch negativer aus.

Der höchste Humussaldo im Durchschnitt der Standorte war mit 140 bzw. 149 Häq/ha und Jahr bei Rindergülldüngung und Strohverbleib gegeben. Diese Variante wies zugleich die höchste Zufuhr organischer Substanz auf (siehe 5.1.2). Die niedrigen N-

Gehalte bei gleichzeitig hohen Trockensubstanzgehalten der Rindergülle in Straubing und Aholting führten dazu, dass dort höhere Ausbringmengen und eine höhere Humusreproduktion je ausgebrachtem Kubikmeter vorlagen. Demzufolge errechnete sich insbesondere für den Standort Straubing ein stark erhöhter Humusbilanzsaldo von 298 bis 366 Häq/ha und Jahr. Die eher dünnflüssige Rindergülle in Reuth führte hingegen nur zu ausgeglichenen Bilanzen. Ein Vergleich mit den gemessenen C_{org} -Gehalten zeigte allerdings nur für Aholting eine tatsächliche Zunahme des C_{org} -Gehalts, für alle anderen Standorte ergaben sich in dieser Variante ebenfalls Humusverluste.

Werden die beiden Fruchtarten Silomais und Winterweizen getrennt betrachtet, so zeigt sich, dass bei Winterweizen aufgrund der deutlich geringeren Humuszehrung bereits durch die Rückführung des Stroh ein positiver Humussaldo möglich war. Silomais dagegen weist einen höheren anbauspezifischen Humusbedarf auf, der auch durch eine sehr hohe Gärrestdüngung („max. Gärrest – Stroh“) nicht ausreichend gedeckt werden konnte. Dabei entsprach die Gärrestdüngung der Variante „max. Gärrest – Stroh“ aufgrund des Aufschlags von 20 % in etwa einer vollständigen Gärrestrückführung bei Silomais in Selbstfolge, da Winterweizen wegen der niedrigeren Biomasseerträge einen geringeren Beitrag leistete. Im Durchschnitt der Standorte waren dort nach VDLUFA-Methode Humussalden von -171 Häq/ha und Jahr gegeben. Bei Berücksichtigung der Umsetzungsaktivität des Standorts in der standortangepassten Methode konnte in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ nur am weniger umsetzungsaktiven Standort Straubing bei zugleich extremer Gärrestzufuhr mit -41 Häq/ha und Jahr eine knapp ausgeglichene Bilanz erreicht werden. Die hohe Gärrestdüngung war durch die sehr hohen Erträge des Standorts bedingt. An den anderen Standorten lagen trotz der hohen Gärrestausbringung dieser Variante bei Silomaisanbau deutliche Defizite in der Versorgung mit organischer Substanz vor. Somit konnte wie bei KOLBE (2013) [94] gezeigt werden, dass bei Maisanbau die vollständige Rückführung der Gärreste aus dessen Vergärung meist nicht ausreichend für einen Ausgleich des Humussaldos ist. Auch GLEMNITZ et al. (2014) [63] kommen zu dem Ergebnis, dass Silomais in Monokultur bezüglich der Humusbilanz oft nicht nachhaltig ist. Ausgeglichenen Bilanzen bei vollständiger Rückführung sind zwar möglich, aber stark vom Ertragsniveau abhängig. Zusätzlich ist die Einhaltung von N- und P-Bilanzen zu beachten. Zudem ist bei einer Bemessung der Gärrestdüngung nach dem Düngebedarf auch der Gehalt an organischer Trockensubstanz und Stickstoff entscheidend für das Erreichen ausgeglichener Bilanzen [63].

5.3.6 Bodenmikrobiologie

Die Katalasezahl und die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) waren an den mittelfränkischen Standorten insgesamt etwas höher (Abbildung 50). Ein gegenüber den anderen Standorten höheres Verhältnis von mikrobiellem zu organischem Kohlenstoff (C_{mic}/C_{org}) ergab sich für den Standort Reuth. In Aholting waren die mikrobiologischen Parameter tendenziell am geringsten. Mikrobielle Biomasse und Katalasezahl waren miteinander korreliert (Pearson-R: 0,79). Dies deutet daraufhin, dass beide Parameter zuverlässig als Kennzahlen für den Zustand der Bodenmikrobiologie herangezogen werden können. Auch mit

dem Bodenkohlenstoffgehalt bestand sowohl für die mikrobielle Biomasse als auch für die Katalasezahl eine Korrelation (Pearson-R: 0,65 bzw. 0,59).

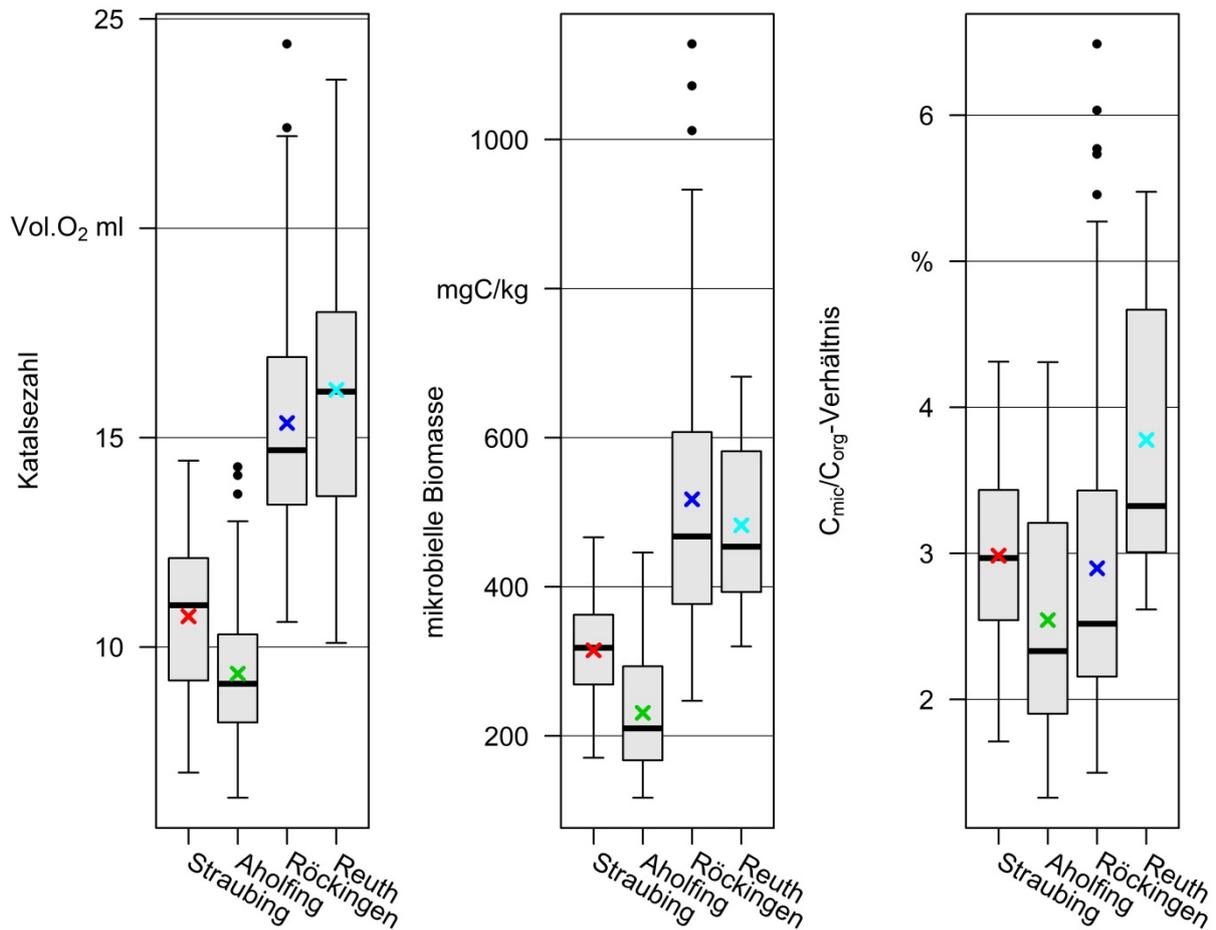


Abbildung 50: Boxplots der Katalasezahl, der mikrobiellen Biomasse und des Verhältnisses von mikrobieller Biomasse zum Bodenkohlenstoffgehalt für alle gemessenen Werte an den vier Versuchsstandorten; Stichprobenumfang je Standort: Straubing $n = 96$, Aholting Katalasezahl $n = 102$, Aholting mikrobielle Biomasse $n = 144$, Röckingen $n = 120$, Reuth $n = 109$

Die Modellierung der Daten zur Katalasezahl erforderte die Entfernung von zwei Bodenproben, die durch das Modell nicht erklärt werden konnten. Dies betraf die Probenahme im Jahr 2018 mit einer Wiederholung in der Variante „Rindergülle + Stroh“ in Röckingen und in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ in Reuth. Es zeigte sich, dass signifikante Wechselwirkungen zwischen der Versuchslaufzeit und den Düngevarianten auftraten. So wurde ein jährlicher Anstieg der Katalasezahl bei rein mineralischer Düngung von 0,036 bzw. 0,033 bei Strohabfuhr bzw. Strohverbleib vorhergesagt (Abbildung 51). Die mit Gärrest gedüngten Varianten stiegen jährlich mit 0,049 bzw. 0,045 („Gärrest – Stroh“, „Gärrest + Stroh“), die stärker mit organischem Material versorgten Varianten „max. Gärrest – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ um 0,054 und 0,062. Dies deutet auf einen deutlichen Anstieg der mikrobiellen Bodenaktivität in den organisch gedüngten Varianten hin.

Der positive Trend mit der Versuchslaufzeit ist angesichts der insgesamt abnehmenden C_{org} -Gehalte überraschend. Hierbei sind jedoch Auswirkungen der nicht bilanzierten Probenahmeterminale an den Standorten sowie die unterschiedlichen Witterungsbedingungen zur Probenahme zu berücksichtigen. Weitere Untersuchungen wären nötig, um diesen Zusammenhängen im Detail auf den Grund zu gehen.

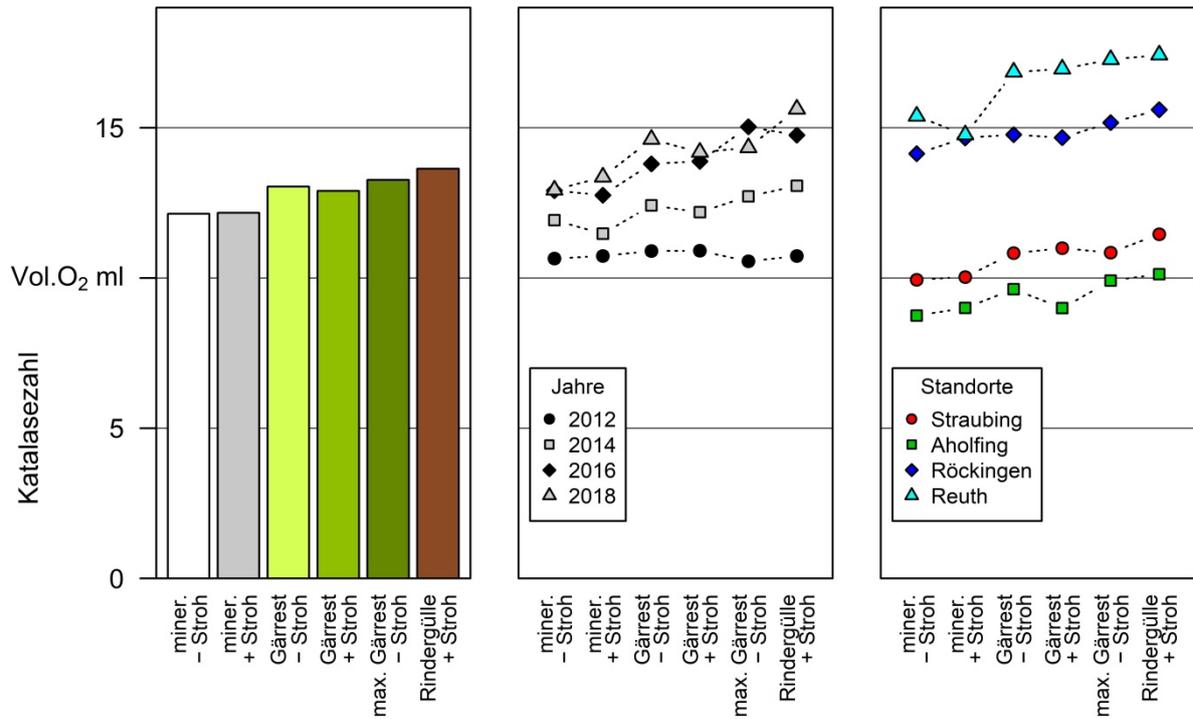


Abbildung 51: Katalasezahl für die Düngungsvarianten (Mittelwerte), links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert über aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort

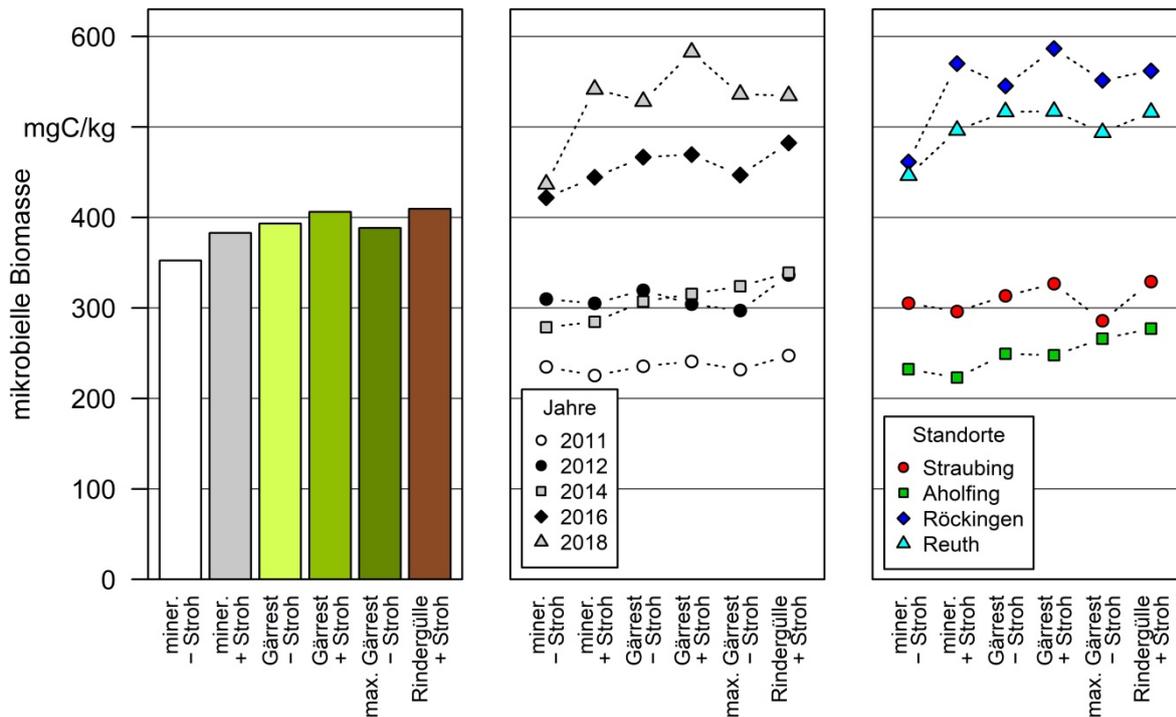


Abbildung 52: Mikrobielle Biomasse für die Düngungsvarianten (Mittelwerte), links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert über aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort

Auch die mikrobielle Biomasse nahm mit der Versuchslaufzeit je Jahr zu (Abbildung 52, kein Effekt der fehlenden Proben an den einzelnen Standorten). Im Mittel zeigte die Variante „Rindergülle + Stroh“ die höchste mikrobielle Biomasse im Boden. Eine statistische Analyse konnte aufgrund nicht normalverteilter Daten (trotz Transformation), unterschiedlicher Varianzen an den Standorten und innerhalb der Varianten sowie zahlreicher Ausreißer nicht zu einem abschließenden Ergebnis kommen. Am Standort Straubing zeigte sich ähnlich wie bei der Katalasezahl eine Zunahme der Unterschiede zwischen den Varianten mit zunehmender Versuchslaufzeit, wobei die Variante „max. Gärrest – Stroh“ eher hinter den übrigen Varianten zurückblieb. In Aholting schien die Menge organischen Materials ausschlaggebend für die mikrobielle Biomasse im Boden, ohne dass eine zeitliche Veränderung festzustellen war. An den Standorten Reuth und Röckingen war für die Variante mit Strohabfuhr und rein mineralischer Düngung zwar die geringste mikrobielle Biomasse festzustellen, statistisch abzusichern war dies jedoch nicht.

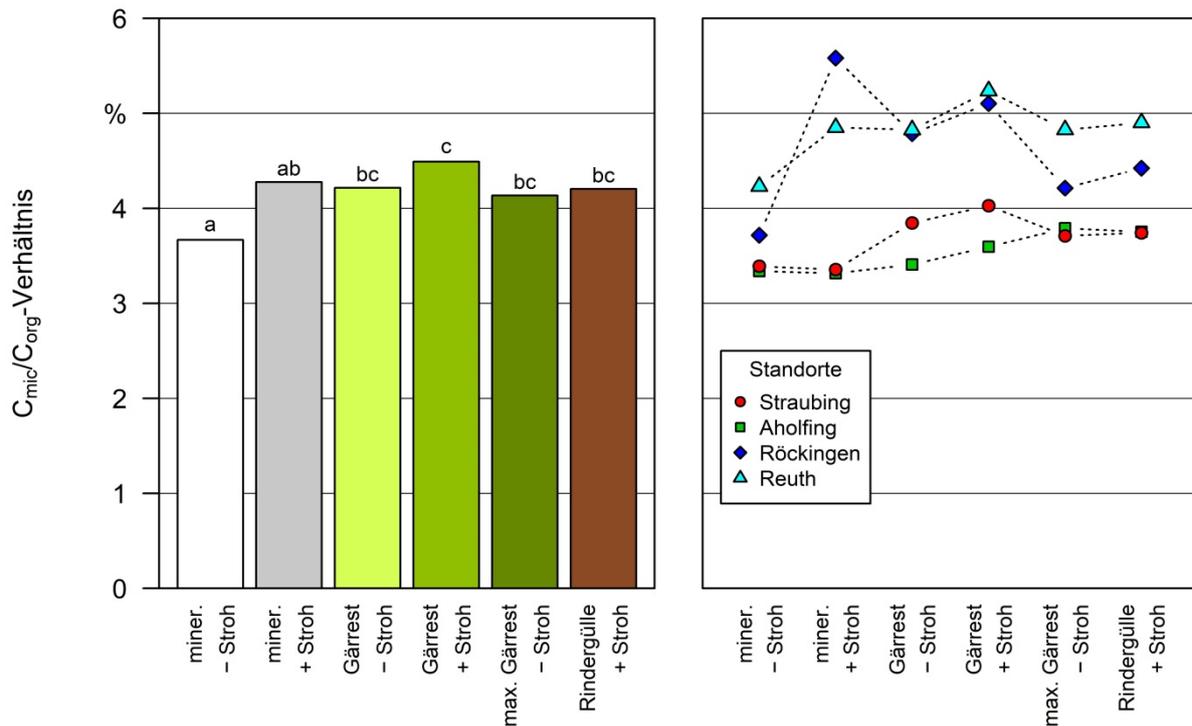


Abbildung 53: C_{mic}/C_{org} -Verhältnis für das Jahr 2018; links: Mittelwert aller Versuchsstandorte, rechts: Mittelwert je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Das Verhältnis von mikrobiellem zu organischem Kohlenstoff des Bodens für das Jahr 2018 zeigt Abbildung 53. Grundsätzlich gilt das C_{mic}/C_{org} -Verhältnis als Indikator für die C-Dynamik von Böden und speziell in landwirtschaftlich genutzten Böden als Indikator für bewirtschaftungsbedingte Humusveränderungen [134] [168]. Ein Anstieg des C_{mic}/C_{org} -Verhältnisses deutet auf einen ansteigenden Eintrag organischer Substanz und damit langfristig auf einen C_{org} -Anstieg hin und umgekehrt [8]. Im Jahr 2018 betrug der Anteil der mikrobiellen Biomasse am organischen Bodenkohlenstoff etwa 4 %. Dies ist für Ackerböden ein relativ hoher Anteil. So liegt der Mittelwert bei einer Untersuchung von schweizerischen Ackerböden bei 2,7 % [123]. Tatsächlich waren für das Jahr 2018 signifikante Unterschiede zwischen den Varianten nachzuweisen. So zeigte die Variante „miner. – Stroh“, die den größten C_{org} -Rückgang zu verzeichnen hatte, auch ein signifikant geringeres C_{mic}/C_{org} -Verhältnis als die Varianten mit organischer Düngung. Das im Mittel signifikant höchste C_{mic}/C_{org} -Verhältnis war für die Variante „Gärrest + Stroh“ festzustellen.

5.3.7 Diskussion

Die untersuchten Nutzungspfade zeigten deutliche Unterschiede sowohl hinsichtlich der Trends der Gehalte organischen Kohlenstoffs als auch der Humusbilanzen. Wie bereits zu erwarten war, führen Fruchtfolgen aus Silomais und Winterweizen mit einer vollständigen Biomasseabfuhr im Sinne der geplanten Nutzung im Rahmen der BtL-Verfahren zu stark negativen Humussalden. Folglich muss bei einer derartigen Nutzungsform langfristig mit einer Abnahme der Bodenfruchtbarkeit und Ertragsrückgängen gerechnet werden. Durch den zusätzlichen Verbleib des Getreidestrohs auf der Fläche oder einer Gärrestdüngung entsprechend der Silomaisabfuhr in optimal verwertbarer Höhe von ca. 35 m³/ha und Jahr wurde ebenfalls noch keine ausreichende Humusreproduktion erreicht. Bei einem Verbleib des Strohs auf der Fläche zusätzlich zur Gärrestdüngung war bei der vorliegenden Fruchtfolge eine ausgeglichene Humusbilanz gegeben. In der Realität ergab sich aber auch in dieser Variante an drei der vier untersuchten Standorte ein Rückgang der C_{org}-Gehalte. Eine stark erhöhte Gärrestdüngung über dem Niveau des eigentlichen Gärrestanfalls konnte je nach Gärrestzusammensetzung ebenfalls zu ausgeglichenen Humusbilanzen führen („max. Gärrest – Stroh“). An zwei Standorten konnten dabei unveränderte oder erhöhte C_{org}-Gehalten nachgewiesen werden. In der Variante „max. Gärrest – Stroh“ lagen allerdings an allen Standorten deutlich zu hohe N-Bilanzüberschüsse vor, sodass die Kohlenstofffracht durch die Stickstofffracht limitiert wird und eine derart hohe Gärrestdüngung im gesamten Betriebsdurchschnitt in der Praxis aktuell nicht möglich wäre. Generell ist ein Humusersatz mit organischen Düngern und einem C/N_{ges}-Verhältnis unter 10 bis 12:1 kaum möglich [65]. Gleiches gilt grundsätzlich auch für Rindergülle. Die im Versuch vorliegende dickflüssige Rindergülle führte allerdings zusammen mit dem Stroh zu meist mehr als ausgeglichenen Bilanzen, wobei aber nur an einem Standort ein C_{org}-Anstieg beobachtet werden konnte. Der Versuch zeigte somit eindeutig, dass allein aus den Humussalden der aktuellen Fruchtfolge nicht auf C_{org}-Gehaltsveränderung geschlossen werden kann.

Bemerkenswert ist, dass der Standort mit nicht standorttypischen C_{org}-Gehalten (Aholting) am stärksten positiv auf die organische Düngung reagiert hat. Entsprechende an Humus verarmte Böden sind in der Regel hinsichtlich ihrer mikrobiellen Aktivität gehemmt, sodass hier Abbauprozesse verlangsamt sind. Dies bestätigte sich durch das an diesem Standort eher geringere Niveau mikrobieller Kenngrößen. Insbesondere an solchen verarmten Standorten können einfache Maßnahmen, wie organische Düngung oder Zwischenfruchtanbau, zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und Kohlenstoffspeicherung beitragen.

Die generelle Abnahme der C_{org}-Gehalte in allen untersuchten Varianten an drei von vier Standorten bei einer zwar intensiven, aber in der Praxis nicht unüblichen Fruchtfolge ist bedenklich. Auch eine regelmäßige organische Düngung konnte hier den C_{org}-Abbau nicht aufhalten. Organische Düngung gilt als eine der wichtigsten Möglichkeiten, Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden aufzubauen [153]. Eine Auswertung der Humusentwicklung von Bodendauerbeobachtungsflächen in Bayern im Zeitraum 1986 bis 2016 erbrachte Hinweise darauf, dass organische Düngung ein wichtiger Faktor für eine Aufrechterhaltung bzw. Zunahme von C_{org}-Gehalten in Bayern war [30] [102]. Allerdings

kann nicht ausgeschlossen werden, dass der allgemein rückläufige C_{org} -Trend zumindest teilweise auf die Vornutzung zurückzuführen ist und die untersuchten Böden zu Versuchsbeginn noch kein neues Gleichgewicht erreicht hatten, da sich Änderungen in der Landnutzung und der Bewirtschaftung sehr langfristig (über Jahrzehnte) auf den Humushaushalt auswirken können [113] [132]. Angesichts der deutlichen Humusverluste sind eine Änderung der Fruchtfolgegestaltung, die Nutzung von Untersaaten oder eine anderweitige Zufuhr an organischer Substanz erforderlich. In welchem Maß der Anbau von Zwischenfrüchten, der inzwischen zur guten fachlichen Praxis zählt, den Verlust an Humus hätte reduzieren können, kann für diese Standorte nicht beantwortet werden. Man geht jedoch von einem mittleren Humusreproduktionspotenzial von Zwischenfrüchten von etwa 0,32 t/ha pro Jahr aus [131].

Über die Humusreproduktionsleistung von Gärresten wird bereits seit Längerem diskutiert. Zahlreiche Studien gehen auf Grundlage von Inkubationsversuchen davon aus, dass Gärreste im Vergleich mit Rindergülle abbaustabiler sind [73] [136] [60]. Des Weiteren wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass die anaerobe Vergärung keinen Einfluss auf den Eintrag abbaustabiler Kohlenstoffverbindungen hat, die langfristig zum Aufbau organischer Bodensubstanz beitragen [114]. Die von der VDLUFA ausgewiesenen Humusreproduktionsleistungen von Gärresten entsprechen dennoch nur den Werten für Rindergülle. Allerdings handelt es sich hierbei noch um vorläufige Expertenschätzungen, endgültige Ergebnisse liegen noch nicht vor [45]. Zudem wird darauf hingewiesen, dass diese eigentlich nur für Gärreste, die aus der Vergärung tierischer Gülle stammen, gelten [94]. Für Gärreste aus pflanzlichen Substraten wurden bisher keine Humusreproduktionskoeffizienten ausgewiesen. KOLBE (2013) [94] geht davon aus, dass Gärreste aus der Vergärung von Mais gegenüber Gärresten aus Gülle eine niedrigere Humusreproduktion aufweisen. Neuere Untersuchungen des UFZ hingegen zeigen auf, dass die Humusreproduktionsleistung von Gärresten auch aus der Maisvergärung über den bisherigen VDLUFA-Schätzungen in etwa auf bzw. über dem Niveau von Stallmist liegen [85]. Dies würde der Einschätzung von GUTSER et al. (2010) [66] entsprechen, die die Humusreproduktionsleistung von Gärresten auf Werte im Bereich von 0,35 bis 0,4 kg Humus-C/kg Gärrest-C einstufen. Die entsprechende Methode des UFZ wurde allerdings noch nicht validiert und die Humuswirkung von Gärresten kann je nach Substrateinsatz sehr unterschiedlich sein. Das C/N-Verhältnis und der pH-Wert des Gärrests stellen dabei Einflussfaktoren auf die biologische Resistenz dar. Bei einem weiten C/N-Verhältnis und einem hohen pH-Wert (ca. 8) ist in der Regel eine hohe Humusreproduktion zu erwarten [85].

Auch der vorliegende Feldversuch weist deutlich in diese Richtung. Beim Vergleich der Humussalden mit den C_{org} -Gehaltsveränderungen zeigt sich, dass die Humussalden und die Zufuhr an organischer Substanz in der Variante „Rindergülle + Stroh“ im Vergleich zu „Gärrest + Stroh“ bei gleichzeitig weitgehend identischen C_{org} -Gehaltsveränderungen höher lag. Daraus könnte auf eine höhere Humusreproduktionsleistung von Gärresten im Vergleich zu Rindergülle geschlossen werden. Allerdings ist der Einfluss der Rindergülle nicht eindeutig vom Stroheinfluss zu trennen. Hierfür wäre zusätzlich eine Rindergüllevariante mit Strohabfuhr erforderlich gewesen.

Laut Humusbilanzierung mit noch vorläufigen Humusreproduktionsleistungen von Gärresten war bei der vorliegenden Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen eine ausreichende Versorgung mit organischer Substanz an allen Standorten nur in den Varianten „Gärrest + Stroh“, „max. Gärrest – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ gegeben. Eine vollständige Abfuhr der oberirdischen Biomasse ohne Rückführung organischer Substanz zur Repräsentation einer Biomasseverwertung über ein BtL-Verfahren führte wie zu erwarten zu stark negativen Humussalden. Die höchste Zufuhr organischer Substanz wies an allen Standorten die Rindergüllevariante auf, bei der meist auch die höchsten Humussalden vorzufinden waren. Der Anbau von Energiepflanzen wirkt oft humuszehrend, da die gesamte oberirdische Biomasse abgefahren wird [63]. Insbesondere in Biogas-Fruchtfolgen mit einem hohen Anteil an ertragsstarken C4-Pflanzen wie Mais sowie Sorghumhirse oder bekanntermaßen humuszehrenden Kulturen wie Zuckerrüben entsteht folglich ein hoher Humusreproduktionsbedarf. Wie auch in diesem Versuchsvorhaben gezeigt wurde, kann eine Gärrestdüngung zum Ausgleich der verlorenen organischen Substanz beitragen [122]. Infolge der Mineralisation organischer N-Verbindungen durch den Abbau der organischen Substanz während der anaeroben Fermentation weisen Gärreste allerdings hohe Ammoniumgehalte und niedrige C/N-Verhältnisse auf [67] [115]. Dies führt wie in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ dazu, dass die für eine Humusreproduktion benötigte Düngermenge aufgrund der Limitierung durch die N-Zufuhr meist nicht zugeführt werden darf [65] [63] [53]. Je nach Höhe des vom Ertragsniveau abhängigen Gärrestanfalls und dessen Nährstoffgehalten ist folglich in Energiepflanzenfruchtfolgen ein weiterer Humusausgleich erforderlich. Dieser muss über eine angepasste Fruchtfolgegestaltung oder eine anderweitige Kohlenstoffzufuhr erfolgen [65] [63]. Dies gilt vielmehr noch für das BtL-Konzept, da bei diesem Nutzungssystem ansonsten langfristig eine Abnahme der Gehalte organischer Bodensubstanz und somit der Bodenfruchtbarkeit droht. Während der in Bezug auf die zugrunde liegenden Prozesse kurzen Versuchsdauer war bei ausschließlich mineralischer Düngung allerdings noch kein Rückgang der Ertragsleistung festzustellen.

Das Besondere am vorliegenden Versuch ist außerdem, dass zumindest ansatzweise reale Betriebssysteme abgebildet werden. Die bei der jeweiligen Nutzungsrichtung anfallenden organischen Dünger wurden dabei entsprechend ihres N-Anfalls wieder auf die Flächen zurückgeführt. Die ausgebrachten Dünger stammten allerdings nicht aus der Vergärung bzw. Verfütterung der tatsächlich abgefahrenen Biomasse. Aufgrund der Prozesse in der Biogasanlage (Kofermentation, Entzug von CH_4 und CO_2 , engeres C/N-Verhältnis der Gärreste als der Ausgangsstoffe) wird dementsprechend weniger Kohlenstoff rückgeführt als bei einem System mit ausschließlicher Tierhaltung [115]. Die Größe der Effekte auf den Bodenkohlenstoff der beiden Systeme war im Gärrestversuch nicht zu trennen. Ob sich langfristig Unterschiede ergeben, kann bis dato nicht endgültig geklärt werden. Auch PRAYS (2018) [136] kommt zu dem Ergebnis, dass der Ersatz unvergorener Gülle durch Gärreste nicht zu einer Verringerung des organischen Kohlenstoffs im Boden führt. Bei einem sechsjährigen Feldversuch in Brandenburg bei Düngergaben mit den gleichen ausgebrachten Kohlenstoffmengen waren die Auswirkungen auf den Bodenkohlenstoffgehalt zwischen Rindergülle, Stallmist und verschiedenen Gärresten ähnlich [73]. Dies zeigt, wie wichtig es ist, sowohl Versuche durchzuführen, welche die

ausgebrachte Düngermenge am Kohlenstoffgehalt ausrichten, als auch solche, die sich am Düngebedarf bzw. Stickstoffgehalt orientieren.

Inwieweit die Ausbringungsmenge bzw. die Konzentration oder Verteilung der organischen Dünger deren Wirkung auf den Humusgehalt beeinflusst, kann hier nicht abschließend geklärt werden. Die Unterschiede der auf die ausgebrachte Menge organischer Substanz bezogenen Änderung der C_{org} -Gehalte zwischen den mit Gärrest gedüngten Varianten sind jedoch bemerkenswert. Möglicherweise spielt hierbei auch die sehr unausgeglichene Stickstoffbilanz der Variante „max. Gärrest – Stroh“ eine Rolle, die dadurch bedingt ist, dass der ausgebrachte Stickstoff nur in Höhe des MDÄ (80 % des $\text{NH}_4\text{-N}$) dem Pflanzenbedarf angerechnet wird. Stickstoff kann sich auch negativ auf den Abbauprozess auswirken [56]. Auch die verringerte mikrobielle Biomasse in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ am Standort Straubing mit den höchsten Aufwandmengen könnte ein Hinweis auf verringerte biologische Aktivität dort sein. In der Regel kann jedoch von einer Förderung der mikrobiellen Biomasse durch die Applikation von Gärresten ausgegangen werden [5] [61] [177] [176]. Eine Laborstudie konnte allerdings keine Änderung der Zusammensetzung der vorherrschenden Pilze und Bakterien und der mikrobiellen Biomasse nach Zugabe von Gärresten im Vergleich mit dem unvergorenen organischen Dünger feststellen [130]. Allgemein wird von beschleunigten Abbauprozessen bei engerem C/N-Verhältnis ausgegangen, für Gärreste gilt dies jedoch nur begrenzt und die genaue Zusammensetzung der chemischen Verbindungen in der organischen Substanz entscheidet über die mikrobielle Zersetzung.

Nicht zu vernachlässigen ist, dass der Zeitpunkt der Probenahme in Zusammenhang mit der Fruchtfolge die Ergebnisse der C_{org} -Messungen beeinflussen kann [73]. Dies gilt insbesondere für den Effekt des Strohs. Im Gärrestversuch wurde festgestellt, dass Gärrest, bezogen auf die Masse an organischer Trockensubstanz, in etwa doppelt so wirksam für die Humusreproduktion wie Stroh ist. Dies bedeutet ein im Vergleich zur Humusbilanzierung etwas geringeres Reproduktionspotenzial des Strohs [45]. Die letzte Einarbeitung von Stroh lag zum Zeitpunkt der Probenahme allerdings bereits über eineinhalb Jahre zurück.

Die vorliegende Studie war in der Vielfalt der untersuchten Gärreste begrenzt, wenn auch die verwendeten organischen Dünger als typisch für flüssige Gärreste aus stabil laufenden Biogasanlagen gelten können. Die Zusammensetzung und damit die Prozessführung sowie die eingesetzten Ausgangsubstrate können die Qualität des organischen Materials stark beeinflussen. Auch die Gärreste, die in Straubing und Aholting verwendet wurden (aus derselben Biogasanlage), unterschieden sich hinsichtlich einiger Parameter von denen in Mittelfranken, sodass unterschiedliche Reaktionen der Bodenkohlenstoffgehalte zwischen den Versuchsflächen nicht nur auf Standorteffekte zurückzuführen sein können, sondern auch auf die unterschiedlichen eingesetzten organischen Dünger. Auch Aussagen zu separierten oder anderweitig prozessierten Gärresten können nicht zwangsläufig aus den hier untersuchten Gärresten abgeleitet werden. Hohe Ligningehalte von Biogassubstraten zeigen generell einen geringeren potenziellen Gasertrag an [34] und ziehen theoretisch eine höhere Rückführung organischen Materials mit dem Gärrest nach sich.

5.4 Bodenfauna

5.4.1 Regenwürmer

Insgesamt wurden bei den Untersuchungen etwa 15.000 Regenwürmer mit einem Gewicht von etwa 5 kg gefangen. Die Erhebungen zu Beginn des Versuchs 2009, die nur mit der Austreibungsmethode ohne anschließende Handauslese durchgeführt wurden, konnten aufgrund der unzulänglichen Erfassung des Regenwurmbestands nicht verwendet werden. Bei der ab 2012 durchgeführten Methodenkombination bestehend aus einer Austreibung mit anschließender Handauslese lag der Anteil der Austreibung am Gesamtergebnis im Mittel bei 17 % für die Siedlungsdichte und bei 34 % für die Biomasse. Dies bestätigt, dass für einen guten Erfassungsgrad des Regenwurmbestands die Anwendung einer Methodenkombination aus Austreibung und Handauslese unerlässlich ist [49] [59] [126]. Mit weniger als 3 % sehr niedrig war die Effektivität der Austreibungsmethode für die Siedlungsdichte an den mittelfränkischen Standorten Reuth 2014 sowie Röckingen 2012 und 2018 (Abbildung 54). Diese Beprobungen wurden bei sehr trockenen Bedingungen durchgeführt (Mittel der klimatischen Wasserbilanz 30 Tage zuvor $< -1,5$ mm). Die Trockenheit zu diesem Zeitpunkt beeinflusste vermutlich die Regenwurmpopulation und besonders deren Erfassung stark.

In Reuth wurde im Mittel der Jahre dennoch die höchste Siedlungsdichte (161 Individuen/m²) und Biomasse (33,2 g/m²) erfasst, gefolgt von den niederbayerischen Standorten Straubing (137 Individuen/m², 26,9 g/m²) und Aholting (108 Individuen/m², 27,7 g/m²). Der geringste Regenwurmbestand wurde in Röckingen festgestellt (72 Individuen/m², 14 g/m²). Der auf 159 bayerischen Ackerflächen von 2010 bis 2016 ermittelte Durchschnitt in der Regenwurmbundanz liegt bei 120 Individuen/m² (Median) bzw. 145 Individuen/m² (Mittelwert) und in der Regenwurmbiomasse bei 38 g/m² (Median) bzw. 47 g/m² (Mittelwert) [164]. Somit ist vor allem die im Gärrestversuch erfasste Regenwurmbiomasse im bayernweiten Vergleich unterdurchschnittlich. Dies ist wahrscheinlich auf die enge Fruchtfolgegestaltung ohne Zwischenfrüchte und die jährlich intensive Bodenbearbeitung mit dem Pflug zurückzuführen.

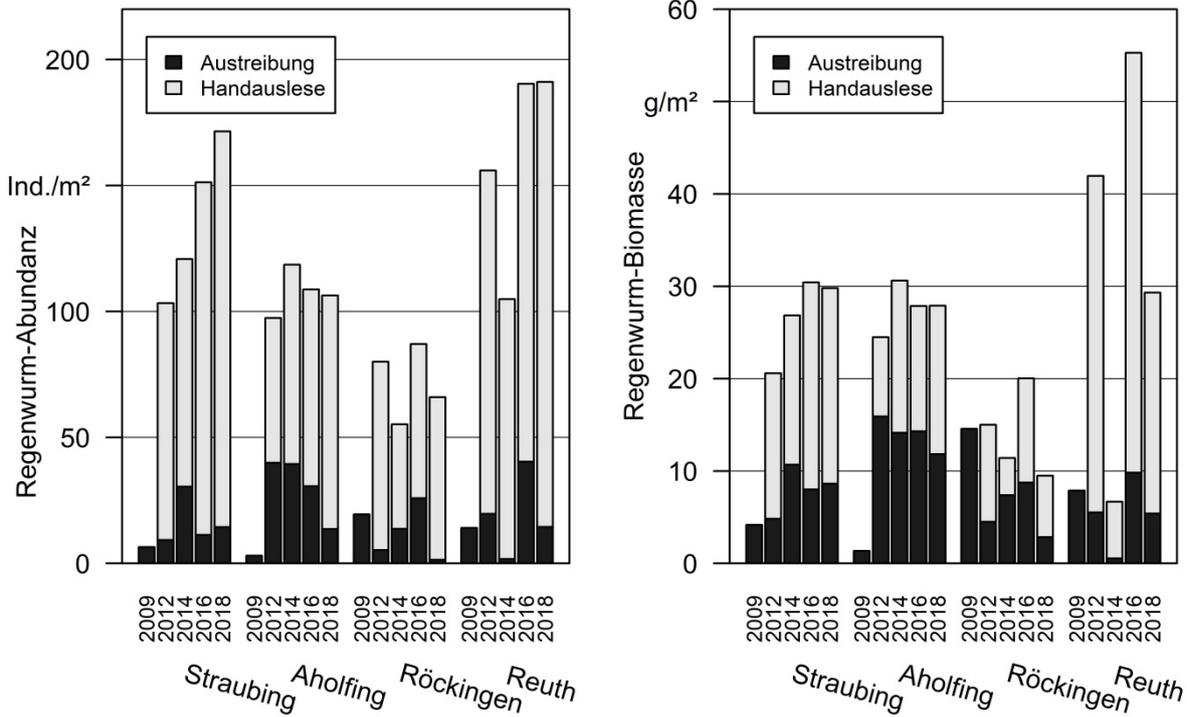


Abbildung 54: Siedlungsdichte (links) und Biomasse (rechts) der Regenwürmer zu den Untersuchungsjahren nach Erfassungsmethoden

Tabelle 23: Stetigkeit der Regenwurmarten (adulte Tiere) und juveniler Individuen als Nachweise/Stichprobe (n = 184) im Versuch für die Jahre 2012, 2014, 2016, 2018

	Lebensweise	Straubing	Aholfing	Röckingen	Reuth
Stetigkeit – Nachweise/Stichproben in %					
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	endogäisch	83	67	54	57
<i>Aporrectodea rosea</i>	endogäisch	58	26	27	57
<i>Lumbricus terrestris</i>	anezisch	50	67	39	19
<i>Octolasion lacteum</i>	endogäisch	23	1	1	
<i>Allolobophora chlorotica</i>	endogäisch		67		
<i>Lumbricus castaneus</i>	epigäisch	1	2		2
<i>Lumbricus rubellus</i>	epigäisch				12
<i>Proctodrilus antipae</i>	endogäisch		1		
<i>Proctodrilus tuberculatus</i>	endogäisch	1	2		
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	epigäisch	1			
Juvenile <i>Lumbricus spec.</i>		80	97	72	76
Juvenile Sonstige		99	98	96	100

Insgesamt wurden über die gesamte Versuchslaufzeit zehn Regenwurmart nachgewiesen (Tabelle 23). Hierbei war die häufigste Art *Aporrectodea caliginosa* (endogäisch), die an allen Standorten mit einer Stetigkeit von über 50 % in den Stichproben auftrat. Ebenfalls an allen Standorten traten *Lumbricus terrestris* (anezisch) und *Aporrectodea rosea* (endogäisch) auf. *Allolobophora chlorotica* (endogäisch) wurde nur in Aholting nachgewiesen, war hier aber eine stetige und häufige Art. *Octolasion lacteum* (endogäisch) war nur am Standort Straubing durchgehend nachweisbar. Epigäische Arten spielten erwartungsgemäß in der Mais-Weizen-Fruchtfolge ohne Zwischenfrucht und jährliches Pflügen kaum eine Rolle. Lediglich in Reuth kam *Lumbricus rubellus* (epigäisch) insbesondere im letzten Untersuchungsjahr häufiger vor. Die Arten *Lumbricus castaneus* (epigäisch), *Dendrodriilus rubidus* (epigäisch), *Proctodrilus tuberculatus* (endogäisch), *Proctodrilus antipae* (endogäisch) traten nur sehr vereinzelt auf. Die letzten beiden Arten gelten als hydrophil und ihre aktuelle Bestandssituation in Deutschland ist selten (*Proctodrilus antipae*) bis sehr selten (*Proctodrilus tuberculatus*) [105]. In der Roten Liste der Regenwürmer wird *Proctodrilus antipae* in der Vorwarnliste aufgeführt [105]. Juvenile endogäische Arten waren in nahezu allen Stichproben nachweisbar. Jungtiere der Gattung *Lumbricus* traten besonders in Aholting sehr stetig auf (97 % Stetigkeit), während sie an den übrigen Standorten in 70 % bis 80 % der Stichproben gefunden wurden.

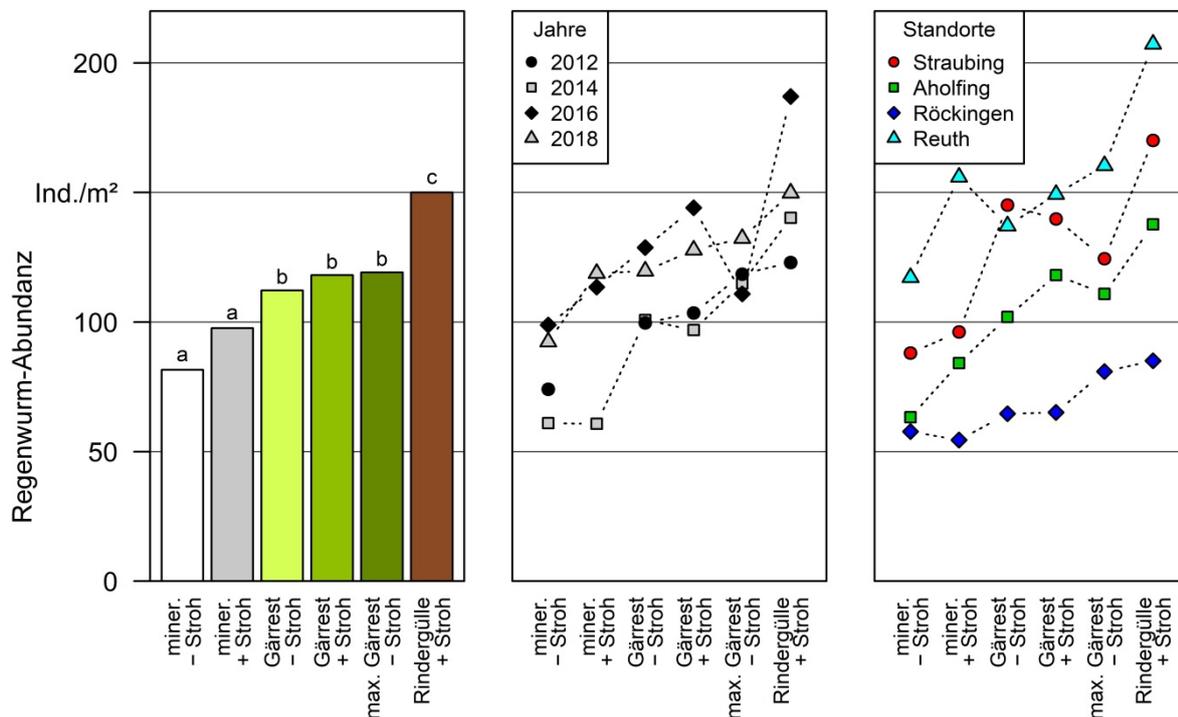


Abbildung 55: Siedlungsdichte der Regenwürmer für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für wurzeltransformierte Daten)

Im Mittel der Standorte und Versuchsjahre wurde die signifikant höchste Regenwurmsiedlungsdichte in der Variante mit Rindergülldüngung festgestellt (Abbildung 55). In der Variante mit rein mineralischer Düngung und Strohabfuhr war sie beinahe um die Hälfte geringer (54 %). Die Siedlungsdichte der Regenwürmer war in den Varianten mit organischer Düngung signifikant höher als in den nur mineralisch gedüngten Varianten und bei Düngung mit Rindergülle nochmals signifikant größer als bei der Düngung mit Gärresten (Abbildung 55). Im Mittel über alle Jahre und Standorte lag die Regenwurmbundanz bei organischer Düngung in dem für bayerische Äcker ermittelten Durchschnitt von etwa 120 bis 140 Individuen/m² [164]. Die rein mineralischen Varianten lagen dagegen darunter. Es konnten keine signifikanten Wechselwirkungen zwischen der Versuchslaufzeit und den Düngungsvarianten festgestellt werden. Das heißt, dass eine variantenspezifische Abhängigkeit mit zunehmender Versuchsdauer nicht nachweisbar war. Allerdings war für die Parzellen der Variante „max. Gärrest – Stroh“ im Jahr 2016 eine im Verhältnis zu den anderen Varianten deutlich geringere Siedlungsdichte als in den übrigen Jahren zu erkennen. In Straubing und in Aholting zeigte die Variante „max. Gärrest – Stroh“ im Gegensatz zu den anderen Standorten geringere Siedlungsdichten als die Variante Gärrestdüngung proportional zur Silomaisabfuhr und zum Strohverbleib („Gärrest + Stroh“). Über die Versuchslaufzeit stieg die Regenwurmbundanz leicht an. Die mittlere klimatische Wasserbilanz 30 Tage vor Probenahme erklärte einen Teil der Populationsschwankungen zwischen den Probenahmejahren. Die Berücksichtigung des Tongehalts als Kovariate bei der statistischen Auswertung trug nicht zur Verbesserung des Modells bei.

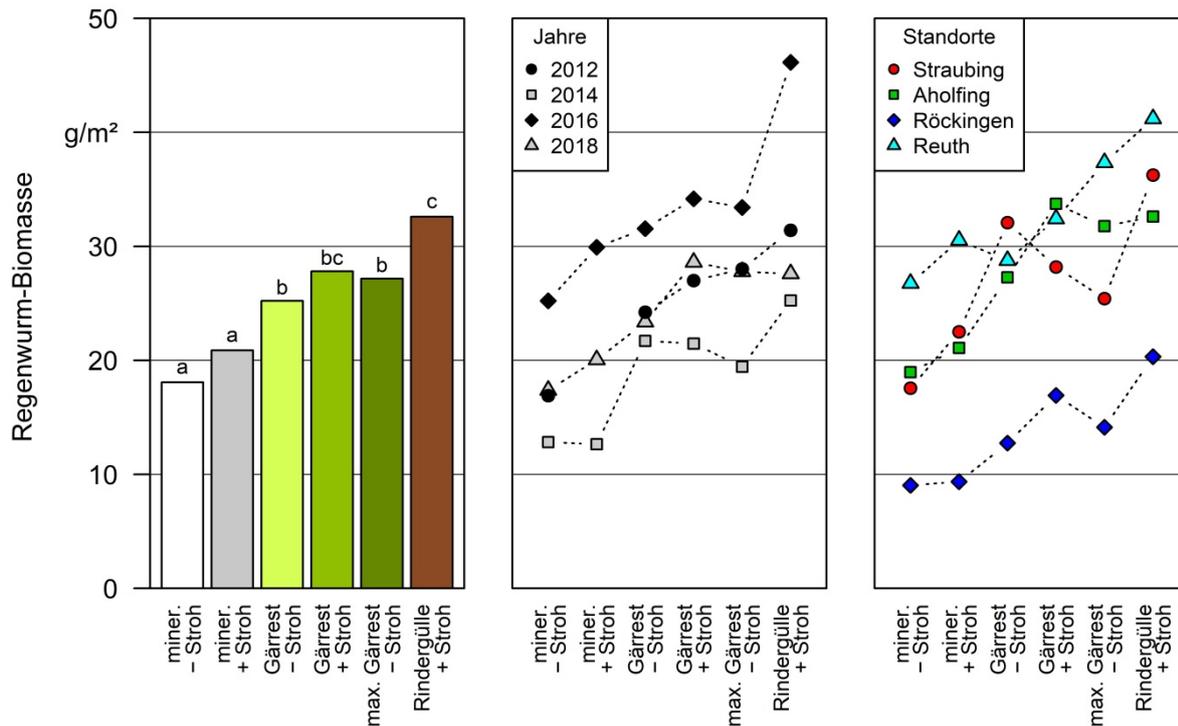


Abbildung 56: Biomasse der Regenwürmer für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für wurzeltransformierte Daten)

Auch die Regenwurmbiomasse war im Mittel bei Rindergülledüngung höher als in den übrigen Varianten (Abbildung 56). Dies war mit Ausnahme der mit Gärresten proportional zur Silomaisabfuhr gedüngten Variante mit Strohverbleib („Gärrest + Stroh“) signifikant. Auch die mit Gärrest gedüngten Varianten zeigten gegenüber der rein mineralischen Düngung eine signifikant höhere Regenwurmbiomasse. Es konnte weder ein Zusammenhang der Regenwurmbiomasse mit der Versuchsdauer noch eine Wechselwirkung zwischen Versuchsdauer und Düngervariante festgestellt werden. Die mittlere klimatische Wasserbilanz 30 Tage vor Probenahme erklärte auch für die Regenwurmbiomasse einen signifikanten Teil der Schwankungen zwischen den Probenahmejahren. Der Einfluss der Trockenheit auf die Regenwurmbiomasse war größer als auf die Regenwurmsiedlungsdichte. Trockenheit verringert die Aktivität der Regenwürmer und somit auch die Nahrungsaufnahme. Der Tongehalt beeinflusste die Regenwurmbiomasse nicht nachweisbar.

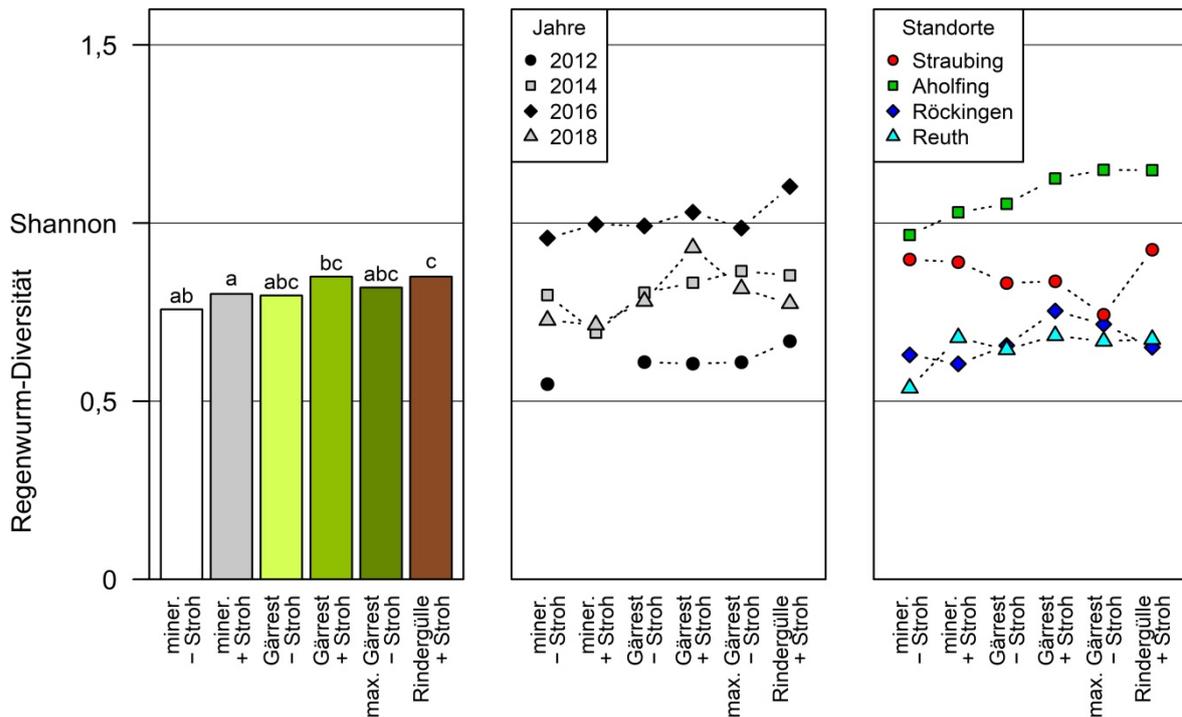


Abbildung 57: Diversität der Regenwurmgemeinschaft (Shannon-Index) für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Auch die Diversität der Regenwurmfauna (Shannon-Index) im Versuch unterschied sich signifikant zwischen den Düngungsvarianten (Abbildung 57). Die Düngung mit Rindergülle zeigte die höchste Diversität der Regenwurmfauna, gegenüber den nicht organisch gedüngten Varianten waren signifikante Unterschiede nachzuweisen. Die Variante mit Gärrestdüngung und Strohverbleib wies die zweithöchste Diversität auf (signifikant höher als die rein mineralisch gedüngte Variante mit Strohverbleib). Der Shannon-Index für die einzelnen Stichproben wurde sowohl vom Tongehalt als auch von der Witterung vor der Probenahme beeinflusst (mittlere klimatische Wasserbilanz 30 Tage vor Probenahmetermin). Die Standorte bzw. Parzellen mit höherem Tongehalt wiesen tendenziell eine weniger diverse Regenwurmfauna auf, Standorteffekte waren hierbei jedoch prägend. Wechselwirkungen zwischen Versuchslaufzeit und Düngewarianten waren nicht festzustellen. Jedoch war nur für das Jahr 2014 ein besonders hoher Shannon-Index in der Variante „Gärrest + Stroh“ nachweisbar. Auch die Standorte reagierten unterschiedlich. Besonders in Straubing wies die Variante „max. Gärrest - Stroh“ eher eine geringere Diversität der Regenwurmfauna auf als die anderen Varianten. Die höchste Diversität war in Aholting zu finden. Die Diversität stieg mit der Versuchslaufzeit leicht an.

Einen Einfluss der Düngungsvariante auf die Dominanzstruktur der Regenwurmgemeinschaft bzw. ihrer Lebensformen war nicht offensichtlich. Auf dem regelmäßig gepflügten Versuchsfeld fanden tiefgrabende Arten nicht optimale Lebensbedingungen vor und die

flachgrabenden, endogäischen Arten waren die dominante Lebensform vor allem in der Abundanz (80 bis 90 % Dominanz) in allen Düngungsvarianten (Abbildung 58). Dies ist typisch für jährlich gepflügte Ackerflächen [163]. Da viele der endogäischen Arten eher kleinere Tiere sind, ist allerdings ihre Dominanz in der Regenwurmbiomasse mit 50 bis 80 % geringer und somit die der tiefgrabenden Arten entsprechend höher (Abbildung 59).

Die unterschiedlichen Düngevarianten waren ohne nachweisbaren Einfluss auf das Verhältnis von juvenilen zu adulten Regenwürmern zum Zeitpunkt der Probenahme im Frühjahr. Auch die Ordination (*Detrended Correspondence Analysis*) der Artengemeinschaft (inkl. *Juvenile Tanylob*, *Juvenile Epilob*) zeigte keine Unterschiede für die Varianten auf einer der Ordinationsachsen (Abbildung 60). Die Standorte unterschieden sich jedoch in ihrer Zusammensetzung, Artenzahl und Diversität, wobei die niederbayerischen Standorte eine etwas reichhaltigere Regenwurmfaua beheimateten. Der Standort Aholting wies eine von den übrigen Standorten differenzierte Artenzusammensetzung auf.

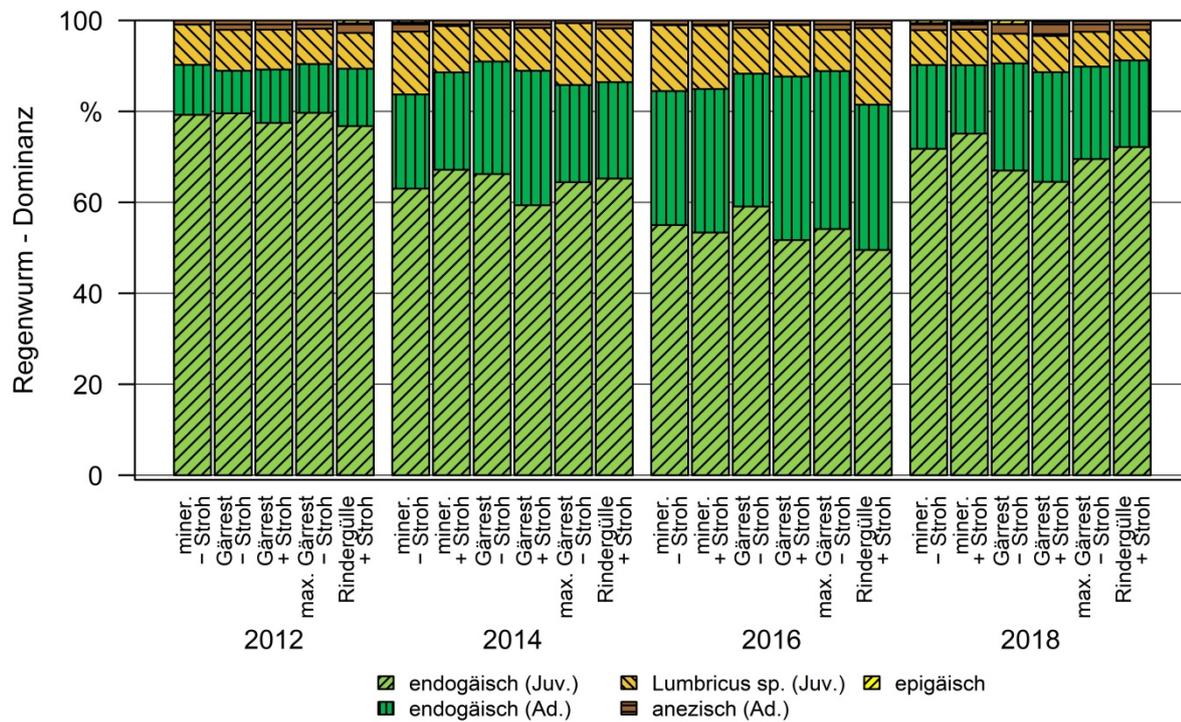


Abbildung 58: Relativer Anteil (Dominanz) der ökologischen Gruppen der Regenwürmer an der Gesamtabundanz, Mittelwert der Versuchsstandorte für die Untersuchungsjahre 2012, 2014, 2016, 2018

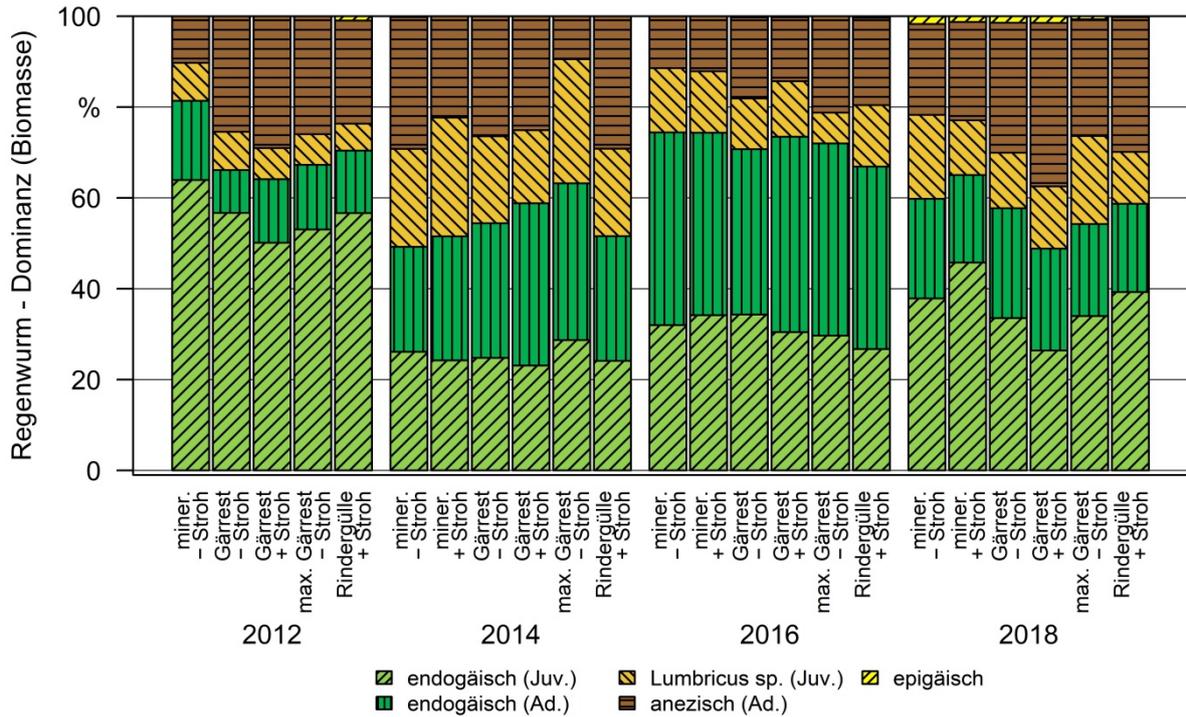


Abbildung 59: Relativer Anteil (Dominanz) der ökologischen Gruppen der Regenwürmer an der Regenwurmbiomasse im Mittel der Standorte für die Jahre 2012, 2014, 2016, 2018

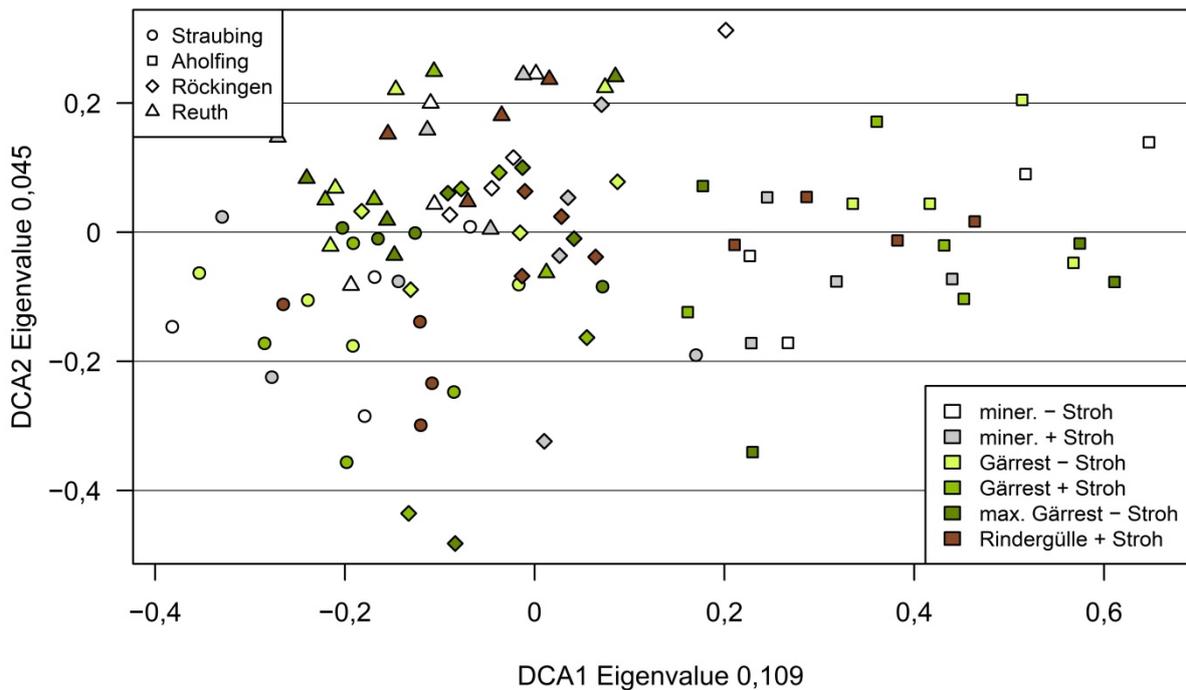


Abbildung 60: Detrended Correspondence Analysis (DCA) der über die Untersuchungs-jahre zusammengefassten Artengemeinschaften der Regenwürmer auf den Parzellen (Daten inklusive Juvenile Lumbricus spec. und sonst. Juvenile)

5.4.2 Bodenmesofauna

Insgesamt wurden bei den Untersuchungen etwa 27.300 Milben und 15.600 Springschwänze erfasst. Im Mittel der Erhebungen über die Jahre 2009, 2012, 2014, 2016 und 2018 wurde die höchste Siedlungsdichte der Bodenmesofauna am Standort Röckingen festgestellt. Dazu trug vor allem die höhere Milbenabundanz in Röckingen bei (Tabelle 24). Die mittlere Siedlungsdichte der Springschwänze war auf den etwas schwereren Standorten (Straubing und Röckingen) mit 4.080 und 3.790 Springschwänzen/m² höher als auf den etwas leichteren Standorten (Aholting und Reuth) mit 2.180 und 2.100 Springschwänzen/m². Die Schwankungen zwischen den Jahren waren jedoch hoch und die Mittelwerte für die einzelnen Jahre lagen zwischen 680 und 9.080 Individuen/m² für die Springschwänze und zwischen 590 und 11.480 (Abbildung 61, Abbildung 62). Diese jährlich variierenden Bestandszahlen sind vor allem auf unterschiedliche Witterungsbedingungen in den Wochen vor der Probenahme zurückzuführen. Bodenfeuchte und Temperatur sind wesentliche Einflussfaktoren, die die Entwicklung vieler Arten der Collembolen und Milben und deren Verteilung im Boden bestimmen [129]. Besonders in der obersten Bodenschicht schwankt die Abundanz der Bodenmesofauna stark in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte. Vor allem bei den Probenahmen 2012 und 2013 wurden nur wenige Individuen der Bodenmesofauna erfasst. In 2012 fand die Probenahme bereits Mitte April statt. Die noch niedrigeren Bodentemperaturen zu dieser Jahreszeit könnten dabei eine Rolle gespielt haben. Vergleicht man die hier erfassten Siedlungsdichten der Bodenmesofauna mit Angaben aus der Literatur (z. B. 5.000 bis 20.000 Springschwänze/m² und 10.000 bis 90.000 Milben/m² für Felder [159]), so ist zu berücksichtigen, dass sich die Literaturwerte meist auf einen größeren Abschnitt des Bodenhorizonts beziehen. Bei der vorliegenden Untersuchung erfassten die Stechzylinderproben allerdings nur die obersten 4,5 cm.

Tabelle 24: Mittlere Siedlungsdichte der Bodenmesofauna in den oberen 4,5 cm an den vier Versuchsstandorten (Untersuchungsjahre 2012, 2014, 2016 und 2018)

Bodentiere	Straubing	Aholting	Röckingen	Reuth
Einheit	Individuen/m ²			
Springschwänze	4.080	2.180	3.790	2.100
Milben	4.870	5.960	6.730	5.380
Summe	8.950	8.140	10.520	7.480

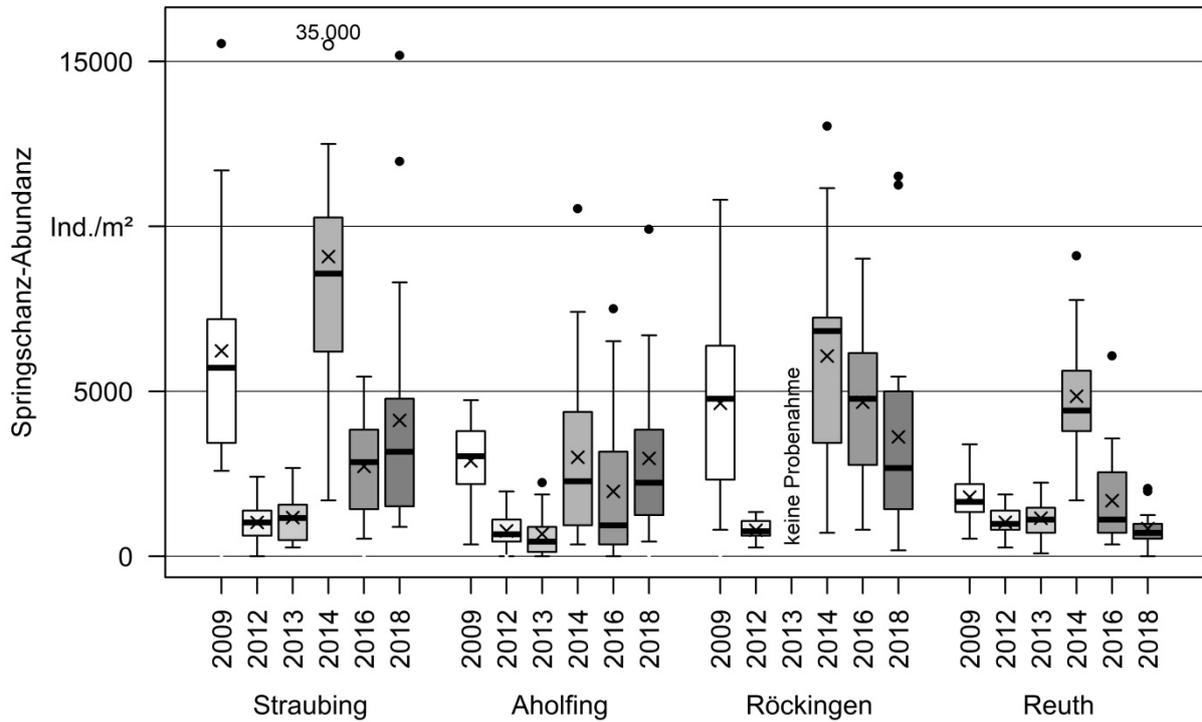


Abbildung 61: Boxplots der Individuendichte der Springschwänze aller beprobten Parzellen je Versuchsstandort und Untersuchungsjahr in den oberen 4,5 cm; x kennzeichnet arithmetisches Mittel

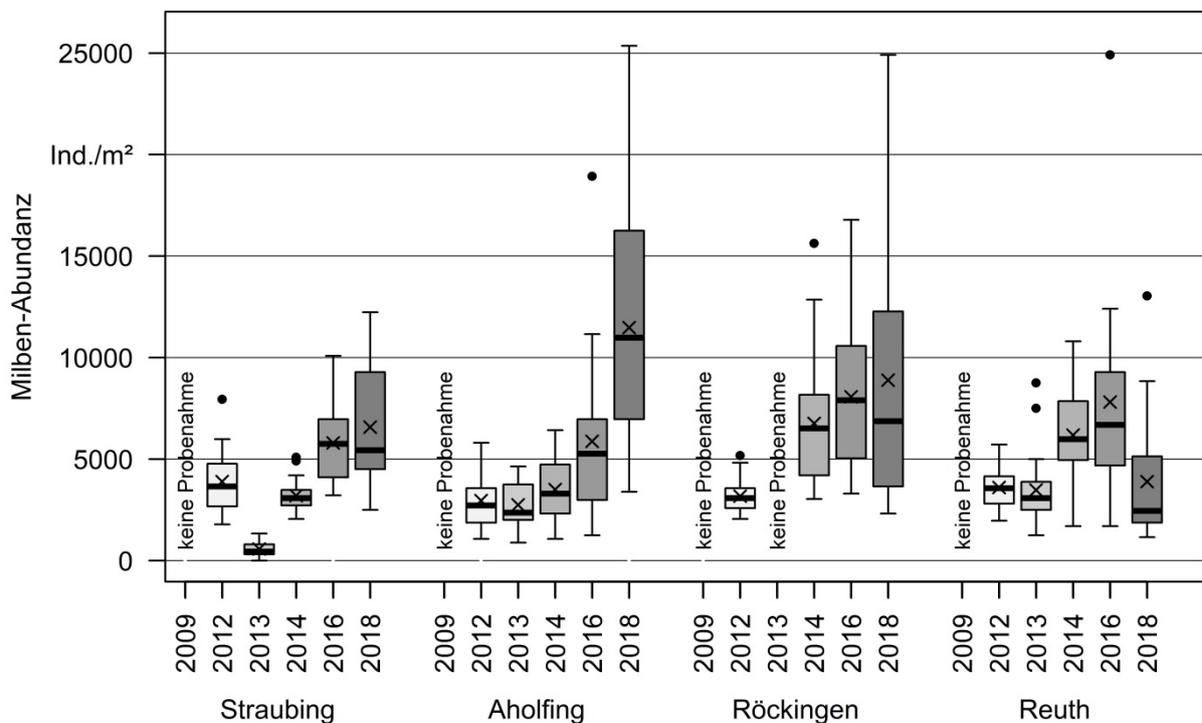


Abbildung 62: Boxplots der Individuendichte der Milben aller beprobten Parzellen je Versuchsstandort und Untersuchungsjahr in den oberen 4,5 cm; x kennzeichnet arithmetisches Mittel

Die häufigste taxonomische Gruppe der Springschwänze in den Bodenproben sind die meist im Oberboden lebenden Isotomidae, gefolgt von den Entomobryidae (Abbildung 63). Unter den Milben zählen die streubewohnenden und räuberischen Prostigmata zu den dominierenden Artengruppen an allen vier Standorten (Abbildung 64). Im Vergleich dazu treten die Oribatiden (Hornmilben) und Gamasinen (Raubmilben) nur in geringer Dichte auf. Die Zusammensetzung der Springschwanz- und Milbenfauna variiert jedoch stark je nach Standort und Beprobungstermin. So waren 2013 an den Standorten Straubing und Röckingen keine nicht zuordenbaren Milben und Astigamata (Sonstige) nachzuweisen, dafür allerdings der größte über den Untersuchungszeitraum gemessene Anteil an Oribatiden (Hornmilben). Auffällig war zudem an den Standorten Straubing und Röckingen, dass bei den Springschwänzen der Anteil der Isotomidae bis 2018 kontinuierlich zurückging und die Entomobryidae deutlich zunahmen. Mit Ausnahme des Standorts in Reuth ging der Anteil an Kugelspringern (Symphypleona) im Versuchszeitraum deutlich zurück. Im Jahr 2018 war an den niederbayerischen Standorten der Anteil der Onychuridae höher als in den übrigen Jahren.

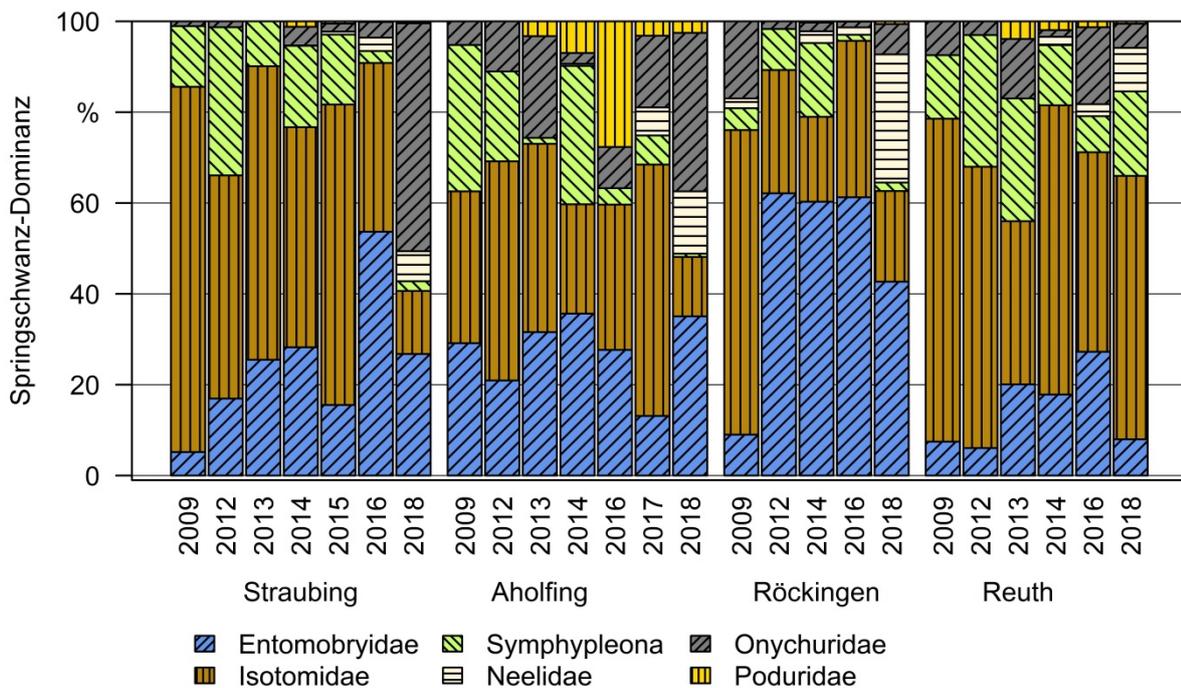


Abbildung 63: Relativer Anteil (Dominanz) der taxonomischen Gruppen der Springschwänze an ihrem Gesamtbestand für alle Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre

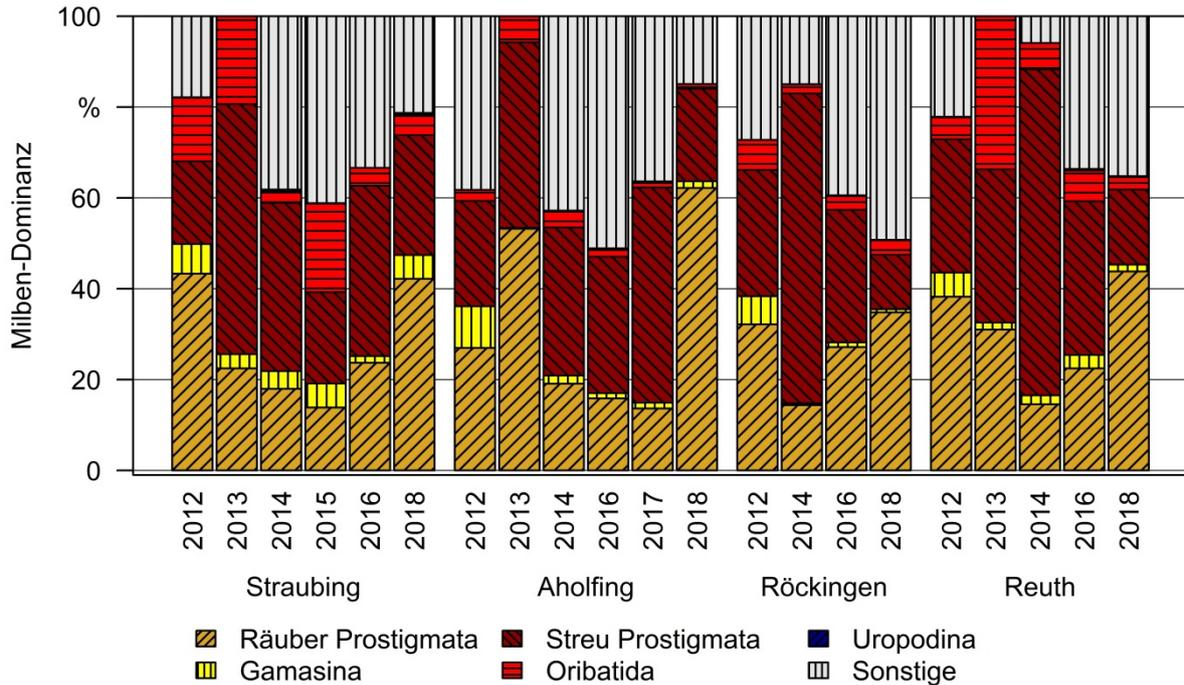


Abbildung 64: Relativer Anteil (Dominanz) der taxonomischen Gruppen der Milben an ihrem Gesamtbestand für alle Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre

Im Mittel über die im Frühjahr beprobten Versuchsjahre (2012, 2014, 2016 und 2018) konnten signifikante Unterschiede in der Siedlungsdichte der Springschwänze zwischen den Düngungsvarianten nachgewiesen werden (Abbildung 65). So wurden bei überproportionaler Gärrestdüngung („max. Gärrest – Stroh“) signifikant mehr Individuen/m² gefunden als bei rein mineralischer Düngung und Strohabfuhr („miner. – Stroh“). Im Jahr 2012 waren noch keine Unterschiede zwischen den Varianten zu erkennen. Am Standort Reuth zeigten sich nur geringe Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten. Die Varianten „max. Gärrest – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ wiesen im Mittel die höchste Siedlungsdichte der Springschwänze auf, zeigten in Abhängigkeit der Jahre und Standorte im Verhältnis zueinander jedoch kein durchgängiges Muster. Insbesondere im Jahr 2018 wurden in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ sehr viele Springschwänze gefunden. An drei Standorten wurde in diesem Jahr die höchste Siedlungsdichte in dieser Variante festgestellt. Dies beeinflusst die Ergebnisse deutlich. Inwieweit hierbei ein langfristiger positiver Effekt auf die Springschwänze im Boden ausgeht, oder ob es sich um eine kurzfristige starke Vermehrung handelt, kann nicht geklärt werden. Entsprechend der Verteilung der Siedlungsdichten auf die Standorte erklärte der Tongehalt einen Teil der Varianz innerhalb der Daten.

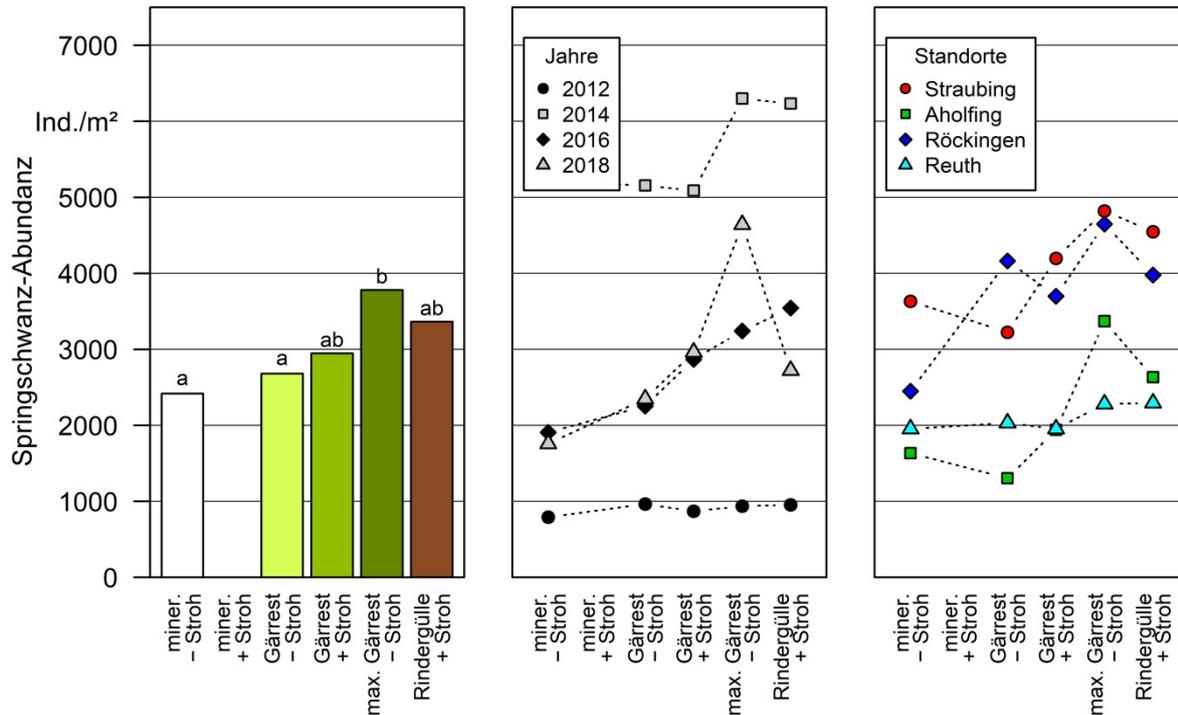


Abbildung 65: Siedlungsdichte der Springschwänze für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für Auswertung im Mittel der Jahre und logarithmierte Daten)

Für die Siedlungsdichte der Milben wurden signifikante Unterschiede im Mittel der Untersuchungsjahre zwischen den Varianten „Gärrest – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“ nachgewiesen (Abbildung 66). Auffällig ist, dass die Untersuchungen in den Jahren 2016 und 2018 beide tendenziell ähnliche Ergebnisse lieferten, bei denen im Mittel die Siedlungsdichte der Milben bei überproportionaler Gärrestdüngung und Rindergülldüngung um mehr als 1.500 Individuen/m² höher war als in der Variante „Gärrest – Stroh“. Die niedrigeren Siedlungsdichten der Milben in der Variante „Gärrest – Stroh“ gegenüber der mit rein mineralischer Düngung („miner. – Stroh“) lassen darauf schließen, dass andere Faktoren als die Versorgung mit organischem Material das Auftreten dieser Tiergruppe beeinflussen. Im Vergleich zu den Springschwänzen und Regenwürmern, die sich als Primärzersetzer von verrottendem organischem Material ernähren, lebt unter den Milben ein großer Teil der Arten räuberisch oder parasitisch. Dementsprechend sind diese Arten nur nachrangig an organisches Material gebunden. Der Tongehalt trug nicht zur Verbesserung des Modells bei.

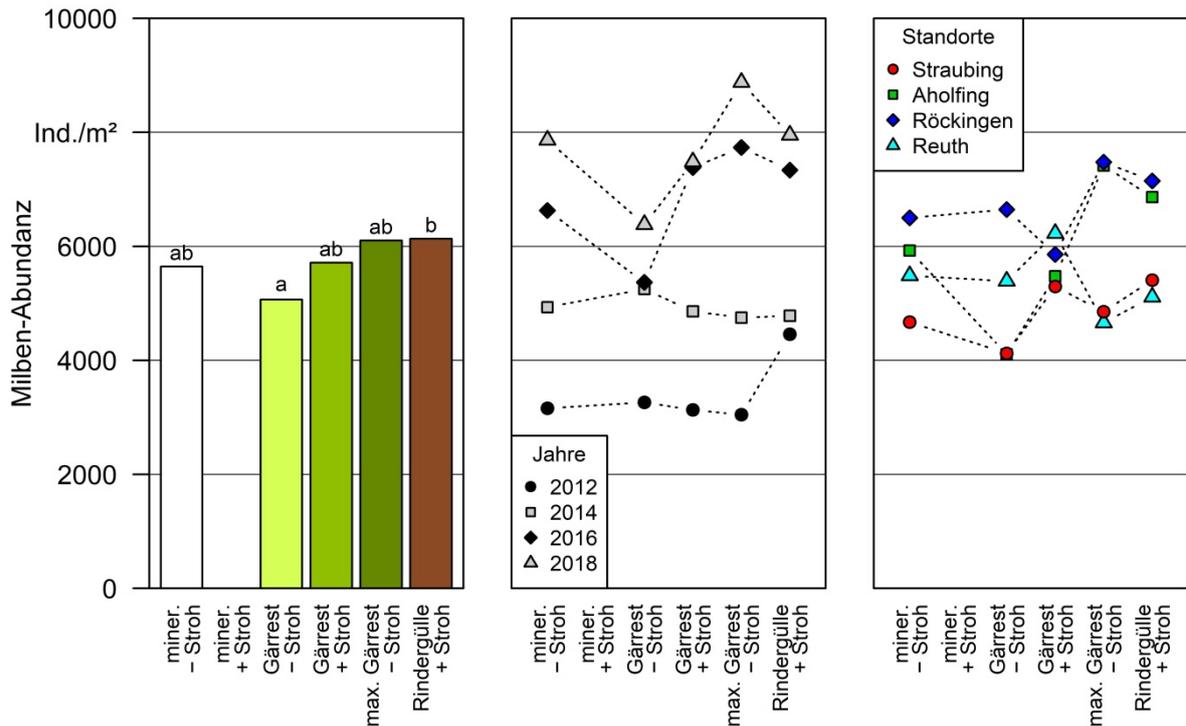


Abbildung 66: Siedlungsdichte der Milben für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre; Mitte: Mittelwert aller Versuchsstandorte je Untersuchungsjahr; rechts: Mittelwert aller Untersuchungsjahre je Versuchsstandort (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede für Auswertung im Mittel der Jahre und logarithmierte Daten)

Da Artenzahlen und Diversitätsmaße bei Untersuchungen mit limitierter Erfassungintensität mit der Anzahl nachgewiesener Individuen meist korreliert sind, ist es nicht verwunderlich, dass auch die Diversität der Bodenmesofauna (ausgedrückt durch den Shannon-Index) in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ (hier auch die meisten Individuen) am höchsten ist (Abbildung 67). Signifikante Unterschiede bestehen gegenüber der Variante mit rein mineralischer Düngung und Strohabfuhr („miner. – Stroh“). In Straubing war das Diversitätsmaß höher. Die Unterschiede zwischen den Varianten waren allerdings geringer als in den anderen untersuchten Varianten.

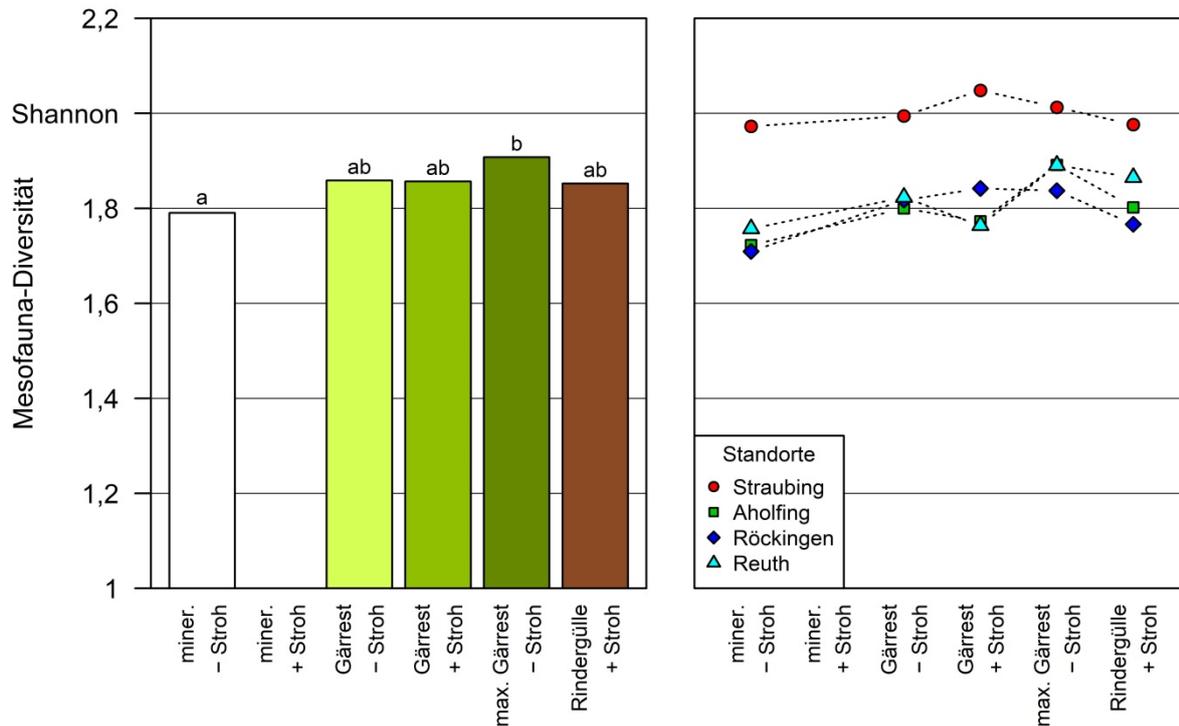


Abbildung 67: Diversität der Bodenmesofauna (Shannon-Index) für die Düngungsvarianten, links: Mittelwert aller Versuchsstandorte; rechts: Mittelwert aller Versuchsstandorte (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Die Dominanzstruktur bzw. die relative Zusammensetzung der Bodenmesofauna nach Großgruppen in den einzelnen Düngungsvarianten zeigt Abbildung 68. Auffallend ist, dass in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ Onychuridae, im Wesentlichen unpigmentierte im Bodeninneren lebende Springschwänze mit reduzierter Sprunggabel, häufiger sind. Demgegenüber weisen Symphypleona (Kugelspringer), die eher an der Bodenoberfläche, also in der Streuauflage zu finden sind, hier prozentual eine geringere Dichte auf. Bei den Milben weicht die Zusammensetzung der Variante „miner. – Stroh“ von den übrigen Varianten ab. Hier haben sonstige Milben einen höheren Anteil. Die Zusammensetzung der Mesofaunengemeinschaft ist in allen organisch gedüngten Varianten sehr ähnlich.

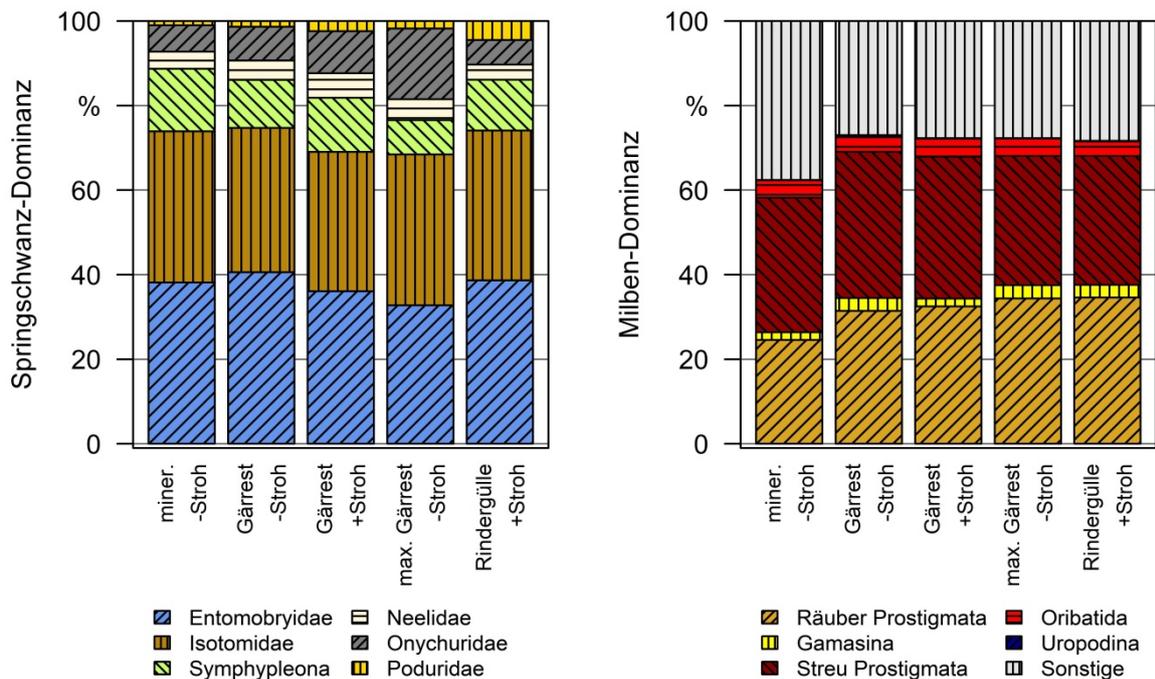


Abbildung 68: Relativer Anteil der Großgruppen der Mesofauna an ihrem Gesamtbestand in der Summe der Versuchsstandorte und Untersuchungsjahre 2012, 2014, 2016, 2018; links Springschwänze, rechts Milben

Auch die Untersuchungen der Bodenmesofauna im Silomais in den Jahren 2015 und 2017 mit erhöhtem Stichprobenumfang zeigten eine große Standardabweichung für die Wiederholungen (Abbildung 69, Abbildung 70). Bei den Springschwänzen war die Siedlungsdichte in den organisch gedüngten Varianten etwas höher. Signifikante Unterschiede bei der Auswertung als Blockanlage für jeden Termin (und Standort) konnten nur für die Siedlungsdichte der Springschwänze im August 2017 festgestellt werden. So wurden zu diesem Zeitpunkt bei einer Düngung mit Rindergülle und Strohverbleib („Rindergülle + Stroh“) signifikant mehr Springschwänze im Vergleich mit rein mineralischer Düngung („miner. + Stroh“) nachgewiesen. Die Milbenfauna zeigte eine große Streuung, insbesondere bei der Aufnahme im August. Hier wurden in einer Parzelle der Variante „Gärrest + Stroh“ deutlich höhere Siedlungsdichten als in allen übrigen Parzellen erfasst. Dieser Ausreißer wurde in Abbildung 70 korrigiert.

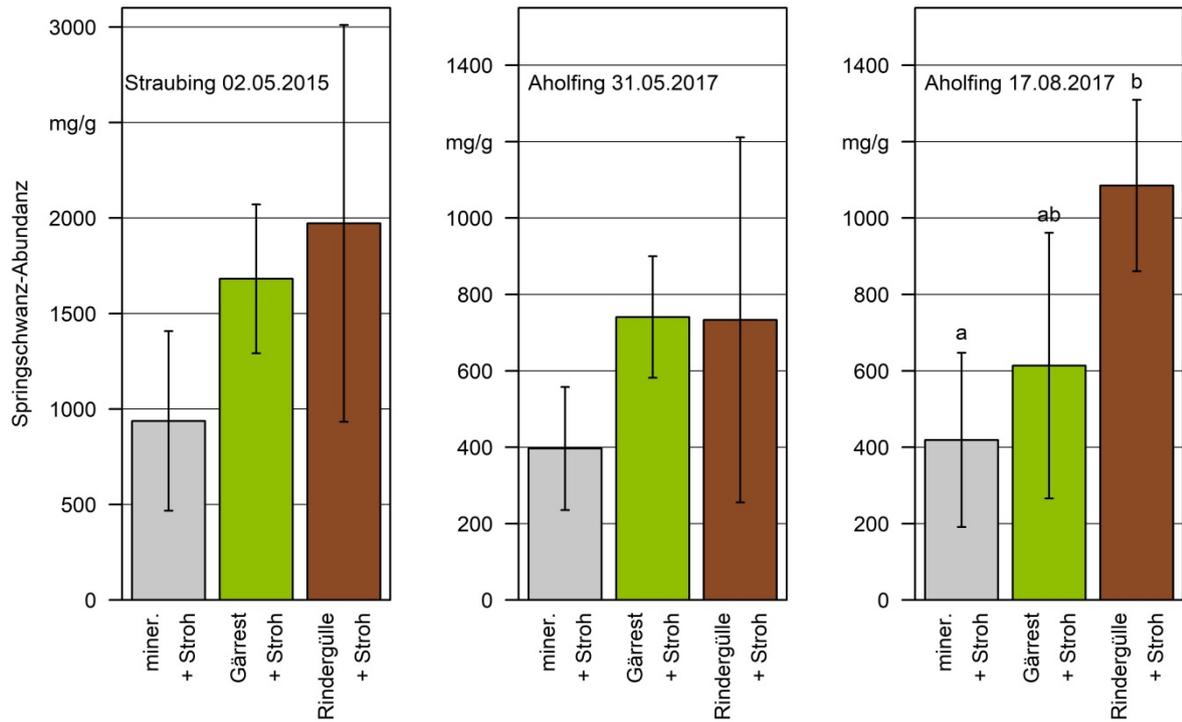


Abbildung 69: Siedlungsdichte der Springschwänze für die drei Probenahmeterminen mit erhöhtem Stichprobenumfang (sechs Stichproben je Parzelle) in Silomais

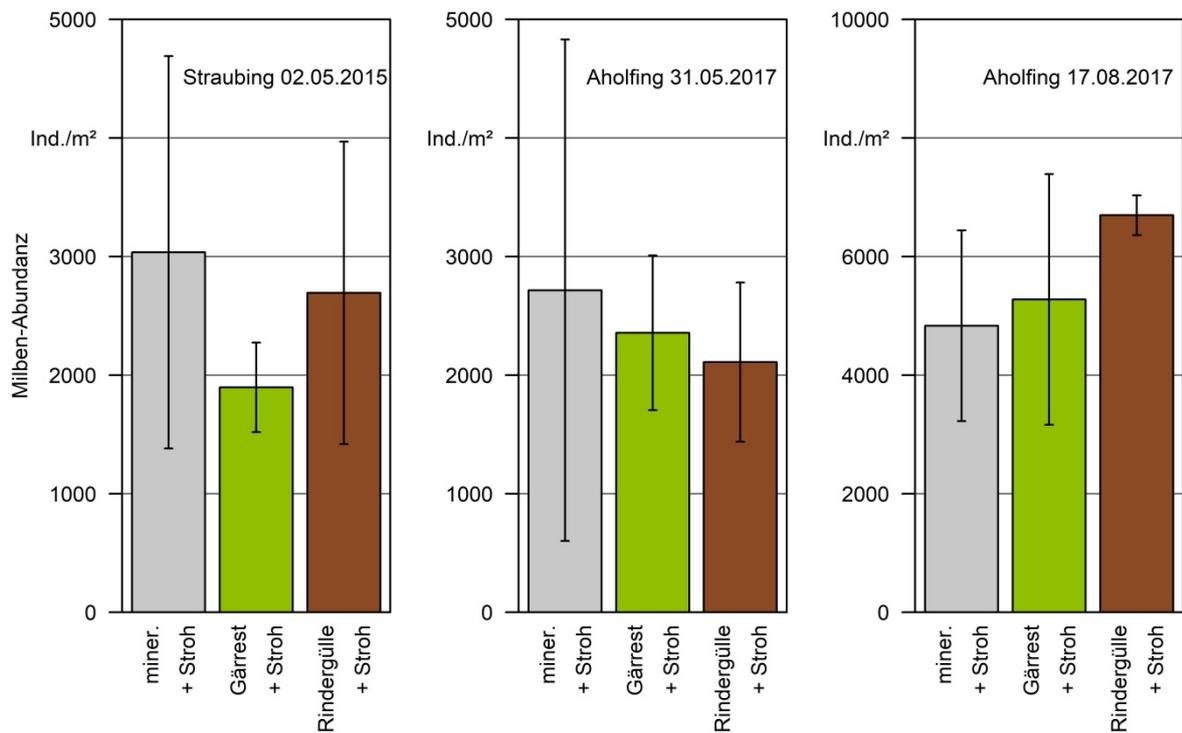


Abbildung 70: Siedlungsdichte der Milben für die drei Probenahmeterminen mit erhöhtem Stichprobenumfang (sechs Stichproben je Parzelle) in Silomais

5.4.3 Diskussion

Der bereits aus vielen Studien (z. B. Regenwürmer [48] [170] [108] [87], Milben [74], Springschwänze [75] [81]) bekannte positive Effekt einer organischen Düngung auf Bodentiere im Vergleich zu einer rein mineralischen Düngung konnte im zehnjährigen Gärrestversuch Bayern bestätigt werden. Eine organische Düngung steigert durch die Anregung der Stoffkreisläufe die Bestandsdichte der Bodentiere. Dies geschieht sowohl durch das erhöhte Nahrungsangebot der organischen Düngersubstanz selbst als auch durch die Steigerung des Pflanzenwachstums. Das Versuchskonzept des Gärrestversuchs minimiert den Einfluss eines zusätzlichen Nahrungsangebots durch gesteigertes Pflanzenwachstum (Wurzelstreu, Stroh usw.), indem in allen Varianten auf den Stickstoffbedarf der Pflanzen gedüngt wurde mit dem Ziel, ein gleiches Ertragsniveau zu erreichen (siehe 4.2.5 und 5.1.3). Somit können die beschriebenen Ergebnisse in verstärktem Maß auf die unterschiedlichen Düngungsformen der Varianten zurückgeführt werden. Eine Gärrestdüngung wies durchschnittlich eine um 20 bis 50 % signifikant höhere Regenwurmdichte und -biomasse auf als eine ausschließlich mineralische Düngung. Ähnlich höhere Regenwurmbestandswerte wurden in Brandenburg [122] unter Gärrestdüngung im Vergleich zu ungedüngten Kontrollen nachgewiesen. In anderen Untersuchungen lagen Regenwurmabundanz und -biomasse nach Gärrestdüngung sogar um ca. 50 bis 100 % höher als ohne organische Düngerapplikation [87] [175]. Die Ergebnisse für die Bodenmesofauna waren zwar weniger eindeutig, doch zeigten sich besonders bei den Springschwänzen leicht höhere Siedlungsdichten bei mehr ausgebrachten/eingearbeiteten organischem Material im Boden. Auch PLATEN UND GLEMNITZ (2016) [129] fanden eine Steigerung der Bodenmesofauna bei Düngung mit Gärresten im Vergleich zu mineralischer Düngung. Eine schädliche Wirkung der Gärreste auf die Bodentiere, wie sie zum Teil vermutet wurde, ist nicht zu erkennen. Eher schöpft ein System, das kaum Futter für die Bodentiere auf dem Feld zurücklässt bzw. zurückführt, das Potenzial der Bodentiere als Ökosystem-Dienstleister nicht aus.

Laboruntersuchungen zur Gewichtszunahme von Regenwürmern bei Gärrestdüngung belegen, dass die tiefgrabenden Regenwurmart *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa* den Gärrest als Nahrung nutzen und gegenüber der ungedüngten Kontrolle signifikant an Gewicht zulegen [22] [54]. Im Gärrestversuch konnte eine Zunahme der Individualgewichte zwar für keine der erfassten Arten direkt beobachtet werden, doch ist dies bei der Erfassung einer sich fortpflanzenden Population unter Feldbedingungen auch nicht unbedingt zu erwarten (Juvenile, Witterung usw.).

Sowohl Kohlenstoffverbindungen als Energielieferant als auch Nährstoffe (z. B. Eiweiß) sind für das Bodenleben von Bedeutung. Die Wirkung einer Gärrestdüngung erreichte im vorliegenden Versuch nicht die Regenwurmbestandswerte wie bei Rindergülle. Über alle Standorte und Jahre lagen Abundanz und Biomasse der Regenwürmer bei einer Gärrestdüngung im Mittel um 15 bis 25 % signifikant niedriger als bei einer Düngung mit Rindergülle. Ein ähnliches Ergebnis wurde am Standort Cunnersdorf erzielt [87], wengleich die Unterschiede dort in dem einzigen Untersuchungsjahr nicht signifikant waren. Andere Feldversuche mit kürzerer Versuchslaufzeit (max. zwei Jahre) zur Regenwurmfaua unter Gärrestdüngung zeigten keine eindeutigen Unterschiede zwischen einer

Gärrestdüngung und Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft [32] [58] [87]. Die Unterschiede der Regenwurmdichte zwischen der Düngung mit unvergorener Rindergülle und der Düngung mit Gärrest können sowohl durch die Menge der rückgeführten organischen Substanz (vgl. 5.1.2.3) als auch durch deren Qualität erklärt werden. Durch den Fermentationsprozess sind die Gehalte organischen Kohlenstoffs und organisch gebundenen Stickstoffs im Gärrest in der Regel geringer als in der Rindergülle [115] [158]. Für den Gärrestversuch bedeutet dies, dass in den proportional zur Silomaisabfuhr gedüngten Varianten weniger organisches Material beim Biogasnutzungspfad auf die Flächen ausgebracht wird. Die organische Substanz im Gärrest ist weiterhin in der Regel weniger reich an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen und gegenüber der Zersetzung stärker geschützt [73]. Bei Gärrestdüngung wird demnach dem Bodenleben und den Regenwürmern weniger energiereiche Nahrung zugeführt. So führen LEROY et al. (2008) [108] in ihrem Freilandversuch die geringere Besiedlung der Regenwürmer in den Kompost-Varianten im Vergleich zur Rindergülle auf den geringeren Gehalt des leicht abbaubaren Kohlenstoffs in den Kompost-Varianten zurück und nicht auf den Gesamtkohlenstoffgehalt. Insbesondere endogäische Regenwurmarten, wie *Aporrectodea caliginosa*, sind wahrscheinlich verstärkt auf leicht abbaubare Kohlenstoffe im Bodenmaterial angewiesen, sodass die Ernährungssituation mit Gärresten ungünstiger ist als mit Rindergülle [54]. Die Menge der leicht verfügbaren organischen Substanz nennen auch MARHAN UND SCHEU (2005) [112] als essenziell für das Wachstum endogäischer Regenwürmer.

Auffallend ist, dass die Düngung mit Gärresten – mit in der Größenordnung vergleichbaren Mengen organischer Substanz wie bei Düngung mit Rindergülle – in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ (vgl. 5.1.2.3) nicht zu einer verhältnismäßigen Steigerung der Regenwurmdichte beitragen konnte. Nicht zu vernachlässigen ist, dass einzelne Jahre (weniger der mehrjährige Trend) durchaus einen großen Einfluss auf den Effekt der Versuchsvarianten hatten. Deutlich ist dies für die Variante „max. Gärrest – Stroh“, die in den Jahren 2014 und 2016 einen verhältnismäßig geringeren Regenwurmbestand aufwies. Die hohen Aufwandmengen in dieser Variante führten, zumindest kurzfristig, zu negativen Effekten auf die Regenwurmfauna. Diese traten jedoch aufgrund ihres komplexen Zusammenwirkens mit der Witterung nicht in jedem Jahr auf. Eine negative Entwicklung der Regenwurmfauna unter Gärrestdüngung bei steigender Ausbringung wurde auch in einer anderen Studie festgestellt [176]. Auch Springschwänze – und hierbei besonders die oberflächlich oder oberflächennah lebenden – können durch die Applikation von Gärresten (und auch Gülle) beeinträchtigt werden [133]. Für Regenwürmer und viele andere Bodentiere stellt der frische Gärrest, ebenso wie auch frische Gülle, kein geeignetes Substrat dar. In Vermeidungsversuchen [18], bei denen Regenwürmern mit verschiedenen Düngern versetzte Böden angeboten wurden, zeigte sich, dass *Aporrectodea caliginosa* besonders bei höheren Düngemengen die ungedüngten Kontrollen bevorzugt. Für *Lumbricus terrestris* konnte bei einem Test zwischen tierischer Gülle und Gärrest bei der höchsten untersuchten Aufwandmenge von 170 kg N/ha eine Vermeidung des Gärrests nachgewiesen werden, d. h., die Würmer hielten sich eher in dem mit Rindergülle versetzten Boden auf [32]. Für Böden eine Woche nach der Düngerapplika-

tion bestand dieser Effekt nicht. Ähnlich verhielten sich Enchyträen, kleine Verwandte der Regenwürmer [18].

Aufwandmengen von im Mittel 70 m³/ha und Jahr, wie sie bei der Variante „max. Gärrest – Stroh“ auftraten, überschreiten demnach nicht nur die Umweltstandards der Düngerverordnung, sondern erhöhen auch das Risiko zur Beeinträchtigung des Regenwurmbestands.

Aufgrund des Witterungseinflusses auf die Probenahme war es schwierig, lang- bzw. mittelfristige von kurzfristigen Effekten auf die Regenwurmfauna zu differenzieren. Für die Varianten konnten keine nennenswerten Wechselwirkungen mit der Versuchslaufzeit nachgewiesen werden. Da auch die einzelnen Jahre zu große Unterschiede aufwiesen, ist die Bedeutung der unterschiedlichen Zufuhr organischen Materials für die Regenwurmfauna vermutlich weniger vor dem Hintergrund sich langfristig ändernder Bodeneigenschaften zu interpretieren, als vielmehr vor dem eher kurzfristigen Einfluss des Nahrungsangebots. Allerdings beeinflusst der Humusgehalt des Bodens durch das Nahrungsangebot und die verbesserten Bodeneigenschaften (Durchlüftung, Wasserspeicherung) auch positiv die Lebensbedingungen für Bodentiere. Möglicherweise sind die hohen Siedlungsdichten der Springschwänze in der Variante „max. Gärrest – Stroh“ auf den hier höchsten Bodenkohlenstoffgehalt zurückzuführen.

Auch die Zusammensetzung der Springschwanzfauna zeigte für die mit Gärrest gedüngten Varianten eine geringfügige Abweichung hin zu einem höheren Anteil an Onychuridae. Diese im Bodeninneren lebenden Arten (edaphische) sind vermutlich enger an die Bodenbeschaffenheit gebunden, als die eher an der Bodenoberfläche aktiven Arten (hemiedaphisch, eudaphisch), zu denen ein Großteil der Entomobryidae und Isotomidae zählt. Eine Änderung der Artenzusammensetzung der Regenwürmer bei Gärrestdüngung im Vergleich zu tierischem Wirtschaftsdünger scheint aufgrund der geänderten Eigenschaften der Gärreste möglich. So wird in der Literatur von Änderungen in der Artenzusammensetzung mit zum Teil einer Tendenz zur Verschmälerung des Artenspektrums bei Gärrestdüngung berichtet [52]. Im Gärrestversuch Bayern konnte allerdings kein Einfluss der verschiedenen Düngungsvarianten auf die Dominanzstruktur der ökologischen Gruppen der Regenwürmer oder die Artengemeinschaft der Regenwürmer nachgewiesen werden. Bemerkenswert sind dennoch die signifikanten Unterschiede der Diversität der Regenwurm- und Bodenmesofauna, mit der größten Diversität der Regenwürmer bei Rindergülldüngung („Rindergülle + Stroh“) und der Mesofauna bei der überproportional mit Gärrest gedüngten Variante („max. Gärrest – Stroh“). Zwar sind die Diversitätsindizes mit der Abundanz korreliert und beruhen für die Mesofauna nur auf Großgruppen und für die Regenwurmfauna auf einer eher geringen Artenzahl, doch ist der Shannon-Index ein geeigneter Index für die Diversität der Biozöosen. Die Diversität der am Zersetzungsprozess beteiligten Bodentiergemeinschaften kann auch als funktionale Diversität interpretiert werden, die eine verbesserte Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Bewirtschaftungs- und Umweltbedingungen gewährleistet.

Die Bedeutung des Strohs für die Bodentiere ist mit den vorliegenden Versuchsdaten nur schwierig abzuschätzen. Dies liegt zum einen daran, dass die letzte Einarbeitung von

Stroh zum Zeitpunkt der Probennahme jeweils bereits mehr als eineinhalb Jahre zurücklag, und zum anderen daran, dass dieser Aspekt aufgrund des maximalen Probenumfangs nicht bei der Mesofauna untersucht werden konnte. In den Boden eingepflügte Stroh, wie im Gärrestversuch, ist für die tiefgrabenden Regenwürmer, also vorwiegend für den weitverbreiteten Tauwurm *Lumbricus terrestris*, kaum als Nahrungsquelle nutzbar. Diese nachtaktive Art sammelt organisches Material vorwiegend an der Bodenoberfläche ein und kann es bis tief in den Unterboden einziehen. Besonders günstig für den Tauwurm sind somit pfluglose Bodenbearbeitung bzw. Mulchsaatverfahren [96] [163]. Stroh stellt prinzipiell eine energiereiche Nahrungsquelle für das Bodenleben dar [154] und kann die Regenwurmdichte fördern [86]. Zwar konnte im Gärrestversuch im Mittel der Untersuchungsjahre und Standorte eine etwas höhere Regenwurmsiedlungsdichte und -biomasse bei Strohverbleib nachgewiesen werden. Statistisch abzusichern war dieser Effekt jedoch nicht. Ähnliche Ergebnisse konnten auch SIZMUR et al. (2017) [154] sogar nach 28 Versuchsjahren auch mit über den feldspezifischen Strohanfall hinausgehenden Mengen feststellen. Der ebenfalls ausgebrachte Stallmist zeigte sich dort zwar als energieärmer, aber besser geeignet, um die Regenwurmpopulation zu fördern.

Menge und Qualität einer organischen Düngung beeinflussen also maßgeblich Abundanz, Biomasse und Vielfalt der Bodentiere und somit deren funktionale Leistungen für die Bodenfruchtbarkeit. Eine Düngung mit Gärresten kann durchaus das Bodenleben im Vergleich zu einer rein mineralischen Düngung fördern, wenngleich dabei nicht das Niveau wie bei einer Düngung mit Rindergülle erreicht wird. Um dieses Defizit bei den Nutzungspfaden BtL und Biogas aufzufangen, sind bodenschonende Maßnahmen, wie z. B. der Anbau humusmehrender Kulturen (Leguminosen, Zwischenfrüchte) und Mulchsaatverfahren zu Reihenkulturen notwendig. Neben der organischen Düngung wirken weitere Einflussfaktoren auf das Bodenleben, wie z. B. Fruchtfolgegestaltung, Häufigkeit und Intensität der Bodenbearbeitung und mechanische Bodenbelastung [163]. Somit gilt es, für eine Beurteilung der Nachhaltigkeit stets das gesamte Bewirtschaftungssystem zu betrachten und auf eine nachhaltige, bodenschonende Nutzungsweise abzustimmen.

5.5 Zusammenfassende Bewertung der Nachhaltigkeit der verschiedenen Nutzungspfade im Gärrestversuch für den Boden

Die Bodenfruchtbarkeit als Zusammenspiel bodenchemischer, bodenphysikalischer und bodenbiologischer Prozesse wird durch eine Vielzahl von Parametern bestimmt. Ein Teil ist standortspezifisch und nur geringfügig beeinflussbar (Textur, Geologie, Wasserhaushalt, Klima). Ein anderer Teil ist das Ergebnis der vorausgegangenen Bewirtschaftungsweise und prägt sich im Zusammenspiel mit den Standortfaktoren zu einem für das Pflanzenwachstum mehr oder weniger günstigen Bodenzustand aus. Gemessen wird die Bodenfruchtbarkeit vor allem am potenziell erwirtschaftbaren Ertrag und auch an der langfristigen Ertragsstabilität. Im Gärrestversuch Bayern konnte gezeigt werden, dass mit allen Nutzungspfaden im Mittel von zehn Jahren in etwa gleichbleibende Erträge erwirtschaftet wurden. Anhand des Trends der Relativerträge war allerdings zu erkennen,

dass sich die Erträge bei rein mineralischer Düngung relativ zur organischen Düngung verschlechterten. Zusätzlich zeigten die Untersuchungen zum Humushaushalt, der Bodenmikrobiologie, der Bodentierfauna, der Bodenstruktur und der Infiltration, dass sich Bodeneigenschaften düngungsspezifisch im Laufe des Versuchszeitraums verändert haben.

Ziel der Untersuchungen war es, die Auswirkungen verschiedener Nutzungspfade in einer Mais-Weizen-Fruchtfolge und hierbei insbesondere die Verwertung des Aufwuchses für BtL-Verfahren bzw. für die Biogasproduktion mit anschließender Rückführung der Gärreste hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit an unterschiedlichen Standorten in Bayern zu bewerten. Diese Nachhaltigkeit umfasst aus Sicht des Bodens bzw. der Bodenfruchtbarkeit nicht nur den langfristigen Erhalt der Ertragsfähigkeit des Bodens, sondern auch die Vorsorge gegenüber schädlichen Veränderungen der Bodeneigenschaften, wie sie beispielsweise durch eine geringere Wasserversickerung in den Boden und Erosion oder eine geringere Tragfähigkeit des Bodens auftreten können. Zum einen kann sich die Bodenfruchtbarkeit langsam über einen langen Zeitraum verschlechtern (z. B. bei Verlust von Humus und Rückgang der Regenwurmbestandsdichte). Aber auch außergewöhnliche Begebenheiten, wie Trockenheit oder Starkregen, wie sie im Zuge des Klimawandels vermehrt zu erwarten sind, können innerhalb kurzer Zeit zu Verschlechterungen und Ertragseinbußen führen (z. B. Bodenverdichtung oder Bodenerosion). Vor diesem Hintergrund ist die Erhaltung eines funktional intakten und guten Bodenzustands wichtig, um das Risiko entsprechender schädlicher Auswirkungen zu minimieren. Nicht zuletzt umfasst die Nachhaltigkeit der Bodenbewirtschaftung auch den Schutz der Umwelt vor negativen Veränderungen (z. B. Nährstoffauswaschung, Sedimentaustrag, Freisetzung von Treibhausgasen) und die Funktion als habitattypischer Lebensraum für eine große Vielfalt an Bodenorganismen.

Die Versuchsergebnisse zeigen deutlich, dass sich organische Düngung, auch mit Gärresten, grundsätzlich positiv auf alle untersuchten Bodeneigenschaften wie Humusgehalt, Aggregatstabilität, Infiltration und das Bodenleben auswirkt. In Tabelle 25 sind die wichtigsten Ergebnisse des zehnjährigen Versuchs aus den Bereichen Bodenphysik, Humushaushalt, Bodenmikrobiologie und Bodenfauna nochmals zusammenfassend aufgeführt. Der Probenumfang war nicht für alle Parameter gleich. Informationen zu Probenanzahl, Untersuchungsjahren und Auswertungsmethoden, die für die Interpretation der Ergebnisse nötig sein können, sind den entsprechenden Kapiteln zu entnehmen.

Tabelle 25: Kurzfassung der Ergebnisse der Untersuchungen zur Bodenphysik, Bodenumushaushalt, Bodenmikrobiologie und Bodentieren (Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Parameter	Einheit	miner. - Stroh	miner. + Stroh	Gärrest - Stroh	Gärrest + Stroh	max. Gärrest - Stroh	Rindergülle + Stroh	Bemerkungen
Bodenphysik								
Lagerungsdichte (zu Versuchsende)	g/cm ³	1,44	1,43	1,42	1,42	1,41	1,42	Lagerungsdichte und Gesamtporenvolumen nicht beeinflusst; Boden in Ahofting durch org. Düngung leicht gelockert
Gesamtporenvolumen (zu Versuchsende)	%	45	45	46	46	46	46	
pneumatische Leitfähigkeit (zu Versuchsende)	m/s	9,7	9,9	12,2	11,8	12,4	13,6	Durchlüftung des Bodens bei org. Düngung verbessert, Parameter mit Unsicherheiten
Aggregatstabilität (Mittelwert)	%	24,2 a	23,8 a	25,0 a	25,5 ab	27,1 b	26,5 b	durch org. Düngung leicht verbesserter Schutz gegenüber Verschlämmung; keine Verschlechterung durch Gärreste
Änderung Aggregatstabilität (Mittelwert der Differenzen)	%	5,4 a	6,4 ab	6,7 ab	7,2 ab	8,0 b	7,4 ab	Anteil stabiler Aggregate steigt entsprechend der Verfügbarkeit von org. Material stärker
mittlere Infiltrationsrate zu Versuchsende (nur drei Varianten)	cm/min	0,64 a			0,76 ab		0,85 b	Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens durch org. Düngung (insbesondere Rindergülle) verbessert
Infiltrationsleistung (zu Versuchsende nach 10 min)	cm	12,1 a			15,4 ab		17,0 b	
Humushaushalt und Bodenmikrobiologie								
Humusvorrat (zu Versuchsende in 10 cm Tiefe)	t C _{org} /ha	16,7 a	17,0 ab	17,2 ab	17,7 ab	17,8 b	17,6 ab	Humusvorrat durch org. Düngung im Vergleich mit mineralischer Düngung und Strohabfuhr in neun Jahren um etwa 1 t C _{org} /ha angehoben
C _{org} -Gehalt (Trend)	mg ⁺ g ⁻¹ *a ⁻¹	-0,14 a	-0,11 ab	-0,08 bc	-0,04 cd	-0,01 d	-0,05 cd	insgesamt Humusrückgang; org. Düngung bremst Abbau; bezogen auf ausgebrachte Menge org. Substanz tragen Gärreste stärker zur Humusversorgung bei
pH-Wert (Trend)	pH/a	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	insgesamt Rückgang; keine varianten-spezifische Änderung des pH-Werts
C/N-Verhältnis (Trend)	CN/a	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	sehr geringe Änderungen des C/N-Verhältnisses
Katalasezahl (Mittelwert)	Vol. O ₂ ml	12,1	12,2	13,0	12,9	13,3	13,6	Boden bei Zufuhr an org. Substanz leicht stärker (mikrobiell) belebt; Schwankungen hoch; Effekt verstärkt sich mit Versuchslaufzeit; Parameter mit hoher Unsicherheit
mikrobielle Biomasse (Mittelwert)	mg/kg	350	380	390	410	390	410	
C _{mic} /C _{org} -Verhältnis (zu Versuchsende)	-	3,7 a	4,3 ab	4,2 bc	4,5 c	4,1 bc	4,2 bc	Abfuhr von Stroh und fehlende organische Düngung führt zur Verarmung der Bodenmikrobiologie
Bodentiere								
Regenwurm-Abundanz (Mittelwert)	Ind./m ²	82 a	98 a	112 b	118 b	119 b	150 c	Regenwürmer durch org. Düngung gefördert; Variante mit Rindergülle mit höchstem Regenwurmbestand
Regenwurm-Biomasse	g/m ²	18	21	25	28	27	33	

(Mittelwert)		a	a	b	bc	b	c	aufgrund von Menge und Energiegehalt der org. Substanz
Regenwurm-Diversität Shannon (Mittelwert)	–	0,76 ab	0,80 a	0,80 abc	0,85 bc	0,82 abc	0,85 c	
Springschwanz-Abundanz (Mittelwert)	Ind./m ²	2.420 a		2.680 a	2.950 ab	3.780 b	3.360 ab	tendenziell mehr Springschwänze und Milben in stärker mit org. Material versorgtem Boden; hohe Schwankungen zwischen den Jahren; hohe kleinräumige Variabilität
Milben-Abundanz (Mittelwert)	Ind./m ²	5.650 ab		5.070 a	5.710 ab	6.100 ab	6.130 b	
Bodenmesofauna-Diversität Shannon (Mittelwert)	–	1,79 a		1,86 ab	1,86 ab	1,91 b	1,85 ab	Vielfalt der Bodenmesofauna durch Gärrestdüngung nicht verringert; keine Artbestimmung

Abbildung 71 zeigt die skalierten Ergebnisse für die untersuchten Bodeneigenschaften. Dies ermöglicht einen relativen Vergleich der Varianten untereinander hinsichtlich ihrer Gesamtwirkung auf die Bodenfruchtbarkeit. Die rein mineralische Düngung in Kombination mit der Abfuhr des Weizenstrohs („miner. – Stroh“) ist als Kreis im Inneren zu erkennen, da sie bei allen Parametern (außer der Aggregatstabilität) den geringsten Wert aufweist. Die Varianten „max. Gärrest – Stroh“ und „Rindergülle + Stroh“, welche die größte Menge organischen Materials auf die Fläche zurückführen bzw. dort belassen, decken die größte Fläche im Diagramm ab. Auffallend ist hierbei, dass die Rindergülledüngung („Rindergülle + Stroh“) bei den Parametern hinsichtlich des Bodenlebens (Regenwürmer, Bodenmikrobiologie) besser abschneidet, wohingegen die Variante „max. Gärrest – Stroh“ Vorteile hinsichtlich Bodenstrukturparametern (GPV, Aggregatstabilität) und Humus (C_{org}) besitzt. Die höheren Werte für die Infiltration und die pneumatische Leitfähigkeit bei Rindergülledüngung (auch gegenüber „max. Gärrest – Stroh“) können ein Hinweis darauf sein, dass diese Parameter durch die bodenbiologische Aktivität, insbesondere die Aktivität von Regenwürmern, mitgeprägt werden. Die vielseitigen Leistungen der Regenwürmer auf das Bodengefüge sind bekannt, so sind sie an der stabilen Bildung von Bodenaggregaten beteiligt und ihre Röhren dienen als luft- und wasserführende Grobporen, die die Wassereinsickerung in den Boden verbessern [20] [21] [101].

Dennoch kann aufgrund der über die zehnjährige Versuchslaufzeit rückläufigen Humusgehalte eigentlich bei keinem der Nutzungspfade von einer nachhaltigen Bewirtschaftung gesprochen werden. Dem Humus kommt eine Schlüsselfunktion in Böden hinsichtlich der Steuerung zentraler Bodenfunktionen zu, wie die Reinigung und Speicherung von Wasser, die Speicherung und Nachlieferung von Nährstoffen, als Lebensraum und Nahrungsquelle für Bodenorganismen sowie als bedeutender Kohlenstoffspeicher. Bereits relativ geringe Veränderungen des Gehalts organischen Bodenkohlenstoffs können große Auswirkungen auf bodenphysikalische Eigenschaften, wie die Aggregatstabilität und Infiltrationsrate, haben [135]. Bei weiterem Humusrückgang ist davon auszugehen, dass auch andere Bodeneigenschaften langfristig negativ beeinflusst werden, was aber längere Betrachtungszeiträume erfordert und vermutlich stark vom Ausgangszustand und den Standortfaktoren bedingt ist. Die Tatsache, dass eine Verschlechterung von Bodeneigenschaften nur sehr langfristig feststellbar ist, sollte nicht über die Dringlichkeit der zu ergreifenden Maßnahmen hinwegtäuschen, denn der nötige Aufbau von Humus im Boden und der Bodenstruktur wird vermutlich ebenso langsam vonstattengehen.

Ein Mangel an Nachhaltigkeit zeigt sich auch in der Biomasse der Regenwürmer, die ein Indikator für ihre funktionalen Leistungen im Boden ist und im bayernweiten Vergleich selbst für den Nutzungspfad mit Rindergülldüngung noch unterdurchschnittlich war. Verantwortlich dafür sind wahrscheinlich die enge Fruchtfolgegestaltung ausschließlich aus Mais und Weizen ohne Zwischenfrüchte und die jährlich intensive Bodenbearbeitung mit dem Pflug.

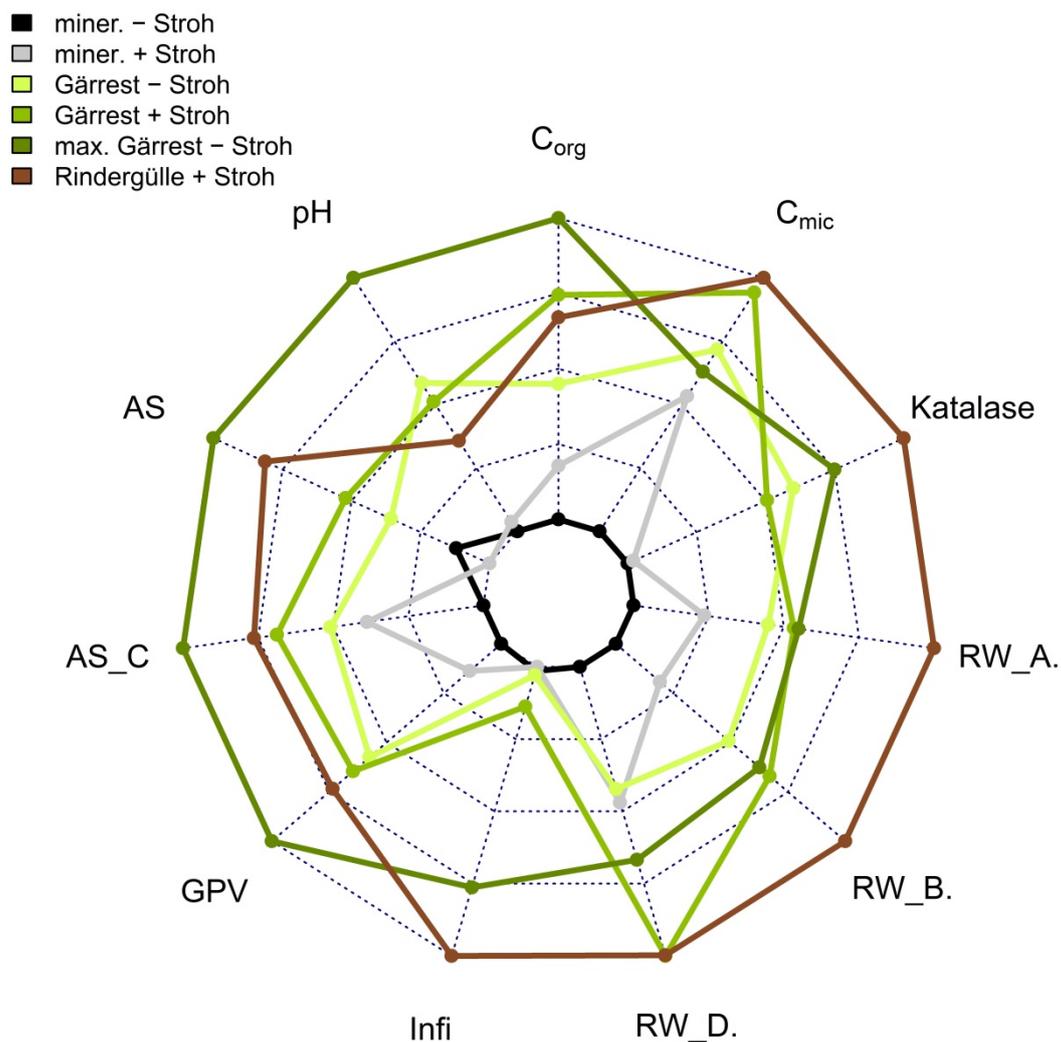


Abbildung 71: Bodeneigenschaften für die Nutzungspfade im Mittel der Standorte als Netzdiagramm (Minimum innen, Maximum außen); C_{mic} = mikrobielle Biomasse, Katalase = Katalasezahl, RW_A. = Siedlungsdichte der Regenwürmer, RW_B. = Biomasse der Regenwürmer, RW_D. = Diversität der Regenwürmer, Infi = kumulative Infiltration nach 10 Minuten (nur Straubing und Aholting), GPV = Gesamtporenvolumen, AS_C = Änderung der Aggregatstabilität nach Düngung, AS = Aggregatstabilität, pH = Trend des pH-Werts, C_{org} = Trend der C_{org} -Gehalte

Anhand der vorliegenden Ergebnisse tatsächlich einen Systemvergleich zwischen der Biogaserzeugung (z. B. „Gärrest + Stroh“) und klassischer Viehhaltung mit Güllewirtschaft („Rindergülle + Stroh“) vorzunehmen, ist aufgrund der nicht kontrollierten Betriebsbedingungen (Substratgemisch in der Biogasanlage, Abhängigkeit der Ergebnisse von den betriebsspezifischen Eigenschaften der organischen Dünger usw.), der stark vereinfachten Fruchtfolge und der insgesamt niedrigen Stichprobenzahl gewagt. Auch

werden der Weg der organischen Dünger in die Biogasanlagen (Gärreste aus Kofermentationsanlagen) und die damit möglicherweise verbundenen Verluste und Änderungen in der Zusammensetzung nicht abgebildet. Die Verlagerung von Zersetzungsprozessen vom Feld in die Biogasanlage scheint jedoch durch den verringerten Gehalt leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen zu einer leicht verringerten biologischen Aktivität im Boden zu führen, während der Humushaushalt und an den Kohlenstoffgehalt eng gebundene Faktoren kaum beeinflusst werden. Dies ist besonders für die als Biogassubstrate genutzten Abfall- und Koppelprodukte (Gülle, Mist, Stroh) zu beachten. Die Abwägung zwischen den bislang nicht monetarisierten Ökosystemleistungen, wie beispielsweise die Verbesserung der Infiltration oder der Schutz vor Erosion, und dem Nutzen der Biogaserzeugung aus Reststoffen, in Form von CO₂-Vermeidung, reduzierten Emissionen aus dem Güllelager oder auch finanziellen Anreizen, bleibt aber schwierig.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass kein im Gärrestversuch Bayern untersuchter Nutzungspfad nachhaltig ist und zur langfristigen Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und Ertragsstabilität ausreicht. Hervorzuheben ist, dass allerdings die organisch gedüngten Varianten deutlich besser abschneiden als die ausschließlich mineralisch gedüngten. Da die Nachhaltigkeit der Bewirtschaftungsweise nicht nur von der Düngung beeinflusst wird, sondern auch von zahlreichen weiteren Faktoren, wie der Fruchtfolgegestaltung und der Bodenbearbeitung, abhängt, sollte stets das betriebsspezifische Gesamtsystem betrachtet und angepasst werden, um eine langfristig nachhaltige pflanzliche Produktion zu erreichen.

6 Gesamtbewertung und Praxisempfehlung

Die untersuchten Versuchsvarianten repräsentieren eine unterschiedliche Abfuhr, Nutzung und Rückführung der oberirdischen Biomasse. Während die Variante mit überproportionaler Gärrest-Düngung nicht einer bedarfsgerechten Düngung nach guter fachlicher Praxis entspricht und vorwiegend aufgenommen wurde, um die Auswirkungen sehr hoher Aufwandmengen zu untersuchen, entsprechen die übrigen Varianten Bedingungen, wie sie auch in Praxisbetrieben vorzufinden sind. In diesem Versuchsvorhaben wurden erste Entwicklungen der langfristigen Auswirkungen der Nutzungspfade Biogas und BtL auf verschiedene Bodenparameter und das Pflanzenwachstum aufgezeigt.

Der Gärrestversuch Bayern bestätigt, dass eine regelmäßige organische Düngung mit praxisüblichen und der guten fachlichen Praxis angepassten Mengen zum Erhalt eines gesunden und funktionsfähigen Bodens beiträgt. Im Vergleich mit rein mineralischer Düngung verbessern Gärreste und Rindergülle die Humusversorgung des Bodens sowie die Regenwurmaktivität, einschließlich der damit verbundenen positiven Effekte auf das Bodengefüge und das Porensystem. Für Betriebe ohne hofeigene Wirtschaftsdünger lohnt es sich dementsprechend, Gärreste in den Betrieb aufzunehmen. Die Anwendung im Rahmen der guten fachlichen Praxis lässt auch keine Verschlechterung der Bodenstruktur erkennen.

Die Rückführung organischer Dünger reicht in intensiven Fruchtfolgen, wie im Gärrestversuch Bayern, nicht aus, um einen ausgeglichenen Humushaushalt aufrechtzuerhalten. Es hat sich zudem gezeigt, dass hohe Erträge eine grundlegende Voraussetzung für ausgeglichene Humusbilanzen und Humusersatz alleine aus einer vollständigen Gärrestrückführung sind. Demgegenüber stehen im Energiepflanzenanbau mit Mais verschiedene Maßnahmen zur Verfügung, den funktionalen Bodenzustand gezielt zu erhalten oder sogar zu verbessern. Der Anbau von Zwischenfrüchten, Untersaaten, eine angepasste abwechslungsreiche Fruchtfolge mit humusmehrenden Kulturen oder mehr Bodenruhe, z. B. durch Mulchsaatverfahren zu Reihenkulturen, sollten gezielt genutzt werden, um einen stabilen Humusgehalt im Boden zu erreichen und zur Verbesserung von Bodenstruktur und Bodenleben beizutragen. Sehr förderlich für den Boden sind intensiv- und tiefwurzelnde Kulturen, insbesondere wenn sie mehrjährig angebaut werden. Hierzu zählen beispielsweise Luzerne und die Dauerkultur Durchwachsene Silphie.

Die Vielfalt organischer Dünger ist groß und auch besonders die chemische Zusammensetzung von Gärresten schwankt stark in Abhängigkeit der Ausgangssubstrate, der Prozessführung und der späteren Aufbereitung. Die Schlussfolgerungen hier können deshalb nur für typische flüssige Gärreste aus der Vergärung nachwachsender Rohstoffe und von Rindergülle/-mist gelten. Gärreste aus anderen Ausgangsstoffen, wie beispielsweise Hühnertrockenkot, Bioabfällen, Schlachtabfällen und Ähnlichem, können mit dem hier vorgestellten Versuch nicht bewertet werden. Erhöhte Gehalte an Schwermetallen wie Kupfer und Zink oder andere Schadstoffe können sich negativ auf das Bodenleben auswirken. Gleichmaßen lässt sich dadurch die Vorgabe begründen, dass bei Gärresten laufende Inhaltstoffuntersuchungen durchzuführen sind, um für die Düngebedarfsermittlung realistische Werte zur Verfügung zu haben. Es ist darauf zu achten, dass die

Probenahme aus ausreichend homogenisiertem Behälterinhalt erfolgt. Ebenso ist auch vor der Entnahme für die Ausbringung eine ausreichende Homogenisierung notwendig.

Gärreste sollten bevorzugt auf die Ursprungsflächen zurückgeführt werden, doch insbesondere schlecht mit Humus versorgte Böden können durch organische Düngung effizient aufgewertet werden. Wichtig sind aber grundsätzlich eine bedarfsgerechte Düngung und eine ausgeglichene Nährstoffbilanz auf Schlagebene. So sind unverträglich hohe Aufwandmengen in der Regel ausgeschlossen. Bei hohen Einzelgaben von Gärresten sind auch negative Auswirkungen auf die Regenwurmfauna möglich. Eine gleichmäßige Verteilung auf den Flächen des Betriebs und bedarfsgerechte Gaben je nach Kultur und Wachstumsphase entsprechend den Vorgaben der Düngeverordnung sind demnach umzusetzen.

Flüssige organische Dünger wie Gärreste und Gülle beinhalten neben organischem Stickstoff auch unterschiedlich hohe Mengen direkt pflanzenverfügbaren Ammoniumstickstoffs. Dieser kann zu gasförmigen Ammoniakverlusten führen, sodass eine möglichst emissionsarme Ausbringung über ein direktes Einbringen der Dünger in den Boden oder zumindest eine bandförmige und bodennahe Ablage anzustreben ist. Wird dies berücksichtigt, kann durch die Substitution von Mineraldünger durch Gärreste ein ähnliches Ertragsniveau wie bei rein mineralischer Düngung erzielt werden. In den vorliegenden Versuchen wurde die N-Düngewirkung von Gärresten über ein Mineraldüngeräquivalent von 80 % des Ammoniumstickstoffgehalts gut abgeschätzt.

Die Entscheidung, das Stroh abzufahren oder dem Boden als Dünger zuzuführen, sollte vor dem Hintergrund der Nachhaltigkeit des gesamten Bewirtschaftungssystems und dem Versorgungsgrad des Bodens mit organischem Kohlenstoff durchgeführt werden. Die langfristige bodenverbessernde Wirkung des eingepflügten Strohs scheint nach den hier erarbeiteten Erkenntnissen im Vergleich zur organischen Düngung mit Rindergülle und Gärresten eher von nachrangiger Bedeutung zu sein. Daher ist Stroh zur stofflichen oder energetischen Nutzung als Koppelprodukt der Nahrungs- oder Futtermittelproduktion eine ressourcenschonende Möglichkeit. Trotzdem sollte generell der Verlust des Strohs als Ausgangsstoff für Humus, Nahrungsquelle für das Bodenleben und Strukturgeber im Boden durch andere Maßnahmen (s. o.) ausgeglichen werden.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass die im Versuch umgesetzte Fruchtfolge aus Silomais und Winterweizen zu einseitig und zudem stark humuszehrend ist und somit insbesondere in den Varianten mit Strohabfuhr oder ohne organische Düngung nicht nachhaltig ist. Die Abnahme der Humusgehalte im Mittel über alle Standorte in allen Varianten ist bedenklich. Zusätzlich ist die Variante mit überproportionaler Gärrestdüngung aus Sicht der Nährstoffverwertung (erhöhte Gefahr für N-Verluste) und auch der praktischen Durchführbarkeit kritisch zu bewerten und entspricht nicht der guten fachlichen Praxis. Als besonders problematisch ist ein Humusabbau auch aus Sicht des gegenwärtigen Klimawandels einzustufen, da die Verschlechterung von Bodeneigenschaften zu einer Verstärkung der durch Wetterextreme hervorgerufenen Probleme beitragen kann. Gleichzeitig wird der Humusabbau durch die steigenden Temperaturen verstärkt, sodass der eigentlich erforderliche Humusaufbau zusätzlich erschwert wird.

Um diese Herausforderungen zu meistern und um eine langfristig nachhaltige Bewirtschaftung zu erhalten, wird es zukünftig umso wichtiger sein, auf eine zunehmend bodenschonende Bewirtschaftung zu achten, z. B. durch eine abwechslungsreiche und ausgeglichene Fruchtfolge mit humusmehrenden Kulturen, mit dem Anbau von Zwischenfrüchten und der Umsetzung von Mulchsaatverfahren.

Zusammenfassung

Zur energetischen Nutzung pflanzlicher Biomasse sind neben der bereits etablierten Biogasproduktion verschiedene Biomass-to-Liquid-Verfahren (BtL-Verfahren) in der Entwicklung. Während bei den BtL-Verfahren die oberirdische Biomasse zur energetischen Verwertung dauerhaft entzogen wird, ist bei einer Nutzung als Biogassubstrat eine Rückführung humusbildender Verbindungen über die Gärreste möglich. Zur Überprüfung der langfristigen Nachhaltigkeit dieser Nutzungspfade wurden im Zeitraum von 2009 bis 2018 an vier bayerischen Standorten Feldversuche mit Silomais und Winterweizen im jährlichen Wechsel durchgeführt. In den Versuchsvarianten wurde die Zufuhr organischer Substanz über den Verbleib des Getreidestrohs sowie die Rückführung von Gärresten bzw. Rindergülle variiert. Eine Variante mit ausschließlich mineralischer Düngung und Strohabfuhr repräsentierte eine BtL-Nutzung. Die Gärrest- und Rindergülledüngung erfolgte proportional zur Silomaisabfuhr. Darüber hinaus war auch eine Variante mit überproportionaler Gärrestdüngung (120 % der Biomasseabfuhr von Silomais und Winterweizen) gegeben. Über ein einheitliches pflanzenverfügbares N-Angebot in allen Varianten wurde ein identisches Ertragsniveau angestrebt. Die Varianten wurden hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Aggregatstabilität, die Porenverteilung und Lagerungsdichte, die Infiltrationsleistung, den organischen Kohlenstoffgehalt, den pH-Wert, die mikrobiologische Aktivität sowie die Siedlungsdichte und Diversität von Regenwürmern, Springschwänzen und Milben untersucht.

In den organisch gedüngten Varianten wurden bei Winterweizen und Silomais über die gesamte Versuchsdauer stabile Erträge und N-Entzüge auf dem Niveau der mineralisch gedüngten Varianten erreicht. Signifikante Ertragsunterschiede zwischen den Varianten waren nicht gegeben. Die N-Wirkung der Gärreste wurde über das unterstellte Mineraldüngeräquivalent von ca. 80 % des Ammoniumgehalts gut abgeschätzt.

Die Untersuchungen zum Bodenhumushaushalt, zur Bodenphysik und zum Bodenleben zeigten, dass sich die organische Düngung positiv auf die Aggregatstabilität, den Humusgehalt und die Regenwurmdichte auswirkt. Bei der Düngung mit Rindergülle wurden zwar größere Mengen organische Substanz ausgebracht, die Änderung des Gehalts organischen Kohlenstoffs im Boden war aber derjenigen bei vergleichbarer Gärrestdüngung sehr ähnlich. Insgesamt wurde jedoch an drei von vier Versuchsstandorten ein deutlicher Rückgang der Humusgehalte im Boden festgestellt. Die überproportionale Düngung mit Gärresten führte zu den geringsten Humusverlusten. Regenwürmer profitierten stärker von der Düngung mit unvergorener Rindergülle, was auf deren leichter abbaubare Kohlenstoffverbindungen zurückzuführen ist. Auch andere bodenbiologische Kennwerte und davon abhängige Leistungen, wie die mikrobielle Biomasse und die Infiltration zeigten die höchsten Werte bei Rindergülledüngung. Die komplette Abfuhr der oberirdischen Biomasse ohne Rückführung organischen Materials führte bei nahezu allen Parametern zu den am ungünstigsten beurteilten Bodenbedingungen. Insgesamt zeigte sich, dass eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung für keinen Nutzungspfad in der hier untersuchten Form gegeben war und ergänzende Maßnahmen zur Förderung von Humusaufbau, Bodenstruktur und Bodenleben nötig sind.

Abstract

Anaerobic fermentation in biogas plants is an established process for the energetic use of plant biomass. Furthermore, there are several Biomass to Liquid-methods in development. It is supposed that the BtL-methods do not provide any return of organic C to the field, whereas the utilisation of crop biomass as a substrate for biogas production provides digestates as organic fertilisers. Between 2009 and 2018, field experiments were conducted on four Bavarian sites to check the long-term sustainability of these paths of biomass utilisation. The field trial on each experimental site had an identical structure and crop rotation consisting of maize and winter wheat. As experimental factor the input of organic matter was varied by a different return of digestates or cattle slurry. The fertilisation with digestates and cattle slurry was proportional to the maize yield. Furthermore, the wheat straw was either removed or left on the plots. In this experimental set-up the BtL-method was represented by a variant with exclusively mineral fertilisation. In order to test an excessive input of digestates to the soil, there also was a variant with disproportionately high digestate fertilisation (120 % of the digestate corresponding to the biomass yield of maize and wheat). Additional mineral nitrogen fertilisation was done in the organically fertilised variants to obtain a uniform nitrogen supply and thus an identical yield in all variants. The variants were examined regarding their influence on aggregate stability, pore configuration and bulk density, infiltration capacity, organic carbon content, pH-value, microbiological activity as well as the abundance and diversity of earthworms, springtails and mites.

The yields and nitrogen uptakes of the organically fertilised variants were constant during the runtime of the experiment and comparable to those of the mineral fertilised plots. No significant yield differences were observed between the variants. Consequently, the nitrogen fertiliser effect of the digestates was well estimated by a presumed mineral fertiliser equivalent of 80 %.

The research on soil humus balance, soil physics and soil biology showed that organic fertilization has positive impacts on aggregate stability, humus content and earthworm abundance. Yet an obvious decrease of the humus content in the soil in all variants was determined at three of the four experimental sites. Compared to the corresponding digestate variants the input of organic matter was higher in the plots fertilized with cattle slurry. However, the alteration of the soil organic matter content was similar. The disproportionately high fertilization with digestates led to the lowest humus losses. Otherwise, the earthworms profited more by cattle slurry amendment, which can be attributed to the availability of more easily degradable organic matter. Moreover, other soil biological parameters and corresponding services like the microbiological biomass and the infiltration appeared to be highest when using cattle slurry as organic fertilizer. The complete removal of the above-ground biomass without return of organic matter led to the most adverse soil conditions in almost all examined parameters. All in all, it appeared that sustainable soil cultivation was given in none of the variants with the conditions of this experiment. Consequently, in corresponding farming systems additional measures are required for the promotion of humus accumulation, soil structure and soil life.

Quellenverzeichnis

- [1] ABIVEN, S.; MENASSERI, S.; CHENU, C. (2009): The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, Jg. 41, Nr. 1, S. 1–12
- [2] ABUBAKER, J. (2012): Effects of Fertilisation with Biogas Residues on Crop Yield, Soil Microbiology and Greenhouse Gas Emissions. Dissertation. Uppsala, 79 Seiten
- [3] ABUBAKER, J.; RISBERG, K.; PELL, M. (2012): Biogas residues as fertilisers – Effects on wheat growth and soil microbial activities. *Applied Energy*, Jg. 99, Nr. 11 (November), S. 126–134
- [4] ALBURQUERQUE, J. A.; FUENTE, C. D. L.; BERNAL, M. P. (2011): Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Jg. 160, Nr. 10 (October), S. 15–22
- [5] ALBURQUERQUE, J. A.; FUENTE, C. D. L.; CAMPOY, M.; CARRASCO, L.; NÁJERA, I.; BAIXAULI, C.; CARAVACA, F.; ROLDÁN, A.; CEGARRA, J.; BERNAL, M. P. (2012): Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *European Journal of Agronomy*, Jg. 43, Nr. 11 (November), S. 119–128
- [6] AMON, T.; DÖHLER, H.; GREBE, S.; KLAGES, S.; ROTH, U.; WILKEN, D.; WULF, S. (2016): Qualität und Verwertung des Gärrückstandes. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) (Hrsg.): Leitfaden Biogas. Von der Gewinnung zur Nutzung. 7. Aufl. Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), S. 184–202, ISBN 3-00-014333-5
- [7] ANDERSON, J.; DOMSCH, K. H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Jg. 10, Nr. 3, S. 215–221
- [8] ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K. H. (1980): Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Science*, Jg. 130, Nr. 4, S. 211–216
- [9] ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K. H. (1989): Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology & Biochemistry*, Jg. 21, Nr. 4, S. 471–479
- [10] ASCHMANN, V.; EFFENBERGER, M.; GRONAUER, A.; KAISER, F.; KISSEL, R.; MITTERLEITNER, H.; NESER, S.; SCHLATTMANN, M.; SPECKMAIER, M.; ZIEHFREUND, G. (2007): Grundlagen und Technik. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU): Biogashandbuch Bayern – Materialienband, Kapitel 1.1, Stand Juli 2007. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), S. 4–6
- [11] ASMUS, F. (1992): Einfluß organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusreproduktion. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) (Hrsg.): Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. Band 4: Humushaushalt. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft, Neue Folge, Nr. 206. Hamburg, Berlin: Paul Parey, S. 127–139
- [12] AUGUSTIN, J.; HAGEMANN, U.; DRÖSLER, M.; GLATZEL, S.; KAGE, H.; PACHOWSKI, A.; MÜHLING, K. H. (2015): Treibhausgasemissionen nach der Düngung mit Gärrückständen. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) (Hrsg.): Pflanzen-

- bauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen. 2. Fachtagung. Berlin, 10.–11. März. Gülzower Fachgespräche, Nr. 51. Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), S. 1–8, ISBN 978-3-942147-27-9
- [13] BANWART, S.; BLACK, H.; CAI, Z.; GICHERU, P.; JOOSTEN, H.; VICTORIA, R.; MILNE, E.; NOELLEMAYER, E.; PASCUAL, U.; NZIGUHEBA, G.; VARGAS, R.; BATIONO, A.; BUSCHIAZZO, D.; BROGNIEZ, D. D.; MELILLO, J.; RICHTER, D.; TERMANSEN, M.; NOORDWIJK, M. V.; GOVERSE, T.; BALLABIO, C.; BHATTACHARYYA, T.; GOLDHABER, M.; NIKOLAIDIS, N.; ZHAO, Y.; FUNK, R.; DUFFY, C.; PAN, G.; LASCALA, N.; GOTTSCHALK, P.; BATJES, N.; SIX, J.; WESEMAEL, B. V.; STOCKING, M.; BAMPA, F.; BERNOUX, M.; FELLER, C.; LEMANCEAU, P.; MONTANARELLA, L. (2014): Benefits of soil carbon: report on the outcomes of an international scientific committee on problems of the environment rapid assessment workshop. *Carbon Management*, Jg. 5, Nr. 2, S. 185–192
- [14] BATJES, N. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, Jg. 47, Nr. 2, S. 151–163
- [15] BECK, T. (1971): Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, Jg. 130, Nr. 1, S. 68–81
- [16] BECKER, C.; DÖHLER, H.; ECKEL, H.; FRÖBA, N.; GEORGIEVA, T.; GRUBE, J.; HARTMANN, S.; HAUPTMANN, A.; JÄGER, P.; KLAGES, S.; KRÖTZSCH, S.; SAUER, N.; NAKAZI, S.; NIEMANN, A.; ROTH, U.; WIRTH, B.; WULF, S.; XIN, Y. (2007): Faustzahlen Biogas. KTBL-Datensammlung. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), 181 Seiten, ISBN 978-3-939371-46-5
- [17] BENSMANN, M. (2007): Standortpoker hat begonnen. *Neue Energie – das Magazin für erneuerbare Energien*, Nr. 02, S. 58–61
- [18] BERMEJO DOMÍNGUEZ, G. (2012): Agro-ecological aspects when applying the remaining products from agricultural biogas processes as fertilizer in crop production. Dissertation. Berlin: Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, 106 Seiten
- [19] BERTRAND, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; WHALEN, J.; OLIVEIRA, T. de; ROGER-ESTRADE, J. (2015): Earthworm services for cropping systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Jg. 35, Nr. 2, S. 553–567
- [20] BIERI, M.; CUENDET, G. (1989): Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung*, Jg. 28, Nr. 2, S. 81–96
- [21] BLOUIN, M.; HODSON, M. E.; DELGADO, E. A.; BAKER, G.; BRUSSAARD, L.; BUTT, K. R.; DAI, J.; DENDOOVEN, L.; PERES, G.; TONDOH, J. E.; CLUZEAU, D.; BRUN, J.-J. (2013): A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, Jg. 64, Nr. 2, S. 161–182
- [22] BRAUCKMANN, H.-J.; BROLL, G. (2007): Auswirkungen der Ausbringung von Gärresten aus Biogasanlagen auf Regenwürmer. *Mitteilungen der deutschen bodenkundlichen Gesellschaft*, Jg. 110, Nr. 2, S. 747–748
- [23] BRAUCKMANN, H.-J.; WARNECKE, S.; BROLL, G. (2009): Nährstoffstromanalyse einer Biogasanlage mit Gärrestaufbereitung. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR): Gärrestaufbereitung für eine pflanzenbauliche Nutzung. Stand und F+E-Bedarf, 21. Januar 2009. Gülzower Fachgespräche, Nr. 30. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), S. 53–77, ISBN 978-9803927-6-4

- [24] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Mit 103 Tabellen und 31 Listen. 5., verb. u. erw. Aufl. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), 438 Seiten, ISBN 978-3-510-95920-4
- [25] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV). DüV, in der Fassung vom 26.05.2017. Bundesgesetzblatt (BGBl), Teil I, Nr. 32, vom 1. Juni, S. 1305–1348, URL: https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/index.html (Stand: 2017)
- [26] BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2006): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV). DüV, in der Fassung vom 10.01.2006. Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 2, vom 13. Januar, S. 20–29, URL: https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?start=//**%5B@attr_id=%27bgbl106s0020.pdf%27%5D#__bgbl__%2F%2F*%5B%40attr_id%3D%27bgbl106s0020.pdf%27%5D__1580195758943 (Stand: 2006)
- [27] BURMEISTER, J.; WIESMEIER, M.; PARZEFALL, S.; FREIBAUER, A.; FRITZ, M. (2019): Auswirkung von Strohnutzung und Gärrestdüngung auf den Humushaushalt und andere Bodenparameter. In: ProFair GmbH; C.A.R.M.E.N. e. V. (Hrsg.): Stroh, Gras, Biogas. 3. Bayerische Biogasfachtagung, 06.02.2019, Dingolfing, S. 29–37
- [28] CABRERA, M. L.; KISSEL, D. E.; VIGIL, M. F. (2005): Nitrogen Mineralization from Organic Residues: Research Opportunities. *Journal of Environmental Quality*, Jg. 34, Nr. 1, S. 75–79
- [29] CAPRIEL, P. (2010): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. LfL-Schriftenreihe, Nr. 05. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 46 Seiten
- [30] CAPRIEL, P.; SEIFFERT, D. (2009): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Bayern, Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986 und 2007. LfL-Schriftenreihe, Nr. 10. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 46 Seiten
- [31] CASTRO-HUERTA, R. A.; FALCO, L. B.; SANDLER, R. V.; COVIELLA, C. E. (2015): Differential contribution of soil biota groups to plant litter decomposition as mediated by soil use. *PeerJ – Peer Reviewed & Open Access*, Jg. 3, e826; DOI: 10.7717/peerj.826
- [32] CLEMENTS, L. J. (2013): The suitability of anaerobic digesters on organic farms. Dissertation, University Southampton, 243 Seiten
- [33] CONSTANTIN, J.; BEAUDOIN, N.; LAURENT, F.; COHAN, J.-P.; DUyme, F.; MARY, B. (2011): Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil*, Jg. 341, S. 137–154
- [34] DANDIKAS, V.; HEUWINKEL, H.; LICHTI, F.; DREWES, J. E.; KOCH, K. (2014): Correlation between biogas yield and chemical composition of energy crops. *Bioresource technology*, Jg. 174, Nr. 12 (December), S. 316–320
- [35] DEDERER, M. (2006): Pflanzenbauliche Verwertung von Gärresten. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) (Hrsg.): Verwertung

- von Wirtschaftsdüngern in der Landwirtschaft – Nutzen und Risiken; KTBL-Vortragstagung vom 19. bis 20. April 2006 in Osnabrück. KTBL-Schrift, Nr. 444. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), S. 191–198, ISBN 978-3-939371-05-2
- [36] DENNERT, J. (2007): N-Düngung zu Winterweizen. Bedarfsgerechte N-Dosierung und Aufteilung ist Voraussetzung für effiziente Nutzung, optimale Ertragsstruktur, Ertragsleistung und Qualität. München: Technische Universität München, 13 Seiten
- [37] DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2019): Niederschlag: vieljährige Mittelwerte 1961–1990. Aktueller Standort. URL: https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadaten/deutschland/mittelwerte/nieder_6190_akt_html.html;jsessionid=C67576FCEF85CB88C2394E68D930639C.live21074?view=nasPublication&nn=16102 (Stand: 18.02.2019)
- [38] DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2019): Sonnenscheindauer: vieljährige Mittelwerte 1961–1990. Aktueller Standort. URL: https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadaten/deutschland/mittelwerte/sonne_6190_akt_html.html;jsessionid=C67576FCEF85CB88C2394E68D930639C.live21074?view=nasPublication&nn=16102 (Stand: 18.02.2019)
- [39] DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2019): Temperatur: vieljährige Mittelwerte 1961–1990. Aktueller Standort. URL: https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadaten/deutschland/mittelwerte/temp_6190_akt_html.html;jsessionid=C67576FCEF85CB88C2394E68D930639C.live21074?view=nasPublication&nn=16102 (Stand: 18.02.2019)
- [40] DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2019): WESTE – Wetterdaten und -statistiken express. Tägliche Stationsmessungen für Deutschland. URL: www.dwd.de/DE/leistungen/gen/weste/westexl/weste_xl.html?nn=342632 (Stand: 05.02.2019)
- [41] DIEZ, T.; BECK, T.; BRANDHUBER, R.; CAPRIEL, P.; KRAUSS, M. (1997): Veränderungen der Bodenparameter im internationalen organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Puch nach 12 Versuchsjahren. Archives of Agronomy and Soil Science, Jg. 41, Nr. 2, S. 113–121
- [42] DÖHLER, H. (1996): Landbauliche Verwertung stickstoffreicher Abfallstoffe, Komposte und Wirtschaftsdünger. Wasser & Boden, Jg. 48, Nr. 11, S. 7–16
- [43] DÖHLER, H.; RUIZ-LORBACHER, F. (2004): Stellung von Biogas im Vergleich der erneuerbaren Energiequellen. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL): Biogas in Bayern; Tagungsband zur Jahrestagung am 09. Dezember 2004 in Rosenheim. LfL-Schriftenreihe, Nr. 13. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 97 Seiten, ISSN 1611-4159
- [44] DUNGER, W. (2008): Tiere im Boden. 4., unveränd. Aufl. Die neue Brehm-Bücherei, Bd. 327. Hohenwarsleben: Westarp-Wissenschaften, 290 Seiten, ISBN 978-3894324247
- [45] EBERTSEDER, T.; ENGELS, C.; HEYN, J.; REINHOLD, J.; BROCK, C.; FÜRSTENFELD, F.; HÜLSBERGEN, K.-J.; ISERMANN, K.; KOLBE, H.; LEITHOLD, G.; SCHMID, H.; SCHWEITZER, K.; WILLMS, M.; ZIMMER, J. (2014): VDLUFA Standpunkt Humusbilanzierung. Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Stand: 7. März 2014. Speyer: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.), 21 Seiten

- [46] ECKNER, J.; STRAUß, C.; NEHRING, A.; VETTER, A. (2014): Entwicklung und Optimierung von standortangepassten Anbausystemen für Energiepflanzen im Fruchtfolge-regime. Abschlussbericht zum Teilprojekt 1. Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) (Hrsg.), 147 Seiten
- [47] EDER, J.; HEGE, U. (2006): Getreide- und Maisbau. Mais. Düngung. In: Munzert, M.; Frahm, J. (Hrsg.): Pflanzliche Erzeugung – Grundlagen des Acker- und Pflanzenbaus und der guten fachlichen Praxis, Grundlagen der Verfahrenstechnik, Produktions- und ... Landbau, Naturschutz und Landschaftspflege. Die Landwirtschaft. 12., vollst. neu bearb. u. erw. Aufl. München: BLV Buchverlag GmbH, S. 518–521
- [48] EDWARDS, C. A.; LOFTY, J. R. (1982): Nitrogenous fertilizers and earthworm populations in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Jg. 14, Nr. 5, S. 515–521
- [49] EHRMANN, O.; BABEL, U. (1991): Quantitative Regenwurmerfassung – ein Methodenvergleich. *Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft*, Jg. 66, Nr. I, S. 475–478
- [50] ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. (1995): Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, Jg. 75, Nr. 4, S. 529–538
- [51] EL-SAYED FOUDA, S. (2011): Nitrogen availability of biogas residues. Dissertation. Freising: Technische Universität München, 125 Seiten
- [52] ELSTE, B.; RÜCKNAGEL, J.; CHRISTEN, O. (2011): Einfluss von Biogasgärrückständen auf Abundanz und Biomasse von Lumbriciden. In: Elsässer, M.; Diepolder, M.; Huguenin-Elie, O.; Pötsch, E.; Nußbaum, H.; Messner, J. (Hrsg.): Gülle 11 – Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland, Tagungsband Internationale Tagung, Kloster Reute, 17.–18.10. 2011. Aulendorf: Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei (LAZBW), S. 213–217
- [53] ENGELS, C. (2015): Humuswirkung, Humusreproduktionskoeffizienten und Gärrückstände. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) (Hrsg.): Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen, 10.–11. März 2015. Gülzower Fachgespräche, Nr. 51. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), S. 160–173
- [54] ERNST, G.; MÜLLER, A.; GÖHLER, H.; EMMERLING, C. (2008): C and N turnover of fermented residues from biogas plants in soil in the presence of three different earthworm species (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea caliginosa*). *Soil Biology and Biochemistry*, Jg. 40, Nr. 6, S. 1413–1420
- [55] FACHVERBAND BIOGAS E. V. (2010): Biogas: Eine Chance für die Landwirtschaft. Pressemitteilung. URL: www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_PM_01_10 (Stand: 25.01.2010)
- [56] FOG, K. (1988): The Effect of Added Nitrogen on the Rate of Decomposition of Organic Matter. *Biological Reviews*, Jg. 63, Nr. 3, S. 433–462
- [57] FORMOWITZ, B. (2014): Großer Gärrestversuch. In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) (Hrsg.): Entwicklung und Optimierung von standortangepassten Anbausystemen für Energiepflanzen im Fruchtfolgeregime. Abschlussbericht zum Teilprojekt 1. Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), S. 9–10

- [58] FRØSETH, R. B.; BAKKEN, A. K.; BLEKEN, M. A.; RILEY, H.; POMMERESCHE, R.; THORUP-KRISTENSEN, K.; HANSEN, S. (2014): Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *European Journal of Agronomy*, Jg. 52, Part B, 1 (January) S. 90–102
- [59] FRÜND, H.-C.; JORDAN, B. (2003): Regenwurmerfassung mit Senf oder Formalin? Versuche zur Eignung verschiedener Senfzubereitungen für die Austreibung von Regenwürmern. *Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen: Veröffentlichungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Osnabrück*, Jg. 29, Nr. 6, S. 97–102
- [60] FUENTE, C. D. L.; ALBURQUERQUE, J. A.; CLEMENTE, R.; BERNAL, M. P. (2013): Soil C and N mineralisation and agricultural value of the products of an anaerobic digestion system. *Biology and Fertility of Soils*, Jg. 49, Nr. 3, S. 313–322
- [61] GARCÍA-SÁNCHEZ, M.; SILES, J. A.; CAJTHAML, T.; GARCÍA-ROMERA, I.; TLUSTOŠ, P.; SZÁKOVÁ, J. (2015): Effect of digestate and fly ash applications on soil functional properties and microbial communities. *European Journal of Soil Biology*, Jg. 71, Nr. 11–12 (November–December), S. 1–12
- [62] GISI, U. (1997): *Bodenökologie. 51 Tabellen. Bücher Biowissenschaften. 2., neu bearb. und erw. Aufl.* Stuttgart: Thieme, 360 Seiten, ISBN 3137472024
- [63] GLEMNITZ, M.; WILLMS, M.; PLATEN, R.; SPECKA, X.; PRESCHER, A.; BUTTLAR, C. VON; KRÄHLING, B. (2014): Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands (EVA II). Endbericht zu Teilprojekt II. Ökologische Folgewirkungen des Energiepflanzenanbaus. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V. (Hrsg.), 284 Seiten
- [64] GRAF, T.; VETTER, A.; ECKNER, J.; LINDNER, J.; WINTER, K. (2018): Verbundvorhaben: Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands – Phase III (EVA III). Teilvorhaben 1: „Entwicklung und Optimierung von standortangepassten Anbausystemen für Energiepflanzen im Fruchtfolge-regime“, Projekt-Nr.: 99.18, FKZ: 22006012. Abschlussbericht, Stand: Juni 2018. T. Graf, A. Vetter, J. Eckner, J. Lindner, K. Winter (Hrsg.): Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL); Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim e. V., 87 Seiten (Abschlussbericht), 943 Seiten (Anhang)
- [65] GUTSER, R.; EBERTSEDER, T. (2006): Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern – ein unterschätztes Potenzial im Stoffkreislauf landwirtschaftlicher Betriebe. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) (Hrsg.): *Verwertung von Wirtschaftsdüngern in der Landwirtschaft. Nutzen und Risiken*; KTBL-Vortragstagung vom 19. bis 20. April 2006 in Osnabrück. KTBL-Schrift, Nr. 444. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), S. 7–22, ISBN 978-3-939371-05-2
- [66] GUTSER, R.; EBERTSEDER, T.; SCHRAML, M.; TUCHER, S. V.; SCHMIDHALTER, U. (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) (Hrsg.): *Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden*. KTBL-/vTI-Tagung. Bildungszentrum Kloster Banz in Bad Staffelstein, 8.–10. Dezember. KTBL-Schrift, Nr. 483. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), S. 31–50, ISBN 978-3-941583-45-0

- [67] GUTSER, R.; EBERTSEDER, T.; WEBER, A.; SCHRAML, M.; SCHMIDHALTER, U. (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Jg. 168, Nr. 4, S. 439–446
- [68] HABER, N.; KLUGE, R.; WAGNER, W.; MOKRY, M.; DEDERER, M.; MESSNER, J. (2008): Inhaltsstoffe von Gärprodukten und Möglichkeiten zu ihrer geordneten pflanzenbaulichen Verwertung. *Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ) (Hrsg.)*, 164 Seiten
- [69] HAUSER, E.; BAUR, F.; NOLL, F. (2014): Beitrag der Bioenergie zur Energiewende. Bochum: Ponte Press, 75 Seiten, ISBN 978-3-920328-68-3
- [70] HAYNES, R. J.; NAIDU, R. (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Jg. 51, Nr. 2, S. 123–137
- [71] HEINEMEYER, O.; INSAM, H.; KAISER, E. A.; WALENZIK, G. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements. An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil*, Jg. 116, Nr. 2, S. 191–195
- [72] HERRMANN, A.; SIELING, K.; WIENFORTH, B.; TAUBE, F.; KAGE, H. (2013): Short-term effects of biogas residue application on yield performance and N balance parameters of maize in different cropping systems. *Journal of Agricultural Science*, Jg. 151, Nr. 4, S. 449–462
- [73] HOFFMANN, M. (2018): Effekte der Düngung mit Gärresten auf Bodenfruchtbarkeit und Pflanzen. Dissertation. Berlin: Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät, 180 Seiten
- [74] HÖLLER, G. (1962): Die Bodenmilben des rheinischen Lößlehms in ihrer Abhängigkeit von Düngung und anderen Standortfaktoren. *Monographien zur Angewandten Entomologie*, Nr. 18, S. 44–78
- [75] HÖLLER-LAND, G. (1962): Die Abhängigkeit der bodenbewohnenden Collembolen von Düngung und anderen Standortfaktoren unter Dikopshofer Verhältnissen. *Monographien zur Angewandten Entomologie*, Nr. 18, S. 80–119
- [76] JACOBS, A.; FLESSA, H.; DON, A.; HEIDKAMP, A.; PRIETZ, R.; DECHOW, R.; GENSJÖR, A.; POEPLAU, C.; RIGGERS, C.; SCHNEIDER, F.; TIEMEYER, B.; VOS, C.; WITTNEBEL, M.; MÜLLER, T.; SÄURICH, A.; FAHRION-NITSCHKE, A.; GEBBERT, S.; JACONI, A.; KOLATA, H.; LAGGNER, A. (2018): Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland? Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. *Thünen-Report*, Nr. 64. Braunschweig: Thünen-Institut, 321 Seiten, ISBN 978-3-86576-192-7
- [77] JACOBS, G. (2010): Gülle und Gärreste gezielt ins Getreide. *Acker+ plus*, S. 34–38
- [78] JENKYN, J. F.; CHRISTIAN, D. G.; BACON, E. T. G.; GUTTERIDGE, R. J. (2001): Effects of incorporating different amounts of straw on growth, diseases and yield of consecutive crops of winter wheat grown on contrasting soil types. *The Journal of Agricultural Science*, Jg. 136, Nr. 1, S. 1–14
- [79] KAEMMERER, A. (2000): Raum-Zeit-Variabilität von Aggregatstabilität und Bodenrauhigkeit. *FAM-Bericht*, Nr. 40. Aachen: Shaker, 218 Seiten, ISBN 978-3826573316
- [80] KALTSCHMITT, M.; REINHARDT, G. A.; RADTKE, J.; BECHER, S.; EDEN, T.-U.; STELZER, T.; BISKUPEK, B.; ADERHOLD, D.; SCHEURLLEN, K.; NAGEL, H.-J.; PATYK, A.; DÖHLER, H.;

- SCHULTHEISS, U.; SPRANG, W.; WEISSER, C. (1997): Nachwachsende Energieträger. Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg Umweltwissenschaften. Braunschweig: Vieweg Verlagsgesellschaft mbH, 527 Seiten, ISBN 3-528-06778-0
- [81] KANAL, A. (2004): Effects of fertilisation and edaphic properties on soil-associated Collembola in crop rotation. *Agronomy Research*, Jg. 2, Nr. 2, S. 153–168
- [82] KANDELER, E.; EDER, G. (1990): Bodenmikrobiologische Prozesse und Aggregatstabilität einer 25-jährigen Dauerbracheffläche mit unterschiedlicher mineralischer und organischer Düngung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Nr. 62, S. 63–66
- [83] KANDELER, E.; MURER, E. (1993): Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. In: Brussaard, L.; Kooistra, M. J. (Hrsg.): *Workshop on Methods of Research on Soil Structure/Soil Biota Interrelationships*. *Geoderma*, Jg. 56, S. 503–513
- [84] KARPENSTEIN-MACHAN, M. (2005): *Energiepflanzenanbau für Biogasanlagenbetreiber*. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 192 Seiten, ISBN 3-7690-0651-8
- [85] KARPENSTEIN-MACHAN, M. (2019): Bisher unterbewertet. Neue Humusbilanzierungsmethode bewertet Gärprodukte besser. *Energie aus Pflanzen*, Jg. 23, Nr. 1, S. 60–61
- [86] KENNEDY, T. F.; CONNERY, J.; FORTUNE, T.; FORRISTAL, D.; GRANT, J. (2013): A comparison of the effects of minimum-till and conventional-till methods, with and without straw incorporation, on slugs, slug damage, earthworms and carabid beetles in autumn-sown cereals. *The Journal of Agricultural Science*, Jg. 151, Nr. 5, S. 605–629
- [87] KERSCHBERGER, M.; DELLER, B.; HEGE, U.; HEYN, J.; KAPE, H.-E.; KRAUSE, O.; POLLEHN, J.; REX, J.; SEVERIN, K. (2000): Standpunkt – Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden, 19.09.2000. Darmstadt: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), S. 1–18, URL: <https://www.vdlufa.de/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/0-9-kalk.pdf> (Stand: 23.04.2019)
- [88] KOBLENZ, B.; TISCHER, S.; RÜCKNAGEL, J.; CHRISTEN, O. (2015): Influence of biogas digestate on density, biomass and community composition of earthworms. *Industrial Crops and Products*, Jg. 66, Nr. 4 (April), S. 206–209
- [89] KOCH, D. (2019): Mit Gärresten Silomais düngen. *Mais*, Jg. 46, Nr. 2, S. 84–87
- [90] KOEHLER, H. H.: Predatory mites (Gamasina, Mesostigmata). In: Paoletti, M. (Hrsg.): *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes*. Amsterdam: Elsevier Science, S. 395–410, ISBN 9780444500199
- [91] KOLBE, H. (2008): Einfache Verfahren zur Berechnung der Humusbilanz für konventionelle und ökologische Anbaubedingungen. Leipzig: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (SLL), Fachbereich Pflanzliche Erzeugung, 7 Seiten, URL: <http://orgprints.org/13626/> (Stand: 20.02.2019)
- [92] KOLBE, H. (2010): Site-adjusted organic matter-balance method for use in arable farming systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Jg. 173, Nr. 5, S. 678–691

- [93] KOLBE, H. (2012): Bilanzierungsmethoden und Versorgungsniveau für Humus. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.). Schriftenreihe, Nr. 19. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), 104 Seiten
- [94] KOLBE, H. (2013): Anwendungsbeispiele zur standortangepassten Humusbilanzierung im konventionellen Ackerbau. Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (Hrsg.). Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), 50 Seiten
- [95] KOLBE, H. (2013): Standortangepasste Humusversorgung im Maisanbau. Bilanzierungsergebnisse zur Fruchtfolgegestaltung nutzen. Mais – die Fachzeitschrift für Spezialisten, Jg. 40, Nr. 2, S. 56–62
- [96] KÖRSCHENS, M. (1997): Dependence of soil organic matter (SOM) on location and management, and its influence on yield and soil properties. Archives of Agronomy and Soil Science, Jg. 41, Nr. 6, S. 435–663
- [97] KÖRSCHENS, M. (2006): The importance of long-term field experiments for soil science and environmental research – a review. Plant Soil Environment, Jg. 52, S. 1–8
- [98] KÖRSCHENS, M. (2010): Der organische Kohlenstoff im Boden (C_{org}) – Bedeutung, Bestimmung, Bewertung. Archives of Agronomy and Soil Science, Jg. 56, Nr. 4, S. 375–392
- [99] KÖRSCHENS, M.; ROGASIK, J.; SCHULZ, E.; BÖNING, H.; EICH, D.; ELLERBROCK, R.; FRANKO, U.; HÜLSBERGEN, K.-J.; KÖPPEN, D.; KOLBE, H.; LEITHOLD, G.; MERBACH, I.; PESCHKE, H.; PRYSTAV, W.; REINHOLD, J.; ZIMMER, J.; EBERTSEDER, T.; GUTSER, R.; HEYN, J.; SAUERBECK, D. (2004): VDLUFA Standpunkt Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Bonn: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.), 12 Seiten
- [100] KÖRSCHENS, M.; WEIGEL, A.; SCHULZ, E. (1998): Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances – Tools for Evaluating Sustainable Productivity of Soils. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Jg. 161, S. 409–424
- [101] KRÜCK, S.; NITZSCHE, O.; SCHMIDT, W. (2001): Verbesserte Regenverdaulichkeit durch Regenwurmaktivität – Regenwürmer vermindern Erosionsgefahr. LOP – Landwirtschaft ohne Pflug, Jg. 2001, Nr. 1, S. 18–21
- [102] KÜHNEL, A., WIESMEIER, M., KÖGEL-KNABNER, I. (2019): Veränderungen der Humusqualität und -quantität bayerischer Böden im Klimawandel. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (Hrsg.) (in Vorbereitung)
- [103] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E. V. (KTBL) (2006): Energiepflanzen. Daten für die Planung des Energiepflanzenanbaus. KTBL-Datensammlung mit Internetangebot, Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), 372 Seiten, ISBN 3-939371-21-1
- [104] LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J.-P. (2006): Soil invertebrates and ecosystem services. European Journal of Soil Biology, Jg. 42, Supplement 1, S. 3–15

- [105] LEHMITZ, R.; RÖMBKE, J.; GRAEFE, U.; BEYLICH, A.; KRÜCK, S.: Rote Liste und Gesamtartenliste der Regenwürmer (Lumbricidae et Criodrilidae) Deutschlands. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands: Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Bonn – Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz, S. 565–590, ISBN 978-3-7843-5474-3
- [106] LEMTIRI, A.; COLINET, G.; ALABI, T.; CLUZEAU, D.; ZIRBES, L.; HAUBRUGE, É.; FRANCIS, F. (2014): Impacts of earthworms on soil components and dynamics. A review. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, Jg. 18, Nr. 1, S. 121–133
- [107] LENTH, R. (2019): emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.3.4. Manual, 76 Seiten
- [108] LEROY, B. L.; SCHMIDT, O.; BOSSCHE, A. V. D.; REHEUL, D.; MOENS, M. (2008): Earthworm population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. *Pedobiologia*, Jg. 52, Nr. 2, S. 139–150
- [109] LICHTI, F.; WENDLAND, M.; SCHMIDHALTER, U.; OFFENBERGER, K. (2012): Die Nährstoffwirkung von Biogasgärresten. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Düngung mit Biogasgärresten: effektiv – umweltfreundlich – bodenschonend. Tagungsband, 10. Kulturlandschaftstag, Weichering, 15.11.2012. Schriftenreihe, Nr. 11. 1. Aufl. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), S. 17–20, ISSN 1611-4159
- [110] LICHTI, F.; WENDLAND, M.; SCHMIDHALTER, U.; OFFENBERGER, K. (2013): Biogasgärrest effizient und nachhaltig einsetzen. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Agrarforschung hat Zukunft. München, 4. Juli. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Nr. 4. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), S. 123–132, ISSN 1611-4159
- [111] MÄDER, P.; FLIESSBACH, A.; DUBOIS, D.; GUNST, L.; FRIED, P.; NIGGLI, U. (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, Jg. 296, Nr. 5573, S. 1694–1697
- [112] MARHAN, S.; SCHEU, S. (2005): The influence of mineral and organic fertilisers on the growth of the endogeic earthworm *Octolasion tyrtaeum* (Savigny). *Pedobiologia*, Jg. 49, Nr. 3, S. 239–249
- [113] MAYER, S.; KÜHNEL, A.; BURMEISTER, J.; KÖGEL-KNABNER, I.; WIESMEIER, M. (2019): Controlling factors of organic carbon stocks in agricultural topsoils and subsoils of Bavaria. *Soil and Tillage Research*, Jg. 192, Nr. 9 (September), S. 22–32
- [114] MÖLLER, K. (2015): Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Jg. 35, Nr. 3, S. 1021–1041
- [115] MÖLLER, K.; MÜLLER, T. (2012): Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth. A review. *Engineering in Life Sciences*, Jg. 12, Nr. 3, S. 242–257
- [116] MÖLLER, K.; PETROVA, I.; HÄFNER, F. (2018): Einfluss von Substrat und Gärrestaufbereitung auf Nährstoffzusammensetzung und Düngewirkung von Gärresten. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) (Hrsg.): Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen. 3. Fachtagung. Berlin, 3.–4. Juli. Gülzower Fachgespräche, Nr. 57. Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), S. 41–51

- [117] MÖLLER, K.; SCHULTHEIß, U.; WULF, S.; SCHIMMELPFENNIG, S. (2019): Düngung mit Gärresten. Eigenschaften – Ausbringung – Kosten. KTBL-Heft, Nr. 126. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), 64 Seiten
- [118] MÖLLER, K.; STINNER, W. (2009): Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy*, Nr. 30, Nr. 1, S. 1–16
- [119] MÜLLER, S.; ANSORGE, H.; WEIGERT, I. (1991): Einfluß der Stickstoffdüngung auf Ertrag, Ertragsstruktur und N-Verwertung von Winterweizen – Möglichkeiten und Grenzen der Bestandsführung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, Jg. 154, Nr. 2, S. 115–119
- [120] MÜNCH, J. (2008): Nachhaltig nutzbares Getreidestroh in Deutschland. Ifeu Positionspapier. Heidelberg: ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, 6 Seiten URL: www.bv_pflanzenoele.de/pdf/IFEU_Positionspapier_Stroh.pdf (Stand: 28.01.2010)
- [121] NIELSEN, K.; BERMEJO, G.; KRÜCK, S.; ELLMER, F. (2013): Humusreproduktion durch Gärreste. *LOP – Landwirtschaft ohne Pflug*, Jg. 2013, Nr. 11, S. 28–32
- [122] NIELSEN, K.; HOFFMANN, M.; HÜBNER, A.; MUSKOLUS, A.; ELLMER, F. (2018): Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit beim Einsatz von Gärprodukten aus Biogasanlagen. Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte an der Humboldt-Universität zu Berlin (IASP) (Hrsg.), 144 Seiten
- [123] OBERHOLZER, H.-R.; SCHEID, S. (2007): Bodenmikrobiologische Kennwerte. Erfassung des Zustands landwirtschaftlicher Böden im NABO-Referenzmessnetz anhand biologischer Parameter. *Umweltwissen*, Nr. 23-07. Bern: Bundesamt für Umwelt, 76 Seiten
- [124] PAIN, B. F.; PHILLIPS, V. R.; CLARKSON, C. R.; KLARENBECK, J. V. (1989): Loss of Nitrogen through Ammonia Volatilisation during and following the Application of Pig or Cattle Slurry to Grassland. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, Jg. 47, Nr. 1, S. 1–12
- [125] PAIN, B. F.; THOMPSON, R. B.; REES, Y. J.; SKINNER, J. H. (1990): Reducing Gaseous Losses of Nitrogen from Cattle Slurry Applied to Grassland by the Use of Additives. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, Jg. 50, S. 141–153
- [126] PELOSI, C.; BERTRAND, M.; CAPOWIEZ, Y.; BOIZARD, H.; ROGER-ESTRADE, J. (2009): Earthworm collection from agricultural fields. Comparisons of selected expellants in presence/absence of hand-sorting. *European Journal of Soil Biology*, Jg. 45, Nr. 2, S. 176–183
- [127] PERETZKI, F.; MÜLLER, C.; DITTMANN, T. (2005): Düngerfabrik Biogasanlage. *Wochenblatt-Serie „Biogas“*, Teil 9: Düngen mit Gärrückständen. Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt, Jg. 195, Nr. 7, S. 42–44
- [128] PINHEIRO, J.; BATES D.; DEBROY, S.; SARKAR, D.; R CORE TEAM (2019): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-139, Manual, 335 Seiten

- [129] PLATEN, R.; GLEMNITZ, M. (2016): Does digestate from biogas production benefit to the numbers of springtails (Insecta: Collembola) and mites (Arachnida: Acari)? *Industrial Crops and Products*, Jg. 85, Nr. 7 (July), S. 74–83
- [130] PODMIRSEG, S. M.; WALDHUBER, S.; KNAPP, B. A.; INSAM, H.; GOBERNA, M. (2019): Robustness of the autochthonous microbial soil community after amendment of cattle manure or its digestate. *Biology and Fertility of Soils*, Jg. 55, Nr. 6, S. 565–576
- [131] POEPLAU, C.; DON, A. (2015): Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Jg. 200, Nr. 2, S. 33–41
- [132] POEPLAU, C.; DON, A.; VESTERDAL, L.; LEIFELD, J.; WESEMEL, B. A. v.; SCHUMACHER, J.; GENSIOR, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, Jg. 17, Nr. 7, S. 2415–2427
- [133] POMMERESCHE, R.; LØES, A.-K.; TORP, T. (2017): Effects of animal manure application on springtails (Collembola) in perennial ley. *Applied Soil Ecology*, Jg. 110, Nr. 2 (February), S. 137–145
- [134] POWLSON, D. S.; BROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, B. T. (1987): Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology & Biochemistry*, Nr. 19, Nr. 2, S. 159–164
- [135] POWLSON, D. S.; GLENDINING, M. J.; COLEMAN, D.; WITHMORE, A. P. (2011): Implications for Soil Properties of Removing Cereal Straw: Results from Long-Term Studies. *Agronomy Journal*, Jg. 103, Nr. 1, S. 279–287
- [136] PRAYS, N. (2018): Effects of Biogas Residues on Yield Formation and Soil Organic Carbon Stocks. Dissertation. Berlin: Technische Universität Berlin, 123 Seiten
- [137] QUAKERNACK, R., PACHOLSKI, A.; TECHOW, A.; HERRMANN, A.; TAUBE, F.; KAGE, H. (2012): Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Jg. 160, Nr. 10 (Oktober), S. 66–74
- [138] R CORE TEAM (2019): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/> (Stand: 2019)
- [139] REINHOLD, G.; KLIMANEK, E.-M.; BREITSCHUH, G. (1991): Zum Einfluss der Biogaserzeugung auf Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik von Gülle. *Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde*, Jg. 35, S. 129–137
- [140] REINHOLD, G.; ZORN, W. (2008): Eigenschaften und Humuswirkung von Biogasgülle. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (VDLUFA) (Hrsg.): Kongressband 2008, Vorträge zum Generalthema: Erhöhte Biomassenachfrage – eine neue Herausforderung für die Landwirtschaft. 120. VDLUFA Kongress. Jena, 16.–19. September. VDLUFA-Schriftenreihe, Nr. 64. Darmstadt: VDLUFA-Verlag, S. 404–409, ISBN 978-3-941273-05-4
- [141] REINHOLD, G.; ZORN, W. (2015): Eigenschaften von Gärresten und deren Wirkung auf Ertrag und Bodeneigenschaften. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) (Hrsg.): Pflanzenbauliche Verwertung von Gärückständen aus Biogas-

- anlagen. Gülzower Fachgespräche, Nr. 51. Berlin, 10.–11. März. Berlin: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), S. 73–86
- [142] REINHOLD, G.; ZORN, W. (2015): Wirtschaftsdünger und Gärprodukte – Eigenschaften im Kontext der Biogaserzeugung und Düngung. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) (Hrsg.): Biogas in der Landwirtschaft – Stand und Perspektiven. FNR/KTBL-Kongress. Potsdam, 22.–23. September. KTBL-Schrift, Nr. 508. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), S. 298–306, ISBN 978-3-945088-07-4
- [143] REINHOLD, J. (2006): Eine Möglichkeit der Ableitung der Stickstoffwirksamkeit organischer Dünger aus stofflicher Zusammensetzung und Humusreproduktionsleistung einschließlich Auswirkungen auf die betriebliche Stickstoffbilanz. In: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.): Kongressband 2005 Bonn. Kreislaufwirtschaft mit der Landwirtschaft – quo vadis. Bonn, 27.–29. September. VDLUFA-Schriftenreihe, Nr. 61. Speyer: VDLUFA-Verlag, S. 342–349
- [144] REITZ, P.; KUTZBACH H. D. (1998): Ammoniakemissionen nach der Flüssigmistausbringung. Einfluss verschiedener Flüssigmistvorbehandlungen. Landtechnik, Jg. 53, Nr. 6, S. 368–369
- [145] RÖMBKE, J.; JÄNSCH, S.; ROß-NICKOLL, M.; TOSCHKI, A.; HÖFER, H.; HORAK, F.; RUSSEL, D.; BURKHARDT, U.; SCHMITT, H. (2012): Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Umweltbundesamt Texte, Nr. 33. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt, 390 Seiten, ISSN 1862-4804
- [146] ROßBERG, D.; MICHEL, V.; GRAF, R.; NEUKAMPF, R. (2007): Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, Jg. 59, Nr. 7, S. 155–161
- [147] ROWELL, D. L. (1997): Bodenkunde. Berlin, Heidelberg: Springer, 614 Seiten, ISBN 978-3-642-63848-0
- [148] RUSEK, J. (1998): Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. Biodiversity and Conservation, Jg. 7, Nr. 9, S. 1207–1219
- [149] SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G. W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K.; THIELE-BRUHN, S.; WELP, G.; WILKE, B.-M. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 569 Seiten, ISBN 978-3-8274-1444-1
- [150] SCHLÜTER, S.; WELLER, U.; VOGEL, H.-J. (2011): Soil-structure development including seasonal dynamics in a long-term fertilization experiment. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, Jg. 174, Nr. 3, S. 395–403
- [151] SCHÖNBERGER, H. (2011): Weizen nach Mais – so gelingt's! Top agrar, Nr. 10, S. 60–63
- [152] SENSEL, K.; WRAGGE, V.; ELLMER, F. (2009): Pflanzenbauliche Nutzung von Gärprodukten. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) (2009): Gärrestaufbereitung für eine pflanzenbauliche Nutzung. Stand und F+E-Bedarf, 21. Januar. Gülzower Fachgespräche, Nr. 30. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), 166 Seiten, ISBN 978-9803927-6-4

- [153] SINGH, B. P.; SETIA, R.; WIESMEIER, M.; KUNHIKRISHNAN, A. (2018): Agricultural Management Practices and Soil Organic Carbon Storage. In: Singh, B. K. (Hrsg.): Soil Carbon Storage. London: Academic Press, S. 207–244, ISBN 978-0128127667
- [154] SIZMUR, T.; MARTIN, E.; WAGNER, K.; PARMENTIER, E.; WATTS, C.; WHITMORE, A. P. (2017): Milled cereal straw accelerates earthworm (*Lumbricus terrestris*) growth more than selected organic amendments. *Applied Soil Ecology*, Jg. 113, Nr. 5 (Mai) S. 166–177
- [155] SOMMER, S. G.; GÉNERMONT, S.; CELLIER, P.; HUTCHINGS, N. J.; OLESEN, J. E.; MORVAN, T. (2003): Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, Jg. 19, Nr. 4, S. 465–486
- [156] SOMMER, S. G.; HUTCHINGS, N. J. (2001): Ammonia emission from field applied manure and its reduction – invited paper. *European Journal of Agronomy*, Nr. 15, S. 1–15
- [157] SÜß, H. (2009): Gülle bodennah ausbringen. Aktionstag in Bayreuth zeigte Bandbreite der Ausbringtechnik. *Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt*, Jg. 199, Nr. 18, S. 49–51
- [158] THOMSEN, I. K.; CHRISTENSEN, B. T. (2004): Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use and Management*, Jg. 20, Nr. 4, S. 432–438
- [159] TISCHLER, W. (1965): *Agrarökologie*. Jena: VEB G. Fischer, 499 Seiten
- [160] UMWELTBUNDESAMT – KOMMISSION BODENSCHUTZ (KBU) (2008): Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. Dessau-Roßlau: Kommission Bodenschutz im Umweltbundesamt (KBU), 81 Seiten, URL: www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/publikationsliste-drucken.php (Stand: 28.01.2010)
- [161] UNTERFRAUNER, H.; SOMITSCH, W.; PETICZKA, R.; BRAUNEIS, S.; SCHLAIPFER, M. (2010): Auswirkung von Biogasgülle auf Bodenparameter. In: Marold, Brigitte (Hrsg.): 2. Umweltökologisches Symposium am 2. - 3. März 2010. [Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft]. Irdning: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (BAL), S. 59–64, ISBN 978-3-902559-41-8
- [162] VOELKNER, A.; HOLTHUSEN, D.; HORN, R. (2015): Determination of soil dispersion caused by anaerobic digestates. Interferences of pH and soil charge with regard to soil texture and water content. *Journal of Soils and Sediments*, Jg. 15, Nr. 7, S. 1491–1499
- [163] WALTER, R.; BURMEISTER, J.; WOLFRUM, S. (2017): Maisanbau regenwurmfreundlich gestalten – auf Bodenruhe und gute Humusversorgung achten. *Mais*, Jg. 44, Nr. 4, S. 181–185
- [164] WALTER, R.; BURMEISTER, J.; WOLFRUM, S.; BRANDHUBER, R. (2017): Die Leistungen der Regenwürmer trotz Klimawandel erhalten. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.): 15. Kulturlandschaftstag: Landwirtschaft im Klimawandel – Lösungen, die Geld sparen. 1. Aufl., November, LfL-Schriftenreihe, Nr. 5. Freising-Weihenstephan; Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), S. 31–43
- [165] WENDLAND, M.; DIEPOLDER, M.; CAPRIEL, P. (2007): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. 8., überarb. Aufl. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Agrarökologie (Hrsg.). Freising-München: Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (LWG); Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich

- Land- und Ernährungswirtschaft; Zentralinstitut für Ernährungs- und Lebensmittel-forschung (ZIEL), Abteilung Bioanalytik. LfL-Information – Gelbes Heft, 64 Seiten
- [166] WENDLAND, M.; DIEPOLDER, M.; OFFENBERGER, K.; RASCHBACHER, S. (2018): Leitfa-den für die Düngung von Acker- und Grünland. Stand: Januar 2018. 14. Aufl. Baye-rische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.). Freising-Weihenstephan: Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz. LfL-Information – Gelbes Heft, 98 Seiten
- [167] WENDLAND, M.; LICHTI, F. (2012): Biogasgärreste. Einsatz von Gärresten aus der Biogasproduktion als Düngemittel. Freising: Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und landwirtschaftliches Bauwesen in Bayern e. V. (ALB Bayern e. V.) (Hrsg.), 15 Sei-ten
- [168] WESEMAEL, B. v.; CHARTIN, C.; WIESMEIER, M.; LÜTZOW, M. v.; HOBLEY, E.; CARNOL, M.; KRÜGER, I.; CAMPION, M.; KÖGEL-KNABNER, I. (2019): An indicator for organic mat-ter dynamics in temperate agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environ-ment*, Jg. 274, Nr. 3 (March), S. 62–75
- [169] WETZLER, H. (2008): Mit Gärresten aus Biogasanlagen Mineraldünger einsparen. *Die Zuckerrüben Zeitung (dzz)*, Nr. 2, Seite 17
- [170] WHALEN, J. K.; PARMELEE, R. W.; EDWARDS, C. A. (1998): Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fer-tilizer amendments. *Biology and Fertility of Soils*, Jg. 27, Nr. 4, S. 400–407
- [171] WIESMEIER, M.; LÜTZOW, M. v.; SPÖRLEIN, P.; GEUß, U.; HANGEN, E.; REISCHL, A.; SCHILLING, B.; KÖGEL-KNABNER, I. (2015): Land use effects on organic carbon stor-age in soils of Bavaria. The importance of soil types. *Soil and Tillage Research*, Jg. 146, S. 296–302
- [172] WIESMEIER, M.; POEPLAU, C.; SIERRA, C. A.; MAIER, H.; FRÜHAUF, C.; HÜBNER, R.; KÜHNEL, A.; SPÖRLEIN, P.; GEUß, U.; HANGEN, E.; SCHILLING, B.; LÜTZOW, M. v.; KÖGEL-KNABNER, I. (2016): Projected loss of soil organic carbon in temperate agri-cultural soils in the 21(st) century. Effects of climate change and carbon input trends. *Scientific reports*, Jg. 6, Article Number: 32525
- [173] WILLIAMS, N. D.; PETTICREW, E. L. (2009): Aggregate stability in organically and conventionally farmed soils. *Soil Use and Management*, Jg. 25, Nr. 3, S. 284–292
- [174] WOLFARTH, F.; SCHRADER, S.; OLDENBURG, E.; WEINERT, J.; BRUNOTTE, J. (2011): Earthworms promote the reduction of Fusarium biomass and deoxynivalenol con-tent in wheat straw under field conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, Jg. 43, Nr. 9, S. 1858–1865
- [175] WOLFRUM, S.; THOMAS-RADEMACHER, M.; PAPAJA, S.; REENTS, H.; KAINZ, M.; HÜLS-BERGEN, K. J. (2011): Influence of crop rotation in energy crops and biogas slurry application on earthworm populations. In: Neuhoff, D.; Sohn, S. M.; Ssekyewa, C.; Halberg, N.; Rasmussen, I. A. (Hrsg.): *Organic is Life Knowledge for Tomorrow – Proceedings of the Third Scientific Conference, 28.09.–01.10., Namyangju, Korea, Vol. 2*. Bonn: International Society of Organic Agriculture Research (ISOFAR), S. 303–306
- [176] WRAGGE, V. (2013): Gärprodukte aus Biogasanlagen im pflanzenbaulichen Stoff-kreislauf. Dissertation. Berlin: Humboldt-Universität, Landwirtschaftliche-Gärtnerische Fakultät, 153 Seiten

- [177] ZHENG, X.; FAN, J.; CUI, J.; WANG, Y.; ZHOU, J.; YE, M.; SUN, M. (2016): Effects of biogas slurry application on peanut yield, soil nutrients, carbon storage, and microbial activity in an Ultisol soil in southern China. *Journal of Soils and Sediments*, Jg. 16, Nr. 2, S. 449–460
- [178] ZIRKLER, D. (2015): Biogas residues: Elemental composition, effects on organic matter mineralisation and P dynamics in soil. Dissertation. Berlin: Technische Universität Berlin, 138 Seiten
- [179] ZUUR, A. F. (2011): Mixed effects models and extensions in ecology with R. *Statistics for biology and health*. New York, NY: Springer, 574 Seiten, ISBN 1-441-92764-6

Anhang

Tabelle 26: Saattermine und Sorten der in den Parzellenversuchen abwechselnd angebauten Kulturen Silomais und Winterweizen

Kultur/ Jahr	Straubing		Aholting		Reuth		Röckingen	
	Sorte	Saatter- min	Sorte	Saatter- min	Sorte	Saatter- min	Sorte	Saatter- min
Silomais								
2009	PR38H20 (S260)	08.05. 2009	PR38H20 (S260)	09.05. 2009	Ronaldinio (S240)	24.04. 2009	Ronaldinio (S240)	24.04. 2009
2011	Fernandez (S250)	19.04. 2011	Fernandez (S250)	18.04. 2011	Fernandez (S250)	19.04. 2011	Fernandez (S250)	20.04. 2011
2013	Fernandez (S250)	02.05. 2013	Fernandez (S250)	29.04. 2013	Fernandez (S250)	07.05. 2013	Fernandez (S250)	26.04. 2013
2015	Fernandez (S250)	30.04. 2015	Fernandez (S250)	27.03. 2015	Fernandez (S250)	23.04. 2015	Fernandez (S250)	23.04. 2015
2017	Fernandez (S250)	11.05. 2017	Fernandez (S250)	11.05. 2017	ES Metro- nom (S240)	26.05. 2017	Torres (S250)	12.05. 2017
Winterweizen								
2010	Hermann (C)	20.10. 2009	Hermann (C)	20.10. 2009	Hermann (C)	21.10 2009	Hermann (C)	21.10 2009
2012	Hermann (C)	20.10. 2011	Hermann (C)	21.10. 2011	Hermann (C)	25.10. 2011	Hermann (C)	14.10. 2011
2014	Hermann (C)	22.10. 2013	Hermann (C)	23.10. 2013	Hermann (C)	22.10. 2013	Hermann (C)	26.10. 2013
2016	Hermann (C)	23.10. 2015	Hermann (C)	23.10. 2015	Hermann (C)	13.10. 2015	Hermann (C)	13.10. 2015
2018	Elixer (C)	17.10. 2017	Elixer (C)	16.10. 2017	Elixer (C)	20.10. 2017	Elixer (C)	16.10. 2017

Tabelle 27: Überschuss (+) bzw. Defizit (-) der ertragsabhängigen Gärrest- bzw. Rindergülle rückführung zu Versuchsende

Versuchsstandort	Gärrest – Stroh/ Gärrest + Stroh	max. Gärrest – Stroh	Rindergülle + Stroh
Einheit	kg N _{ges}	kg N _{ges}	kg N (im Anwen- dungsjahr anrechenbar)
Straubing	-41	-40	-11
Aholting	-25	-16	-18
Reuth	-9	-92	-62
Röckingen	+14	-41	-79

Tabelle 28: Probenahmeterminale, Stichproben je Standort (n) und beprobte Varianten für die Untersuchungen der Regenwurmfauna

Jahr	Straubing	Aholting	Röckingen	Reuth	N	Methode	Varianten
2009	22.04.	21.04.	25.03.	24.03.	48	A	miner. – Stroh, Gärrest – Stroh, Gärrest + Stroh, Rindergülle + Stroh
2012	10./ 11.04.	11./ 12.04.	17./ 19.04.	16./ 17.04.	40	K	miner. – Stroh, Gärrest – Stroh, Gärrest + Stroh, max. Gärrest – Stroh, Rindergülle + Stroh
2014	15./ 16.04.	16./ 17.04.	29./ 30.04.	23./ 24.04.	48	K	alle
2016	12./ 13.04.	13./ 14.04.	19./ 20.04.	03./ 04.05.	48	K	alle
2018	11./ 12.04	17./ 18.04	02./ 03.05	25./ /26.04	48	K	alle

A: Austreibungsmethode, je Stichprobe auf 0,25 m²

K: Kombination aus Austreibung (0,5 m²) mit anschließender Handauslese (0,1 m²)

Tabelle 29: Probenahmeterminale, Stichproben je Standort (n) und beprobte Varianten für die Untersuchungen der Bodenmesofauna

Jahr	Straubing	Aholting	Röckingen	Reuth	n	Varianten
2009	23.04.	23.04.	26.03.	26.03.	40	ohne: miner. + Stroh, max. Gärrest – Stroh
2012	10.04.	10.04.	17.04.	17.04.	40	ohne: miner. + Stroh
2013	23.09.	10.09.	–	03.09. 13.09.	40	ohne: miner. + Stroh
2014	12.05.	15.05.	02.06.	02.06.	40	ohne: miner. + Stroh
2015	02.05.	–	–	–	72	nur: + Stroh
2016	02.05.	02.05.	12.05.	12.05.	40	ohne: miner. + Stroh
2017	–	31.05. 17.08.	–	–	72	nur: + Stroh
2018	18.06.	18.06.	22.05.	22.05.	40	ohne: miner. + Stroh

Tabelle 30: Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Gärreste in Straubing (Sr) und Aholting (Aho) (VK = Variationskoeffizient)

Jahr	Termin (Ort)	TS	org. Sub.	pH	N _{ges}	NH ₄ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	Na	CaO	S	XF
Einheit		kg/m ³	kg/m ³		kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	% TS
2009	1	14,7	7,5	8,2	3,0	2,5	0,5	2,4					
2010	1 (Aho)	62,3	45,8	7,5	4,9	2,7	1,8	4,5					
	1 (Sr) + 2 (Aho)	52,7	35,8	7,6	4,8	3,0	1,2	5,7					
2011	1	80,2	52,7	7,4	5,2	2,5	1,6	3,5					
2012	1	55,7	35,2	7,5	3,7	2,1	1,5	6,0					
	2	55,3	35,9	7,7	3,6	1,9	1,3	5,8					
2013	1 (Sr)	46,3	30,4	8,0	3,5	2,0	1,3	5,0	0,5		1,7	0,3	7,4
	1 (Aho)	38,5	25,4	8,0	3,2	1,7	0,9	4,7	0,3		1,3	0,3	7,4
2014	1 + 2	26,0	16,1	7,7	2,5	1,4	0,6	3,2	0,3	0,1	1,0		6,1
2015	1 + 2 (Sr)	18,5	11,0	7,8	1,7	1,0	0,3	3,8	0,1	0,1	0,7	0,1	
	1 + 2 (Aho)	23,0	13,9	7,8	1,8	1,0	0,5	3,5	0,2	0,1	0,9	0,2	
2016	1	29,8	21,0	7,7	3,1	2,0	0,4	4,3	0,1	0,1	0,7		2,2
2017	1	29,6	19,1	7,7	3,5	2,3	0,8	2,7	0,3		1,0	0,2	7,6
2018	1	32,6	21,0	7,2	3,7	2,3	0,7	3,3	0,3	0	1,0	0,2	
Mittel		40,4	26,5	7,7	3,4	2,0	1,0	4,2	0,3	0,1	1,0	0,2	6,2
Min		14,7	7,5	7,2	1,7	1,0	0,3	2,4	0,1	0,0	0,7	0,1	2,2
Max		80,2	52,7	8,2	5,2	3,0	1,8	6,0	0,5	0,1	1,7	0,3	7,6
VK (%)		47	50	3	30	29	51	28	50	56	32	35	37

Tabelle 31: Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Gärreste in Reuth (VK = Variationskoeffizient)

Jahr	Termin	TS	org. Sub.	pH	N _{ges}	NH ₄ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	Na	CaO	S	XF
Einheit		kg/m ³	kg/m ³		kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	% TS
2009	1	54,3	40,5	7,5	3,6	2,3	1,4	4,9					
2010	1	57,2	42,4	7,5	4,0	2,8	1,7	5,3					
2011	1		23,5	7,7	4,0	2,5	1,8	5,0					
2012	1	67,9	51,8	7,5	3,9	2,4	2,1	5,5					
	2	63,5	48,1	7,6	3,9	2,4	1,9	5,3					
2013	1	64,1	48,5	7,7	3,9	2,4	1,6	5,2	1,0		1,7	0,3	14,4
2014	1	61,1	45,9	7,8	4,2	2,7	1,8	5,0	0,8	0,2	1,5		14,2
2015	1	65,2	48,5	7,7	4,5	2,8	1,8	5,1	0,9	0,2	1,8		12,8
2016	1	56,9	41,7	7,6	4,5	3,0	1,7	5,6	0,8	0,2	1,6		12,0
2017	1	55,2	40,1	7,8	4,5	3,1	1,6	5,0	0,7	0,1	1,3		
2018	1	75,3	56,2	7,6	4,3	2,7	2,2	5,4	1,2	0,2	2,1		
Mittel		62,1	44,3	7,6	4,1	2,6	1,8	5,2	0,9	0,2	1,7	0,3	13,4
Min		54,3	23,5	7,5	3,6	2,3	1,4	4,9	0,7	0,1	1,3	0,3	12,0
Max		75,3	56,2	7,8	4,5	3,1	2,2	5,6	1,2	0,2	2,1	0,3	14,4
VK (%)		11	19	1	7	10	13	4	20	25	16		9

Tabelle 32: Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Gärreste in Röckingen (VK = Variationskoeffizient)

Jahr	Termin (Biogas- anlage)	TS	org. Sub.	pH	N _{ges}	NH ₄ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	Na	CaO	S	XF
Einheit		kg/m ³	kg/m ³		kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	% TS
2009	1 (Bga 1)	77,4	53,9	8,4	5,3	3,6	1,7	5,9					
2010	1 (Bga 1)	70,9	48,6	7,9	5,3	3,6	1,6	6,1					
2011	1 (Bga 1)		16,1	7,8	3,8	2,7	1,2	4,2					
2012	1 (Bga 1)	69,2	50,4	7,8	4,2	2,9	2,1	6,4					
	2 (Bga 1)	64,6	47,4	7,6	4,4	2,9	1,7	6,1					
2013	1 (Bga 2)	53,3	37,5	7,8	3,7	2,5	1,5	4,3	0,8		2,4	0,3	17,1
2014	1 (Bga 2)	66,0	46,2	7,7	4,4	2,9	1,7	5,3	0,9	0,2	3,7		15,3
2015	1 (Bga 2)	60,0	42,3	7,8	4,1	3,2	1,6	4,4	1,0	0,2	3,1		15,4
2016	1 (Bga 2)	61,2	43,6	7,4	4,4	2,9	1,5	4,4	0,9	0,2	3,2		17,6
2017	1 (Bga 2)	57,4	40,4	7,7	3,7	2,5	1,4	4,2	0,8	0,2	3,0		
2018	1 (Bga 2)	73,0	50,7	7,5	4,4	2,7	1,9	5,5	1,1	0,3	3,9		
Biogasanlage 1													
Mittel		70,5	43,3	7,9	4,6	3,1	1,7	5,7					
Min		64,6	16,1	7,6	3,8	2,7	1,2	4,2					
Max		77,4	53,9	8,4	5,3	3,6	2,1	6,4					
VK (%)		8	36	4	15	14	19	16					
Biogasanlage 2													
Mittel		61,8	43,5	7,7	4,1	2,8	1,6	4,7	0,9	0,2	3,2	0,3	16,3
Min		53,3	37,5	7,4	3,7	2,5	1,4	4,2	0,8	0,2	2,4	0,3	15,3
Max		73,0	50,7	7,8	4,4	3,2	1,9	5,5	1,1	0,3	3,9	0,3	17,6
VK (%)		11	11	2	8	10	11	12	13	20	17		7

Tabelle 33: Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Rindergülle in Straubing (Sr) und Aholting (Aho) (VK = Variationskoeffizient)

Jahr	Termin (Ort)	TS	org. Sub.	pH	N _{ges}	NH ₄ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	Na	CaO	S	XF
Einheit		kg/m ³	kg/m ³		kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	% TS
2009	1	82,9	59,2	6,8	4,0	2,4	1,7	3,9					
2010	1 (Aho)	100,0	87,0	6,3	3,8	1,6	1,7	3,6					
	1 (Sr) + 2 (Aho)	83,0	70,8	6,3	3,6	1,9	1,5	3,7					
2011	1	87,5	63,5	6,8	4,6	3,0	1,7	4,6					
2012	1	91,7	74,0	6,8	3,9	2,3	1,9	4,2					
2013	1 (Sr)	83,8	71,1	6,8	2,9	1,4	1,3	4,1	0,8		1,5	0,3	19,7
	1 (Aho)	73,7	61,2	7,0	3,4	2,0	1,4	4,0	0,8		1,2	0,3	19,7
2014	1	81,2	76,8	7,8	3,3	1,6	1,3	3,6	0,9	0,2	1,7		20,1
2015	1 (Sr)	69,6	56,7	6,9	2,8	1,5	1,2	4,5	0,8	0,1	1,6	0,3	
	1 (Aho)	77,5	63,0	6,8	2,8	1,4	1,3	4,4	0,9	0,1	1,7	0,3	
2016	1	90,9	73,0	6,7	2,6	1,3	1,2	3,8	1,0	0,3	2,8		20,0
2017	1	61,0	46,3	6,9	2,5	1,3	0,9	2,8	0,7		2,0	0,2	20,3
2018	1	91,6	71,4	6,9	3,9	1,8	1,6	4,1	1,2	0,5	3,0	0,4	
Mittel		82,6	67,2	6,8	3,4	1,8	1,4	3,9	0,9	0,2	1,9	0,3	20,0
Min		61,0	46,3	6,3	2,5	1,3	0,9	2,8	0,7	0,1	1,2	0,2	19,7
Max		100,0	87,0	7,8	4,6	3,0	1,9	4,6	1,2	0,5	3,0	0,4	20,3
VK (%)		13	15	5	19	28	19	12	17	70	33	21	1

Tabelle 34: Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Rindergülle in Reuth (VK = Variationskoeffizient)

Jahr	Termin	TS	org. Sub.	pH	N _{ges}	NH ₄ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	Na	CaO	S	XF
Einheit		kg/m ³	kg/m ³		kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	% TS
2009	1	74,8	59,2	7,1	3,8	2,1	1,5	4,2					
2010	1	91,8	72,9	7,2	4,4	2,5	1,8	5,0					
2011	1	94,4	39	7,5	4,8	2,6	2,0	5,3					
2012	1	86,2	66,6	7,3	4,0	2,4	1,9	5,0					
2013	1	67,3	53,2	7,3	3,0	1,7	1,3	3,5	1,1		2,0	0,4	17,8
2014	1	92,9	72,6	7,4	4,4	2,5	2,0	4,7	1,4	0,8	2,9		16,8
2015	1	70,9	55,7	7,0	3,7	2,2	1,4	3,7	1,1	0,5	2,1		18,9
2016	1	89,7	71,6	7,2	4,4	2,5	1,9	4,2	1,7	0,8	3,1		17,5
2017	1	31,5	22,6	7,0	2,6	1,7	0,7	1,5	0,5	0,3	0,8		
2018	1	11,5	7,0	7,3	1,1	0,9	0,3	1,8	0,2	0,2	0,5		
Mittel		71,1	52,0	7,2	3,6	2,1	1,5	3,9	1,0	0,5	1,9	0,4	17,7
Min		11,5	7,0	7,0	1,1	0,9	0,3	1,5	0,2	0,2	0,5	0,4	16,8
Max		94,4	72,9	7,5	4,8	2,6	2,0	5,3	1,7	0,8	3,1	0,4	18,9
VK (%)		40	43	2	31	25	39	34	56	53	56		5

Tabelle 35: Stoffliche Zusammensetzung der während der Versuchslaufzeit von 2009 bis 2018 ausgebrachten Rindergülle in Röckingen (VK = Variationskoeffizient)

Jahr	Termin (Betrieb)	TS	org. Sub.	pH	N _{ges}	NH ₄ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	Na	CaO	S	XF
Einheit		kg/m ³	kg/m ³		kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	% TS
2009	1 (Betr. 1)	76,0	60,1	6,9	3,3	1,8	1,6	4,0					
2010	1 (Betr. 1)	80,1	64,7	6,8	3,5	1,8	1,7	4,4					
2011	1 (Betr. 1)	88,8	36,2	7,4	3,9	2,0	1,9	5,0					
2012	1 (Betr. 1)	77,2	61	7,3	3,6	2,0	1,9	4,9					
2013	1 (Betr. 1)	76,9	62,7	7,1	3,3	1,7	1,6	4,1	0,9		1,8	0,4	16,4
2014	1 (Betr. 1)	69,2	55,0	7,3	3,4	1,8	1,4	3,6	0,8	0,2	1,9		17,4
2015	1 (Betr. 1)	48,6	39,8	6,8	2,1	1,0	1,0	2,5	0,6	0,1	1,1		13,4
2016	1 (Betr. 1)	111,6	77,5	6,7	3,8	1,9	1,9	4,1	1,6	0,3	14,1		19,1
2017	1 (Betr. 2)	63,8	45,1	6,9	3,2	1,7	1,0	2,5	0,9	0,2	6,5		
2018	1 (Betr. 2)	106,3	75,7	7,1	4,2	2,2	1,8	4,1	1,5	0,5	11,0		
Betrieb 1													
Mittel		78,6	57,1	7,0	3,4	1,8	1,6	4,1	1,0	0,2	4,7	0,4	16,6
Min		48,6	36,2	6,7	2,1	1,0	1,0	2,5	0,6	0,1	1,1	0,4	13,4
Max		111,6	77,5	7,4	3,9	2,0	1,9	5,0	1,6	0,3	14,1	0,4	19,1
VK (%)		23	24	4	17	18	19	19	45	50	132		14
Betrieb 2													
Mittel		85,1	60,4	7,0	3,7	2,0	1,4	3,3	1,2	0,4	8,8		
Min		63,8	45,1	6,9	3,2	1,7	1,0	2,5	0,9	0,2	6,5		
Max		106,3	75,7	7,1	4,2	2,2	1,8	4,1	1,5	0,5	11,0		
VK (%)		35	36	2	19	18	40	34	35	61	36		

Tabelle 36: Ausbringmengen an Gärrest und Rindergülle in den organisch gedüngten Varianten an den vier Versuchsstandorten während des Versuchszeitraums von 2009 bis 2018

Variante/ Jahr	Termin	Straubing		Aholting		Reuth		Röckingen	
		Menge	Datum	Menge	Datum	Menge	Datum	Menge	Datum
	Einheit	m ³ /ha							
Variante Gärrest – Stroh/Gärrest + Stroh									
2009	1	32,2	05.05.	29,3	28.04.	31,4	21.04.	23,9	21.04.
2010	1	29,0	13.04.	29,2	07.04.	28,0	08.04.	18,0	08.04.
2010	2			7,7	13.04.				
2011	1	44,8	18.04.	32,6	15.04.	27,1	14.04.	39,3	14.04.
2012	1	30,9	22.03.	22,5	22.03.	29,2	29.03.	33,2	28.03.
2013	1	50,0	29.04.	40,0	26.04.	34,5	24.04.	36,2	24.04.
2014	1	62,5	21.03.	54,7	19.03.	27,0	27.03.	28,1	27.03.
2015	1	100,0	16.03.			20,2	21.04.	29,0	21.04.
2015	2	21,1	23.03.	73,7	23.03.				
2016	1	21,0	05.04.	13,2	05.04.	13,0	11.04.	12,0	11.04.
2017	1	60,0	05.04.	50,0	05.04.	21,5	11.05.	28,6	11.05.
2018	1	29,8	04.04.	28,4	04.04.	35,5	12.04.	28,4	10.04.
Variante max. Gärrest – Stroh									
2009	1	55,2	05.05.	49,5	28.04.	56,9	21.04.	42,7	21.04.
2010	1	49,6	13.04.	46,8	07.04.	56,0	08.04.	36,0	08.04.
2010	2			15,5	13.04.				
2011	1	99,9	18.04.	70,9	15.04.	67,3	14.04.	85,8	14.04.
2012	1	46,0	22.03.	32,7	22.03.	48,3	29.03.	48,5	28.03.
2012	2	46,0	10.05.	37,3	10.05.	24,1	23.04.	24,2	23.04.
2013	1	100,0	29.04.	80,0	26.04.	75,2	24.04.	81,3	24.04.
2014	1	66,6	21.03.	52,0	19.03.	33,0	27.03.	28,1	27.03.
2014	2	33,4	30.04.	26,1	30.04.				
2015	1	100,0	16.03.	80,0	16.03.	64,3	21.04.	49,0	21.04.
2015	2	100,0	23.03.	83,2	23.03.				
2016	1	55,0	05.04.	33,5	05.04.	60,0	11.04.	43,0	11.04.
2017	1	100,0	05.04.	90,0	05.04.	37,5	11.05.	49,0	11.05.
2018	1	52,7	04.04.	61,1	04.04.	84,5	12.04.	59,1	10.04.
Variante Rindergülle + Stroh									
2009	1	37,3	05.05.	33,9	28.04.	25,3	21.04.	33,9	21.04.
2010	1	37,4	13.04.	23,7	07.04.	24,0	08.04.	23,0	08.04.
2010	2			10,2	13.04.				
2011	1	37,3	18.04.	32,7	15.04.	25,1	14.04.	60,2	14.04.
2012	1	34,0	22.03.	29,8	22.03.	27,1	29.03.	52,0	28.03.
2013	1	50,0	29.04.	45,0	26.04.	31,5	24.04.	57,0	24.04.
2014	1	51,7	21.03.	41,6	19.03.	27,0	27.03.	28,0	27.03.
2015	1	66,8	23.03.	27,6	23.03.	29,0	21.04.	40,7	21.04.
2016	1	30,0	05.04.	12,7	05.04.	21,0	11.04.	11,0	11.04.
2017	1	80,0	05.04.	60,0	05.04.	36,0	11.05.	32,0	11.05.
2018	1	37,7	04.04.	33,8	04.04.	43,3	12.04.	33,7	10.04.

Tabelle 37: N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Straubing in den Si-lomaisanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]

Jahr/ Variante	organische N-Düngung		mineralische N-Düngung kg N/ha	N-Düngung gesamt		
	Einheit	N _{ges} kg N/ha		NH ₄ -N kg N/ha	N _{ges} kg N/ha	N-Pflanze kg N/ha
2009						
miner. – Stroh		0	0	150	150	150
miner. + Stroh		0	0	150	150	150
Gärrest – Stroh		97	81	72	169	144
Gärrest + Stroh		97	81	72	169	144
max. Gärrest – Stroh		166	138	30	196	154
Rindergülle + Stroh		149	90	72	221	152
2011						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		233	112	105	338	209
Gärrest + Stroh		233	112	105	338	209
max. Gärrest – Stroh		519	250	30	549	262
Rindergülle + Stroh		172	112	100	272	200
2013						
miner. – Stroh		0	0	160	160	160
miner. + Stroh		0	0	160	160	160
Gärrest – Stroh		175	98	80	255	167
Gärrest + Stroh		175	98	80	255	167
max. Gärrest – Stroh		350	195	30	380	205
Rindergülle + Stroh		143	70	90	233	154
2015						
miner. – Stroh		0	0	160	160	160
miner. + Stroh		0	0	160	160	160
Gärrest – Stroh		206	121	23	229	131
Gärrest + Stroh		206	121	23	229	131
max. Gärrest – Stroh		340	200	0	340	179
Rindergülle + Stroh		187	100	63	250	153
2017						
miner. – Stroh		0	0	190	190	190
miner. + Stroh		0	0	190	190	190
Gärrest – Stroh		210	138	110	320	234
Gärrest + Stroh		210	138	110	320	234
max. Gärrest – Stroh		350	230	30	380	236
Rindergülle + Stroh		200	104	120	320	213

Tabelle 38: *N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Straubing in den Winterweizenanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]*

Jahr/ Variante	organische N-Düngung		mineralische N-Düngung	N-Düngung gesamt		
	Einheit	N _{ges} kg N/ha	NH ₄ -N kg N/ha	kg N/ha	N _{ges} kg N/ha	N-Pflanze kg N/ha
2010						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		139	87	100	239	178
Gärrest + Stroh		139	87	100	239	178
max. Gärrest – Stroh		238	149	30	268	163
Rindergülle + Stroh		135	71	100	235	164
2012						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		114	65	140	254	198
Gärrest + Stroh		114	65	140	254	198
max. Gärrest – Stroh		336	184	50	386	215
Rindergülle + Stroh		133	78	125	258	195
2014						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		156	88	93	249	171
Gärrest + Stroh		156	88	93	249	171
max. Gärrest – Stroh		250	140	76	326	201
Rindergülle + Stroh		171	83	101	272	177
2016						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	185	185	185
Gärrest – Stroh		65	42	160	225	198
Gärrest + Stroh		65	42	160	225	198
max. Gärrest – Stroh		171	110	125	296	223
Rindergülle + Stroh		78	39	145	223	180
2018						
miner. – Stroh		0	0	150	150	150
miner. + Stroh		0	0	150	150	150
Gärrest – Stroh		110	69	90	200	151
Gärrest + Stroh		110	69	90	200	151
max. Gärrest – Stroh		195	121	45	240	153
Rindergülle + Stroh		147	68	80	227	146

Tabelle 39: *N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Aholfing in den Silomaisanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]*

Jahr/ Variante	organische N-Düngung		mineralische N-Düngung	N-Düngung gesamt		
	Einheit	N _{ges} kg N/ha	NH ₄ -N kg N/ha	kg N/ha	N _{ges} kg N/ha	N-Pflanze kg N/ha
2009						
miner. – Stroh		0	0	140	140	140
miner. + Stroh		0	0	140	140	140
Gärrest – Stroh		88	73	69	157	135
Gärrest + Stroh		88	73	69	157	135
max. Gärrest – Stroh		149	124	30	179	141
Rindergülle + Stroh		136	81	69	205	142
2011						
miner. – Stroh		0	0	170	170	170
miner. + Stroh		0	0	170	170	170
Gärrest – Stroh		170	82	105	275	181
Gärrest + Stroh		170	82	105	275	181
max. Gärrest – Stroh		369	177	30	399	195
Rindergülle + Stroh		150	98	100	250	188
2013						
miner. – Stroh		0	0	150	150	150
miner. + Stroh		0	0	150	150	150
Gärrest – Stroh		126	68	75	201	136
Gärrest + Stroh		126	68	75	201	136
max. Gärrest – Stroh		252	136	30	282	152
Rindergülle + Stroh		153	90	95	248	176
2015						
miner. – Stroh		0	0	145	145	145
miner. + Stroh		0	0	145	145	145
Gärrest – Stroh		133	74	62	195	128
Gärrest + Stroh		133	74	62	195	128
max. Gärrest – Stroh		294	163	0	294	146
Rindergülle + Stroh		77	39	105	182	140
2017						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		175	115	110	285	213
Gärrest + Stroh		175	115	110	285	213
max. Gärrest – Stroh		315	207	30	345	215
Rindergülle + Stroh		150	78	120	270	190

Tabelle 40: *N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Aholting in den Winterweizenanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]*

Jahr/ Variante	organische N-Düngung		mineralische N-Düngung	N-Düngung gesamt		
	Einheit	N _{ges} kg N/ha	NH ₄ -N kg N/ha	kg N/ha	N _{ges} kg N/ha	N-Pflanze kg N/ha
2010						
miner. – Stroh		0	0	170	170	170
miner. + Stroh		0	0	170	170	170
Gärrest – Stroh		180	102	100	280	191
Gärrest + Stroh		180	102	100	280	191
max. Gärrest – Stroh		304	173	40	344	195
Rindergülle + Stroh		127	57	100	227	157
2012						
miner. – Stroh		0	0	170	170	170
miner. + Stroh		0	0	170	170	170
Gärrest – Stroh		83	47	135	218	177
Gärrest + Stroh		83	47	135	218	177
max. Gärrest – Stroh		255	140	55	310	180
Rindergülle + Stroh		116	69	120	236	181
2014						
miner. – Stroh		0	0	170	170	170
miner. + Stroh		0	0	170	170	170
Gärrest – Stroh		137	77	94	231	163
Gärrest + Stroh		137	77	94	231	163
max. Gärrest – Stroh		195	109	76	271	174
Rindergülle + Stroh		137	67	106	243	167
2016						
miner. – Stroh		0	0	170	170	170
miner. + Stroh		0	0	165	165	165
Gärrest – Stroh		41	26	145	186	169
Gärrest + Stroh		41	26	135	176	159
max. Gärrest – Stroh		104	67	95	199	155
Rindergülle + Stroh		33	17	145	178	160
2018						
miner. – Stroh		0	0	135	135	135
miner. + Stroh		0	0	135	135	135
Gärrest – Stroh		105	65	80	185	138
Gärrest + Stroh		105	65	80	185	138
max. Gärrest – Stroh		226	141	15	241	141
Rindergülle + Stroh		132	61	70	202	129

Tabelle 41: N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Reuth in den Silomaisanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]

Jahr/ Variante	organische N-Düngung		mineralische N-Düngung	N-Düngung gesamt		
	Einheit	N _{ges} kg N/ha	NH ₄ -N kg N/ha	kg N/ha	N _{ges} kg N/ha	N-Pflanze kg N/ha
2009						
miner. – Stroh		0	0	140	140	140
miner. + Stroh		0	0	140	140	140
Gärrest – Stroh		113	72	80	193	145
Gärrest + Stroh		113	72	80	193	145
max. Gärrest – Stroh		205	131	30	235	147
Rindergülle + Stroh		96	53	80	176	128
2011						
miner. – Stroh		0	0	140	140	140
miner. + Stroh		0	0	140	140	140
Gärrest – Stroh		108	68	80	188	141
Gärrest + Stroh		108	68	80	188	141
max. Gärrest – Stroh		269	168	0	269	151
Rindergülle + Stroh		120	65	80	200	138
2013						
miner. – Stroh		0	0	140	140	140
miner. + Stroh		0	0	140	140	140
Gärrest – Stroh		135	83	69	204	143
Gärrest + Stroh		135	83	69	204	143
max. Gärrest – Stroh		293	180	0	293	162
Rindergülle + Stroh		95	54	102	197	150
2015						
miner. – Stroh		0	0	132	132	132
miner. + Stroh		0	0	132	132	132
Gärrest – Stroh		91	57	97	188	148
Gärrest + Stroh		91	57	97	188	148
max. Gärrest – Stroh		289	180	27	316	188
Rindergülle + Stroh		107	64	67	174	124
2017						
miner. – Stroh		0	0	107	107	107
miner. + Stroh		0	0	107	107	107
Gärrest – Stroh		97	67	62	159	122
Gärrest + Stroh		97	67	62	159	122
max. Gärrest – Stroh		169	116	22	191	126
Rindergülle + Stroh		94	61	32	126	87

Tabelle 42: N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Reuth in den Winterweizenanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]

Jahr/ Variante	organische N-Düngung		mineralische N-Düngung	N-Düngung gesamt		
	Einheit	N _{ges} kg N/ha	NH ₄ -N kg N/ha	kg N/ha	N _{ges} kg N/ha	N-Pflanze kg N/ha
2010						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		112	78	135	247	205
Gärrest + Stroh		112	78	135	247	205
max. Gärrest – Stroh		224	157	90	314	230
Rindergülle + Stroh		106	60	120	226	174
2012						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		114	70	120	234	183
Gärrest + Stroh		114	70	120	234	183
max. Gärrest – Stroh		282	174	33	315	189
Rindergülle + Stroh		108	65	133	241	191
2014						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		113	73	144	257	209
Gärrest + Stroh		113	73	144	257	209
max. Gärrest – Stroh		139	89	130	269	210
Rindergülle + Stroh		119	68	140	259	200
2016						
miner. – Stroh		0	0	178	178	178
miner. + Stroh		0	0	178	178	178
Gärrest – Stroh		59	39	148	207	183
Gärrest + Stroh		59	39	148	207	183
max. Gärrest – Stroh		270	180	36	306	197
Rindergülle + Stroh		92	53	141	233	188
2018						
miner. – Stroh		0	0	139	139	139
miner. + Stroh		0	0	139	139	139
Gärrest – Stroh		153	96	53	206	139
Gärrest + Stroh		153	96	53	206	139
max. Gärrest – Stroh		363	228	0	363	204
Rindergülle + Stroh		48	39	107	155	142

Tabelle 43: N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Röckingen in den Si-lomaisanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]

Jahr/ Variante	organische N-Düngung		mineralische N-Düngung kg N/ha	N-Düngung gesamt		
	Einheit	N _{ges} kg N/ha		NH ₄ -N kg N/ha	N _{ges} kg N/ha	N-Pflanze kg N/ha
2009						
miner. – Stroh		0	0	140	140	140
miner. + Stroh		0	0	140	140	140
Gärrest – Stroh		127	86	69	196	146
Gärrest + Stroh		127	86	69	196	146
max. Gärrest – Stroh		226	154	30	256	168
Rindergülle + Stroh		112	61	69	181	124
2011						
miner. – Stroh		0	0	140	140	140
miner. + Stroh		0	0	140	140	140
Gärrest – Stroh		149	106	70	219	165
Gärrest + Stroh		149	106	70	219	165
max. Gärrest – Stroh		326	232	0	326	207
Rindergülle + Stroh		235	120	70	305	178
2013						
miner. – Stroh		0	0	140	140	140
miner. + Stroh		0	0	140	140	140
Gärrest – Stroh		134	91	68	202	149
Gärrest + Stroh		134	91	68	202	149
max. Gärrest – Stroh		301	203	0	301	182
Rindergülle + Stroh		188	97	63	251	150
2015						
miner. – Stroh		0	0	145	145	145
miner. + Stroh		0	0	145	145	145
Gärrest – Stroh		119	93	85	204	168
Gärrest + Stroh		119	93	85	204	168
max. Gärrest – Stroh		201	157	45	246	185
Rindergülle + Stroh		85	41	100	185	138
2017						
miner. – Stroh		0	0	110	110	110
miner. + Stroh		0	0	110	110	110
Gärrest – Stroh		106	72	60	166	124
Gärrest + Stroh		106	72	60	166	124
max. Gärrest – Stroh		181	123	25	206	135
Rindergülle + Stroh		102	54	70	172	119

Tabelle 44: N-Zufuhr in den Versuchsvarianten über mineralische und organische Düngung (Gärreste bzw. Rindergülle) am Standort Röckingen in den Winterweizenanbaujahren; „N-Pflanze“ entspricht der dem Nährstoffbedarf der Pflanzen im Anwendungsjahr nach neuer Düngeverordnung von 2017 anrechenbaren N-Menge unter Berücksichtigung von gasförmigen Ammoniakverlusten in Höhe von 10,5 % bei Gärresten und 17,6 % bei Rindergülle [25] [166]

Jahr/ Variante	organische N-Düngung		mineralische N-Düngung	N-Düngung gesamt		
	Einheit	N _{ges} kg N/ha	NH ₄ -N kg N/ha	kg N/ha	N _{ges} kg N/ha	N-Pflanze kg N/ha
2010						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		95	65	129	224	187
Gärrest + Stroh		95	65	129	224	187
max. Gärrest – Stroh		191	130	70	261	186
Rindergülle + Stroh		81	41	139	220	176
2012						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		139	96	104	243	190
Gärrest + Stroh		139	96	104	243	190
max. Gärrest – Stroh		310	211	15	325	204
Rindergülle + Stroh		187	104	99	286	192
2014						
miner. – Stroh		0	0	180	180	180
miner. + Stroh		0	0	180	180	180
Gärrest – Stroh		124	81	122	246	195
Gärrest + Stroh		124	81	122	246	195
max. Gärrest – Stroh		124	81	122	246	195
Rindergülle + Stroh		95	50	130	225	175
2016						
miner. – Stroh		0	0	171	171	171
miner. + Stroh		0	0	171	171	171
Gärrest – Stroh		53	35	145	198	176
Gärrest + Stroh		53	35	145	198	176
max. Gärrest – Stroh		189	125	75	264	187
Rindergülle + Stroh		42	21	150	192	169
2018						
miner. – Stroh		0	0	126	126	126
miner. + Stroh		0	0	126	126	126
Gärrest – Stroh		125	77	57	182	126
Gärrest + Stroh		125	77	57	182	126
max. Gärrest – Stroh		260	160	0	260	143
Rindergülle + Stroh		142	74	65	207	131

Tabelle 45: Zufuhr organischer Substanz über Stroh und organische Dünger in den sechs Versuchsvarianten an den vier Versuchsstandorten aggregiert über den gesamten Versuchszeitraum

Variante	Straubing		Aholting		Reuth		Röckingen	
	Stroh	Gärrest/ Rinderg.	Stroh	Gärrest/ Rinderg.	Stroh	Gärrest/ Rinderg.	Stroh	Gärrest/ Rinderg.
Einheit	dt organische Substanz/ha							
miner. – Stroh	0	0	0	0	0	0	0	0
miner. + Stroh	199	0	216	0	152	0	149	0
Gärrest – Stroh	0	106	0	78	0	119	0	115
Gärrest + Stroh	226	106	205	78	158	119	146	115
max. Gärrest – Stroh	0	185	0	151	0	258	0	211
Rindergülle + Stroh	201	259	192	204	167	139	155	205

Tabelle 46: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Trockenmasseerträge von Silomais an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren

Ort/ Variante	TM-Ertrag Mittelwert					TM-Ertrag Standardabweichung					
	Jahr	2009	2011	2013	2015	2017	2009	2011	2013	2015	2017
	Einheit	dt/ha					dt/ha				
Straubing											
miner. – Stroh	250,1	261,0	198,1	206,9	231,9	7,6	15,1	22,0	17,9	19,0	
miner. + Stroh	239,6	281,1	198,0	205,8	256,9	7,9	5,0	17,4	6,3	27,4	
Gärrest – Stroh	238,5	274,3	228,5	211,8	248,0	11,0	28,4	9,8	8,6	19,8	
Gärrest + Stroh	235,1	299,8	231,1	206,8	245,1	21,3	15,0	11,1	16,3	7,5	
max. Gärrest – Stroh	228,2	279,7	222,5	202,7	203,7	24,7	23,3	15,5	15,1	10,5	
Rindergülle + Stroh	235,8	282,2	213,3	215,1	238,4	10,7	11,6	5,7	6,0	26,3	
Aholfing											
miner. – Stroh	214,1	299,4	112,2	162,2	209,2	14,6	32,8	18,5	15,4	15,8	
miner. + Stroh	211,4	295,9	105,5	155,6	198,4	11,4	11,2	3,9	4,5	14,0	
Gärrest – Stroh	202,0	281,6	109,3	158,6	208,6	21,6	19,7	21,3	20,3	12,0	
Gärrest + Stroh	217,0	296,2	108,2	174,6	217,5	9,7	10,9	15,5	33,1	12,4	
max. Gärrest – Stroh	190,7	279,0	98,7	156,0	216,2	18,6	13,6	8,0	21,0	15,1	
Rindergülle + Stroh	188,2	291,1	101,9	157,9	199,3	30,6	3,7	21,3	29,0	14,1	
Reuth											
miner. – Stroh	182,8	201,2	123,4	109,0	204,1	12,8	10,5	2,6	4,0	6,2	
miner. + Stroh	172,0	205,2	123,1	100,8	208,0	9,8	2,8	7,5	13,1	8,2	
Gärrest – Stroh	178,2	205,6	122,3	108,7	218,3	7,7	4,0	4,8	6,9	4,8	
Gärrest + Stroh	167,9	205,1	127,8	101,6	209,0	10,5	4,0	8,2	18,4	7,7	
max. Gärrest – Stroh	181,7	200,6	128,6	114,1	223,2	9,3	4,3	8,4	11,6	9,7	
Rindergülle + Stroh	179,0	202,9	125,2	107,1	210,7	7,4	17,2	8,8	6,2	6,9	
Röckingen											
miner. – Stroh	188,4	247,8	171,3	121,1	211,6	5,0	14,5	5,7	13,4	6,1	
miner. + Stroh	185,8	227,5	164,0	110,4	206,2	7,8	9,1	11,6	14,3	3,1	
Gärrest – Stroh	184,7	240,6	165,7	119,5	224,1	7,6	8,6	6,3	15,2	8,1	
Gärrest + Stroh	182,3	223,5	157,2	105,6	215,7	10,2	12,4	7,0	17,5	12,5	
max. Gärrest – Stroh	184,6	225,2	160,0	106,3	217,4	3,9	5,1	7,4	19,2	15,2	
Rindergülle + Stroh	178,2	225,0	164,4	110,7	213,7	9,3	7,3	12,3	15,7	2,5	

Tabelle 47: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der N-Gehalte in oberirdischer Biomasse von Silomais zur Ernte an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren (V = variantenscharfe Bestimmung wurde durchgeführt)

Ort/ Variante	N-Gehalt Mittelwert					N-Gehalt Standardabweichung					
	Jahr	2009	2011	2013	2015	2017	2009	2011	2013	2015	2017
	Einheit	kg/dt TM					kg/dt TM				
Straubing											
miner. – Stroh	1,02	1,09	1,00	0,90	1,06	0,04	0,02	0,03	V	0,04	
miner. + Stroh	0,90	1,06	0,98	0,76	1,00	0,08	0,09	0,06	V	0,07	
Gärrest – Stroh	0,87	1,07	1,03	1,04	1,11	0,08	0,08	0,09	V	0,08	
Gärrest + Stroh	0,84	1,06	0,98	0,93	1,11	0,17	0,03	0,03	V	0,07	
max. Gärrest – Stroh	0,81	1,01	1,07	1,13	1,15	0,07	0,05	0,07	V	0,02	
Rindergülle + Stroh	0,82	1,07	0,94	0,87	0,96	0,11	0,03	0,04	V	0,07	
Aholting											
miner. – Stroh	1,03	0,98	1,09	0,87	0,98	0,03	0,06	0,02	V	0,11	
miner. + Stroh	0,99	0,98	0,98	0,95	0,93	0,05	0,02	0,04	V	0,16	
Gärrest – Stroh	0,88	0,97	1,10	0,96	1,13	0,07	0,08	0,03	V	0,03	
Gärrest + Stroh	0,93	1,01	1,10	0,86	1,13	0,09	0,01	0,09	V	0,07	
max. Gärrest – Stroh	0,77	0,91	1,08	0,99	1,15	0,08	0,04	0,03	V	0,05	
Rindergülle + Stroh	0,82	0,97	1,14	0,80	1,02	0,05	0,07	0,07	V	0,01	
Reuth											
miner. – Stroh	1,01	1,09	1,20	1,22	0,92	0,02	0,02	0,02	0,09	0,02	
miner. + Stroh	0,96	1,01	1,23	1,21	0,95	0,03	0,04	0,13	0,08	0,02	
Gärrest – Stroh	0,96	1,03	1,12	1,18	0,93	0,08	0,04	0,04	0,12	0,02	
Gärrest + Stroh	0,96	1,02	1,19	1,23	0,93	0,06	0,04	0,11	0,09	0,04	
max. Gärrest – Stroh	0,89	0,99	1,07	1,20	0,93	0,08	0,02	0,14	0,02	0,03	
Rindergülle + Stroh	0,94	0,99	1,20	1,18	0,93	0,08	0,07	0,06	0,06	0,06	
Röckingen											
miner. – Stroh	0,96	0,85	1,04	1,10	1,23	0,06	0,04	0,07	0,06	0,06	
miner. + Stroh	1,00	0,85	1,00	1,16	1,13	0,00	0,05	0,05	0,13	0,05	
Gärrest – Stroh	0,93	0,84	1,04	1,06	1,18	0,03	0,04	0,04	0,06	0,05	
Gärrest + Stroh	0,91	0,77	0,97	1,19	1,19	0,08	0,04	0,08	0,23	0,03	
max. Gärrest – Stroh	0,92	0,77	0,95	1,01	1,18	0,05	0,01	0,04	0,08	0,09	
Rindergülle + Stroh	0,93	0,80	0,95	1,10	1,18	0,02	0,05	0,04	0,11	0,02	

Tabelle 48: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Kornerträge von Winterweizen an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren (*: $n = 3$)

Ort/ Variante	Kornertrag Mittelwert					Kornertrag Standardabweichung				
	Jahr 2010	2012	2014	2016	2018	2010	2012	2014	2016	2018
	Einheit	dt/ha (86 % TS)				dt/ha (86 % TS)				
Straubing										
miner. – Stroh	69,0	81,9	93,1	39,8	79,9	7,4	9,1	19,2	4,4	4,6
miner. + Stroh	70,6	83,7	98,3	38,0	79,0	3,2	2,7	12,1	4,8	8,3
Gärrest – Stroh	67,6	86,6	104,5	29,9	87,3	4,2	6,4	9,3	4,4	7,1
Gärrest + Stroh	67,0	89,1	98,6	31,9	82,5	4,6	3,9	9,1	3,2	7,9
max. Gärrest – Stroh	71,1	85,4	96,6	29,7	79,4	9,5	2,5	10,0	2,2	7,3
Rindergülle + Stroh	58,9	86,9	97,0	39,2	78,3	6,6	2,8	6,8	7,5	8,5
Aholfing										
miner. – Stroh	59,4	85,5	75,2	54,0	50,1	2,4	4,3	6,8	2,5	8,3
miner. + Stroh	58,9	85,9	75,4	53,3	48,2	2,7	4,5	1,3	1,6	6,9
Gärrest – Stroh	54,3	86,5	77,4	54,8	51,8	5,2	5,8	9,0	2,2	10,0
Gärrest + Stroh	49,3	89,0	81,0	54,3	56,9	6,8	2,4	5,3	4,6	4,8
max. Gärrest – Stroh	47,8	82,1	77,9	52,4	53,4	1,9	5,4	6,8	6,4	8,9
Rindergülle + Stroh	45,2	86,5	76,7	51,5	49,4	5,1	5,7	7,0	9,1	10,8
Reuth										
miner. – Stroh	80,1	69,5	96,1	83,7	88,4	1,1	1,9	5,3	2,0	2,9
miner. + Stroh	73,4	61,7	86,7	84,7	83,1	4,1	5,9	4,8	2,8	5,0
Gärrest – Stroh	79,6	67,7	92,7	84,5	90,7	1,5	3,5	5,1	2,2	1,9
Gärrest + Stroh	75,3	63,4	88,1	85,5	88,0	6,1	10,5	8,5	2,5	5,8
max. Gärrest – Stroh	78,9	69,4	95,2	84,9	94,6	3,1	5,7	5,1	2,2	4,3
Rindergülle + Stroh	76,5	66,9	89,0	86,6	92,2	3,7	5,7	7,1	1,9	7,1
Röckingen										
miner. – Stroh	62,1	68,5	69,4*	56,6	80,0	5,8	4,5	9,7*	1,2	4,5
miner. + Stroh	57,8	63,6	67,9*	55,9	76,0	9,4	10,5	11,9*	3,4	6,7
Gärrest – Stroh	63,1	67,7	70,1*	57,7	81,5	8,4	7,5	13,6*	1,6	5,2
Gärrest + Stroh	58,0	62,5	65,5*	56,8	77,7	6,3	9,1	10,6*	3,8	8,4
max. Gärrest – Stroh	57,9	63,3	61,9*	56,4	71,5	6,9	8,0	13,3*	2,3	7,9
Rindergülle + Stroh	57,3	64,2	68,4*	56,7	79,2	10,1	11,8	13,2*	2,3	9,1

Tabelle 49: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Stroherträge von Winterweizen an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren (*: $n = 3$)

Ort/ Variante	Strohertrag Mittelwert					Strohertrag Standardabweichung					
	Jahr	2010	2012	2014	2016	2018	2010	2012	2014	2016	2018
	Einheit	dt/ha (86 % TS)					dt/ha (86 % TS)				
Straubing											
miner. – Stroh	43,8	50,9	81,5	41,2	32,1	8,8	6,8	6,4	20,7	7,8	
miner. + Stroh	42,2	50,3	80,1	41,9	32,2	1,6	2,5	8,6	8,6	12,6	
Gärrest – Stroh	41,8	60,3	93,4	48,4	49,1	5,8	19,8	9,8	22,1	7,2	
Gärrest + Stroh	37,1	55,4	90,1	47,7	49,0	3,3	2,9	5,6	13,5	12,7	
max. Gärrest – Stroh	49,4	47,3	91,1	48,3	49,6	8,0	3,2	5,2	16,9	7,1	
Rindergülle + Stroh	31,4	49,2	80,1	46,9	41,3	4,2	2,8	4,6	13,9	9,4	
Aholfing											
miner. – Stroh	38,5	63,8	91,1	37,4	26,1	4,8	7,8	13,8	5,0	4,0	
miner. + Stroh	40,3	63,0	85,1	51,3	27,2	3,3	3,0	4,3	23,0	3,4	
Gärrest – Stroh	31,9	59,6	86,2	44,4	30,7	4,2	7,2	2,3	9,1	4,4	
Gärrest + Stroh	32,2	64,3	85,7	40,1	30,9	3,4	5,9	3,8	0,9	4,2	
max. Gärrest – Stroh	30,0	55,7	87,3	44,8	31,0	3,5	3,0	16,5	7,1	4,4	
Rindergülle + Stroh	25,8	63,6	82,6	39,1	25,9	6,0	4,2	6,2	6,6	7,2	
Reuth											
miner. – Stroh		30,6	55,8	43,9	34,3		2,2	3,6	3,5	2,7	
miner. + Stroh		28,0	49,9	42,8	31,2		4,5	4,2	4,0	5,2	
Gärrest – Stroh		31,8	52,7	46,0	35,1		2,2	3,8	2,9	1,3	
Gärrest + Stroh		27,2	51,2	47,2	32,7		3,9	7,8	4,7	5,0	
max. Gärrest – Stroh		34,0	52,3	51,2	37,2		5,3	8,7	3,3	4,4	
Rindergülle + Stroh		32,3	53,2	45,8	37,3		4,1	4,9	2,5	2,3	
Röckingen											
miner. – Stroh		26,2	57,7*	46,7	31,1		2,2	4,6*	0,7	1,6	
miner. + Stroh		24,9	50,7*	44,8	29,6		1,8	4,4*	3,8	1,6	
Gärrest – Stroh		26,3	51,3*	46,1	31,5		2,8	5,6*	5,3	2,7	
Gärrest + Stroh		24,6	48,4*	42,4	30,5		2,7	5,5*	3,9	3,4	
max. Gärrest – Stroh		24,5	45,0*	44,4	27,4		2,3	2,0*	5,7	3,7	
Rindergülle + Stroh		24,9	50,6*	48,4	32,8		3,3	5,3*	6,5	4,2	

Tabelle 50: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Korn-N-Gehalte von Winterweizen an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren (*: $n = 3$)

Ort/ Variante	N-Gehalt Mittelwert					N-Gehalt Standardabweichung					
	Jahr	2010	2012	2014	2016	2018	2010	2012	2014	2016	2018
	Einheit	kg/dt TM					kg/dt TM				
Straubing											
miner. – Stroh	2,19	2,21	2,00	2,51	2,25	0,06	0,02	0,06	0,11	0,07	
miner. + Stroh	2,16	2,22	1,93	2,57	2,25	0,04	0,08	0,09	0,08	0,02	
Gärrest – Stroh	2,07	2,18	1,84	2,68	2,25	0,14	0,04	0,08	0,07	0,04	
Gärrest + Stroh	2,10	2,21	1,85	2,76	2,22	0,06	0,03	0,08	0,07	0,05	
max. Gärrest – Stroh	2,09	2,23	2,05	2,80	2,20	0,04	0,08	0,11	0,08	0,08	
Rindergülle + Stroh	2,12	2,23	1,81	2,63	2,12	0,10	0,03	0,09	0,06	0,12	
Aholting											
miner. – Stroh	1,94	2,17	2,13	2,26	2,68	0,03	0,02	0,14	0,15	0,09	
miner. + Stroh	1,95	2,19	2,18	2,26	2,58	0,06	0,07	0,06	0,05	0,09	
Gärrest – Stroh	1,98	2,25	2,04	2,25	2,54	0,04	0,04	0,13	0,07	0,03	
Gärrest + Stroh	2,00	2,22	2,01	2,33	2,50	0,03	0,04	0,14	0,06	0,04	
max. Gärrest – Stroh	1,84	2,22	2,16	2,42	2,27	0,12	0,06	0,13	0,07	0,19	
Rindergülle + Stroh	2,03	2,18	2,06	2,34	2,51	0,03	0,03	0,13	0,06	0,10	
Reuth											
miner. – Stroh	2,21	2,38	2,18	2,07	1,95	0,05	0,06	0,10	0,03	0,06	
miner. + Stroh	2,32	2,43	2,33	1,98	1,95	0,08	0,18	0,07	0,05	0,06	
Gärrest – Stroh	2,14	2,27	2,10	2,11	1,68	0,04	0,06	0,10	0,06	0,05	
Gärrest + Stroh	2,23	2,45	2,24	2,09	1,69	0,06	0,28	0,16	0,05	0,05	
max. Gärrest – Stroh	2,10	2,05	1,94	2,17	1,68	0,10	0,13	0,17	0,08	0,09	
Rindergülle + Stroh	1,95	2,33	2,21	2,10	1,96	0,08	0,04	0,09	0,05	0,02	
Röckingen											
miner. – Stroh	2,57	2,28	2,53*	2,21	2,19	0,06	0,09	0,19*	0,09	0,18	
miner. + Stroh	2,59	2,41	2,52*	2,19	2,17	0,13	0,22	0,23*	0,05	0,18	
Gärrest – Stroh	2,24	2,29	2,32*	2,19	1,83	0,08	0,25	0,24*	0,06	0,09	
Gärrest + Stroh	2,42	2,27	2,46*	2,21	1,87	0,13	0,14	0,29*	0,07	0,05	
max. Gärrest – Stroh	1,94	2,31	2,47*	1,99	1,58	0,06	0,32	0,16*	0,05	0,07	
Rindergülle + Stroh	2,44	2,26	2,29*	2,11	2,04	0,18	0,19	0,29*	0,10	0,22	

Tabelle 51: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Stroh-N-Gehalte von Winterweizen an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren

Ort/ Variante	N-Gehalt Mittelwert					N-Gehalt Standardabweichung					
	Jahr	2010	2012	2014	2016	2018	2010	2012	2014	2016	2018
	Einheit	kg/dt TM					kg/dt TM				
Straubing											
miner. – Stroh	0,49	0,77	0,58	0,87	0,50	0,03	0,14	0,08	0,26	0,02	
miner. + Stroh	0,49	0,68	0,56	0,93	0,53	0,04	0,07	0,10	0,16	0,02	
Gärrest – Stroh	0,47	0,64	0,59	1,00	0,65	0,07	0,11	0,10	0,05	0,14	
Gärrest + Stroh	0,49	0,73	0,56	1,16	0,62	0,04	0,08	0,08	0,10	0,04	
max. Gärrest – Stroh	0,48	0,74	0,75	1,33	0,64	0,04	0,10	0,12	0,20	0,06	
Rindergülle + Stroh	0,44	0,74	0,53	0,96	0,52	0,04	0,07	0,09	0,19	0,06	
Aholfing											
miner. – Stroh	0,47	0,51	0,48	0,64	0,47	0,06	0,03	0,01	0,10	0,04	
miner. + Stroh	0,44	0,52	0,49	0,57	0,45	0,08	0,01	0,05	0,02	0,05	
Gärrest – Stroh	0,49	0,50	0,52	0,63	0,43	0,03	0,03	0,05	0,07	0,06	
Gärrest + Stroh	0,48	0,52	0,49	0,75	0,40	0,08	0,01	0,04	0,14	0,03	
max. Gärrest – Stroh	0,44	0,51	0,49	0,86	0,35	0,05	0,02	0,04	0,17	0,02	
Rindergülle + Stroh	0,50	0,51	0,52	0,82	0,40	0,08	0,05	0,03	0,22	0,03	
Reuth											
miner. – Stroh	0,50	0,59	0,47	0,66	0,36	0,05	0,09	0,02	0,03	0,01	
miner. + Stroh	0,56	0,55	0,45	0,63	0,38	0,16	0,02	0,02	0,03	0,03	
Gärrest – Stroh	0,43	0,51	0,42	0,68	0,31	0,04	0,02	0,02	0,00	0,02	
Gärrest + Stroh	0,46	0,54	0,42	0,73	0,30	0,01	0,07	0,02	0,06	0,00	
max. Gärrest – Stroh	0,43	0,50	0,40	0,77	0,31	0,02	0,02	0,01	0,06	0,01	
Rindergülle + Stroh	0,40	0,54	0,44	0,66	0,34	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	
Röckingen											
miner. – Stroh	0,56	0,63		0,64	0,47	0,04	0,04		0,08	0,12	
miner. + Stroh	0,59	0,63		0,62	0,46	0,04	0,06		0,08	0,07	
Gärrest – Stroh	0,50	0,58		0,68	0,40	0,01	0,07		0,09	0,08	
Gärrest + Stroh	0,51	0,58		0,67	0,38	0,04	0,03		0,08	0,04	
max. Gärrest – Stroh	0,44	0,60		0,66	0,32	0,07	0,03		0,12	0,02	
Rindergülle + Stroh	0,54	0,62		0,70	0,38	0,02	0,10		0,05	0,04	

Tabelle 52: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Gesamttrockenmasseerträge von Silomais und Winterweizen (jeweils 100 % TS) an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen in den Einzeljahren

Ort/ Variante	TM-Ertrag Mittelwert					TM-Ertrag Standardabweichung					
	Jahr	2009	2011	2013	2015	2017	2009	2011	2013	2015	2017
	Einheit	dt/ha					dt/ha				
Straubing											
miner. – Stroh	347,1	375,3	348,2	276,6	328,2	19,6	27,3	34,8	27,0	24,4	
miner. + Stroh	336,6	396,4	351,4	274,4	352,5	11,2	4,2	27,5	13,2	19,4	
Gärrest – Stroh	332,5	400,6	398,7	279,2	365,3	11,9	36,7	9,0	16,6	23,7	
Gärrest + Stroh	324,7	424,0	393,4	275,2	358,3	22,6	12,1	1,5	28,3	5,2	
max. Gärrest – Stroh	331,8	393,8	383,9	269,8	314,7	18,6	20,4	12,9	29,7	11,0	
Rindergülle + Stroh	313,5	399,2	365,6	289,2	341,2	17,7	13,7	6,6	20,0	33,6	
Aholfing											
miner. – Stroh	298,3	427,8	255,2	240,8	274,8	17,2	37,6	33,6	18,2	19,8	
miner. + Stroh	296,7	424,0	243,5	245,6	263,3	6,9	11,0	6,1	18,9	18,9	
Gärrest – Stroh	276,2	407,3	250,0	244,0	279,6	24,5	29,5	29,1	26,4	15,5	
Gärrest + Stroh	287,1	428,0	251,5	255,8	293,0	6,2	13,0	20,8	36,2	18,6	
max. Gärrest – Stroh	257,6	397,6	240,8	239,6	288,8	15,4	15,4	25,9	25,3	18,3	
Rindergülle + Stroh	249,3	420,2	238,9	235,8	264,1	34,4	6,6	29,2	34,2	29,3	
Reuth											
miner. – Stroh	286,2	287,3	254,1	218,7	309,6	12,6	10,5	7,8	8,2	10,7	
miner. + Stroh	266,7	282,3	240,6	210,5	306,4	14,2	9,2	13,7	15,7	12,9	
Gärrest – Stroh	280,9	291,2	247,4	221,0	326,5	9,3	3,6	7,2	9,3	3,2	
Gärrest + Stroh	265,1	283,0	247,6	215,7	312,8	17,4	10,5	21,4	24,1	14,3	
max. Gärrest – Stroh	283,6	289,6	255,4	231,2	336,4	9,7	11,3	18,9	12,5	15,0	
Rindergülle + Stroh	277,7	288,1	247,5	221,0	322,0	9,4	16,6	13,4	8,0	5,1	
Röckingen											
miner. – Stroh	273,8	329,3	253,3	209,9	307,2	10,9	13,5	58,3	13,5	2,0	
miner. + Stroh	265,3	303,6	240,5	197,0	297,0	19,0	12,0	42,4	19,1	9,6	
Gärrest – Stroh	271,5	321,4	244,1	208,8	321,3	18,9	10,0	52,4	20,8	8,8	
Gärrest + Stroh	262,2	298,3	230,7	190,9	308,8	15,0	14,0	54,3	22,9	19,1	
max. Gärrest – Stroh	264,3	300,7	229,0	193,1	302,5	8,4	11,4	51,3	25,7	20,4	
Rindergülle + Stroh	257,1	301,6	241,2	201,0	310,0	21,3	16,7	63,5	22,3	12,9	

Tabelle 53: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Aggregatstabilität im Frühjahr vor Düngung an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen

Ort/ Variante	Aggregatstabilität Mittelwert								Aggregatstabilität Standardabweichung																		
	Jahr 2009				Jahr 2010				Jahr 2012				Jahr 2014				Jahr 2016				Jahr 2017				Jahr 2018		
	Einheit								%																		
Straubing																											
miner. – Stroh	15,8	13,5	7,7	10,7	10,0	19,0	14,8	3,0	2,6	1,3	1,9	1,7	2,1	5,8													
miner. + Stroh	15,4	12,9	8,8	10,4	9,4	16,3	15,3	1,5	1,7	1,4	2,1	2,6	2,1	2,8													
Gärrest – Stroh	15,3	14,8	7,4	10,6	10,1	16,8	15,2	3,3	3,0	1,2	2,6	3,1	4,6	4,2													
Gärrest + Stroh	15,3	13,2	7,0	11,1	9,7	16,2	17,1	3,6	1,5	0,9	1,6	0,9	4,9	2,2													
max. Gärrest – Stroh	16,3	14,5	8,5	11,1	9,7	19,5	21,8	4,3	0,8	0,8	0,4	0,8	4,9	8,1													
Rindergülle + Stroh	14,3	16,6	8,5	13,0	11,8	19,0	18,2	1,2	1,5	1,1	1,4	1,1	2,1	5,7													
Aholfing																											
miner. – Stroh	25,0	25,1	15,5	18,1	14,7	11,9	23,4	8,8	7,6	5,4	3,4	4,3	1,6	5,3													
miner. + Stroh	22,3	21,4	13,9	18,4	15,9	12,5	25,4	8,0	4,2	5,0	3,6	3,1	0,7	11,2													
Gärrest – Stroh	22,8	20,4	14,0	17,7	16,5	12,4	26,8	5,7	3,2	3,6	3,6	3,7	1,7	4,5													
Gärrest + Stroh	25,8	25,6	16,4	19,1	20,9	14,1	27,4	5,7	5,1	3,5	3,3	1,9	1,7	5,5													
max. Gärrest – Stroh	26,3	22,4	17,3	18,5	18,6	10,4	30,1	10,2	7,2	7,4	6,2	4,3	1,0	4,5													
Rindergülle + Stroh	26,4	22,0	16,2	20,2	20,2	12,2	26,5	8,1	4,7	5,2	2,5	6,5	2,4	4,9													
Reuth																											
miner. – Stroh	26,6	24,4	20,4	13,9	14,7	20,5	32,9	5,3	3,8	6,4	4,2	2,4	3,2	5,3													
miner. + Stroh	29,4	20,2	14,8	13,8	15,3	19,3	32,9	6,1	2,1	1,8	0,7	1,4	1,3	6,6													
Gärrest – Stroh	25,2	24,3	20,2	13,2	16,8	21,2	36,6	8,1	4,6	6,0	3,3	4,9	3,1	1,9													
Gärrest + Stroh	23,6	24,2	14,1	13,6	17,5	20,1	31,2	2,7	2,7	2,3	2,0	4,2	2,5	11,1													
max. Gärrest – Stroh	27,2	28,0	24,2	19,1	22,4	24,3	36,1	4,7	2,0	5,6	4,6	1,3	2,9	3,6													
Rindergülle + Stroh	24,6	25,6	21,0	15,5	16,9	23,2	35,1	3,5	4,3	6,6	3,0	1,9	4,8	8,6													
Röckingen																											
miner. – Stroh	40,2	47,9	42,3	39,3	45,1	45,4	49,2	3,8	2,6	3,2	5,3	2,5	4,6	6,1													
miner. + Stroh	42,5	49,6	43,7	41,1	44,7	45,2	49,5	8,4	5,9	5,6	13,3	6,7	7,2	6,7													
Gärrest – Stroh	45,2	50,4	43,6	41,9	47,3	48,8	51,2	6,4	5,5	4,8	9,8	5,9	6,6	7,8													
Gärrest + Stroh	46,4	50,0	45,2	46,4	48,8	50,3	53,3	10,8	7,1	6,2	4,1	6,4	10,3	7,0													
max. Gärrest – Stroh	43,6	52,5	47,0	44,2	50,3	48,4	52,1	2,3	2,3	4,7	2,6	5,0	3,6	3,0													
Rindergülle + Stroh	43,4	50,4	45,8	45,7	49,0	49,1	53,9	6,9	5,0	5,2	4,8	8,5	4,1	6,6													

Tabelle 54: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Aggregatstabilität nach Düngung (T2 = Termin 2, T3 = Termin 3) an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen

Ort/ Variante	Aggregatstabilität Mittelwert					Aggregatstabilität Standardabweichung					
	Jahr	2016	2016	2017	2017	2018	2016	2016	2017	2017	2018
	Einheit	T2	T3	T2	T3	T2	T2	T3	T2	T3	T2
	%					%					
Straubing											
miner. – Stroh	14,4	11,2	19,9	16,3	30,0	1,6	3,2	8,2	1,5	3,0	
miner. + Stroh	16,2	13,8	18,7	17,5	33,1	1,6	4,9	5,2	2,9	3,2	
Gärrest – Stroh	17,0	12,2	24,1	19,9	32,8	3,5	3,0	7,3	2,5	5,8	
Gärrest + Stroh	16,9	12,8	23,6	21,3	33,2	2,5	1,5	4,2	1,1	3,8	
max. Gärrest – Stroh	17,5	15,1	26,9	23,4	34,4	3,2	5,0	4,6	3,5	4,7	
Rindergülle + Stroh	22,7	14,1	29,5	22,3	32,5	2,3	1,6	5,9	1,3	2,1	
Aholfing											
miner. – Stroh	21,3	22,3	19,8	15,5	30,9	4,7	6,4	5,0	2,4	6,9	
miner. + Stroh	23,4	21,7	20,6	16,3	30,2	3,9	2,8	1,8	2,0	5,9	
Gärrest – Stroh	25,1	22,1	26,3	21,3	30,9	2,5	3,5	6,4	1,0	7,0	
Gärrest + Stroh	28,9	26,2	27,1	22,6	34,9	5,4	4,8	5,2	4,1	2,1	
max. Gärrest – Stroh	27,5	25,4	29,6	26,5	29,1	5,1	5,0	5,7	5,6	5,4	
Rindergülle + Stroh	29,7	24,1	23,4	21,9	27,9	5,3	6,2	6,4	3,5	9,6	
Reuth											
miner. – Stroh	21,7	20,0	24,2	29,4	46,2	2,9	4,3	6,9	7,6	4,2	
miner. + Stroh	22,8	20,2	24,6	29,1	46,8	3,2	1,9	2,8	3,5	5,7	
Gärrest – Stroh	25,6	23,1	24,3	31,4	45,9	2,3	4,0	5,1	7,2	4,2	
Gärrest + Stroh	26,7	22,6	23,5	31,9	46,6	4,2	2,8	2,1	5,0	5,7	
max. Gärrest – Stroh	33,6	33,1	29,5	40,3	50,8	4,3	4,3	4,3	4,7	2,2	
Rindergülle + Stroh	28,5	26,3	29,2	35,2	49,2	3,0	5,1	6,2	6,2	5,1	
Röckingen											
miner. – Stroh	44,4	47,1	40,5	46,6	53,4	4,4	1,5	3,7	4,4	3,2	
miner. + Stroh	46,0	48,7	41,6	51,2	54,8	6,0	6,2	6,3	8,0	7,7	
Gärrest – Stroh	47,3	50,4	44,3	52,2	57,2	5,1	5,4	5,9	4,5	4,3	
Gärrest + Stroh	47,9	53,4	44,5	53,1	59,1	6,6	7,3	7,6	8,8	4,4	
max. Gärrest – Stroh	51,1	55,9	48,2	54,5	61,3	2,1	3,3	4,2	4,7	3,5	
Rindergülle + Stroh	48,3	52,4	43,1	53,3	60,0	6,1	6,0	3,7	5,9	5,2	

Tabelle 55: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der C_{org} -Gehalte im Boden an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen

Ort/ Variante	C_{org} -Gehalt Mittelwert						C_{org} -Gehalt Standardabweichung							
	Jahr 2009		2010	2012	2014	2016	2018	2009		2010	2012	2014	2016	2018
	Einheit		mg/g Boden						mg/g Boden					
Straubing														
miner. – Stroh	11,3	10,4	10,5	10,0	9,9	10,1	1,0	0,5	0,6	0,2	0,2	0,5		
miner. + Stroh	11,2	10,3	10,3	10,0	9,7	9,9	0,8	0,6	0,8	0,5	0,7	0,5		
Gärrest – Stroh	11,4	10,6	10,7	10,3	10,3	10,5	1,1	0,9	1,0	0,6	0,8	0,5		
Gärrest + Stroh	11,3	10,6	10,6	10,5	10,3	10,7	0,2	0,4	0,6	0,3	0,3	0,4		
max. Gärrest – Stroh	10,9	10,3	10,2	10,2	10,3	10,3	0,7	0,3	0,4	0,5	0,4	0,9		
Rindergülle + Stroh	11,5	10,8	10,8	10,4	10,6	10,7	0,5	0,5	0,6	0,5	0,4	0,5		
Aholting														
miner. – Stroh	9,2	8,8	8,8	8,7	8,5	8,7	0,6	0,7	0,7	0,6	0,7	0,6		
miner. + Stroh	9,0	8,7	8,8	9,1	8,7	8,9	0,6	0,8	0,5	0,5	0,8	0,7		
Gärrest – Stroh	9,0	9,2	9,0	9,2	9,2	9,2	0,5	0,6	0,6	0,6	0,4	0,5		
Gärrest + Stroh	9,1	8,9	9,0	9,1	9,3	9,6	0,6	0,5	0,8	0,8	0,7	0,8		
max. Gärrest – Stroh	9,2	8,9	8,9	9,0	9,4	9,6	0,8	0,9	0,8	0,8	1,0	1,0		
Rindergülle + Stroh	8,9	8,9	9,2	9,0	9,6	9,6	0,5	0,7	0,8	0,8	0,8	1,0		
Reuth														
miner. – Stroh	13,5	12,6	13,0	12,3	12,0	11,7	0,5	0,7	0,4	0,3	0,3	0,4		
miner. + Stroh	13,7	12,7	12,8	12,6	12,4	12,0	0,5	0,5	0,3	0,4	0,6	0,3		
Gärrest – Stroh	13,6	12,9	12,8	13,0	12,9	12,3	0,2	0,3	0,6	0,4	0,4	0,3		
Gärrest + Stroh	13,5	12,8	12,9	12,8	12,8	12,1	0,6	0,3	0,1	0,5	0,4	0,4		
max. Gärrest – Stroh	13,6	12,9	13,1	13,4	13,4	12,5	0,4	0,8	0,7	0,7	0,7	0,3		
Rindergülle + Stroh	13,8	12,7	13,0	12,9	12,8	12,6	0,4	0,5	0,5	0,5	0,4	0,6		
Röckingen														
miner. – Stroh	18,4	17,9	17,6	17,2	17,3	16,6	0,9	0,9	1,1	0,7	1,1	0,8		
miner. + Stroh	19,2	17,8	18,2	17,9	17,9	17,3	2,4	1,3	2,4	1,6	1,7	1,9		
Gärrest – Stroh	18,1	18,3	17,8	17,4	17,5	16,8	1,4	1,4	2,2	2,2	1,5	1,3		
Gärrest + Stroh	19,0	18,5	18,8	18,3	18,8	18,2	2,6	2,2	2,5	2,2	2,3	2,2		
max. Gärrest – Stroh	18,7	18,9	18,5	18,4	18,6	18,8	0,6	1,0	0,9	1,0	1,4	0,6		
Rindergülle + Stroh	18,1	18,5	18,3	18,0	17,3	17,3	2,1	1,6	1,8	2,0	1,5	1,4		

Tabelle 56: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der N_t -Gehalte im Boden an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen

Ort/ Variante	N _t -Gehalt Mittelwert						N _t -Gehalt Standardabweichung							
	Jahr 2009		2010	2012	2014	2016	2018	2009		2010	2012	2014	2016	2018
	Einheit		mg/g Boden						mg/g Boden					
Straubing														
miner. – Stroh	1,24	1,14	1,13	1,09	1,08	1,09	0,10	0,05	0,08	0,06	0,06	0,06	0,06	
miner. + Stroh	1,20	1,12	1,10	1,08	1,05	1,06	0,11	0,08	0,10	0,08	0,09	0,09	0,07	
Gärrest – Stroh	1,24	1,16	1,15	1,14	1,15	1,15	0,11	0,09	0,09	0,06	0,08	0,08	0,05	
Gärrest + Stroh	1,20	1,15	1,12	1,15	1,14	1,15	0,02	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04	0,05	
max. Gärrest – Stroh	1,19	1,14	1,12	1,15	1,14	1,14	0,06	0,03	0,04	0,09	0,06	0,06	0,11	
Rindergülle + Stroh	1,24	1,17	1,17	1,15	1,16	1,17	0,05	0,04	0,06	0,06	0,03	0,06	0,06	
Aholfing														
miner. – Stroh	0,94	0,90	0,91	0,92	0,89	0,89	0,06	0,08	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	
miner. + Stroh	0,92	0,91	0,90	0,95	0,91	0,91	0,07	0,09	0,06	0,05	0,09	0,09	0,07	
Gärrest – Stroh	0,91	0,94	0,93	0,98	0,96	0,96	0,06	0,07	0,05	0,05	0,04	0,05	0,05	
Gärrest + Stroh	0,94	0,93	0,92	0,95	0,97	0,98	0,08	0,06	0,09	0,09	0,08	0,09	0,09	
max. Gärrest – Stroh	0,94	0,92	0,92	0,98	1,00	1,00	0,07	0,09	0,08	0,10	0,12	0,10	0,10	
Rindergülle + Stroh	0,93	0,93	0,94	0,94	0,99	0,98	0,06	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,11	
Reuth														
miner. – Stroh	1,30	1,22	1,23	1,17	1,17	1,13	0,04	0,06	0,03	0,02	0,01	0,04	0,04	
miner. + Stroh	1,32	1,21	1,21	1,20	1,18	1,14	0,04	0,02	0,03	0,04	0,04	0,04	0,02	
Gärrest – Stroh	1,32	1,25	1,23	1,24	1,24	1,18	0,03	0,04	0,04	0,03	0,02	0,03	0,03	
Gärrest + Stroh	1,30	1,23	1,22	1,23	1,24	1,17	0,07	0,03	0,01	0,05	0,04	0,04	0,02	
max. Gärrest – Stroh	1,30	1,23	1,22	1,26	1,29	1,20	0,07	0,07	0,06	0,06	0,05	0,05	0,05	
Rindergülle + Stroh	1,33	1,23	1,23	1,23	1,25	1,21	0,03	0,05	0,05	0,04	0,05	0,05	0,04	
Röckingen														
miner. – Stroh	1,80	1,78	1,71	1,69	1,73	1,65	0,08	0,08	0,10	0,07	0,10	0,10	0,09	
miner. + Stroh	1,86	1,76	1,77	1,76	1,76	1,70	0,21	0,13	0,22	0,13	0,14	0,14	0,17	
Gärrest – Stroh	1,76	1,82	1,74	1,70	1,75	1,66	0,13	0,15	0,20	0,19	0,15	0,15	0,13	
Gärrest + Stroh	1,84	1,81	1,82	1,77	1,83	1,78	0,25	0,22	0,24	0,21	0,19	0,19	0,20	
max. Gärrest – Stroh	1,82	1,87	1,80	1,78	1,83	1,85	0,06	0,11	0,09	0,09	0,11	0,11	0,04	
Rindergülle + Stroh	1,77	1,84	1,77	1,77	1,71	1,70	0,19	0,18	0,17	0,19	0,14	0,14	0,13	

Tabelle 57: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der pH-Werte im Boden an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen

Ort/ Variante	pH-Wert Mittelwert						pH-Wert Standardabweichung					
	Jahr 2009	2010	2012	2014	2016	2018	2009	2010	2012	2014	2016	2018
Straubing												
miner. – Stroh	7,4	6,9	6,9	6,7	6,7	6,4	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
miner. + Stroh	7,4	6,9	6,9	6,7	6,7	6,4	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Gärrest – Stroh	7,3	6,8	6,9	6,7	6,7	6,4	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Gärrest + Stroh	7,4	6,9	6,9	6,7	6,7	6,4	0,1	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2
max. Gärrest – Stroh	7,3	6,9	6,8	6,7	6,7	6,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Rindergülle + Stroh	7,4	6,8	6,8	6,7	6,7	6,3	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
Aholfing												
miner. – Stroh	6,7	6,0	6,2	6,1	6,2	5,9	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
miner. + Stroh	6,7	6,1	6,3	6,2	6,2	6,0	0,2	0,3	0,4	0,3	0,3	0,3
Gärrest – Stroh	6,7	6,3	6,5	6,4	6,4	6,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2
Gärrest + Stroh	6,6	5,9	6,1	6,1	6,1	6,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1
max. Gärrest – Stroh	6,8	6,1	6,4	6,3	6,4	6,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1
Rindergülle + Stroh	6,8	6,2	6,4	6,3	6,3	6,1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Reuth												
miner. – Stroh	6,7	6,8	6,8	6,6	6,4	6,2	0,1	0,3	0,2	0,0	0,1	0,1
miner. + Stroh	6,8	6,7	6,8	6,6	6,5	6,2	0,2	0,2	0,3	0,0	0,0	0,1
Gärrest – Stroh	6,7	6,9	6,9	6,6	6,6	6,3	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
Gärrest + Stroh	6,7	6,9	6,9	6,6	6,5	6,3	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1	0,1
max. Gärrest – Stroh	6,7	6,8	6,8	6,6	6,5	6,3	0,1	0,2	0,2	0,0	0,0	0,1
Rindergülle + Stroh	6,7	6,9	6,9	6,6	6,6	6,3	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	0,1
Röckingen												
miner. – Stroh	6,9	6,0	6,2	6,2	6,2	6,0	0,3	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3
miner. + Stroh	6,9	6,1	6,3	6,2	6,3	6,2	0,5	0,6	0,6	0,5	0,5	0,6
Gärrest – Stroh	6,9	6,1	6,2	6,2	6,3	6,1	0,2	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4
Gärrest + Stroh	6,9	6,2	6,4	6,3	6,4	6,2	0,3	0,6	0,6	0,5	0,4	0,5
max. Gärrest – Stroh	6,9	6,1	6,3	6,3	6,4	6,2	0,4	0,5	0,4	0,4	0,3	0,4
Rindergülle + Stroh	6,9	6,2	6,4	6,3	6,4	6,2	0,4	0,6	0,5	0,4	0,4	0,5

Tabelle 58: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Regenwurmsiedlungsdichte an den Versuchsstandorten Straubing, Aholfing, Reuth und Röckingen

Ort/ Variante	Regenwurmsiedlungsdichte Mittelwert				Regenwurmsiedlungsdichte Standardabweichung				
	Jahr	2012	2014	2016	2018	2012	2014	2016	2018
	Einheit	Individuen/m ²				Individuen/m ²			
Straubing									
miner. – Stroh	67	58	101	127	46	23	33	25	
miner. + Stroh	–	81	90	118	–	49	78	54	
Gärrest – Stroh	92	137	166	186	49	47	99	46	
Gärrest + Stroh	99	117	174	169	62	44	105	41	
max. Gärrest – Stroh	112	137	130	119	65	87	89	52	
Rindergülle + Stroh	106	151	224	199	38	38	110	48	
Aholfing									
miner. – Stroh	61	73	69	50	28	29	26	15	
miner. + Stroh	–	70	94	88	–	25	56	27	
Gärrest – Stroh	101	105	112	89	60	38	60	67	
Gärrest + Stroh	106	122	122	122	34	25	62	69	
max. Gärrest – Stroh	98	158	64	124	47	49	38	51	
Rindergülle + Stroh	110	153	163	125	39	70	157	48	
Reuth									
miner. – Stroh	98	77	156	138	31	37	48	64	
miner. + Stroh	–	77	178	213	–	37	51	135	
Gärrest – Stroh	146	116	142	144	41	42	38	57	
Gärrest + Stroh	147	93	201	156	56	40	39	66	
max. Gärrest – Stroh	158	104	177	202	31	41	53	75	
Rindergülle + Stroh	193	152	264	220	114	61	56	81	
Röckingen									
miner. – Stroh	70	36	70	54	46	19	27	41	
miner. + Stroh	–	15	92	56	–	9	50	57	
Gärrest – Stroh	60	45	94	60	30	30	31	43	
Gärrest + Stroh	62	55	79	64	56	26	42	36	
max. Gärrest – Stroh	105	61	73	85	55	38	45	43	
Rindergülle + Stroh	83	104	98	55	60	52	30	30	

Tabelle 59: Mittelwerte ($n = 4$) und Standardabweichungen der Regenwurmbiomasse an den Versuchsstandorten Straubing, Aholting, Reuth und Röckingen

Ort/ Variante	Regenwurmsiedlungsdichte Mittelwert				Regenwurmsiedlungsdichte Stan- dardabweichung				
	Jahr	2012	2014	2016	2018	2012	2014	2016	2018
	Einheit	g/m ²				g/m ²			
Straubing									
miner. – Stroh		11,8	11,9	23,6	22,9	9,6	6,8	9,4	5,9
miner. + Stroh		–	24,5	23,3	19,7	–	23,3	15,9	8,5
Gärrest – Stroh		22,6	35,2	31,8	38,8	14,7	16,7	20,9	20,9
Gärrest + Stroh		21,9	26,9	32,6	31,3	14,0	9,1	19,8	11,6
max. Gärrest – Stroh		25,4	23,6	25,7	27,0	19,8	6,4	11,3	26,5
Rindergülle + Stroh		21,3	38,9	45,7	39,2	10,4	14,0	30,0	15,7
Aholting									
miner. – Stroh		12,4	27,0	19,9	16,6	5,2	17,4	7,5	14,4
miner. + Stroh		–	15,6	24,7	23,0	–	6,1	19,9	11,0
Gärrest – Stroh		28,1	30,5	27,8	22,7	16,1	19,2	11,6	16,8
Gärrest + Stroh		26,3	36,0	28,1	44,5	16,5	16,0	14,4	21,9
max. Gärrest – Stroh		28,1	39,7	24,9	34,5	14,1	25,2	18,4	21,8
Rindergülle + Stroh		27,5	34,8	41,9	26,2	16,1	15,1	22,5	5,2
Reuth									
miner. – Stroh		33,4	4,5	46,9	22,3	16,5	3,3	14,7	11,1
miner. + Stroh		–	4,1	55,1	32,4	–	1,3	16,2	14,3
Gärrest – Stroh		38,0	10,4	43,7	22,8	16,9	5,4	24,7	5,8
Gärrest + Stroh		43,2	5,8	56,0	24,7	21,1	4,6	23,4	6,2
max. Gärrest – Stroh		40,0	8,1	63,4	37,9	12,2	6,5	21,4	12,7
Rindergülle + Stroh		55,2	7,2	66,6	35,7	38,6	2,6	26,5	15,7
Röckingen									
miner. – Stroh		10,1	7,9	10,5	7,7	4,0	8,7	5,5	7,5
miner. + Stroh		–	6,3	16,7	5,1	–	6,5	7,5	5,3
Gärrest – Stroh		8,2	10,7	22,9	9,2	4,8	9,1	10,1	11,0
Gärrest + Stroh		16,6	17,1	20,1	14,0	13,8	8,2	13,6	10,7
max. Gärrest – Stroh		18,6	6,4	19,7	11,9	8,7	5,0	17,7	6,0
Rindergülle + Stroh		21,7	20,0	30,4	9,2	9,2	9,1	12,6	7,9



ISSN 1614-1008