

N-Effizienz im Acker- und Gemüsebau für eine Reduktion des Nitratreintrages ins Grundwasser (Projekt NitroGäu)

Abschlussbericht Ackerbau



Else Bünemann-König, FiBL (else.buenemann@fibl.org)

August 2022

Mit Beiträgen von

Hannah Wey, Daniel Hunkeler u.a., Universität Neuenburg

Hanna Frick, Bernhard Stehle, Florian Hediger u.a., FiBL

Wolf Bischoff, Andreas Schwarz u.a., TerrAquat

NitroGäu

Impressum

Auftraggeber: Amt für Umwelt des Kantons Solothurn

Auftragnehmer: Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL, Agroscope, ETH Zürich, Université de Neuchâtel, Gutachterbüro TerrAquat

Autoren: Else Bünemann-König, Hannah Wey, Daniel Hunkeler, Hanna Frick, Wolf Bischoff

Datum: 11.8.2022

Hinweis: Dieser Bericht wurde mit Unterstützung folgender Institutionen verfasst:

Bundesamt für Landwirtschaft (BLW)

Amt für Umwelt Solothurn

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1. Kurzbeschreibung Projekt NitroGäu.....	5
1.1 Ziel des Teilpakets 3.1.....	5
1.2 Ansprechpersonen	6
2. Zusammenfassung der Resultate, Schlussfolgerungen und Empfehlungen	6
2.1 Resultate	6
2.2 Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	9
2.3 Publikationen aus dem Projekt NitroGäu.....	11
3. Einleitung	12
3.1 Stickstoffkreislauf von Agrarökosystemen.....	12
3.2 Stickstoff und Grundwasser in der schweizerischen Landwirtschaft	13
3.3 Region Gäu: Naturraum, Landwirtschaft und Grundwasser.....	14
3.4 Nitratprojekt und Nitratindex	16
3.5 Projekt NitroGäu: Struktur, Hauptfragen und Zeitplan.....	20
4. Material und Methoden.....	22
4.1 Literaturstudie und N _{min} -Kampagnen (1.1)	22
4.1.1 Massnahmen in anderen Projekten.....	22
4.1.2 Sichtung publizierter Literaturstudien und Metaanalysen.....	22
4.1.3 Quantitativer Review zur Nitratauswaschung unter Kulturen.....	22
4.1.4 N _{min} -Feldkampagnen in der Region Gäu-Olten	23
4.2 Monitoring und Hydrologie (1.2)	24
4.2.1 Felder, Bodeneigenschaften und Witterung.....	24
4.2.2 Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung.....	28
4.2.3 Ertragserhebungen und N-Bilanzierung	29
4.2.4 Methoden zur Erfassung der Nitratauswaschung.....	31
4.2.5 Winterbestand	35
4.3 Hofdüngermanagement (1.3)	36
4.3.1 Mikropilotstudie.....	36
4.3.2 Topfversuch und Bodenfraktionierung zur Düngernachwirkung.....	40
4.3.3 Säulenversuch	41
4.3.4 Natürliche Abundanz.....	43
4.4 Hochrechnung der Ergebnisse auf die Region.....	43
5. Ergebnisse.....	44
5.1 Literaturstudie und N _{min} -Kampagnen (1.1)	44
5.1.1 Massnahmen in anderen Projekten.....	44
5.1.2 Publierte Literaturstudien und Metaanalysen.....	45
5.1.3 Quantitativer Review zur Nitratauswaschung unter Kulturen.....	46
5.1.4 N _{min} -Feldkampagnen in der Region Gäu-Olten	48
5.2 Monitoring und Hydrologie (1.2)	51
5.2.1 Nitratauswaschung auf den 11 Feldern anhand der SIA-Methode	51
5.2.2 Herbst-N _{min} -Vorrat auf den 11 Feldern	54
5.2.3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser anhand von Saugkerzen	59
5.2.4 Nitrat in der ungesättigten Zone anhand VMS	61

5.2.5	N-Oberflächenbilanzen	64
5.2.6	Winterbestand	66
5.3	Hofdüngermanagement (1.3)	67
5.3.1	Mikroplotstudie	67
5.3.2	Säulenversuch	74
5.3.3	Herkunftsanalyse anhand natürlicher Isotopenabundanz	79
5.4	Hochrechnung auf die Region	83
6.	Diskussion	84
6.1	Methoden zum Monitoring von Nitratauswaschung	84
6.2	Einfluss von Bewirtschaftung, Böden und Witterung	88
6.3	Hofdüngermanagement	95
6.4	Vorschläge für eine Überarbeitung des Nitratindex	98
6.4.1	Vielversprechende Massnahmen	98
6.4.2	Vorschläge zur Umsetzung in einem neuen Massnamentool	105
7.	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	106
8.	Literatur	107
9.	Anhang	122
10.	Danksagung	150

I. Kurzbeschrieb Projekt NitroGäu

Gemäss Gewässerschutzverordnung (GSchV) gilt in der Schweiz für Grundwasser, das als Trinkwasser genutzt wird oder dafür vorgesehen ist, eine **numerische Anforderung von maximal 25 mg/l Nitrat** (=5.6 mg NO₃-N/l). Dieser Wert wurde zwischen 2007 und 2014 jährlich an 15-20% der nationalen Messstellen überschritten, die meist unter intensiver landwirtschaftlicher Nutzung insbesondere durch Ackerbau liegen (BAFU, 2019). Der Höchstwert aus dem Schweizer Lebensmittelgesetz (TBDV) von 40 mg NO₃/l für Trinkwasser wurde an 2-4 % der Messstellen überschritten.

In der **Region Gäu-Olten** liegt die Konzentration von Nitrat im zur Trinkwassergewinnung genutzten Grundwasser meist über dem Qualitätsziel von 25 mg/l. Im regionalen **Nitratprojekt nach Art. 62 a GSchG** verpflichten sich seit dem Jahr 2000 die teilnehmenden Landwirte zu einer nitratarmen Bewirtschaftung. Dies erfolgt im Ackerbau nach den Vorgaben des Nitratesindex, zusätzlich wird Ackerland in extensive Wiesen umgewandelt. Das Auswaschungspotential von Nitrat aus landwirtschaftlich genutzten Ackerbau-Flächen wird anhand eines Punktesystems, genannt „**Nitratesindex**“, beurteilt. Eine eigentliche Wirkungskontrolle der Massnahmen und eine wissenschaftliche Überprüfung des Nitratesindex fehlten bislang. Im Gemüsebau wurden bis Ende 2021 keine Massnahmen umgesetzt.

Die zwei **Hauptziele des Projekts NitroGäu** (2017-2021) waren daher

1. die **wissenschaftliche Aufarbeitung der Wirksamkeit des Nitratesindex** einschliesslich Evaluierung von Methoden zur Erfolgskontrolle (Messungen und/oder Modellierungen)
2. die **Erarbeitung weiterer Anpassungen der Bewirtschaftung** zur Verbesserung der N-Effizienz und Reduktion der Nitratauswaschung inklusive Vorschläge zur Abbildung in einem neuen Massnamentool, das künftig den heutigen Nitratesindex ablösen soll.

Die Untersuchungen fanden sowohl im **Ackerbau** als auch im **Gemüsebau** statt. Der vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse der Untersuchungen im Ackerbau zusammen.

I.1 Ziel des Teilpakets 3.1

Die Ergebnisse der Teilpakete 1.1 (Literaturanalyse), 1.2 (Hydrologie und Bewirtschaftung) und 1.3 (Hofdüngermanagement) sollten in einem **Abschlussbericht Ackerbau** zusammengefasst werden. Während der Bericht zum Teilpaket 1.1 primär auf Literatur beruhte, sollten in die Synthese auch die **Ergebnisse aus den Feldstudien** einfließen, einschliesslich der Evaluierung zusätzlicher Bewirtschaftungsmassnahmen. Anhand der gewonnenen Daten zu **Nitratfrachten unter Ackerbau in der Region Gäu-Olten** sollte eine Hochrechnung auf die ganze Region erstellt werden.

Die Ergebnisse der Teilpakete zur Nitratauswaschung im Ackerbau sollten so in Vorschlägen zu einer **Überarbeitung des Nitratesindex** resultieren. Das neue Massnamentool, das den heutigen Nitratesindex ablösen soll, könnte auch in anderen

Regionen als Bewirtschaftungsgrundlage für eine grundwasserschonende Landwirtschaft dienen. Die eigentliche Entwicklung eines neuen Massnahmentools war aber nicht Teil dieses Projektes, sondern wird im Nachgang vom Kanton Solothurn gestützt auf dieses Projekt angegangen.

1.2 Ansprechpersonen

Else Bünemann-König, FiBL (else.buenemann@fibl.org)

Das Forschungsprojekt NitroGäu wurde finanziell und inhaltlich durch das Bundesamt für Landwirtschaft und den Kanton Solothurn sowie das Bundesamt für Umwelt unterstützt.

2. Zusammenfassung der Resultate, Schlussfolgerungen und Empfehlungen

2.1 Resultate

Im Projekt NitroGäu wurde die Nitratauswaschung im Ackerbau durch eine Literaturobwertung, verschiedene Messungen auf 11 Feldern in der Region Gäu-Olten sowie eine vertiefte Studie zu Ausnutzung und Nachwirkung von Hofdünger untersucht. Dabei wurde die Wirkung der Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung geprüft, die seit dem Jahr 2000 mithilfe des sogenannten Nitratindex umgesetzt werden. Daneben wurden weitere potentielle Massnahmen im Feld evaluiert.

Während in anderen lokalen bis regionalen, der Region Gäu-Olten bezüglich Klima, Boden und Ackerkulturen möglichst ähnlichen Nitratprojekten Massnahmen im Bereich Düngung am häufigsten angewendet werden, setzt der Nitratindex eine bedarfs- und zeitgerechte Düngung gemäss ÖLN voraus und berücksichtigt daher primär Massnahmen in den Bereichen Fruchtfolge und Bodenbearbeitung. Die wichtigste Massnahme zur weiteren Reduktion der Nitratauswaschung ins Grundwasser wäre gemäss der Literaturstudie die Einführung verschiedener Düngungsmassnahmen. Weitere vielversprechende Massnahmen sind gemäss der Literaturstudie neben der Umwandlung in Dauergrasland der Einsatz von Zwischenfrüchten in Kombination mit Sommerkulturen, Untersaaten im Mais sowie eine Umstellung auf Biolandbau.

Die mittleren Nmin-Herbstvorräte, die 2017-2020 unter verschiedenen Kulturen im Gäu erfasst wurden, lagen zwischen 50 kg N/ha bei extensiver Wiese und 200 kg N/ha bei Mais. Damit waren sie für jede Kultur deutlich höher als in verschiedenen Regionen in Deutschland. Eine mögliche Erklärung sind die hohen Gehalte an organischer Substanz im Oberboden von meist > 2% organischem Kohlenstoff und > 0.2% Stickstoff. In Kombination mit den hohen Sickerwassermengen von etwa 400 mm/Jahr entsteht eine hohe potentielle Nitratauswaschung.

Die mit Ionenaustauschern gemessene Nitratauswaschung auf 11 Feldern im Gäu lag in den Jahren 2017-2021 im Mittel zwischen 40 und 160 kg N/ha*Jahr. Die grössten jährlichen Nitratverluste wurden unter Wintergetreide verzeichnet (115 kg N/ha), während die Mittelwerte für Kunstwiese, Raps (ohne Untersaat) und den Übergang Kunstwiese/Mais zwischen 37 und 44 kg N/ha betrugen. Die Unterschiede zwischen den vier Messperioden waren geringer, mit einer mittleren Nitratauswaschung zwischen 55 und 88 kg N/ha. Eine Reduktion der N-Düngung oder Verwendung eines anderen N-Düngers (ENTEC, CULTAN) zeigte angesichts der grossen räumlichen Variabilität keinen signifikanten Einfluss auf die Nitratauswaschung.

Die Nitratauswaschung wurde offensichtlich vom hohen N-Nachlieferungspotential der Böden dominiert, wie auch die hohen Nmin-Werte zeigen. So wurden auf drei Streifen mit 0 kg N-Düngung dem Boden 170-380 kg N/ha mit der Ernte entzogen, von denen mindestens 100-145 kg N/ha aus der Boden-N-Mineralisierung stammten. Diese überdeckte daher die relativ kleinen Unterschiede in den N-Gaben der Düngevarianten von im Mittel 36 kg N/ha. Der Einfluss des Standorts (Feldebene) bzw. der Fruchtfolge war somit grösser als die relativ geringe Reduktion der Düngung oder die Verwendung eines anderen N-Düngers (ENTEC, CULTAN).

Die Nmin-Herbstvorräte auf 11 Feldern im Gäu variierten stark zwischen den Jahren. Im Herbst 2018 betrugen sie im Mittel 242 kg N/ha, und im Herbst 2017, 2019 und 2020 zwischen 96 und 128 kg N/ha. Allerdings wurde 2018 die Mehrzahl der Felder unter Mais als Vorkultur beprobt, mit mittleren Nmin-Vorräten von 215 kg N/ha, verglichen mit 183, 126, und 75 kg N/ha unter Raps, Wintergetreide und Kunstwiese. Da die gemessene Nitratauswaschung, die v.a. im Winter nach der Herbst-Nmin-Beprobung auftrat, signifikant mit den Nmin-Vorräten korreliert war, könnte der Nmin-Vorrat im Herbst (0-90 cm) als (regionaler) Indikator für die Auswaschung verwendet werden.

Die hohen Nmin-Vorräte nach Mais als Vorkultur und die hohe Nitratauswaschung unter Wintergetreide sind in erster Linie als Folge von Hofdüngergaben zu Kunstwiese mit wesentlichem Anteil an organischem Stickstoff und der starken N-Mineralisierung nach Beenden der Kunstwiese vor Mais zu betrachten. Hinzu kommt eine nur sehr geringe N-Aufnahme in die oberirdische Biomasse vor dem Winter bei Wintergetreide.

Monatliche Messungen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mittels Saugkerzen unter drei Feldern zeigten, dass Nitrat hauptsächlich zwischen November und März ausgewaschen wird. Die Daten bestätigten besonders hohe Konzentrationen unter Wintergetreide und deuteten auf eine Wirksamkeit der Düngungsreduktion hin. Im Unterschied zu den Ionenaustauschern erfassen die Saugkerzen in erster Linie diffuse Transportprozesse in der Bodenmatrix und nicht den präferentiellen Fluss.

Unter einem einzelnen Feld wurde Sickerwasser bis in 5.9 m Tiefe beprobt. Diese Untersuchungen zeigten exemplarisch, dass es einen präferenziellen Transport von Nitrat durch Risse in dichten Bodenschichten geben kann und dass das Porenwasser in darunterliegenden Bodentiefen aus einer Mischung von Wasser besteht, das zu unterschiedlichen Zeitpunkten in die Tiefe gelangt ist.

Die N-Oberflächenbilanzen waren für Jahre mit Kunstwiese als Hauptkultur fast immer positiv und für alle anderen Kulturen meist negativ. Die untersuchten Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung hatten einen variablen Einfluss auf die N-Bilanz. Wenn die über drei Jahre gemessene Nitratauswaschung von der kumulierten N-Bilanz abgezogen wird, ergeben sich in den meisten Fällen negative Werte, die auf die Mineralisierung von organischem Bodenstickstoff als zusätzliche N-Quelle im System hinweisen. Tatsächlich zeigten die vertieften Untersuchungen mit ^{15}N -markierten Düngern auf zwei Feldern, dass Boden-N-Mineralisierung für die Pflanzen die wichtigste N-Quelle ist. Anhand der natürlichen Isotopenzusammensetzung (^{18}O und ^{15}N) von Nitrat im Sickerwasser wurde die Mineralisierung von Boden-N als Hauptquelle des ausgewaschenen Nitrats identifiziert.

Im Ausbringungsjahr war die Wiederfindung der ^{15}N -markierten Dünger bezogen auf die Gesamt-N-Menge in den Düngern in der oberirdischen Pflanzenbiomasse deutlich höher für Mineraldünger (45-48%) als für Rindergülle (17-22%). Die Nachwirkung der beiden Dünger lag im zweiten Jahr bei 3.6-4.6% und im dritten Jahr bei 1.6-2.4%. Die Wiederfindung im Boden war dagegen deutlich höher für Rindergülle (50-67%) als für Mineraldünger (28-45%), wobei für beide Verfahren der Grossteil des verbleibenden Düngestickstoffs in nicht-mikrobieller organischer Form vorlag. Der nicht von den Pflanzen aufgenommene N insbesondere aus Hofdüngern wird also in die organische Bodensubstanz eingebaut. Durch fortlaufende mikrobielle Mineralisierungsprozesse und besonders bei Mineralisierungsschüben, die beispielsweise durch Kunstwiesenumbruch ausgelöst werden, wird dieser Stickstoff wieder freigesetzt. Wenn die N-Bilanzen negativ sind, kann dies längerfristig zu einem Abbau von Boden-N führen. Auf der anderen Seite zeigen diese Ergebnisse, dass die Düngung einen indirekten Einfluss auf die Nitratauswaschung hat, da sie den Boden-N-Pool aufbaut.

Die Tiefenverlagerung der markierten Dünger innerhalb des Bodenprofils war gering, und der Anteil der ^{15}N -markierten Dünger an der Gesamtauswaschung während 2 Jahren entsprach weniger als 5% des ausgewaschenen Nitrats. Es wurde zwar signifikant mehr Gülle-N als Mineraldünger-N ausgewaschen, die Auswaschung aus den markierten Düngern betrug aber maximal 8 kg N ha⁻¹. Die Gesamtauswaschung während zwei Jahren lag dabei mit 120-205 kg N/ha in einem ähnlichen Bereich wie auf den 11 Feldern der hydrologischen Studie. Ein Versuch im Gewächshaus zeigte, dass anaerobe Vergärung von Rindergülle die N-Ausnutzung verbessern kann. Die Zugabe eines Nitrifikationsinhibitors bzw. Pflanzenkohle hatte dagegen keine deutlichen Auswirkungen auf die N-Ausnutzung.

Die gemessene Nitratauswaschung war höher als mit Modiffus berechnete Werte unter den Ackerflächen im Gäu. Möglicherweise trugen die milden Winter und warmen, trockenen Sommer im Untersuchungszeitraum zu einer überdurchschnittlichen Nitratauswaschung bei. Allerdings entsprechen diese Witterungsbedingungen dem, was für die Schweiz im Zuge des Klimawandels prognostiziert wird. Umso wichtiger ist es, wirksame Massnahmen umzusetzen.

Die sechs Ackerkulturen, unter denen zwischen 2017 und 2021 Nitratauswaschung gemessen wurde, bedeckten im Jahr 2020 knapp 800 ha (entsprechend 87% der Ackerfläche) im Perimeter des Nitratprojekts Gäu-Olten. Im flächengewichteten Mittel betrug die Nitratauswaschung unter diesen sechs Kulturen 71 kg N/ha*Jahr, wobei unter Winterweizen gut 50% der gesamten Nitratfracht ausgewaschen wurde. Bei einer mittleren Versickerung von 400 mm im Jahr ergibt sich daraus eine Nitratkonzentration von 17.8 mg N l⁻¹ bzw. 78.6 mg NO₃⁻ l⁻¹ im Sickerwasser. Auch wenn beim Transport ins Grundwasser N-Verluste durch Denitrifizierung auftreten könnten, Stilllegungsflächen nicht berücksichtigt wurden und die Versickerung nur etwa 50-70% Anteil an der direkten Grundwasserneubildung hat, so zeigen diese Werte doch, dass die aktuellen, im Rahmen des Nitratindex umgesetzten Massnahmen nicht ausreichend sind, um die Nitratkonzentration im Grundwasser so weit zu verringern, dass das gesetzliche Qualitätsziel an Grundwasser wieder erreicht wird.

2.2 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Der Projektteil zum Ackerbau hat gemäss Auftrag des BLW, AfU und BAFU folgende Fragen beantwortet:

1. Wie wirksam ist der Nitratindex in Bezug auf Nitratauswaschung?

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass der aktuell im Nitratprojekt Gäu-Olten angewandte Nitratindex nicht ausreichend wirksam ist, um die Nitratauswaschung auf ein grundwasserverträgliches Mass zu begrenzen. Die flächengewichtete Nitratfracht unter Ackerflächen ist ohne Berücksichtigung einer Verdünnung durch Versickerung unter allen anderen Flächen sowie durch Flusswasser und Zuflüsse etwa dreimal so hoch, wie sie zum Erreichen des Zielwertes von 25 mg Nitrat pro l im Grundwasser sein dürfte.

2. Welche Methoden eignen sich für eine Überwachung der Nitratauswaschung und zur Erfolgskontrolle von Massnahmen zu ihrer Verringerung?

Die gemessene Nitratauswaschung war mit den Herbst-Vorräten an mineralischem Stickstoff im Boden korreliert ($r^2 = 0.51$). Für ein langfristiges Monitoringprogramm zur Überwachung der Nitratauswaschung im Gäu wird daher die Untersuchung der Herbst-Nmin-Vorräte empfohlen. Dieser Ansatz könnte allenfalls auch zur langfristigen Erfolgskontrolle von Massnahmen eingesetzt werden. Dabei sollte die gefundene Beziehung zur tatsächlichen Auswaschung regelmässig überprüft werden, zum Beispiel mit Ionenaustauschern.

3. Wo verbleibt überschüssiger Stickstoff, und kann der Boden-N-Pool längerfristig aufgebaut werden?

Als Hauptquelle der Nitratauswaschung im Gäu wurde auf den Untersuchungsflächen die Mineralisierung von organischem Bodenstickstoff identifiziert, in Kombination mit der hohen Sickerwassermenge. Die grossen Gehalte an organischer Substanz und Stickstoff in vielen Böden im Gäu sind sowohl durch pedogenetische Faktoren (Tallagen, Auenböden etc.) als auch durch die Bewirtschaftung in den letzten Jahrzehnten bedingt,

wobei der tatsächliche historische und aktuelle N-Überschuss der Landwirtschaft im Gäu noch genauer bestimmt werden sollte. Von den Pflanzen im Ausbringungsjahr nicht genutzter Stickstoff aus Mineraldünger oder Hofdünger wird hauptsächlich in den organischen Bodenstickstoff eingebaut und nur zu einem sehr kleinen Teil direkt (im gleichen Jahr) ausgewaschen. Bezogen auf die ausgebrachte Gesamtmenge an Stickstoff verbleibt von organischen Düngern ein grösserer Anteil im Boden, der langsam durch Mineralisierungsprozesse freigesetzt wird und bei der Nährstoffbilanzierung und Düngungsplanung berücksichtigt werden müsste, was aktuell nicht der Fall ist. Der grösste Mineralisierungsschub erfolgt nach dem Ende der Kunstwiese, das als kritischer Zeitpunkt in der Fruchtfolge identifiziert wurde, selbst bei reduzierter, nicht-wendender Bodenbearbeitung. Eine allfälliger Zunahme des Boden-N-Pools ist aus Sicht des Grundwasserschutzes nicht sinnvoll.

In der Suisse-Bilanz wird der Gesamtstickstoff in den anfallenden Hofdüngern über den N-Ausnutzungsgrad rechnerisch so reduziert, dass nur der pflanzenverfügbare N im Ergebnis erscheint. Das führt dazu, dass trotz ausgeglichener Bilanz eine erhebliche N-Menge in Form von organisch gebundenem N im Boden verbleibt, ohne in der Bilanz sichtbar zu werden. Aus Umweltsicht wird hier dringend eine Verbesserung benötigt.

4. Welche Massnahmen können zu einer Verbesserung der N-Effizienz und einer Verringerung der Nitratauswaschung führen?

Die Literaturstudie und die Feldmessungen haben gezeigt, dass die Düngung künftig in einem Massnahmenpaket berücksichtigt werden sollte. Zugleich weisen die Ergebnisse der Feldmessungen auf die grosse Bedeutung der Boden-N-Mineralisierung für die Nitratauswaschung hin. Diese beiden Erkenntnisse können in einem verbesserten Düngungsmanagement kombiniert werden, bei dem der aktuelle Bodenvorrat an mineralischem N bei der Düngung berücksichtigt wird.

Es wird empfohlen, ein verbessertes Düngungsmanagement mit Massnahmen im Bereich der Fruchtfolge zu kombinieren. Eine Düngungsreduktion wird mittelfristig zu einem gewissen Abbau der Boden-N-Vorräte führen, der aber durch konsequente Überwachung der Nmin-Vorräte begrenzt wird. Viele der vorgeschlagenen Massnahmen können sofort umgesetzt werden, während für andere die nötigen Voraussetzungen erst geschaffen werden müssen. Dies gilt insbesondere für die Bereitstellung einer raschen Boden- und Hofdüngernalytik als auch für Empfehlungen zum Anbau neuer Kulturen, einschliesslich einer vermehrten Integration von Dauerkulturen in den Ackerbau. Die Bereitstellung einer zeitnahen Nmin-Analytik ist bereits umgesetzt worden.

Für eine Übertragung der Ergebnisse aus dem Gäu auf andere Regionen der Schweiz wäre es wichtig, die Höhe der unvermeidbaren Auswaschung (z.B. unter extensivem Grasland) in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften und Klimabedingungen zu erheben. Zudem sollte die Erfassung der Nitratauswaschung in typischen Fruchtfolgen über viele Jahre erfolgen, um längerfristige, belastbare Daten zu erhalten und Veränderungen rechtzeitig erkennen zu können.

2.3 Publikationen aus dem Projekt NitroGäu

Dieser Bericht enthält die wichtigsten Ergebnisse der Arbeitspakete 1.1-1.3 des Projekts NitroGäu. Im Rahmen des Projekts sind zwei Dissertationen, fünf Masterarbeiten und bislang drei Publikationen bei begutachteten wissenschaftlichen Zeitschriften entstanden. Diese Publikationen zeigen die ausführlichen Ergebnisse der genannten Arbeitspakete und werden daher als weiterführende Literatur aufgeführt:

Andrade, Ines (2021): Impact of agriculture on groundwater quality. MSc thesis, Universität Neuenburg.

Cormann, M. (2020): Application of ^{15}N labelled slurry in a microplot field study: Ammonia volatilization and plot N balance. MSc thesis, University of Bayreuth.

Diederichs, A. (2021): Modeling nitrate leaching in the Gäu region using the farm model and the DAISY model. MSc thesis, Technical University Munich.

Frick, H. (2022): Nitrate leaching from animal manure – Insights from on-farm and greenhouse studies using ^{15}N labelled cattle slurry. PhD thesis, ETH Zurich.

Frick, H., Oberson, A., Cormann, M., Wettstein, H.-R., Frossard, E., Bünemann, E.K. (2022): Similar distribution of ^{15}N labelled cattle slurry and mineral fertilizer in soil after one year. Nutrient Cycling in Agroecosystems. doi.org/10.1007/s10705-022-10205-5

Frick, H., Oberson, A., Frossard, E., Bünemann, E.K. (2022): Leached nitrate under fertilised loamy soil originates mainly from mineralisation of soil organic N. Agriculture, Ecosystems and Environment 338, 108093. doi.org/10.1016/j.agee.2022.108093

Fuchs, M. (2021): Fate of ^{15}N -labelled amendments in physical soil fractions two years after application. MSc thesis, Wageningen University & Research.

Gilbert, L. (2021): Tracing sources of nitrate leaching using the natural abundance of ^{15}N and ^{18}O . MSc thesis, Martin Luther University Halle-Wittenberg.

Wey, H. (2021): Nitrate leaching under arable land: Monitoring, mitigation measures and memory effects. PhD thesis, University of Neuchâtel.

Wey, H., Hunkeler, D., Bischoff, W.-A., Bünemann, E.K. (2022): In-situ monitoring of nitrate leaching in agriculture: Assessment of three field methods. Environmental Monitoring & Assessment 194. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09605-x>

3. Einleitung

3.1 Stickstoffkreislauf von Agrarökosystemen

Der **Stickstoffkreislauf von Agrarökosystemen** weist an verschiedenen Stellen Möglichkeiten für Verluste auf (*Abbildung 1*), z.B. in Form von Nitrat (NO_3^-), Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O) und atmosphärischem Stickstoff (N_2). Dabei ist die Auswaschung von Nitrat häufig der wichtigste Verlustpfad (Delgado, 2002).

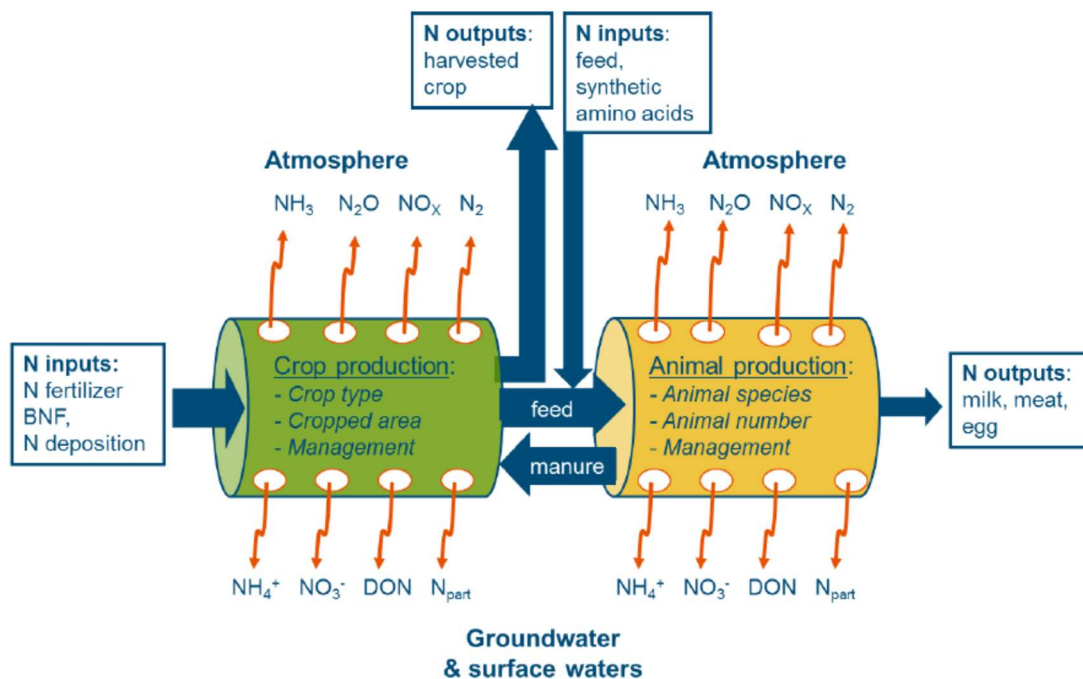


Abbildung 1: Mögliche N-Verluste in Agrarökosystemen (EU_Nitrogen_Expert_Panel, 2015).

Nitratauswaschung kann durch langsame Verlagerung des Sickerwassers im Bodenprofil erfolgen, oder durch schnelle Verlagerung in präferentiellen Fließwegen. Neben dem negativ geladenen Nitrat (NO_3^-) kann auch gelöster organischer Stickstoff (dissolved organic N, DON) und an Partikel gebundener Stickstoff (N_{part}) ausgewaschen werden, während das positiv geladene Ammonium (NH_4^+) in der Regel an negativ geladenen Bodenteilchen zurückgehalten oder von Mikroorganismen zu Nitrat oxidiert wird. Häufig werden Stickstoffauswaschung und Nitratauswaschung jedoch synonym verwendet. Oberflächenabfluss von Stickstoff ist vor allem dann relevant, wenn geneigte Flächen, Bodenverdichtung, erhöhte Konzentrationen von mineralischem N in der obersten Bodenschicht, feuchte Winter und/oder Starkregenereignisse vorliegen (Burkitt, 2014).

Gemäss Goulding (2000) wird das **Ausmass der Nitratauswaschung** vor allem durch die **Sickerwasserbildung** als Funktion von Niederschlag und Temperatur, den **Herbstvorrat an mineralischem Stickstoff im Boden**, die zu Mineralisierungsschüben führende **Bodenbearbeitung**, den **Saatzeitpunkt im Herbst**, der die Aufnahme des mineralischen Stickstoffs durch die gesäte Kultur beeinflusst, und die **Menge und zeitliche Verteilung der N-Düngung** bestimmt. Massnahmen zur Verminderung von Nitratauswaschung können daher grundsätzlich folgende Grössen beeinflussen: die Sickerwassermenge (z.B. durch Bodenbedeckung oder Bodenbearbeitung), die Nitratkonzentration (z.B. durch Düngung), und die Fläche, die zur Auswaschung beiträgt (z.B. durch Extensivierung) (Prasuhn *et al.*, 1997).

3.2 Stickstoff und Grundwasser in der schweizerischen Landwirtschaft

Im Jahr 2018 betrug der N-Überschuss der schweizerischen Landwirtschaft bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche **93 kg N/ha** (Spiess and Liebisch, 2020). In der Schweiz führte die **Einführung der Direktzahlungen** via Erfüllung des ÖLN ab 1993 zu einer **Reduktion der Nährstoffüberschüsse** von 120 kg N/ha in den Jahren 1990-92 auf 99 kg N/ha im Jahr 2005 (Herzog *et al.*, 2008). Die Nitratkonzentrationen in Trinkwasserfassungen in landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebieten sanken in diesem Zeitraum um 3.2 mg/l, was wie weniger als die damalige Zielsetzung ist. In den letzten 15-20 Jahren ist der N-Überschuss zudem praktisch unverändert geblieben (Spiess and Liebisch, 2020).

Ein Grossteil des N-Überschusses wird in Form von Nitrat ausgewaschen. Daher sind die **Nitratkonzentrationen im Grundwasser** insbesondere in Regionen mit einem grossen Anteil an offenem Ackerland und Freilandgemüsebau erhöht (>25 mg Nitrat/l) und überschreiten damit die numerische Anforderung gemäss Gewässerschutzverordnung (BAFU, 2019).

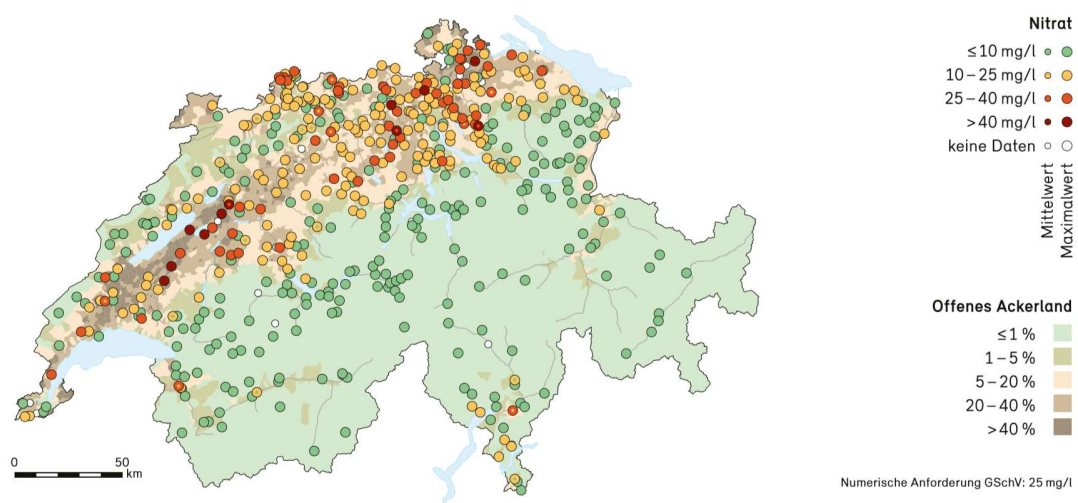


Abbildung 2: Nitrat im Grundwasser (2014) und offenes Ackerland (BAFU, 2019).

3.3 Region Gäu: Naturraum, Landwirtschaft und Grundwasser

Die Region Gäu Olten ist zwischen Oensingen und Olten auf etwa 450 m ü.M. angesiedelt. Die mittlere Jahrestemperatur (1981-2010) beträgt 9.0°C, der durchschnittliche Jahresniederschlag 1129 mm (MeteoSchweiz). Die Böden der Region sind vor allem glaziär geprägte Parabraunerden, teilweise mit Stauwassereinfluss, und zeigen eine ausgeprägte kleinräumige Heterogenität (Hauert *et al.*, 2017). Auffallend ist der hohe Gehalt an organischer Substanz in den Böden in der gesamten Region, besonders im Vergleich mit anderen Regionen des Kantons. Auch ackerbaulich genutzte Böden im Gäu/Untergäu haben mehrheitlich einen Humusgehalt über 3.5 Prozent (Hauert *et al.*, 2017). Die im Projekt untersuchten Flächen bestätigen dies mit Gehalten an organischem Kohlenstoff in 0-30 cm von meist 1.9-2.6% (Tabelle 5).

Die Region ist durch intensive landwirtschaftliche Nutzung gekennzeichnet und ist zugleich ein nationaler Verkehrsknotenpunkt mit grossen Lager- und Verteilzentren. Die 97 Betriebe im Kanton Solothurn mit Flächen im Projektperimeter weisen eine mittlere landwirtschaftliche Nutzfläche von 29 ha auf, davon sind im Mittel 42% offene Ackerfläche (Tabelle 1). Etwa 85% der Betriebe halten Tiere, bei einer mittleren Viehdichte von 1.1 Grossvieheinheiten pro Hektar. Zwei Drittel der Betriebe haben Rindviehhaltung, dazu kommen bei etwa einem Viertel der Betriebe noch Pferde, wobei 11 Betriebe einen Schwerpunkt in der Pferdehaltung haben. Während zwei Betriebe hauptsächlich Schweine halten, gibt es keinen Betrieb mit Schwerpunkt auf Geflügel.

Tabelle 1: Kennzahlen der landwirtschaftlichen Betriebe im Kanton Solothurn mit Flächen im Projektperimeter (Agrardatenstelle, Wallierhof)

Parameter	Einheit	Bandbreite (min-max)	Mittelwert ± Standard- abweichung	Anzahl Betriebe
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)	ha pro Betrieb	0.3-133	29 ± 19	97
Anteil offene Ackerfläche	% von LN	0-99.7	42 ± 27	97
GVE gesamt	GVE/ha LN	0-14	1.1 ± 1.6	97
Betriebe mit Rindvieh	GVE/ha LN	0.02-3.5	1.1 ± 0.8	66
Pferden	GVE/ha	0.01-12.6	0.8 ± 2.4	27 *
Schweinen	GVE/ha	0.004-3.3	0.9 ± 1.4	7 *
Geflügel	GVE/ha	0.002-0.16	0.03 ± 0.04	30
viehlos				16

* 11 Betriebe mit Schwerpunkt Pferdehaltung,

2 Betriebe mit Schwerpunkt Schweinehaltung

Unter dem Tal liegt ein grosser Grundwasserkörper, aus dem Trinkwasser für 75'000 BewohnerInnen der Region gewonnen wird. Eine Beschreibung der hydrologischen Situation im Gäu findet sich in Hunkeler *et al.* (2015). Die Nitratkonzentrationen in fünf Trinkwasser-Pumpwerken im Gäu (Abbildung 3, PW Bornstrasse in Wangen b.O. nicht dargestellt) werden seit fast 30 Jahren regelmässig überprüft (Abbildung 4, ohne PW Bornstrasse). Die Werte liegen in vier von fünf Pumpwerken oberhalb des Zielwertes (numerische Anforderung, 25 mg NO₃ l⁻¹) und erreichen in einem Pumpwerk fast den gesetzlichen Grenzwert (40 mg NO₃ l⁻¹). Seit Beginn des Nitratprojekts im Jahr 2000 ist eine Stabilisierung der Konzentrationen, aber keine deutliche Abnahme zu beobachten.

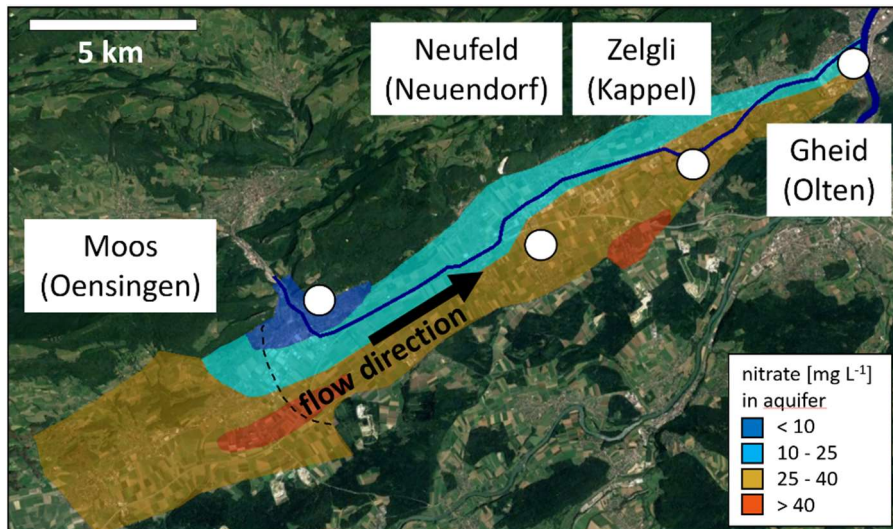


Abbildung 3: Geografische Übersicht über das Gäu, Nitratkonzentrationen im Grundwasser und Lage von vier Trinkwasser-Pumpwerken in der Region Gäu-Olten (Wey, 2021).

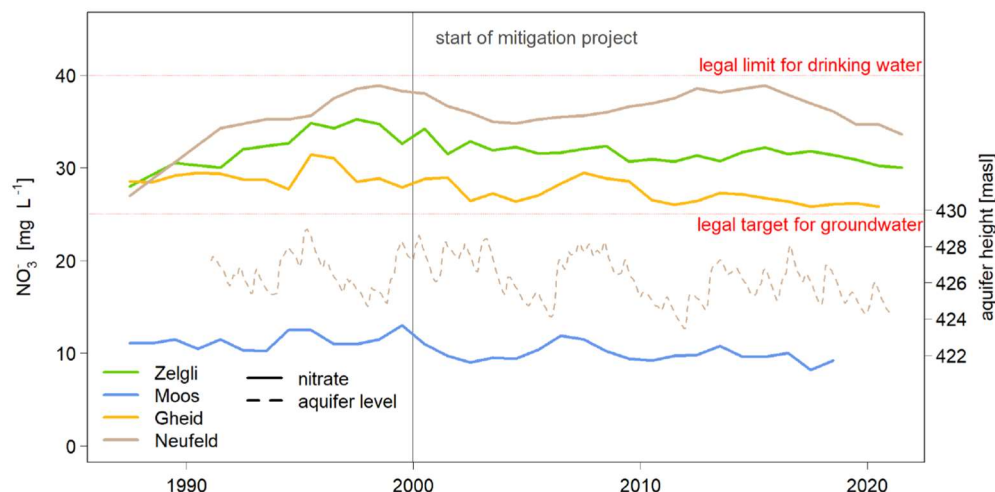


Abbildung 4: Nitratkonzentrationen in den vier regionalen Trinkwasser-Pumpwerken in der Region Gäu-Olten. Daten vom Amt für Umwelt Solothurn (Wey, 2021)

3.4 Nitratprojekt und Nitratindex

1995 schlossen sich Vertreter der kantonalen Amtsstellen (Amt für Umwelt und Landwirtschaft), der Wasserversorgungen und der Bauernschaft zur **Nitratkommission Gäu – Olten** zusammen. Die Nitratkommission ist die Trägerschaft des **Nitratprojektes Gäu – Olten**, das zum Ziel hat, die Nitratwerte im Grundwasser auf das gesetzlich geforderte Qualitätsziel von 25 mg/l zu senken. Das Projekt wird nach den Vorgaben von Art. 62a Gewässerschutzgesetz umgesetzt.

Der **Nitratindex** ist ein **Punktesystem für die Bewirtschaftung** und wird im Nitratprojekt Gäu-Olten seit 2001 benutzt, um mit den Landwirten freiwillige Verträge abzuschliessen, die sie zu einer grundwasserverträglichen Landwirtschaft verpflichten. Dabei wird **angenommen**, dass die Nitratauswaschung bei Einhaltung einer durchschnittlichen **Punktzahl von maximal 23 pro Betrieb** ein grundwasserverträgliches Niveau nicht überschreitet, so dass die **Trinkwasserqualität langfristig gesichert** ist (für Nitrat: Höchstwert Trinkwasser 40 mg/l, Anforderungswert Grundwasser 25 mg/l). Zusätzlich wurde Ackerland stillgelegt und in extensive Wiesen umgewandelt.

Der Nitratindex entstand in Anlehnung an frühere Werkzeuge der landwirtschaftlichen Beratung (Nitrat(risiko)index in den Kantonen Zürich und Bern; Bodenschutzindex als Bestandteil der ÖLN-Vorschriften bis 2005). Er wurde im Jahr 2000 im Rahmen einer **Projektarbeit** von fünf Studierenden an der HAFL erarbeitet (Klasse_PP5, 2000). Jeder einzelne Studierende erarbeitete dabei Vorschläge für die Bewirtschaftung eines Betriebes, mit dem Ziel, die Nitratauswaschung zu reduzieren. Die Nitratauswaschung wurde anhand von Schätzwerten unter verschiedenen Kulturen berechnet, wobei die **Grundlage für die Berechnung** aus dem Dokument **nicht ersichtlich** ist, vermutlich aber die von Agroscope verwendeten kulturspezifischen Basiswerte für Nitratauswaschung oder die Nitratmatrix war.

In der Projektarbeit wurde zudem das in Excel implementierte Programm «Nitratplan 4.4» entworfen, mit dem sich der Nitratindex nach Eingabe von Haupt-/Vorkultur, Winterbedeckung und Saatzeitpunkt unter Zugriff auf eine dafür angelegte Datenbank berechnen liess (Heim, 2000). Diese Datenbank enthielt Angaben zur Basispunktzahl, die sich aus der Kombination von Haupt- und Vorkultur ergab und «auf Grund von Versuchszahlen aus Fachberichten» von den Studierenden indexiert wurde. Heim (2000) merkte allerdings an, dass die Datengrundlage des Programms nicht verfügbar war. In der **Semesterarbeit von Heim (2000)** wurden die Praxistauglichkeit dieses Programms und die Umsetzbarkeit anhand von vier Betrieben getestet.

Auf Grundlage dieser Vorarbeiten entstand schliesslich die **Dokumentation zum Nitratindex** (Vetsch, 2000), der mit leichten Anpassungen seither im Nitratprojekt Gäu-Olten verwendet wird. Mit dem Nitratindex wird das Auswaschungspotential anhand der Faktoren Fruchtfolge, Bodenbearbeitung im Herbst, Saatzeitpunkt im Herbst und Winterbedeckung beurteilt. Diese Faktoren wurden gemäss Vetsch (2000) in Vorarbeiten von Braun *et al.* (1997), im Klettgau-Projekt (Freyer *et al.*, 1998), in Lysimeterversuchen

(Nievergelt, 1997) und in Arbeiten in den Kantonen Zürich und Bern (Gut and Strasser, 1994; Schwarz and von Arx-Flury, 1996) als besonders wichtig identifiziert. Die Düngung wurde nicht explizit im Punktesystem berücksichtigt, sondern es wurde eine **bedarfs- und zeitgerechte Düngung nach ÖLN vorausgesetzt**. Zudem ist die Düngerausbringung zwischen 15.10. und 15.2. verboten.

Tabelle 2: Basispunktzahlen für Grünland im Nitratindex (Vetsch 2000)

Art des Grünlandes	Nutzung	Basispunktzahl
Naturwiese	extensiv	4
Naturwiese		7
Kunstwiese	> 3 Jahre Nutzung	9
Kunstwiese	< 3 Jahre Nutzung	12
Rotationsbrache		15
Naturwiese	Umbruch	60
Kunstwiese	Umbruch vor Winterkultur	55
Kunstwiese	Umbruch vor Sommerkultur	40

Die Berechnung beginnt mit der **Basispunktzahl** für jede Parzelle, wobei jeweils die Kombination von Vorkultur und Hauptkultur im Zeitraum Anfang August bis Ende Juli betrachtet wird (oder Ernte Vorkultur bis Ende Juli des folgenden Jahres). Die Basispunktzahl kann Werte zwischen 4 und 60 annehmen, und je höher der Wert, desto höher das Nitratauswaschungspotential. Diese Basispunktzahl ist in der Excelversion als Tabelle enthalten.

Die **Basispunktzahlen für Grünland** sind allgemein sehr tief, vor allem bei mehr als dreijähriger Nutzung, steigen aber im Umbruchsjahr auf hohe bis sehr hohe Werte an, je nachdem, ob Natur- oder Kunstwiese umgebrochen wird, und wann der Umbruch stattfindet (Tabelle 2). Diese Werte basieren gemäss Vetsch (2000) auf Lysimeterversuchen (Nievergelt, 1997) und Ergebnissen des Wallierhofs (Strässle, 1998).

Basispunktzahl Ackerkulturen					
Stickstoffgehalt im Boden bei Ernte der Vorkultur [kg N _{min} /ha]		+ Mineralisierung nach der Ernte abhängig von Verfahren		+ Stickstoffaufnahme der Hauptkultur [kg N/ha]	
N _{min} -Gehalt	Pkte	Kultur, Verfahren	Pkte	N-Aufnahme bis Juli	Pkte
< 40 Zuckerrüben	15	Mähdrusch, Mais	0	< 100 Ackerbohnen, Soja, Erbsen, Tabak Virgin	+2
40 – 60 Raps, Tabak Virgin	20	Zwiebel, Sellerie, Zuckerrübe	10	100 – 120 Sommerhafer, Sonnenblumen	+1
60-80 Getreide, Mais, Erbsen, Ackerbohnen, Soja, Sonnenblumen	25	Karotte	20	120 – 140 Sommergetreide, Winterhafer, Sommerraps, Mais	0
80-100 Tabak Burley	30	Kartoffel	25	140 – 160 Wintergetreide, Winterraps, Kartoffeln, Zuckerrüben, Tabak Burley	-1
100 Kartoffeln	35				

Abbildung 5: Die Berechnung der Basispunktzahl von Ackerkulturen im Nitratindex (nach Vetsch 2000)

Die **Basispunktzahlen für Ackerkulturen** ergeben sich aus der Summe von drei einzelnen Indexzahlen, wie in Abbildung 5 dargestellt ist. Dabei hat der Gehalt an mineralischen Stickstoff zum Zeitpunkt der Ernte der Vorkultur in der Regel den grössten Einfluss auf die Basispunktzahl. Die zweite Komponente reflektiert den Einfluss einer möglichen Bodenlockerung bei der Ernte und ist nur bei relativ wenigen Ackerkulturen wie Zuckerrüben, Karotten und Kartoffeln von Bedeutung. Die dritte Komponente schliesslich ist eine geringfügige Korrektur der Punktzahl nach oben, wenn die Hauptkultur bis Juli relativ wenig Stickstoff aufzunehmen vermag, oder nach unten, wenn sie überdurchschnittlich viel Stickstoff aufnehmen kann. Insgesamt hat also die Vorkultur einen deutlich grösseren Einfluss auf die Basispunktzahl einer Kulturkombination als die Hauptkultur. Allerdings folgen die Indexpunkte der Vorkultur (Summe von N_{min} bei der Ernte plus Mineralisierung durch das Ernteverfahren) nicht ganz strikt dem in Abbildung 5 dargestellten Vorgehen, denn bei Wintergetreide werden 30, bei Sommergetreide 25 Punkte aufgelistet (Vetsch, 2000), d.h. beim Wintergetreide sind 5 Punkte zusätzlich angegeben.

Die Basispunktzahl wird anschliessend schrittweise noch um weitere Faktoren korrigiert:

1. **Bodenbearbeitung (im Herbst):** Pflug Faktor 1.15, konservierend 1 (Vetsch, 2000) bzw. nach Anpassungen am Nitratindex von 2008 um folgende Faktoren: **Pflug 1.1, konservierend 1, Direktsaat 0.9.**
2. **Winterbedeckung:** Je nach Winterbedeckung wird die (für die Bodenbearbeitung korrigierte) Basispunktzahl um **Faktoren zwischen 0.8 und 1.8** korrigiert (Tabelle 3), wobei eine fehlende Bodenbedeckung im Herbst und

im Winter die Basispunktzahl stark erhöht, während Zwischenfutter und Gründüngungen die Basispunktzahl gegenüber der Winterbedeckung durch die Vor-/Hauptkultur verringern.

3. **Saatzeitpunkt der Winterkultur:** Je nach Datum der Aussaat der Winterkultur (Vor-/Hauptkultur oder Zwischenfrucht) wird die (bereits zweimal korrigierte) Basispunktzahl um **Faktoren zwischen 0.7 und 1.4** korrigiert (Tabelle 4).

Tabelle 3: Faktoren für die Winterbedeckung, mit denen die Basispunktzahl im Nitratindex korrigiert wird (Vetsch, 2000)

Art der Winterbedeckung	Faktor
Winterbedeckung durch Vor-/Hauptkultur	1.00
Zwischenfutter, überwinternd	0.80
Zwischenfutter abfrierend	0.83
Gründüngung, überwinternd	0.86
Gründüngung, abfrierend	0.90
Brache Herbst (vor 1. Oktober)	1.80
Brache Winter (nach dem 1. Oktober)	1.50

Tabelle 4: Faktoren für den Saatzeitpunkt, mit denen die Basispunktzahl im Nitratindex korrigiert wird (Vetsch, 2000)

Saatzeitpunkt	Faktor
bis 1. August	0.7
1. August – 15. August	0.8
16. August – 31. August	0.9
1. September – 30. September	1.0
1. Oktober – 15. November	1.2
Nach 15. November	1.4
keine Saat / bestehende Kultur	1.0

Abgesehen von den 12 Referenzen in der Dokumentation zum Nitratindex, die überwiegend Berichte und Artikel aus der schweizerischen landwirtschaftlichen Forschung sind (Vetsch, 2000), ist die Literaturgrundlage für den Nitratindex nicht eindeutig. Es gibt aber einen **Zusammenhang** zwischen der Basispunktzahl des **Nitratindex** und der **Nitratmatrix**, welche die Nitratbasiswerte der Gruppe Gewässerschutz von Agroscope enthält. Diese werden auch in Modiffus (Modell zur Abschätzung der diffusen Einträge von Stickstoff und Phosphor in die Gewässer) verwendet. Laut Bernhard Strässle (schriftliche Mitteilung) wurde der Nitratbasiswert jeweils halbiert, um auf die Basispunktzahl im Nitratindex zu kommen. Der Nitratindex unterscheidet nicht zwischen konventionellem und biologischem Anbau und ist auch nicht auf die heutigen Bewirtschaftungspraktiken ausgelegt.

3.5 Projekt NitroGäu: Struktur, Hauptfragen und Zeitplan

Das Projekt „NitroGäu“ war ein umfangreiches Forschungsprojekt, das aus anwendungsorientierten Teilen zur Überprüfung und Weiterentwicklung des Nitratindexes und aus prozessorientierter Forschung im Rahmen von zwei Dissertationen bestand (Abbildung 6). Das Projekt gliederte sich in die Bereiche Ackerbau (1), Gemüsebau (2) und Synthese (3). In jedem dieser Bereiche gab es verschiedene Arbeitspakete und einen hauptverantwortlichen Projektpartner.

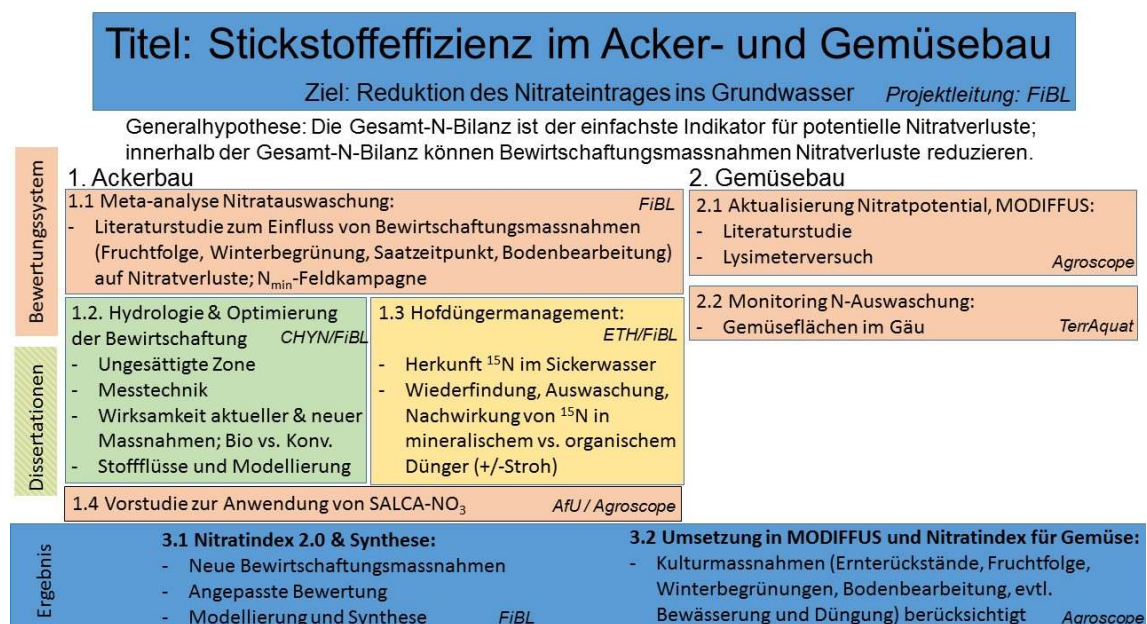


Abbildung 6: Projektschema des Projekts NitroGäu

Im Projektteil zum Ackerbau sollten folgende Fragen beantwortet werden:

1. Wie wirksam ist der Nitratindex in Bezug auf Nitratauswaschung?
2. Welche Methoden eignen sich für eine Überwachung der Nitratauswaschung und zur Erfolgskontrolle von vermindernenden Massnahmen?

3. Wo verbleibt überschüssiger Stickstoff – kann der Boden-N-Pool längerfristig aufgebaut werden?
4. Welche Massnahmen können zu einer Verbesserung der N-Effizienz und einer Verringerung der Nitratauswaschung führen?

Das Projekt NitroGäu war ursprünglich für eine vierjährige Laufzeit (April 2017 bis März 2021) geplant. Die Feldmessungen sollten dabei im Herbst 2017 beginnen und im Spätsommer 2020 abgeschlossen sein. Im Laufe des Projekts stellte sich heraus, dass die Wirkung der im Ackerbau geprüften Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung mit dem Ende der Feldmessungen 2020 nicht vollständig beurteilt werden konnte. Mit einer Zusatzfinanzierung des Bundesamts für Umwelt (BAFU) konnten die Messungen auf den meisten Parzellen noch über den Winter 2020/21 fortgeführt werden. Auch der Lysimeterversuch zur Auswaschung im Gemüsebau wird aktuell noch weitergeführt (Stand Juni 2022). Im Gemüsebau gab es zudem einen Zusatzauftrag zur Massnahmenevaluation im Feld. Der tatsächlich durchgeführte zeitliche Ablauf des Projekts NitroGäu ist in Abbildung 7 zu sehen. Die Abschlussveranstaltungen finden im April 2022 statt (verschoben von Januar 2022 wegen Covid-19).

		Jahr 2017				2018				2019				2020				2021				22
		Quartal				1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
1.1 Literaturstudie	Literatur Nitrat Ackerbau																					
	Feldkampagne Nmin																					
	Bericht																					
1.2 Diss Hydrologie	Mitarbeit bei Meta-analyse																					
	Flächenauswahl Feldstudie																					
	Monitoring im Feld																					
	Monitoring Feld inkl. Massnahmen																					
	Auswertung, Schreiben																					
1.3 Diss Hofdünger	Mitarbeit bei Meta-analyse																					
	Herkunftsanalyse Nitrat Sickerwasser																					
	Produktion 15N-Markiertes Futter																					
	Produktion 15N-markierte Gülle																					
	Mikroplotstudie																					
	Topfversuch Prozessuntersuchungen																					
	Auswertung, Schreiben																					
1.4 Vorstudie SALCA-NO ₃	Berechnungen, Bericht																					
2.1 Nitratpotential Gemüse	Literaturstudie Gemüse																					
	Bericht																					
	Lysimeterversuch																					
	Bericht																					
2.2 Monitoring Gemüse	Messung Nitratauswaschung im Feld																					
	Zusatzaufträge Massnahmenevaluation																					
	Bericht																					
3.1 Synthese Ackerbau	Abschlussbericht und Umsetzung																					
3.2 Synthese Gemüse	Abschlussbericht und Umsetzung																					
	Projekttreffen, Abschlussveranstaltung																					
	Feldtage/Informationsanlässe mit Landwirten																					

Abbildung 7: Zeitlicher Ablauf des Projekts NitroGäu inklusive Verlängerung der Messungen (schraffiert). Die Darstellung zeigt die tatsächliche Umsetzung des ursprünglichen Zeitplans. Die Projektverlängerung sowie die Zusatzaufträge zur Massnahmenevaluation im Gemüsebau waren im ursprünglichen Projektplan nicht enthalten.

4. Material und Methoden

4.1 Literaturstudie und Nmin-Kampagnen (I.I)

4.1.1 Massnahmen in anderen Projekten

Die Massnahmen im Nitratindex sollten mit denen in anderen Projekten verglichen werden. Dazu wurden **lokale bis regionale Grundwasserprojekte** gesucht, die der Region Gäu-Oltén bezüglich Klima, Boden und Ackerkulturen möglichst ähnlich sind. Neben **sechs Hauptberichten** (Biedermann, 2007; Osterburg *et al.*, 2007; Dzurella *et al.*, 2012; Eriksen *et al.*, 2014; Fraters *et al.*, 2016; BLU, 2019) wurden **weitere Dokumente** miteinbezogen, die die Einzelmassnahmen weniger ausführlich beschreiben und bewerten: Robier *et al.* (2010), Fank *et al.* (2010), Finck (2014), Agridea (2017), Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018) und Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2019). Die ausführliche Zusammenstellung der in diesen 12 Quellen genannten Massnahmen ist in **Anhang 1** als **Massnahmenkatalog** zu finden. Nicht aufgeführt wurden dabei Massnahmen, die in der Region Gäu-Oltén nicht umsetzbar oder irrelevant sind.

4.1.2 Sichtung publizierter Literaturstudien und Metaanalysen

Durch gezielte Suche im Web of Knowledge wurden insgesamt 54 Literaturstudien und Metaanalysen zu den **Faktoren Klima** (Niederschlag, Klimaveränderung), **Landnutzung** (Ackerbau vs. Grasland, Pufferstreifen, Agroforstsysteme), **Anbausystem** (Bio vs. Konventionell), **Fruchtfolge** (Zwischenfrüchte, Untersaaten, spezifische Kulturen), **Bodenbearbeitung** (pfluglos oder reduziert vs. Pflug), **Saatzeitpunkt** (Saattermin von Zwischenfrüchten), **Düngung** (N-Düngungsniveau, zeitliche und räumliche Aspekte, Düngerformen, Nitrifikationsinhibitoren und Pflanzenkohle) und **Mulch** (Plastik- oder Strohmulch) identifiziert. Diese wurden inhaltlich ausgewertet und insbesondere auf das Vorhandensein quantitativer Darstellungen geprüft. Dabei wurde nach Möglichkeit ein **Wirkungsgrad** (= Nitratauswaschung bei Umsetzung einer Massnahme / Nitratauswaschung ohne die Massnahme) abgeleitet und als Faktor ausgedrückt.

4.1.3 Quantitativer Review zur Nitratauswaschung unter Kulturen

Für die quantitative Auswertung kulturspezifischer Nitratauswaschung wurden Studien ausgewertet, in denen **Nitratauswaschung unter verschiedenen Kulturen und Kulturfolgen** untersucht wurde. Dabei wurden allgemeine Publikation, Daten von TerrAquat, kulturspezifische Nmin-Herbstvorräte aus den Beprobungen gemäss Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) in Baden-Württemberg (Finck, 2017), Herbst-N_{min}-Gehalte aus Hessen (Beisecker *et al.*, 2018) und Thüringen (König *et al.*, 2011), sowie Lysimeterstudien aus dem deutschsprachigen Raum (Eder, 2001; Knappe and Haferkorn, 2001; Böhner, 2007; Herndl *et al.*, 2013; Prasuhn *et al.*, 2013; Spiess *et al.*, 2013; Klammler and Fank, 2015; Spiess *et al.*, 2015; Tauchnitz *et al.*, 2015; Murer,

2017) zusammengetragen. Insgesamt wurden 185 kulturspezifische Datenpunkte übergreifend ausgewertet.

4.1.4 $N_{\min}$ -Feldkampagnen in der Region Gäu-Olten

Auf den **11 Ackerflächen**, auf denen das NitroGäu-Projekt seit 2017 die Nitratauswaschung mit Hilfe von SIA untersucht (Abbildung 9), wurden **im Oktober 2017, 2018 und 2019** (jeweils ca. 20. Oktober) **Bodenproben in 0-90 cm Tiefe** für die Bestimmung des $N_{\min}$ -Vorrats vor dem Winter entnommen. Anfang **November 2020** wurden ebenfalls im Rahmen der Verlängerung der Messungen noch einmal Proben entnommen, mit Ausnahme der Flächen B1-3 und H5.

Auf den beprobten Flächen wurden Kunstwiese, Mais, verschiedene Wintergetreide und Winterraps angebaut. Um Fruchtfolgen mit weiteren Gäu-typischen Kulturen wie extensive Wiese, Kartoffel, Eiweisserbse, Ackerbohne, Gründüngung und Zwischenfutter abzubilden, wurden in den ersten beiden Jahren je **10 bzw. 11 zusätzliche Felder** im Gäu beprobt. Im Oktober 2020 wurden noch 3 extensive Wiesen beprobt. Insgesamt entstanden so **64 Datenpunkte** zu $N_{\min}$ -Herbstvorräten.

Die Probenahme erfolgte mit einem automatischen Stechgerät (Abbildung 8). Pro Feld wurden 10 Stechproben genommen, die gleichmässig über das ganze Feld verteilt waren. Die zehn Unterproben pro Horizont (0-30, 30-60, 60-90 cm) wurden zu einer Mischprobe pro Horizont kombiniert, so dass 3 Proben pro Feld entstanden.



Abbildung 8: Bodenprobenahme mit dem automatischen Stechgerät von bodenproben.ch. Bild: Joe Santo

Die Proben wurden nach der Probenahme eingefroren und kurz vor der Aufbereitung und Extraktion bei Raumtemperatur aufgetaut. Nach dem Homogenisieren mit einem 4 mm Sieb (bzw. 8 mm bei sehr hohem Tongehalt) wurden 150 g feuchter Boden mit 600 ml Extraktionslösung (0.01 M CaCl_2) während 60 Minuten geschüttelt und anschliessend filtriert und eingefroren¹. Parallel dazu erfolgte die Bestimmung des gravimetrischen Wassergehalts an 100 g feuchtem Boden². Die Konzentrationen von Nitrat und Ammonium im Filtrat wurden am FiBL mit einem «Skalar Aqua Pro» (Proben 2017) bzw. mit einem Smartchem 450 Discrete Analyser (Proben 2018-2021) kolorimetrisch gemessen.

Für die Berechnung des $N_{\min}$ -Vorrats (in kg N/ha) aus der gemessenen Konzentration (in kg N/ kg Boden) wurden entweder gemessene Lagerungsdichten verwendet, oder eine geschätzte Lagerungsdichte von 1.5 g/cm³ im obersten Horizont und 1.65 g/cm³ in den anderen beiden Horizonten verwendet. Der Steingehalt wurde pro Feld und Horizont aus Beobachtungen während der SIA-Wechsel abgeschätzt und bewegte sich zwischen 0.7 (sehr steinig, 3. Horizont) und 1.0 (keine Steine, vor allem 1. Horizont). Schliesslich wurden die berechneten $N_{\min}$ -Vorräte pro Horizont zum $N_{\min}$ -Vorrat (0-90 cm) aufsummiert.

Da Vor- und Hauptkultur jeweils bekannt waren, wurde für alle Flächen und Probenahme-Zeitpunkte die **Basispunktzahl im Nitratindex berechnet**, unter der Annahme einer Flächengrösse von je 1 ha, und **mit dem gemessenen $N_{\min}$ -Vorrat korreliert**.

4.2 Monitoring und Hydrologie (I.2)

4.2.1 Felder, Bodeneigenschaften und Witterung

Die Untersuchungen zur Nitratauswaschung unter Ackerflächen in der Region Gäu-Oltten wurden im Zeitraum **September 2017 bis April 2021** auf 11 Feldern durchgeführt (Abbildung 9). Die **Felder B1-B6** dienten für den **Vergleich** der Nitratauswaschung unter **biologischer und konventioneller Bewirtschaftung** mit möglichst einheitlicher Fruchtfolge, während auf den **Feldern H1-H6** vertiefte **hydrologische Untersuchungen** durchgeführt sowie **Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung** geprüft wurden. Das Feld H1 entsprach dabei dem Feld B6, und H2 und H3 waren benachbarte Felder, die vom gleichen Landwirt als Wiederholungen bewirtschaftet wurden.

¹ Méthodes de référence des stations fédérales de recherches agronomiques. Volume 1: Analyse de terre pour conseil de fumure. Extraction du $\text{NO}_3\text{-N}$ et de l' $\text{NH}_4\text{-N}$ par le chlorure de calcium 0.01M pour déterminer la teneur en $N_{\min}$. CODE : NM-Ex

² Méthodes de référence des stations fédérales de recherches agronomiques. Volume 1: Analyse de terre pour conseil de fumure. Détermination de la matière sèche du sol. CODE : TS.

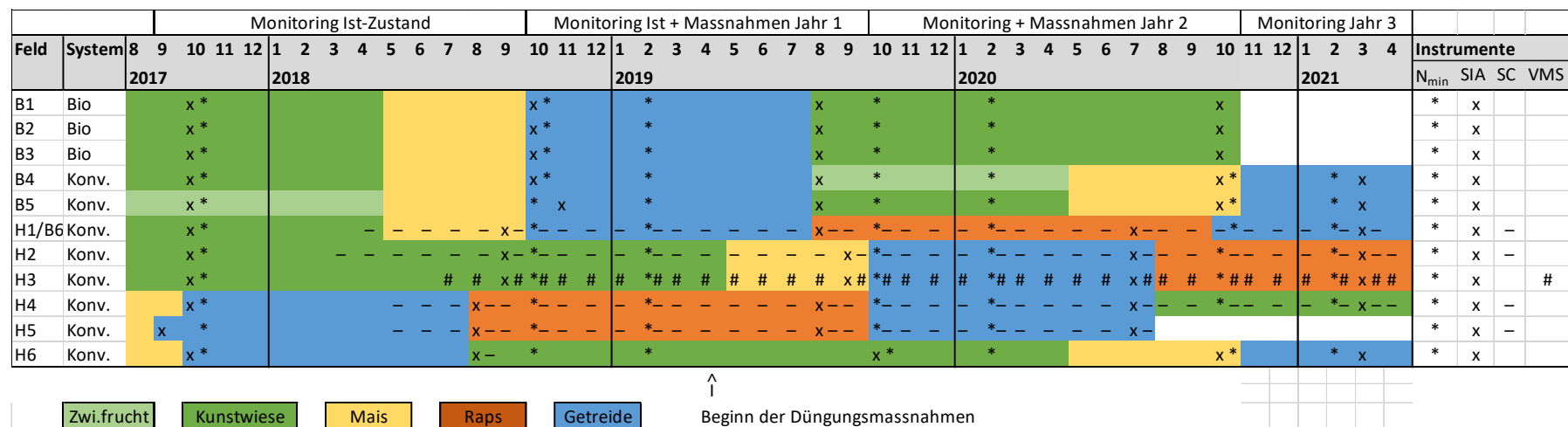


Abbildung 9: Fruchtfolgen und Messungen auf den II Untersuchungsflächen. N_{min} = mineralischer N, SIA = selbst-integrierende Akkumulatoren, SC = Saugkerzen (suction cups), VMS = Vadose Zone Monitoring System. Fruchtfolgen sind farblich gekennzeichnet.

Die **Auswahl der Felder** erfolgte aufgrund folgender Kriterien:

1. Bodeneigenschaften (v.a. kein Stauwassereinfluss)
2. Anbausystem (auf den Feldern B1-3 biologisch, auf den restlichen Feldern konventionell)
3. Fruchtfolge (gäu-typische Ackerbaufruchtfolgen mit Kunstwiese-Mais-Wintergetreide und danach entweder Kunstwiese oder Raps; auf den B-Feldern musste die Fruchtfolge für den Vergleich biologisch vs. konventionell zudem möglichst ähnlich sein)
4. Bereitschaft des Landwirts zur Teilnahme am Forschungsprojekt.

Die **Böden der 11 Felder** wurden bis in 90 cm Tiefe charakterisiert (Tabelle 5). Es sind lehmige bis lehmig-tonige Böden mit neutralem bis leicht saurem pH. Im Oberboden war der Gehalt an organischem Kohlenstoff auf den meisten Flächen mit Werten zwischen 1.9 und 2.6% für Ackerböden eher hoch, mit Ausnahme von H2/3 und H4 (1.3-1.4%). Die Böden waren im Oberboden steinfrei, in 30-90 cm Tiefe erreichte der Steingehalt teilweise bis 15 Volumenprozent. Die Lagerungsdichte wurde nur auf ausgewählten Flächen bestimmt, aber war allgemein schon im Oberboden relativ hoch (1.45-1.68 g/cm³ in 0-30 cm) und lag im Unterboden (30-90 cm) zwischen 1.56 und 1.78 g/cm³. Zur Texturanalyse wurde die Laser-Diffraktometrie eingesetzt, die zumindest den Schluffanteil weit überschätzt. Die ermittelten Texturen werden deshalb nicht gezeigt.

Tabelle 5: Allgemeine Bodeneigenschaften der 11 Felder. H2 und H3 liegen direkt nebeneinander und wurden daher gemeinsam charakterisiert.

Feld	Tiefe	pH	Corg	Ntot
	cm	in CaCl ₂	%	%
B1	0-30	7.3	2.34	0.25
	30-60	7.6	1.35	0.15
	60-90	7.6	0.89	0.09
B2	0-30	6.0	2.57	0.28
	30-60	7.0	1.71	0.19
	60-90	7.6	1.10	0.11
B3	0-30	6.8	2.39	0.26
	30-60	6.7	1.40	0.16

	60-90	6.4	0.70	0.08
B4	0-30	6.1	2.24	0.25
	30-60	6.1	1.40	0.16
	60-90	6.0	0.74	0.09
B5	0-30	5.7	2.14	0.24
	30-60	6.2	1.56	0.18
	60-90	6.2	0.72	0.08
H1	0-30	6.5	2.18	0.25
	30-60	6.4	1.83	0.21
	60-90	6.6	0.96	0.11
H2/3	0-30	6.1	1.30	0.15
	30-60	5.9	0.59	0.07
	60-90	5.9	0.41	0.05
H4	0-30	6.3	1.37	0.16
	30-60	5.9	0.64	0.08
	60-90	5.9	0.53	0.07
H5	0-30	7.2	1.92	0.21
	30-60	7.4	1.14	0.13
	60-90	6.9	0.71	0.08
H6	0-30	5.4	2.03	0.21
	30-60	5.8	1.32	0.14
	60-90	6.0	0.84	0.09

Die mittlere Jahrestemperatur (1981-2010) liegt an der Station Wynau (47.26 N / 7.79 E) bei 9.0°C, der mittlere Jahresniederschlag bei 1129 mm (Meteoschweiz). Die Versuchsjahre 2017-2020 waren allerdings deutlich wärmer. So betrug die mittlere Jahrestemperatur in diesen Jahren 10.0-10.9°C. Somit waren fast alle Monatstemperaturen über dem langjährigen Mittel (Abbildung 10). Die Jahresniederschläge waren mit 975-1040 mm in den Jahren 2017-2020 geringer als der Mittelwert 1981-2010. Dabei traten Monatsniederschläge über dem Mittelwert vereinzelt in den Monaten Oktober bis Februar sowie Mai/Juni auf, während die Monate Juli bis September meist unterdurchschnittliche Niederschläge aufwiesen (Abbildung 10).

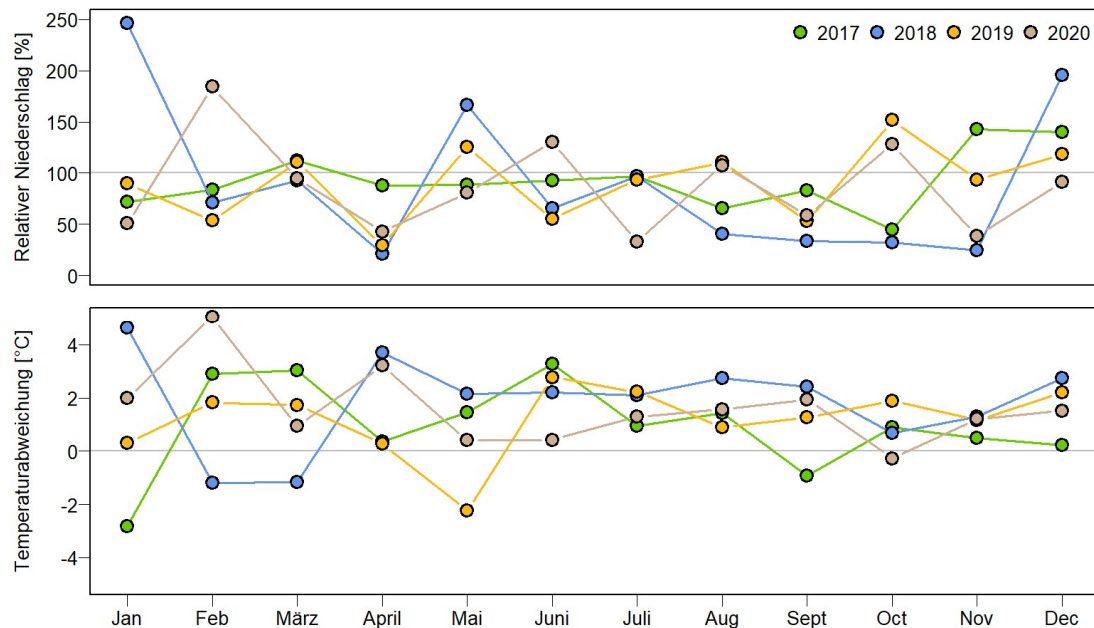


Abbildung 10: Relative Niederschläge und Abweichung der Temperatur vom langjährigen Mittel (Normperiode 1961-1990) in den Versuchsjahren.

4.2.2 Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung

Auf den Flächen HYD1-HYD6 wurden zusätzlich zur normalen Bewirtschaftung durch den Landwirt verschiedene Massnahmen für eine Verringerung der Nitratauswaschung untersucht. Im Projektantrag wurde aufgrund der Literatur davon ausgegangen, dass besonders die Wirkung von tiefwurzelnden Zwischenfrüchten untersucht würde. Aufgrund der Ideenworkshops und Diskussionen bei den NitroGäu-Projekttreffen und weiteren Gesprächen mit Experten und Landwirten zeigte sich aber, dass Massnahmen im Bereich Düngung am vielversprechendsten sind, während Änderungen bei der Fruchtfolge kaum umsetzbar wären. Daher wurden **folgende Massnahmen definiert**:

N (Neutral): betriebsübliche Düngung (wie bisher)

M1 (Massnahme 1): Optimierung der Düngermenge und des Düngezeitpunktes

M2 (Massnahme 2): Weitere Reduktion der Düngermenge oder CULTAN oder ENTEC Verfahren

In der Anbausaison 2017/2018 wurde jedes Feld einheitlich bewirtschaftet. Ebenso wurde jedes der Felder B1-B5 bis zum Ende der Untersuchungen im Frühjahr 2021 einheitlich bewirtschaftet. Auf den Feldern H1-H6 dagegen wurden ab dem zweiten Untersuchungsjahr (2018/2019) Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung geprüft. Dazu wurden jeweils 2 (H5) oder 3 (H1-4 und H6) je nach Betrieb **9 bzw. 12 m breite Streifen** angelegt. Auf dem ersten Streifen (N) wurde die Düngung betriebstypisch fortgesetzt. Auf dem zweiten Streifen (M1) wurde die Düngung in Absprache mit Bernhard Strässle, Wallierhof, und den Landwirten auf eine noch als vertretbar angesehene Menge reduziert (H1-4, H6) oder in Kombination mit einem Nitrifikationsinhibitor (DMPP) als ENTEC ausgebracht (H5). Auf dem dritten Streifen (M2) wurde die N-Düngung noch weiter reduziert (H1, H2, H3, H6) oder es wurde ein alternativer Düngertyp verwendet (CULTAN, H4).

Für die Berechnung der Gesamt-N-Einträge mit den organischen Düngern wurden gemessene N-Konzentrationen (Kjeldahl) verwendet, wenn die Landwirte bei der Ausbringung eine Probe genommen hatten, oder Standardwerte verwendet (Richner and Sinaj, 2017), wobei eine 1:1 Verdünnung angenommen wurde. Von der ausgebrachten Gesamt-N-Menge (in kg/ha/Jahr) wurde die ausgebrachte Menge an verfügbarem N abgeleitet, z.B. für Vollgülle mit einem Ausnutzungsfaktor von 0.45 (bzw. 0.55 für Kunstwiese) gemäss GRUD Kap. 4 Tabelle 7 (Richner and Sinaj, 2017) und für andere Hof- und Recyclingdünger analog. Die einzelnen Düngergaben und -formen sind im Anhang 3 aufgelistet.

Die tatsächlich ausgebrachten N-Mengen (Tabelle 6) betrugen in der Regel für M1 zwischen 80-100% der betriebsüblichen Menge (Streifen N) und für M2 60-80%. Die geplante N-Düngung wurde allerdings nicht immer ganz wie geplant umgesetzt, so dass einige Streifen in manchen Jahren gar keine N-Dünger oder die volle Menge erhielten.

4.2.3 Ertragserhebungen und N-Bilanzierung

In den Jahren 2018-2020 wurden auf allen Flächen und Streifen wann immer möglich **Ertragserhebungen** durchgeführt, um den N-Entzug mit dem Erntematerial zu bestimmen. In den meisten Fällen waren dies manuelle Probenahmen mit je 4 Wiederholungen, wobei im Getreide und bei Mais je 1 m entlang einer Reihe geschnitten wurde und bei Raps und Kunstwiesen auf einer Fläche von 0.25 m². Das Pflanzenmaterial wurde bei 60°C getrocknet, gewogen, gemahlen und die N-Konzentration mittels Verbrennung nach Dumas (Vario Max Cube, Elementar) bestimmt. Für Getreide und Mais wurden Körner und vegetative Pflanzenteile separat analysiert, während bei den Kunstwiesen nach Gräsern, Leguminosen und Kräutern aufgetrennt wurde. Der Raps wurde jeweils kurz nach der Blüte beprobt, da eine manuelle Beprobung zu einem späteren Zeitpunkt nicht möglich ist und die N-Aufnahme bei Raps bis zu diesem Zeitpunkt abgeschlossen ist. Bei Getreide, Mais und Raps wurden die errechneten Hektarerträge für Fahrgassen und Fehlstellen um einen Faktor 0.9 korrigiert. In einzelnen Fällen konnte keine Ertragserhebung durchgeführt werden. Bei Getreide wurden die Kornerträge von Verkaufsdokumenten abgeleitet und

die Stroherträge anhand der Anzahl Strohballen ermittelt. Bei Kunstwiesen wurde die Erntemenge vom Landwirt erfragt und die N-Aufnahme anhand von Standardwerten (Richner and Sinaj, 2017) errechnet.

Tabelle 6: N-Düngung (Gesamtstickstoff) auf den 11 untersuchten Feldern inklusive Massnahmenstreifen in den Jahren 2017-2020. Fruchtfolgen sind farblich gekennzeichnet.

Feld	Streifen	Gesamt-N-Eintrag mit Düngung (kg N ha ⁻¹ Periode ⁻¹)			
		- 2017	Periode 1 2017/18	Periode 2 2018/19	Periode 3 2019/20
B1					
		126	121	138	347
B2					
		189	121	138	347
B3					
		273	164	260	378
B4					
		210	85	163	110
B5					
		0	48	247	396
H1					
	N	208	166	142	133
	M1 (Reduktion 1)			142	133 ²
	M2 (Reduktion 2)			88	0 ²
H2/H3 ¹					
	N	239	281	175	63
	M1 (Reduktion 1)			146	45
	M2 (Reduktion 2)			100	18
H4					
	N	169	66	230	149
	M1 (Reduktion)			199	126
	M2 (CULTAN) ³			189	134
H5					
	N	141	104	104	140
	M1 (ENTEC) ⁴			104	130
H6					
	N	331	121	192	190
	M1 (Reduktion 1)			0 ⁵	164
	M2 (Reduktion 2)			0 ⁵	127

	Mais	Zwischenfrucht
Raps	Getreide	Kunstwiese

¹ für H2 und H3 war die Bewirtschaftung identisch, da die Felder nebeneinander liegen und demselben Landwirt gehören.

² Die geplante Massnahme wurde nicht umgesetzt.

³ In diesem Streifen (M2) sollte mit der CULTAN-Methode dieselbe N-Menge wie im Streifen M1 ausgebracht werden.

⁴ In diesem Streifen (M2) sollte mit dem ENTEC-Dünger dieselbe N-Menge wie im Streifen N ausgebracht werden.

⁵ Der Landwirt brachte keine Gülle aus, da es eine sehr trockene und heisse Periode war.

Um eine vollständige **N-Oberflächenbilanz** (Schlagbilanz) zu rechnen (Wey, 2022), wurden neben dem Gesamt-N-Eintrag mit der Düngung (FertN_{tot}) auch die atmosphärische Deposition (Dep), biologische N₂-Fixierung (BNF) über die Leguminosenanteile und die N-Entzüge mit dem Erntegut (N_{Ernte}) berücksichtigt:

$$\text{N-Bilanz} = \text{FertN}_{\text{tot}} + \text{Dep} + \text{BNF} - \text{N}_{\text{Ernte}},$$

wobei die Einheit immer kg ha^{-1} pro Jahr (Messperiode) war. Die jährlichen N-Bilanzen (d.h. pro Messperiode) wurden anschliessend noch über die drei Jahre kumuliert.

Die biologische N-Fixierung wurde dabei anhand der Trockenmasse und N-Konzentration der Leguminosen unter der Annahme berechnet, dass 86% des N aus der Stickstofffixierung stammen (Oberson *et al.*, 2013). Der zusätzliche Eintrag von N aus der Atmosphäre über die Wurzeln wurde mit dem Faktor 1.4 berechnet (Spiess and Liebisch, 2020). Wenn der Leguminosenanteil nicht bekannt war, wurde ein Standardanteil von 30% angenommen. Für das Feld mit Alfalfa (B5 im Jahr 2017/18) wurden 70% N aus der Fixierung und ein Wurzelfaktor von 1.7 angenommen (Anglade *et al.*, 2015). Für die Zwischenfrucht in B4 (2019/20) gab der Saatgutproduzent einen Leguminosenanteil von 10% bezogen auf die Gesamtbiomasse an.

Die atmosphärische Deposition wurde mit 25 kg N pro Hektar und Jahr veranschlagt (Rihm and Achermann, 2016) und auf die jeweilige Dauer der Messperiode (in Monaten) angepasst. Mögliche Verluste durch Denitrifikation wurden nicht berücksichtigt.

Die **N-Nachlieferung aus der Mineralisierung von organischer Substanz im Boden** fehlt in der N-Oberflächenbilanz, lässt sich mit einem Bilanzierungsansatz aber grob abschätzen (Heumann *et al.*, 2013). Anhand der über drei Jahre kumulierten N-Bilanz und der kumulierten N-Auswaschung wurde daher abgeschätzt, wieviel mineralischer N in den drei Jahren aus dem Boden nachgeliefert wurde, wobei der Herbst-Nmin-Gehalt zu Beginn des Projekts noch abgezogen wurde:

Kumulierte N-Mineralisierung (in kg/ha)

$$= - \text{kumulierte N-Bilanz} + \text{kumulierte N-Auswaschung} - \text{Herbst-Nmin}(2017).$$

4.2.4 Methoden zur Erfassung der Nitratauswaschung

Insgesamt wurden **vier verschiedene Methoden** zur Erfassung der (potentiellen) Nitratauswaschung auf den 11 Flächen getestet (Tabelle 7). Dabei wurden zwei Methoden (SIA und Nmin) auf allen Feldern angewandt, während Saugkerzen nur auf H1, 2 und 4 zum Einsatz kamen und das sehr aufwendige Vadose Zone Monitoring System (VMS) nur auf H3 eingebaut wurde (Abbildung 9). SIA und Nmin dienten somit als Hauptmethoden zur Erfassung der (potentiellen) Nitratauswaschung, während die zeitlich höher aufgelösten Methoden (Saugkerzen, VMS) für ein besseres Verständnis der zeitlichen und räumlichen Prozesse verwendet wurden.

Die **Methode SIA** (Selbst-integrierender Akkumulator) ist eine patentierte passive Sammelmethode, die von der Firma TerrAquat entwickelt wurde (Bischoff, 2007). Ein einzelnes Messinstrument besteht aus einem offenen Plastikzylinder (Durchmesser und Höhe je 10 cm) mit einem feinmaschigen Netz am Boden, das eine Mischung aus Sand und Ionenaustauscher im Zylinder hält. Der Zylinder wird senkrecht im Boden installiert und vom Bodenwasser durchflossen, wobei der Ionenaustauscher Nitrat adsorbiert und im SIA-Messinstrument zurückhält.

Einbau im Feld, Extraktion und Analyse erfolgten in Zusammenarbeit mit TerrAquat. Unter jedem B-Feld bzw. unter jedem Massnahmenstreifen auf den H-Feldern wurden drei Bodengruben von etwa 1 m Tiefe ausgehoben, die diagonal über die jeweilige Fläche verteilt waren, um die Bodenheterogenität abzudecken (Abbildung 11). An der Profilwand wurden in jeder Bodengrube unterhalb der Wurzelzone in 80-100 cm Tiefe vier Seitengänge gegraben, in denen je ein SIA unter dem ungestörten Bodenprofil eingebaut wurde. Die SIA wurden jeweils nach etwa einem Jahr ausgewechselt, wobei der Wechsel jeweils nach der Ernte, aber vor der Aussaat der nächsten Kultur stattfand, so dass möglichst wenig Schaden an Kulturen verursacht wurde. Im Fall einer durchgehenden Kunstwiese wurden die SIA nach einem Schnitt gewechselt und die Grassoden sorgfältig wieder aufgelegt.

Tabelle 7: Überblick über die verwendeten Untersuchungsmethoden zur Erfassung der (potentiellen) Nitratauswaschung

	SIA	Nmin	Saugkerzen	VMS
Messgrösse	Massenfluss der Nitrat-auswaschung	Nmin-Gehalt im Boden	Konzentration von Nitrat in der Bodenlösung	Konzentration von Nitrat in der Bodenlösung
Einheit	kg N ha ⁻¹ Periode ⁻¹	kg N ha ⁻¹	mg N l ⁻¹	mg N l ⁻¹
Zeitliche Auflösung ... allgemein	Integrierend (kumulativ) für Messperiode	Moment-aufnahme	Mittelwert der Messperiode	Mittelwert der Messperiode
... in diesem Projekt	Etwa jährlich	Halbjährlich (Herbst, Frühjahr)	Monatlich	Monatlich

Im Labor wurde die Mischung aus Austauscher und Sand in mehrere horizontale Schichten aufgetrennt. Homogenisiertes Material (je 15 g) aus der ersten und zweiten Schicht wurde 30 min mit 100 ml 1 M NaCl extrahiert und die Nitratkonzentration wurde kolorimetrisch gemessen (Smartchem 450 Discrete Analyser). Die zweite Schicht diente dabei nur zur Kontrolle, dass die erste Schicht das gesamte Nitrat adsorbiert hatte.

Die Konzentration wurde anschliessend mit dem Volumen der Extraktionslösung, dem Gewichtsanteil des analysierten Materials einer Schicht und der Oberfläche des SIA-Zylinders verrechnet, um einen Massenfluss in kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ zu erhalten. Die Einbauperioden der SIA im Feld variierten zwischen 9 und 14 Monaten. Da die SIA

jeweils zwischen Juli und Oktober gewechselt wurden und die Auswaschung primär im Winter erfolgt, wurde die Messperiode zur Vereinfachung als jährlich betrachtet. Der letzte Messzeitraum (2020/21) endete allerdings schon mit dem Ausbau der SIA im März 2021, so dass dieser Wert nur die Winterauswaschung repräsentiert.

Die Beprobung und Analytik für die Bestimmung des **Gehalts an mineralischem N (N_{min})** in 0-90 cm Tiefe wurde bereits im Abschnitt 4.1.4 beschrieben. Die Lage der Probenahmepunkte ist zudem in Abbildung 11 dargestellt. Zusätzlich zu den bereits genannten Beprobungen im Herbst 2017-2020 wurde in den Jahren 2019, 2020 und 2021 jeweils auch eine Beprobung im Februar durchgeführt, um den Gehalt an N_{min} zu Beginn der Vegetationsperiode zu erfassen. Damit wurde zudem die Differenz zwischen Herbst-N_{min} und Frühlings-N_{min} (ΔN_{min}) als Mass für den N_{min}-Verlust zwischen Oktober und Februar berechnet.

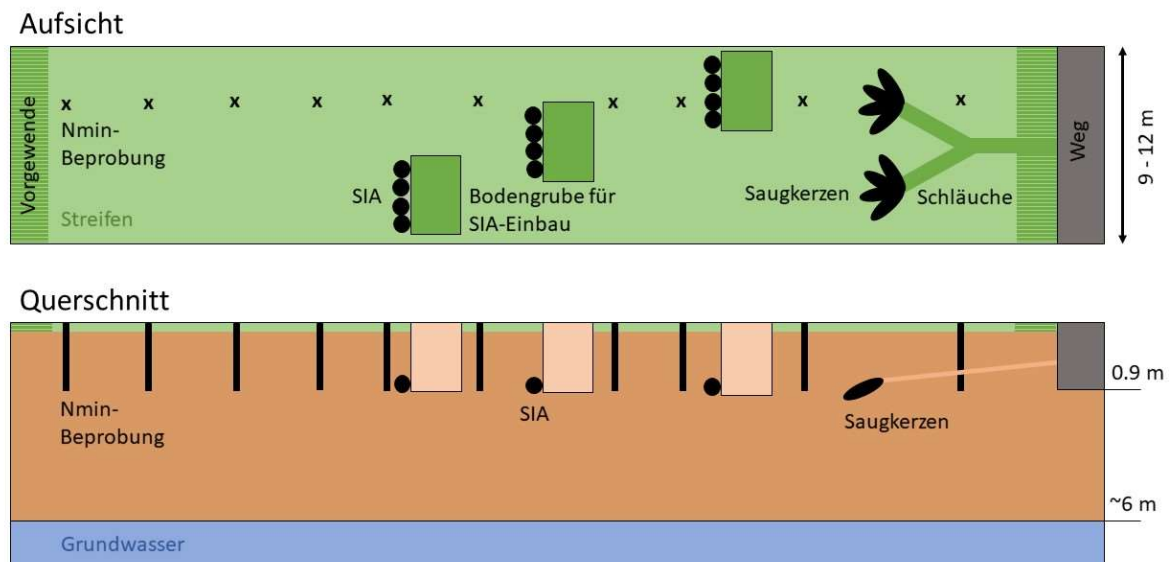


Abbildung 11: Schematische Anordnung der Messinstrumente und Beprobungen zur Erfassung der Nitratauswaschung pro Streifen eines Feldes.

Für die Beprobung der Bodenlösung wurden im Herbst 2017 **Saugkerzen** (SIC20 von UMS Meter, mit Keramikkopf, Porengrösse 2 μm) installiert. Pro Streifen wurden 8 Saugkerzen im Abstand von 8 m zum Feldrand und unterhalb 50 cm Bodentiefe in einem 30° Winkel zur Bodenoberfläche eingebaut, um die Bewirtschaftung der Felder zu ermöglichen und präferentiellen Fluss entlang der Saugkerzen zu verhindern (Abbildung 11). Da die Saugkerzen 1 m lang waren, lagen die Keramikköpfe schliesslich in einer Bodentiefe von etwa 1.20 m. Die Saugkerzen waren mit Schläuchen mit Flaschen in einer Betonkammer am Feldrand verbunden. Die Flaschen wiederum waren mit einer batteriebetriebenen Pumpe verbunden, die ein konstantes Vakuum von -200 hPa verglichen mit dem atmosphärischen Druck aufreht hielt, so dass das Bodenwasser

kontinuierlich in die Probeflaschen geleitet wurde. Die Proben wurden monatlich geholt, am gleichen Tag ohne Ansäuerung eingefroren, bei Raumtemperatur aufgetaut, filtriert ($0.45\ \mu\text{m}$) und mit Ionenchromatographie (ThermoScientific ICP-1600) auf Ionen inklusive Nitrat analysiert. Die Beprobung fand erst ab März 2018 statt, um einen Einfluss des Einbaus ein halbes Jahr zuvor auf die Messwerte auszuschliessen.

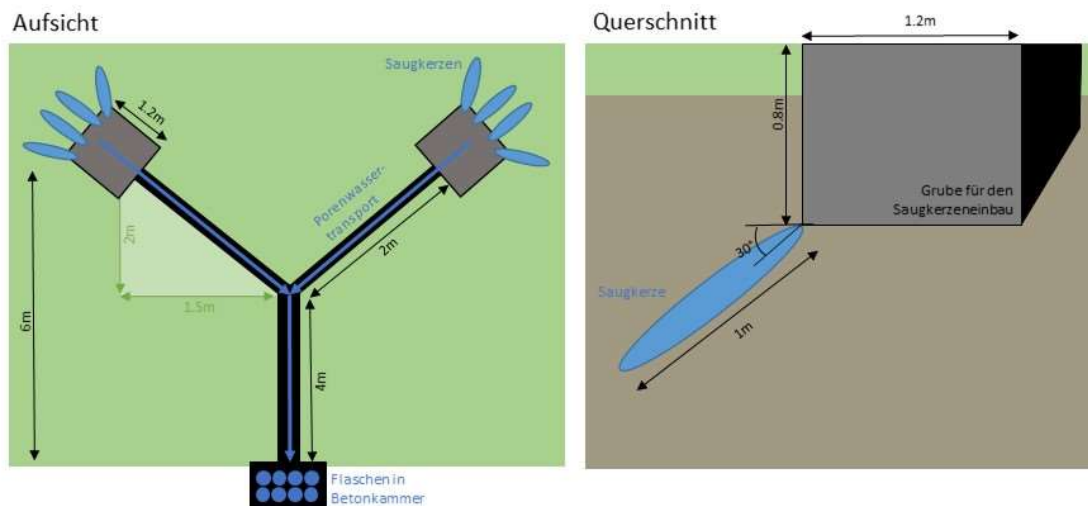


Abbildung 12: Schematische Darstellung des Saugkerzeneinbaus

Das im Juli 2018 auf H3 installierte **Vadose Zone Monitoring System (VMS)** bestand aus drei flexiblen PVC-Schläuchen (je einer für die Streifen N, M1 und M2). Die Schläuche waren jeweils 7.1 m lang und wurden in Bohrlöcher mit einem Durchmesser von 11 cm eingeführt, die in einem Winkel von 55° zum Horizont bis in 6 m Tiefe gebohrt wurden (Abbildung 13). Auf der Aussenseite der Schläuche waren in verschiedenen Tiefen Monitoringseinheiten für Temperatur und Feuchtigkeit mittels FTDR (frequency time domain reflectometer) und für die Probenahme des Bodenwassers eingelassen.

Die Wasserprobenahme erfolgte in den Tiefen 172, 311, 451 und 590 cm, wobei der unterste Probenahmepunkt direkt über dem maximalen Grundwasserstand lag. Bei der Installation brachen allerdings zwei Probenahmepunkte (M1-3 und N-2), so dass dort keine Proben entnommen werden konnten. Alle anderen Proben wurde zwischen Juli 2018 und April 2021 ein- bis zweimal pro Monat entnommen, am gleichen Tag ohne Ansäuerung eingefroren, bei Raumtemperatur aufgetaut, filtriert, mit Ionenchromatographie analysiert und als volumengewichtetes monatliches Mittel präsentiert.

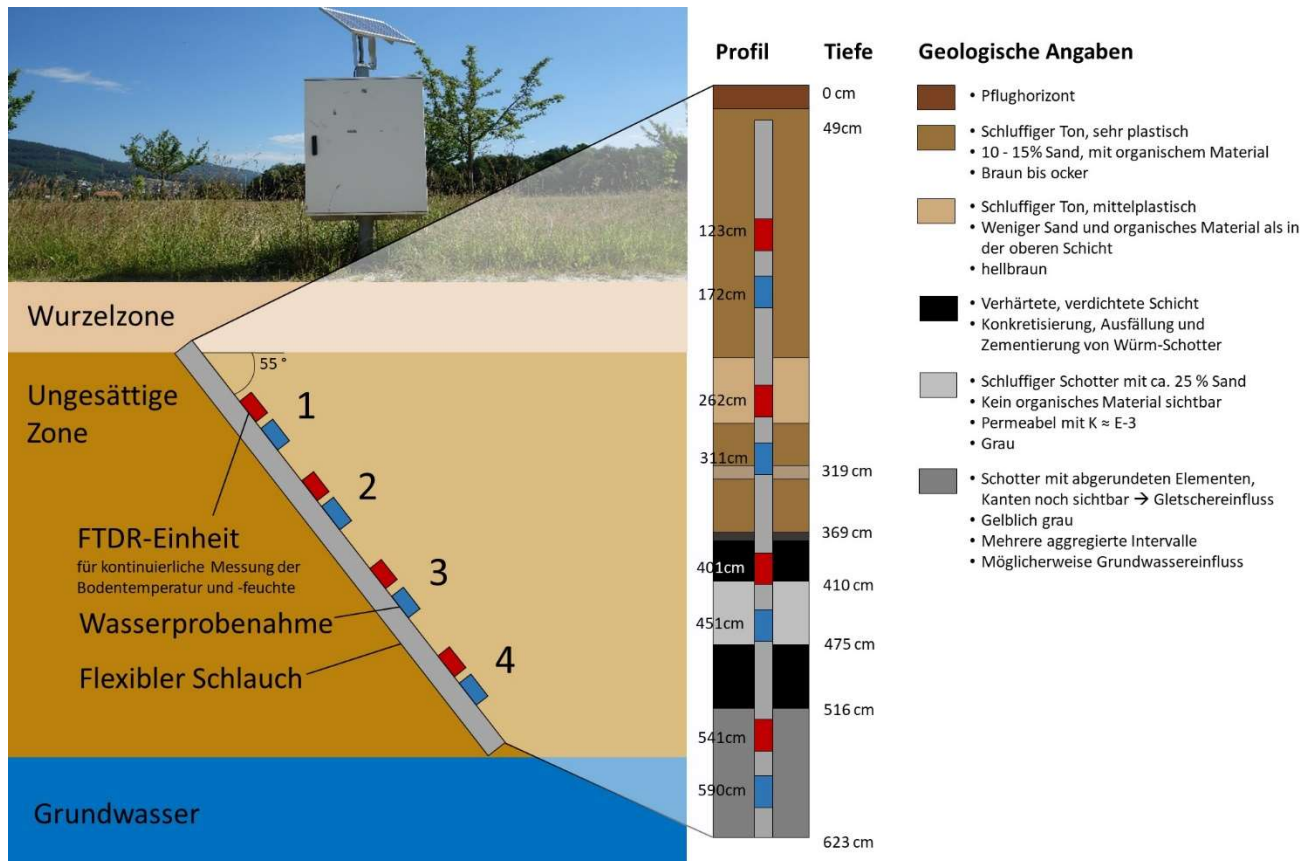


Abbildung I3: Schematische Ansicht des Vadose Zone Monitoring Systems (VMS) inklusive geologische Angaben.

4.2.5 Winterbestand

Um die N-Aufnahme verschiedener Kulturen vor dem Winter abzuschätzen, wurden Anfang Dezember 2019 die Bestände auf allen 11 Feldern beprobt. Dabei wurde pro B-Feld bzw. auf den H-Feldern pro Massnahmenstreifen je dreimal eine Fläche von 0.25 m² möglichst bodennah abgeschnitten. Das Material wurde bei 60°C getrocknet und gewogen. Die drei Wiederholungen wurden beim Mahlen zu einer Mischprobe vereinigt, an der die N-Konzentration mittels Verbrennung (VarioMax cube, Elementar) bestimmt wurde. Mit der Trockenmasse und der N-Konzentration wurde dann die oberirdische N-Menge im Bestand berechnet.

4.3 Hofdüngermanagement (1.3)

4.3.1 Mikroplotstudie

Um die Stickstoffausnutzungseffizienz und das Nitratauswaschungspotential von Rindergülle im Vergleich zu Mineraldünger unter Feldbedingungen zu untersuchen, wurde im Zeitraum April 2018 bis Juli 2020 eine **Mikroplotstudie** auf zwei benachbarten Feldern durchgeführt. Beide Felder folgten in diesem Zeitraum einer gäu-typischen Fruchtfolge, die zwischen den Feldern um ein Jahr versetzt war (Feld A: Silomais – Winterweizen – Zwischenfutter; Feld B: Kunstwiese – Silomais – Winterweizen).

Auf beiden Feldern wurden auf einem 3 m breiten Streifen **Mikroplots** (1.5 m x 2 m) angelegt, jeweils im Abstand von 5 m, und im Jahr 2018 praxisüblich mit Mineraldünger als Ammoniumnitrat (Min) oder mit Rindergülle (Slu) gedüngt. Ausserdem wurde ein Kontrollverfahren ohne Stickstoffdüngung (Con) angelegt. Die Versuchsanlage erfolgte als randomisiertes Block-Design mit drei Wiederholungen. Die Mikroplots hatten keine physische Begrenzung an den Seitenrändern und folgten damit dem Design von Jokela and Randall (1987). Diese Art der Anlage bietet den Vorteil, dass Randeffekte minimiert werden können.

Die eingesetzten **Dünger** waren mit dem stabilen Stickstoffisotop ^{15}N markiert, um eine quantitative Nachverfolgung über mehrere Jahre zu ermöglichen. Die N-Dosis im Mineraldüngerverfahren wurde an den Ammonium-N-Gehalt der Gülle angepasst, das heisst pro Gabe wurden 60 kg N ha⁻¹ Güllestickstoff bzw. 37 kg N ha⁻¹ Mineraldüngerstickstoff ausgebracht. Dabei wurde zu Silomais (Feld A) einmalig im 3- bis 4-Blattstadium ^{15}N -Dünger ausgebracht, während in einem späteren Stadium zusätzlich 69 kg N ha⁻¹ unmarkierter Harnstoff auf allen Mikroplots gestreut wurden. Dieses Vorgehen wurde gewählt, um der gängigen landwirtschaftlichen Praxis zu folgen. Zur Kunstwiese (Feld B) erfolgten insgesamt vier Gaben mit ^{15}N -markierten Düngern (jeweils nach dem Wiesenschnitt). Ab 2019 wurden alle Mikroplots (inklusive Kontrolle) durch den Landwirt mit unmarkierten Düngern gedüngt (Abbildung 14, Tabelle 8).

Zur **^{15}N -Markierung von Rindergülle** wurde ein etwa sechs Monate altes Rind für acht Tage mit ^{15}N -markiertem Weidelgras-Heu gefüttert. Das Heu war vorrangig im Gewächshaus und auf einer Reinsaatfläche im Freiland durch die Düngung mit ^{15}N -markiertem Ammoniumnitrat produziert worden. Die Ausscheidungen des Rindes wurden gesammelt und auf ihre ^{15}N -Anreicherung analysiert. Kot und Urin mit der höchsten ^{15}N -Anreicherung wurden zu einer praxisübliche Rindergülle gemischt (Abbildung 15). Die Homogenität der Markierung in verschiedenen Fraktionen, welche zwingende Voraussetzung für quantitative Ergebnisse ist, wurde über eine Fraktionierung der Gülle überprüft. Bis zur Verwendung wurden Kot, Urin und Gülle bei -20°C gefroren gelagert.

Um den Verbleib der ^{15}N -markierten Dünger zu verfolgen, wurden auf beiden Feldern regelmässig **Boden- und Pflanzenproben** genommen. Dabei erfolgte die Beprobung der Pflanzenbiomasse jeweils zur Ernte. Im Oktober 2018 und 2019 und bei der finalen

Beprobung (Feld A: April 2020, Feld B: Juli 2020) wurden Bodenproben bis in 90 cm Tiefe gestochen, unterteilt in 3 Horizonte (0 – 30 cm, 30 – 60 cm, 60 – 90 cm).

Im **Ausbringungsjahr** wurden zusätzlich zeitlich höher aufgelöst Bodenproben in 0 – 15 cm gestochen (Feld A: 1, 4, 8, 16 Wochen nach Düngerausbringung; Feld B: jeweils zum Wiesenschnitt und 1 Woche nach Düngerausbringung, sowie auf beiden Feldern zu Vegetationsperiodenbeginn im Februar 2019), um die kurzfristige N-Dynamik im Oberboden nach Düngerausbringung besser zu verstehen. Die Proben wurden mittels Chloroform-Fumigations-Extraktion (CFE) (Brookes *et al.*, 1985) extrahiert und auf mineralischen (N_{min}) und mikrobiellen Stickstoff (N_{mic}) analysiert. Eine Probenauswahl wurde ausserdem auf die ¹⁵N-Anreicherung in diesen N-Pools untersucht. Für die Analyse der ¹⁵N-Anreicherung in den Extrakten wurde eine Mikrodiffusionsmethode verwendet.

In den ersten 60 Stunden nach Ausbringung der ¹⁵N Dünger wurden ausserdem **Ammoniakverluste** quantifiziert, um die ¹⁵N-Bilanz zu vervollständigen. Dies erfolgte über Passivsammler, gefüllt mit 0.05 M Schwefelsäure, die in regelmässigen Abständen gewechselt und auf Ammonium analysiert wurde (Vandré and Kaupenjohann, 1998).

Zur Messung der **Nitratauswaschung** aus den ¹⁵N-markierten Düngern wurden unter jedem Mikroplot drei SIA installiert (vgl. Abbildung 14). Der Wechsel erfolgte jeweils nach der Ernte, aber vor Aussaat der nächsten Kultur. Auch in den SIA-Extrakten erfolgte die Analyse der ¹⁵N-Anreicherung mittels Mikrodiffusion.

Alle **¹⁵N-Analysen** sowie die Analyse auf **Gesamt-N (N_{tot})** von Bodenproben, Pflanzenproben und Diffusionsfiltern wurden auf einem Elementaranalysator gekoppelt mit einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (Pyro cube + isoprime100, Elementar, Deutschland) durchgeführt. Um den prozentualen Anteil des markierten Düngerstickstoffs an der Pflanzen-N-Aufnahme („N derived from fertilizer“ = N_{dff}) zu berechnen, wurde die ¹⁵N-Anreicherung in der Biomasse durch die ¹⁵N-Anreicherung der jeweiligen Dünger geteilt und mit 100 multipliziert. Aus dieser Angabe lässt sich die prozentuale ¹⁵N-Wiederfindung („recovery“) in eine Probe errechnen (Eq. 1). Dabei entspricht TN_i dem Gesamt-N-Gehalt einer Probe (Boden, Pflanze, etc.) und N_{tot_Dosis} ist die ausgebrachte ¹⁵N-Düngermenge.

$$^{15}\text{N} - \text{Wiederfindung}[\%] = \frac{\frac{\text{N}_{\text{dff}} [\%]}{100} \times \text{TN}_i [\text{kg ha}^{-1}]}{\text{N}_{\text{tot_Dosis}} [\text{kg ha}^{-1}]} \times 100 \quad \text{Eq. 1}$$

Tabelle 8: Stickstoffinputs in der Mikroplotstudie

Feld	Kultur (Jahr)	Art des N-Inputs	Menge des N-Inputs [kg N ha⁻¹]
Feld A	Silomais (2018)	¹⁵ N-Düngeverfahren	0/37/60 für Con/Min/Slu
		Harnstoff	69
	Winterweizen (2019)	Nitrophos	60
		Harnstoff	92
	Zwischenfutter (2019/20)	Rindergülle	95 (davon 55 NH ₄ -N)
		Rindergülle	95 (davon 55 NH ₄ -N)
Feld B	Kunstwiese (2018/19)	¹⁵ N-Düngeverfahren	0/37/60 für Con/Min/Slu
		¹⁵ N-Düngeverfahren	0/37/60 für Con/Min/Slu
		¹⁵ N-Düngeverfahren	0/37/60 für Con/Min/Slu
		¹⁵ N-Düngeverfahren	0/37/60 für Con/Min/Slu
		Rindergülle	95 (davon 55 NH ₄ -N)
	Silomais (2019)	NPK-Dünger	30
		Rindergülle	76 (davon 44 NH ₄ -N)
		Harnstoff	92
	Winterweizen (2020)	Nitrophos	40
		Harnstoff	69

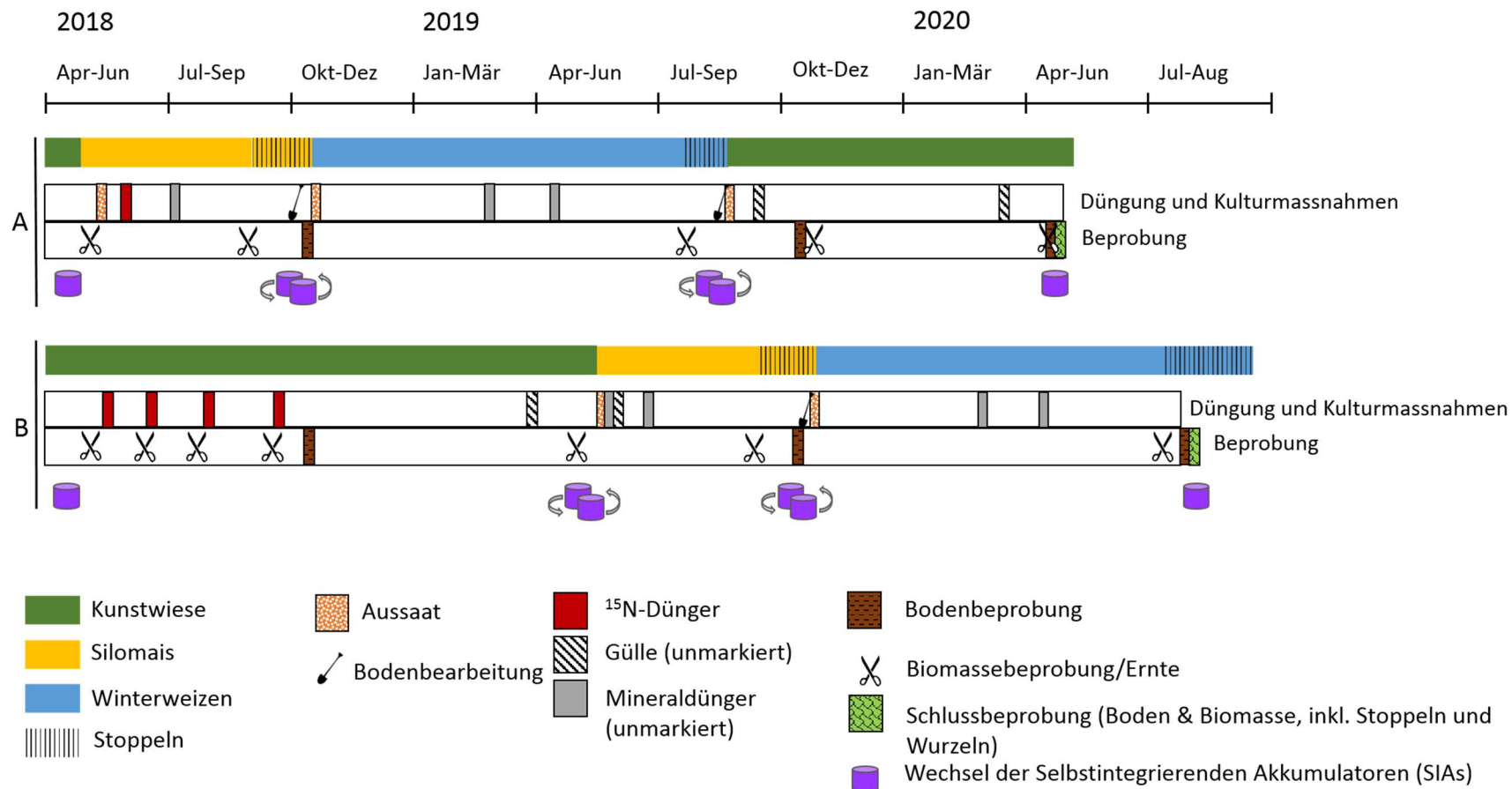


Abbildung 14: Zeitlicher Ablauf der Mikroplotstudie. Oben: Feld A, unten: Feld B. Die Darstellung zeigt die Fruchtfolge, Düngung und weitere Kulturmassnahmen inklusive ^{15}N -Düngung auf den Mikroplots, sowie die Beprobung der Mikroplots inklusive Wechsel der SIA. Die Beprobung des Oberbodens im Ausbringungsjahr ist nicht aufgeführt.

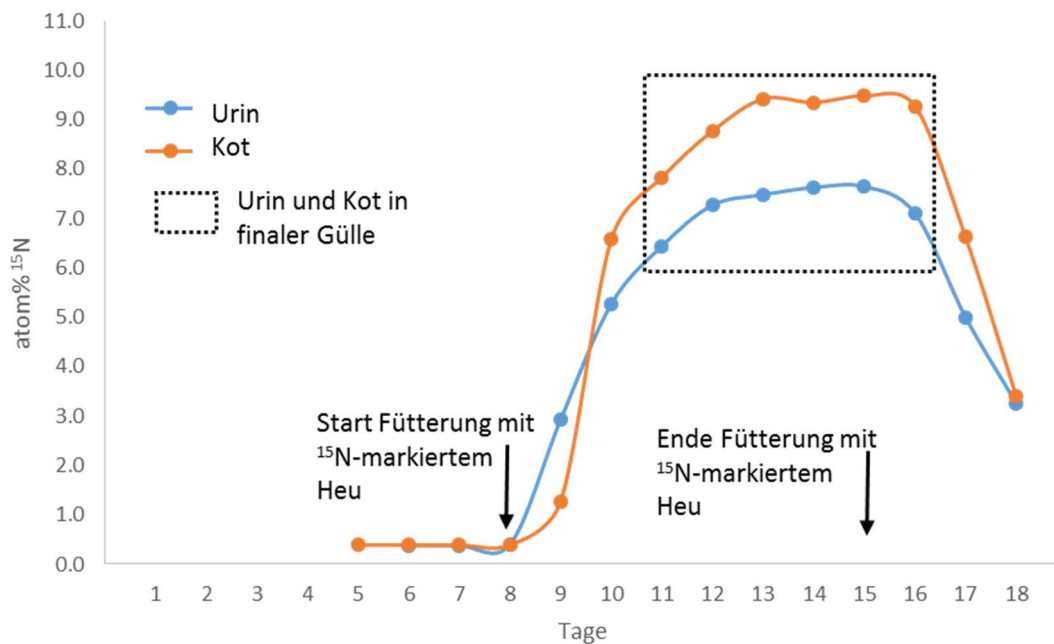


Abbildung 15: Zeitlicher Verlauf der ¹⁵N-Anreicherung in Kot und Urin über die Fütterungsperiode mit ¹⁵N-markiertem Weidelgras (*Lolium multiflorum*). Die tatsächlich verwendeten Urin- und Kotmengen stammten von Tag 11-16 nach Beginn der Fütterung mit ¹⁵N-markiertem Heu.

4.3.2 Topfversuch und Bodenfraktionierung zur Düngernachwirkung

In einem Folgeversuch wurde der Verbleib des ¹⁵N-markierten Stickstoffs in physikalischen Bodenfraktionen 2 Jahre nach Ausbringung der Dünger untersucht und mit der N-Nachwirkung in einem Topfversuch in Verbindung gesetzt. Dazu wurde Oberboden (0 – 30 cm) von Feld B vom Ende des Feldversuchs (Juli 2020) verwendet. Die Fraktionierung wurde mit zwei verschiedenen Methoden durchgeführt, die folgende Fraktionen umfassten:

- 1) freie partikuläre organische Substanz (fPOM), okkludierte partikuläre organische Substanz (oPOM), Sand (2000-63 µm), Grobschluff (63-20 µm), Feinschluff/Ton (<20 µm) (Steffens *et al.*, 2009)
- 2) POM (>20 µm) und mineral-assoziierte organische Substanz (MAOM, <20 µm) (Cotrufo *et al.*, 2019)

An allen Fraktionen wurde die ¹⁵N-Anreicherung bestimmt. In einem Topfversuch wurde der Boden mit Weidelgras (*Lolium multiflorum*) bepflanzt und die N-Aufnahme aus dem residuellen ¹⁵N über 6 Wochen quantifiziert. Die Pflanzen erhielten dabei eine N-freie Hoagland-Nährstofflösung, um andere Nährstofflimitierungen auszuschliessen, aber keine zusätzliche N-Düngung. Die Bodenfraktionierung nach Cotrufo wurde nach dem Topfexperiment wiederholt, um Änderungen der ¹⁵N-Wiederfindung im Gesamtboden oder in den physikalischen Fraktionen (POM, MAOM) während des Topfversuchs mit der ¹⁵N-Aufnahme durch die Pflanze verknüpfen zu können.

Tabelle 9: Charakterisierung der ^{15}N -markierten Rindergülle (SLU) und der ^{15}N -markierten anaerob vergorenen Rindergülle (SLA).

		^{15}N -SLU	^{15}N -SLA
TS ¹	%	3.3	2.7
Ntot ¹	g kg ⁻¹ TS	68.4	94.6
NH ₄ -N ¹		42	62
NDF ²		268	214
NDF-N ²		3.2	4.5
pH ¹	-	7.9	8
^{15}N -Ntot ³	atom% excess	7.504	7.019
^{15}N -NDF ²	atom% excess	7.731	6.365
Ca ¹	g kg ⁻¹ TS	14	20.5
K ¹		118	139
Mg ¹		5.6	9.2
Na ¹		4.5	6.1
P ¹		9.5	12.8
S ¹		7.1	4.5
FOS ¹	g HAc _{eq} l ⁻¹	4.2	1.9
TAC ¹	g CaCO ₃ l ⁻¹	5.5	9.3

TS = Trockensubstanz; NDF = Neutral-Detergenzien-Faser; FOS = flüchtige organische Säuren (gegeben in Essigsäure-Equivalenten); TAC = Pufferkapazität

¹Analysen wurden auf einer frischen Gülleprobe durch bonalytic GmbH durchgeführt

²Analysen an bei 60°C getrockneter Gülle; in Zusammenarbeit der Gruppe für Tierernährung, ETH Zürich, und der Gruppe für Pflanzenernährung, ETH Zürich

³Analyse auf angesäuerter und gefriergetrockneter Gülle, Gruppe für Pflanzenernährung, ETH Zürich

4.3.3 Säulenversuch

Im Zeitraum August bis Oktober 2020 wurde ein **Säulenversuch** im Gewächshaus durchgeführt, um **Massnahmen** zur Erhöhung der Stickstoffausnutzung von Rindergülle zu testen. Der Versuch ermöglichte es, den Einfluss von anaerober Vergärung (mit und ohne anschliessende Pflanzenkohlezugabe) und eines Nitrifikationsinhibitors auf die Stickstoffnutzungseffizienz und das Nitratauswaschungspotential von Rindergülle zu analysieren.

Folgende Verfahren wurden getestet: ^{15}N -Gülle (SLU), **anaerob vergorene** ^{15}N -Gülle (SLA), anaerob vergorene ^{15}N -Gülle + **Pflanzenkohle** (SLA+), sowie ein ^{15}N -

Mineraldüngerverfahren (MIN) und ein 0N-Kontrollverfahren (0N). Es handelte sich um die gleiche ^{15}N -markierte Rindergülle, die in der Mikroplotstudie eingesetzt wurde. Eine Unterprobe der Gülle wurde in Zusammenarbeit mit der Fachgruppe Biotechnologie, ZHAW Wädenswil, auf einem Automatic Methane Potential Test System (AMPTS, BPC Instruments) unter mesophilen Bedingungen während 37 Tagen anaerob vergoren (Tabelle 9). Im Säulenversuch wurde jeweils die gleiche Menge Gesamtstickstoff für die verschiedenen Düngerverfahren zugegeben (90 mg N kg^{-1} trockenen Boden). In einem zweifaktoriellen Design wurden diese Verfahren mit und ohne Zugabe des Nitrifikationsinhibitors **3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP)** getestet.

Die Dünger und allfällige Zusätze wurden beim Ansetzen des Versuchs direkt mit dem Boden gemischt. Die PVC-Säulen hatten einen Durchmesser von 15 cm und eine Höhe von 25 cm. Sie wurden mit Oberboden (schluffiger Lehm, 14/26/56 Ton/Schluff/Sand, pH 6.4) – gemischt mit den jeweiligen Düngervarianten – gefüllt, und mit Weidelgras (*Lolium multiflorum*) als Modellpflanze angesät (Abbildung 16). Die Installation von sogenannten **Rhizons** („Mini-Saugkerzen“, Rhizosphere Research, Wageningen) ermöglichte die störungsfreie, wiederholte Beprobung von Porenwasser im Verlauf des Versuchs. Während zwei Monaten wurde die ^{15}N -Anreicherung in Pflanzen und Boden bestimmt sowie der Verbleib des ^{15}N in verschiedenen **Bodenstickstoffpools** (N_{mic} , N_{min} , N_{tot}) gemessen. Am Ende der Versuchsperiode wurden die Säulen mit Wasser überstaut und durchgespült, um potentiell auswaschungsgefährdetes Nitrat zu bestimmen. Für eine vollständige Stickstoffbilanz wurde ausserdem die ^{15}N -Wiederfindung in den Wurzeln untersucht.



Abbildung 16: Säulenversuch zur Untersuchung von Massnahmen zur Verbesserung der Stickstoffnutzungseffizienz von Rindergülle

4.3.4 Natürliche Abundanz

Mittels der natürlichen Isotopenabundanz von ^{15}N und ^{18}O im Nitrat lassen sich Rückschlüsse auf die Herkunft des ausgewaschenen Nitrats ziehen (Kendall and Aravena, 2000). Dazu wurden insgesamt 154 SIA-Proben aus den Jahren 2018 und 2019 ausgewählt, die von 7 der 11 Felder stammten, die in Abbildung 9 aufgeführt sind. Die Auswahl wurde dabei auf den Vergleich biologische und konventionelle Bewirtschaftung beschränkt (Felder B1-B6). Daneben wurde das Feld H4 ausgewählt, welches seit mindestens 2013 keine Kunstwiese in der Fruchtfolge hatte und dadurch keinen Stickstoffeintrag durch biologische N-Fixierung durch Leguminosen.

Die Austauscher-Sand-Mischung aus der obersten Schicht der ausgewählten SIA wurde erneut mit 1 M NaCl extrahiert, allerdings wurde zur Herstellung der Lösung milliQ-Wasser verwendet. Die Extrakte wurden in Zusammenarbeit mit der Gruppe für Aquatische und Isotopen Biogeochemie (Prof. Moritz Lehmann, Universität Basel) mithilfe der sogenannten **Denitrifizierer-Methode** aufbereitet (Sigman *et al.*, 2001; Casciotti *et al.*, 2002). Mithilfe einer denitrifizierenden Bakterienkultur (*Pseudomonas aureofaciens*) wird Nitrat in N_2O umgewandelt. Die $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im entstandenen N_2O wurden dann auf einem Isotopenverhältnis-Massespektrometer (Delta V Plus, Thermo Fischer Scientific) verbunden mit einer GasBench II bestimmt. Die Daten wurden mit einem Bayesian mixing model (*simmr*) ausgewertet (Parnell and Inger, 2020), um die relativen Beiträge potentieller Nitratquellen unter landwirtschaftlichen Böden zu identifizieren. Die möglichen Quellsignaturen, welche als Eingangsvariablen ins Modell eingegeben werden müssen, wurden im Rahmen einer umfangreichen Literaturrecherche zusammengestellt.

4.4 Hochrechnung der Ergebnisse auf die Region

Die im Projekt NitroGäu unter allen 11 Feldern ohne Massnahmenstreifen (aber nach den Vorgaben des Nitratindex bewirtschaftet) mit den SIA **gemessene Nitratauswaschung** wurden **für die wichtigsten Kulturen auf die Ackerbaufläche extrapoliert**, die **Teil des Nitratprojekts Gäu-Olten** ist. Angaben zur Landnutzung auf den Vertragsflächen im Jahr 2020 wurde vom Amt für Umwelt Solothurn zur Verfügung gestellt. Die gesamte Ackerfläche (einschliesslich Kunstwiesen) betrug 919 ha, während die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche 1394 ha betrug (einschliesslich Dauergrasland und gartenbaulich genutzten Flächen). Das NitroGäu-Projekt erfasste die Nitratauswaschung unter sechs wichtigen Ackerkulturen: Winterweizen (Brot- und Futterweizen), Wintergerste, Dinkel, Silomais, Winterraps und Kunstwiese. Diese Kulturen bedeckten im Jahr 2020 eine Fläche von 796 ha (= 87% der Ackerfläche). Die mittlere mit den SIA gemessene Nitratauswaschung pro Kultur wurde mit der Gesamtfläche jeder Kultur multipliziert, um die gesamte Nitratauswaschung pro Kultur auf den Vertragsflächen zu ermitteln. Anschliessend wurde ein gewichtetes Mittel der Nitratauswaschung pro Hektar für die Fläche unter diesen 6 Kulturen berechnet. Mit einer mittleren Versickerung von 400 mm pro Jahr (Hunkeler *et al.*, 2015) wurde schliesslich die Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Ackerland abgeschätzt.

5. Ergebnisse

5.1 Literaturstudie und Nmin-Kampagnen (I.I)

5.1.1 Massnahmen in anderen Projekten

In anderen Projekten zur Verringerung der Nitratauswaschung unter landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden Massnahmen im Bereich Düngung am häufigsten genannt, gefolgt von Massnahmen im Bereich Fruchtfolgen (Abbildung 17). Während der Nitratindex den Schwerpunkt ebenfalls auf die Fruchtfolge legt, fällt deutlich auf, dass im Nitratindex im Gegensatz zu anderen Projekten der Bereich Düngung gar nicht berücksichtigt wird. Der Nitratindex geht stattdessen von einer **ausgeglichenen N-Bilanz** gemäss ÖLN und **optimalen Düngung** gemäss den schweizerischen Düngungsempfehlungen (Richner and Sinaj, 2017, und frühere Versionen) aus.

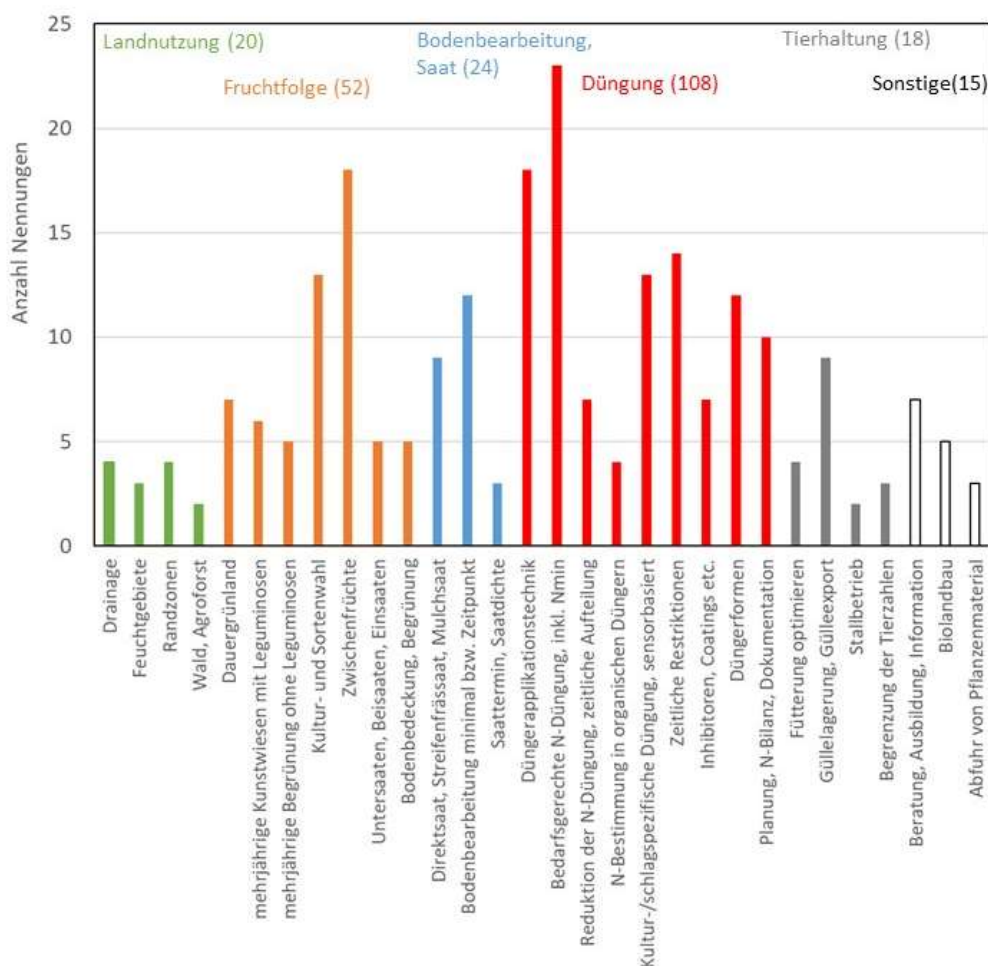


Abbildung 17: Anzahl Nennungen von Massnahmen in den Bereichen Landnutzung, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Düngung und Tierhaltung und Sonstige in 12 anderen Projekten zur Verringerung der Nitratauswaschung (ausführlicher Massnahmenkatalog und Referenzen im Anhang I).

5.1.2 Publierte Literaturstudien und Metaanalysen

Um ein umfassendes Bild über den aktuellen Kenntnisstand zu möglichen Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung im Ackerbau zu gewinnen, wurden **54 Übersichtsartikel und Metaanalysen ausgewertet**, die seit 2001 publiziert wurden (Anhang 2). Daraus abgeleitete Wirkungsgrade (= Nitratauswaschung bei Umsetzung einer Massnahme / Nitratauswaschung ohne die Massnahme) zeigen, dass die grösste Reduktion von Nitratauswaschung durch Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland erzielt wird (Tabelle 10). Bei Kunstwiesen verursacht jedoch der Umbruch hohe Nitratauswaschung, v.a. wenn er im Herbst erfolgt (Velthof *et al.*, 2010).

Der **Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten**, die den verfügbaren Reststickstoff nach der Ernte der vorherigen Kultur effektiv aufnehmen und über den Winter in ihrer Biomasse binden, kann die Nitratauswaschung gemäss mehreren Literaturstudien halbieren (Valkama *et al.*, 2015; Thapa *et al.*, 2018; Abdalla *et al.*, 2019). Literaturauswertungen zum Faktor Bodenbearbeitung sind dagegen widersprüchlich. Das liegt vermutlich daran, dass es eine Wechselwirkung mit den Jahresniederschlägen gibt, da reduzierte Bodenbearbeitung die Nitratauswaschung in trockenen Jahren stärker verringert als in Jahren mit hohen Niederschlägen.

In Bezug auf die **Düngung** zeigt die Literatur, dass der N-Überschuss ein guter Indikator für N-Verluste ist (Dalgaard *et al.*, 2012; Zhou and Butterbach-Bahl, 2014; Garnier *et al.*, 2016). Eine auf den Standort, die aktuellen Witterungsbedingungen, das Ertragspotential mengenmässig und zeitlich angepasste Düngung kann die Nitratauswaschung um 10-50% verringern. Zudem ist mehrfach belegt, dass eine Düngerausbringung im Herbst mit höherer Nitratauswaschung verbunden ist. Neue Mineraldünger mit verzögerter N-Freisetzung können gemäss der Literatur die Nitratauswaschung aus den Düngern um 25% verringern (Timilsena *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2019). Genau wie bei einer potentiellen Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren (Rose *et al.*, 2018) gilt dabei aber, dass sie nur dann sinnvoll eingesetzt werden, wenn mit einer geringeren verwendeten N-Menge ähnliche Erträge, geringere Verluste und damit eine höhere N-Ausnutzungseffizienz erzielt werden. Die Wirksamkeit von Nitrifikationsinhibitoren ist allerdings auf den tonigen Böden im Gäu wegen Inaktivierung an Tonpartikeln wahrscheinlich verringert.

Ein Wechsel zu **biologischer Bewirtschaftung** verringert die flächenbezogene Nitratauswaschung gemäss einer aktuellen Metaanalyse um 30% (Sanders and Hess, 2019). Bezogen auf den Ertrag unterscheidet sich das Auswaschungspotential allerdings nicht zwischen biologischer und konventioneller Bewirtschaftung. Eine schweizerische Studie hat gezeigt, dass der N-Überschuss im Biolandbau deutlich geringer als bei ÖLN-Produktion ist (Jan *et al.*, 2013). Weitere Faktoren wie Pufferstreifen, Pflanzenkohle und Strohmulch sind im Gäu entweder nicht relevant oder müssten noch weiter untersucht werden.

Tabelle 10: Mögliche Faktoren (Wirkungsgrade der Massnahmen, d.h. Nitratauswaschung bei Umsetzung einer Massnahme / Nitratauswaschung ohne die Massnahme) gemäss Metaanalysen und Bemerkungen zur Anwendung im Gäu bzw. im Nitratindex

Quelle	Massnahme	Faktor	Umsetzung	Kommentar
Eder et al. 2015	Grasland	0.1	0.2	durch Punktzahl extensive Wiese schon abgedeckt
Christianson & Hamel, 2015	Grasland	0.2		
Kirchmann & Bergström, 2001	Biolandbau	1	0.8	wenn Intensität begrenzt ist
Mondelaers et al. 2009	Biolandbau	0.7		
Tuomisto et al. 2012	Biolandbau	0.7		
Sanders & Hess 2019	Biolandbau	0.7		
Tonitto et al. 2006	Zwischenfrucht - Nichtleg.	0.3	0.5	Zwischenfrucht bei Aussaat vor Oktober sollte stärker belohnt werden
Tonitto et al. 2006	Zwischenfrucht - Leg.	0.6		
Thapa et al. 2018	Zwischenfrucht	0.5		
Thapa et al. 2018	Zwischenfrucht: Saat vor Oktober	0.4		
Abdalla et al. 2019	Zwischenfrucht - Nichtleg.	0.6		
Abdalla et al. 2019	Zwischenfrucht - Leg.	0.7		
Valkama et al. 2015	Untersaat	0.5	0.5	Untersaaten im Mais wären sinnvoll
Christianson & Hamel, 2015	Reduzierte Bodenbearbeitung	0.8		Faktor 1.1 für Pflug scheint gerechtfertigt
Christianson & Hamel, 2015	Pfluglos	0.5		
Daryanto et al. 2017	Pfluglos	1.1		
Zhou & Butterbach-Bahl, 2014	Suboptimale Düngung	0.5		Abhängig vom Referenzszenario
Sela et al. 2018	Dynamische Düngung	0.9		
Gardner & Drinkwater, 2009	Herbstdüngung	1.3	1.3	Ausbringung Sep/Okt kann bestraft werden
Gardner & Drinkwater, 2009	Mehrere Düngergaben	0.7	0.7	Aufteilung von Düngergaben (3 Gaben) könnte belohnt werden
Gardner & Drinkwater, 2009	Platzierte Düngung	0.75	0.8	Platzierte Düngung könnte belohnt werden
Eagle et al. 2017	Frühjahrsdüngung	0.95		Umgekehrt umsetzen: Herbstdüngung bestrafen
Zhang et al. 2019	Controlled-Release-Harnstoffdünger	0.75	0.8	
Di & Cameron, 2016	Nitrifikationsinhibitoren auf Weiden	0.5	?	Reduktion bezieht sich häufig nicht auf Gesamtauswaschung, sondern auf Düngerausnutzung; wegen schwerer Böden im Gäu wenig aussichtsreich
Qiao et al., 2015	Nitrifikationsinhibitoren	0.5		
Yang et al. 2016	Nitrifikationsinhibitoren	0.4		
Gao et al. 2020	Nitrifikationsinhibitoren	0.5		
Liu et al. 2018	Pflanzenkohle	0.75	nein	wegen nötiger grosser Mengen nicht möglich
Borchard et al. 2019	Pflanzenkohle	0.75		
Qin et al. 2015	Strohmulch	0.8	?	müsste im Gäu untersucht werden

5.1.3 Quantitativer Review zur Nitratauswaschung unter Kulturen

Durch die gemeinsame Darstellung aller Datenpunkte im quantitativen Review zur Nitratauswaschung sind für einige Kulturen und Kulturgruppen besser abgesicherte Aussagen möglich, während für andere Kulturen die Datenbasis immer noch sehr schmal bleibt (Abbildung 18). Basierend auf Kulturen mit mind. 3 Datenpunkten lässt sich folgende Abfolge der Kulturen in Bezug auf das Nitratauswaschungspotential aufstellen (Reihenfolge mit zunehmendem Auswaschungspotential): **Dauergrünland, Rotklee < Kunstwiesen < Wintergetreide+Zwischenfrucht, (Zucker-)Rüben, Faserpflanzen < Sommergerste, Sommerweizen und andere Sommergetreide, Mais, Wintergerste, Winterweizen < Körnerleguminosen, Raps, Kartoffeln, Winterroggen, Gemüse und Eiweisserbsen.** Bei *Miscanthus* (Chinaschilf) ist die Streuung zu gross, um eine Aussage zu machen.

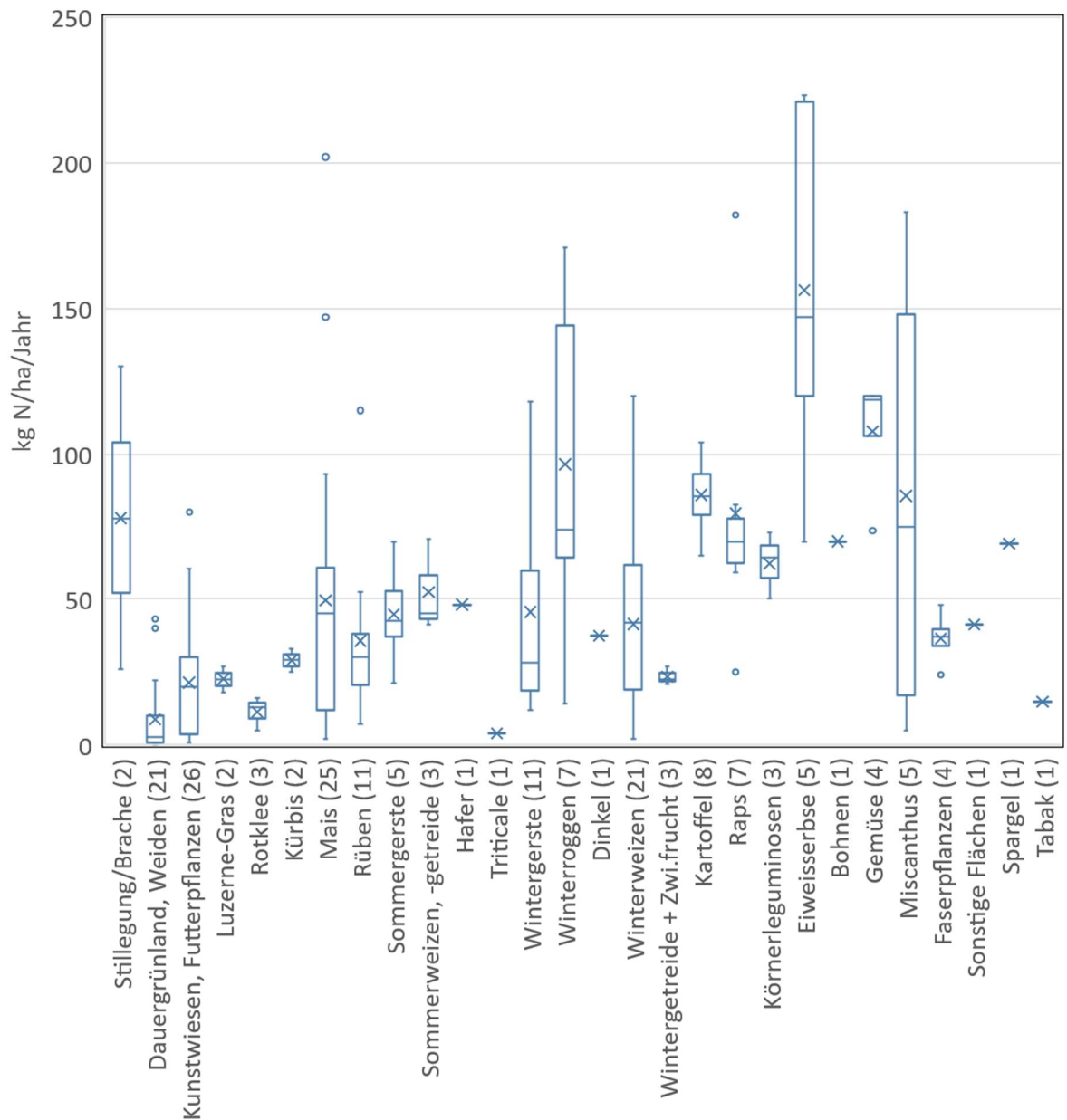


Abbildung I8: Quantitativer Review der kulturspezifischen Nitratauswaschung, basierend auf gemessener und potentieller Nitratauswaschung (allgemeine Reviews, Daten von TerraQuat, Lysimeterstudien sowie Nmin-Daten SchALVO, Hessen, Thüringen), unter der Annahme, dass der Nmin-Herbstvorrat der Jahresauswaschung von Nitrat entspricht. Boxplots: Rahmen zeigt 25-75%-Bereich, horizontale Linie im Boxplot: Median, Fehlerbalken zeigen Minimum bzw. Maximum, abgesehen von Ausreißern (Kreis). Anzahl Datenpunkte in Klammern.

5.1.4 $N_{\min}$ -Feldkampagnen in der Region Gäu-Olten

Im Oktober 2017, 2018, 2019 und 2020 wurden **auf insgesamt 64 Ackerflächen im Gäu**, von denen Vor- und Hauptkultur bekannt waren, die **$N_{\min}$ -Vorräte in 0-90 cm Tiefe** bestimmt. Zudem wurde für diese Flächen die **Basispunktzahl im Nitratindex berechnet**, unter der Annahme einer Flächengrösse von je 1 ha.

Bei der **Anordnung nach Vorkultur** (Abbildung 19) zeigte sich, dass **Ackerbohne** (n=2) und **Raps** (n=7) immer zu **$N_{\min}$ -Vorräten über 100 kg N/ha** führten. Bei Kartoffel trat dies in 3 von 4 Fällen und bei Mais in 9 von 14 Fällen auf. **Intensives Wintergetreide** (Winterweizen, Wintergerste, Triticale) als Vorkultur war mit 5 von 12 Werten über 100 kg N/ha **variabel**. Bei **Kunstwiese** lagen dagegen **9 von 11 Werte unter 100 kg N/ha**, und bei **Dinkel** (n=5) und **extensiver Wiese** (n=7) lagen **alle Werte darunter**. Die **Gruppierung nach Hauptkultur** (Abbildung 20) identifizierte vor allem **Winterweizen** und **Wintergerste als potentiell problematische Hauptkulturen**, mit $N_{\min}$ -Vorräten über 100 kg N/ha in 18 von 22 Fällen. Bei **Raps** als Hauptkultur lagen die $N_{\min}$ -Vorräte in 3 von 6 Fällen über 100 kg N/ha und bei Kunstwiese in 5 von 19. Möglicherweise ist ein Teil dieser hohen $N_{\min}$ -Vorräte auf Herbstdüngung zurückzuführen.

Insgesamt deutet der **Vergleich der beiden Darstellungen** (Abbildung 19, Abbildung 20) darauf hin, dass sowohl Vor- als auch Hauptkultur die gemessenen $N_{\min}$ -Vorräte beeinflussen. Da im Gäu Mais meist nach Kunstwiese angebaut wird, spiegeln die hohen $N_{\min}$ -Werte im Mais zudem möglicherweise eine Nachwirkung der Kunstwiese wieder. Im **Vergleich zu den $N_{\min}$ -Herbstvorräten** in Studien aus **Deutschland** sind die **Werte aus dem Gäu deutlich höher** (Abbildung 21). Der Unterschied ist bei Mais und Raps besonders stark ausgeprägt, aber auch bei extensiver Wiese deutlich zu erkennen.

Wenn die **gemessenen $N_{\min}$ -Vorräte mit der berechneten Basispunktzahl korreliert** werden, ist ein sehr schwacher Trend für einen linearen Zusammenhang zwischen Basispunktzahl und $N_{\min}$ -Herbstvorrat zu erkennen (Abbildung 22). Dabei erweist sich die **Basispunktzahl von Kartoffel als überhöht**. Bei **Ackerbohne als Vorkultur** scheint die **Basispunktzahl grundsätzlich zu tief** zu sein, während sie bei **Dinkel als Vorkultur** möglicherweise zu **hoch** ist. Bei **Mais als Vorkultur** zeichnet sich eine **riesige Streuung** der $N_{\min}$ -Vorräte ab, mit 8 von 14 Datenpunkten deutlich über der linearen Korrelation. Das könnte auf eine möglicherweise notwendige Korrektur der Basispunktzahl von Mais nach oben verweisen. Die $N_{\min}$ -Vorräte hängen vermutlich aber stark von der Flächennutzung vor Mais (z.B. Intensität der Kunstwiesenbewirtschaftung) ab. Da die Basispunktzahl in erster Linie durch die Vorkultur bestimmt wird, ergibt sich bei Bezeichnung der Datenpunkte nach Hauptkultur keine sinnvolle Anordnung (nicht dargestellt).

Der Vergleich der im Gäu gemessenen $N_{\min}$ -Vorräte mit der kulturspezifischen Auswaschung gemäss quantitativem Review schliesslich zeigt noch einmal, dass die $N_{\min}$ -Herbstvorräte nach Mais viel höher waren als aufgrund der Literatur zu erwarten wäre, während sie bei Kartoffeln etwas tiefer waren als erwartet (Abbildung 23). Durch die grosse Streuung in beiden Datensätzen ist der Vergleich der Mittelwerte aber nur bedingt aussagekräftig.

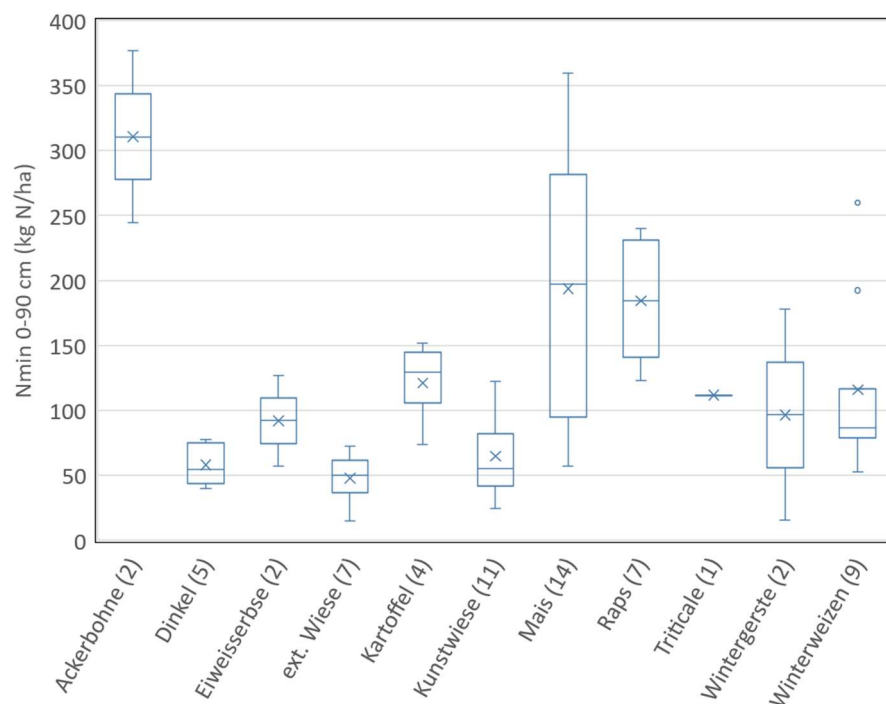


Abbildung 19: Vorrat an mineralischem N im Oktober 2017, 2018, 2019 und 2020 auf 64 Ackerflächen im Gäu, geordnet nach Vorkultur. Anzahl der beprobten Flächen in Klammern. X = Mittelwert (bzw. Einzelwert), Boxplots: Rahmen zeigt 25-75%-Bereich, horizontale Linie im Boxplot: Median, Fehlerbalken zeigen Minimum bzw. Maximum, abgesehen von Ausreißern (Kreis).

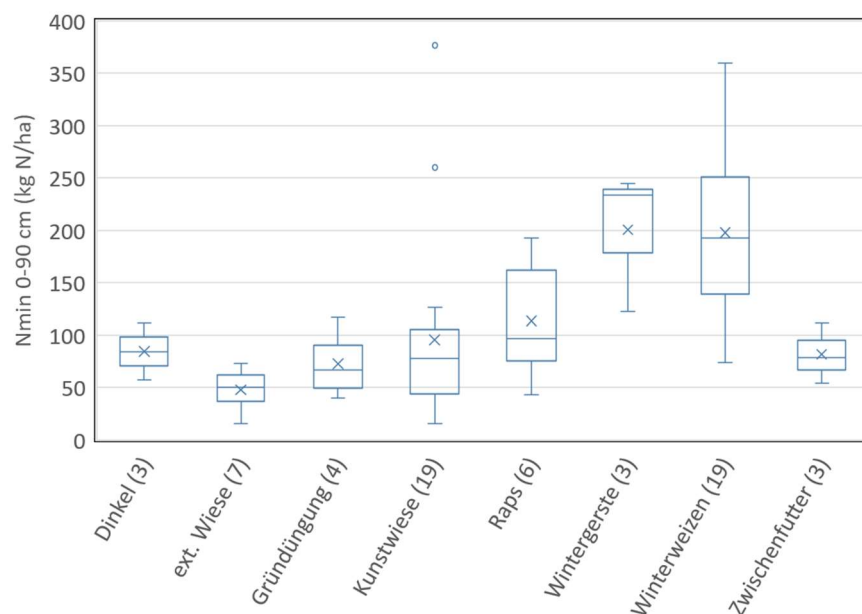


Abbildung 20: Vorrat an mineralischem N im Oktober 2017, 2018, 2019 und 2020 auf 64 Ackerflächen im Gäu, geordnet nach Hauptkultur. Weitere Erläuterungen: s. Abbildung 19.

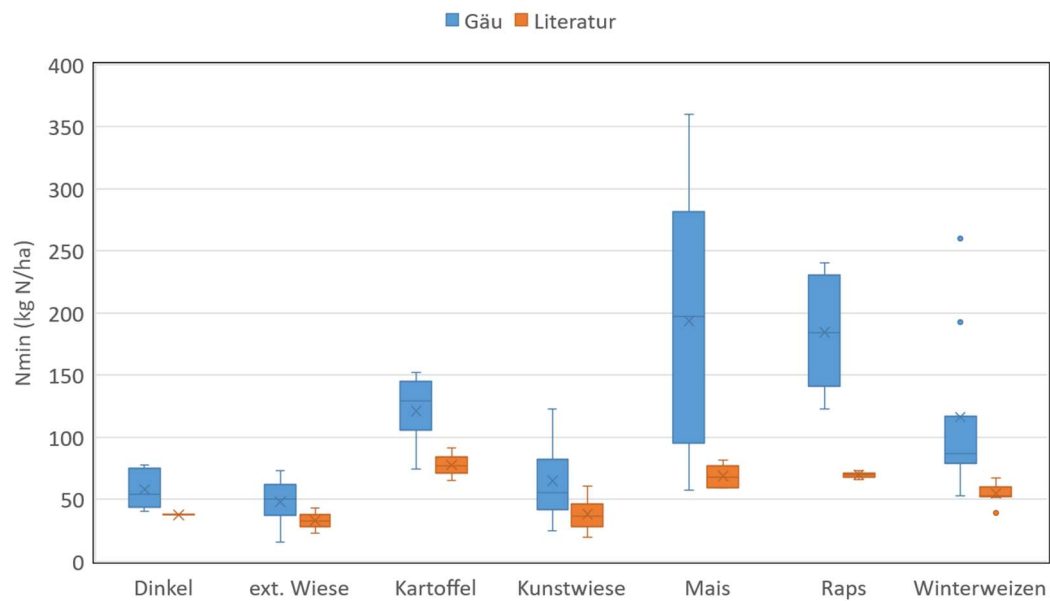


Abbildung 21: N_{min} -Herbstvorräte im Gäu (nach Vorkultur) und in verschiedenen Regionen Deutschlands (König et al., 2011; Finck, 2017; Beisecker et al., 2018). X = Mittelwert (bzw. Einzelwert), Boxplots: Rahmen zeigt 25-75%-Bereich, horizontale Linie im Boxplot: Median, Fehlerbalken zeigen Minimum bzw. Maximum, abgesehen von Ausreissern (Kreis).

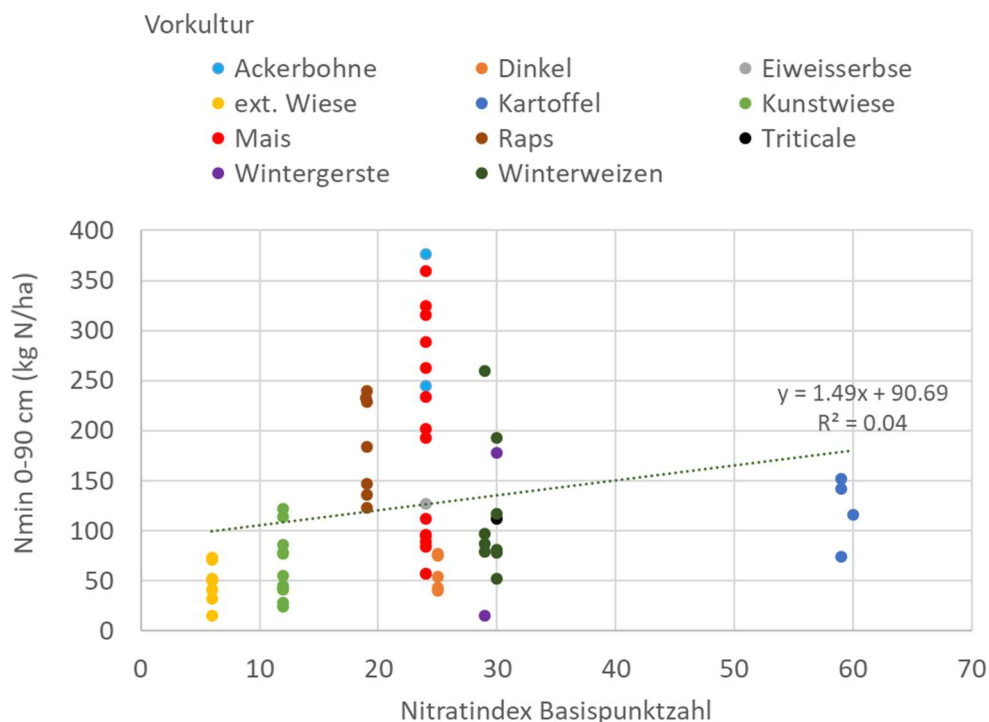


Abbildung 22: Gemessene N_{min} -Herbstvorräte im Gäu (n=64) in Abhängigkeit von der Basispunktzahl gemäss Nitratindex. Bezeichnung der Datenpunkte nach Vorkultur.

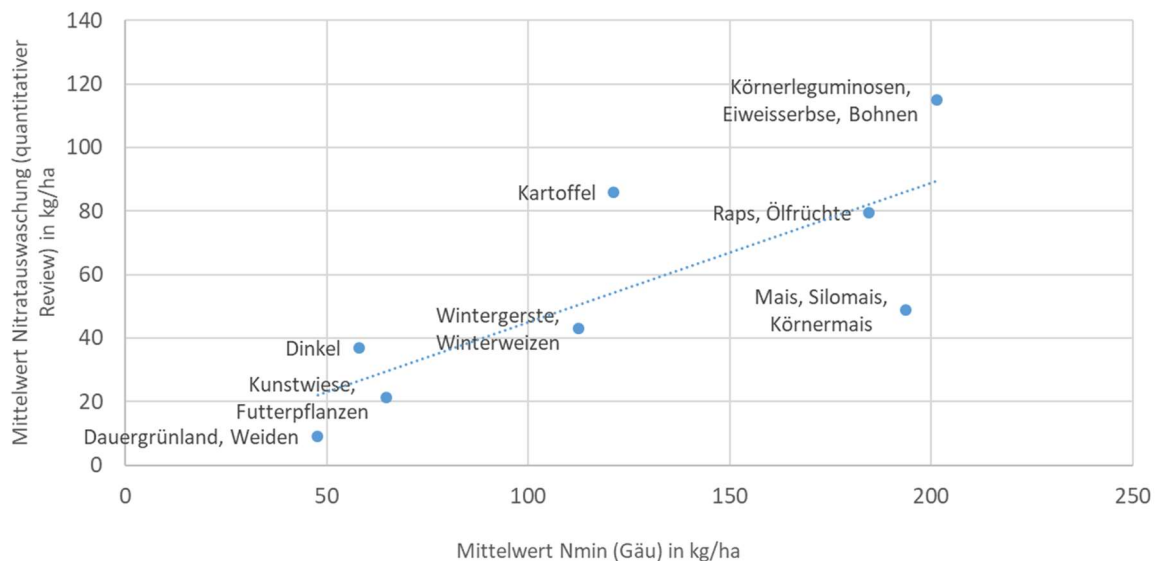


Abbildung 23: Mittlere im Gäu gemessene $N_{\min}$ -Herbstvorräte nach Vorkultur (Abbildung 19) vs. Mittelwert Nitratauswaschung gemäss quantitativem Review (Abbildung 18)

5.2 Monitoring und Hydrologie (1.2)

5.2.1 Nitratauswaschung auf den II Feldern anhand der SIA-Methode

Die **jährliche Nitratauswaschung** unter allen Feldern und Streifen lag gemäss SIA-Ergebnissen **zwischen 7 und 219 kg N ha⁻¹** (Abbildung 24). Dabei waren grosse Unterschiede zwischen den verschiedenen Flächen, Massnahmenstreifen mit reduzierter Düngung, Kulturen und Messperioden zu erkennen. Die kumulierte Auswaschung am Ende der dritten Messperiode lag in 10 Streifen über 200 kg N ha⁻¹ und in den restlichen 12 Streifen zwischen 100 und 190 kg N ha⁻¹. Da in der vierten Messperiode (2020/21) die Messungen nicht mehr auf allen Flächen fortgeführt wurden, lassen sich die kumulierten Werte nicht über alle Messperioden und Flächen vergleichen.

Wenn man nur die Streifen ohne Massnahmen (N) betrachtet (Abbildung 25), war die **Nitratauswaschung unter Getreide am grössten** (115 ± 45 kg N ha⁻¹, Mittelwert $\pm$ Standardabweichung). Unter Mais (44 ± 29 kg N ha⁻¹), Raps (43 ± 23 kg N ha⁻¹) und Kunstwiese (37 ± 13 kg N ha⁻¹) betrug die mittlere Nitratauswaschung etwa ein Drittel der Auswaschung unter Getreide. In den meisten Fällen (n=12) kam Getreide in der Fruchtfolge nach Kunstwiese und Mais. Dabei betrug die Nitratauswaschung 113 ± 45 kg N ha⁻¹. In drei Fällen folgte Getreide auf Winterweizen und Raps (141 ± 47 kg N ha⁻¹) und in zwei Fällen auf Winterweizen und Mais (90 ± 46 kg N ha⁻¹).

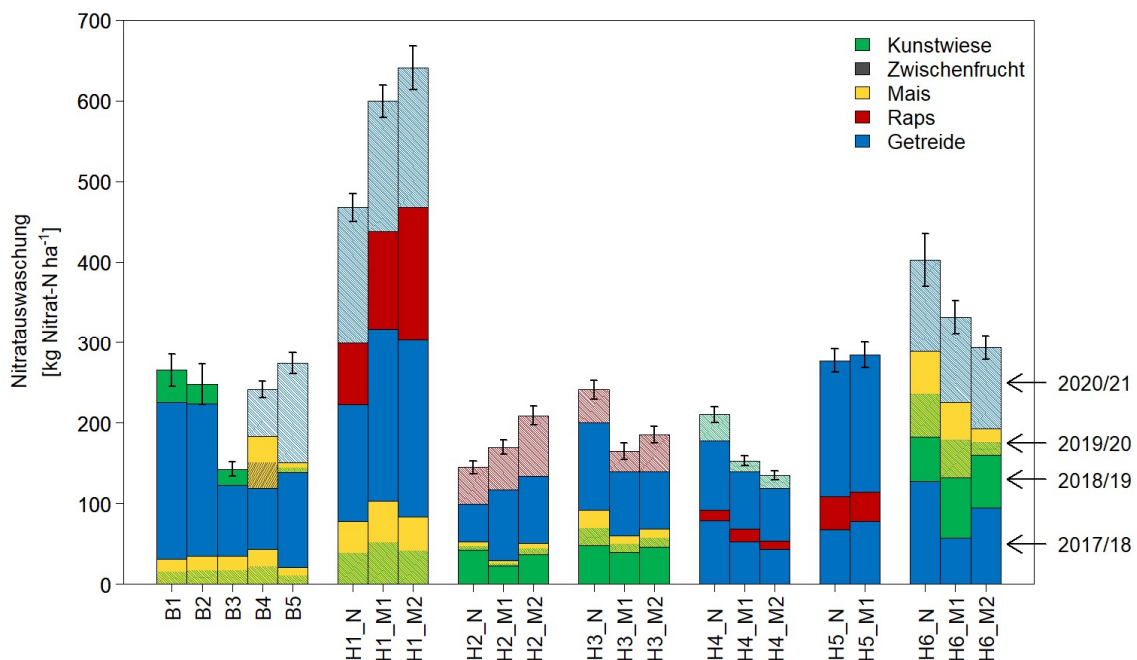


Abbildung 24: Nitratauswaschung gemessen mit der SIA-Methode für die Jahre 2017/18, 2018/19, 2019/20, 2020/21, wobei im letzten Jahr auf den Flächen B1, B2, B3 und H5 keine SIA mehr installiert waren. Mittelwerte aus je 12 SIA, die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler der kumulierten Werte. Kulturen farblich gekennzeichnet, mit dem Übergang von Kunstwiese bzw. Zwischenfrucht zu Mais als Schraffur (gelb/grün bzw. gelb/schwarz). Die N-Düngungsmassnahmen auf den Streifen M1 (Massnahme 1) und M2 (Massnahme 2) wurden ab April 2019 implementiert. Die Kulturen der letzten Messperiode (2020/21) sind schraffiert dargestellt, um deutlich zu machen, dass diese Werte nicht auf allen Flächen erhoben wurden.

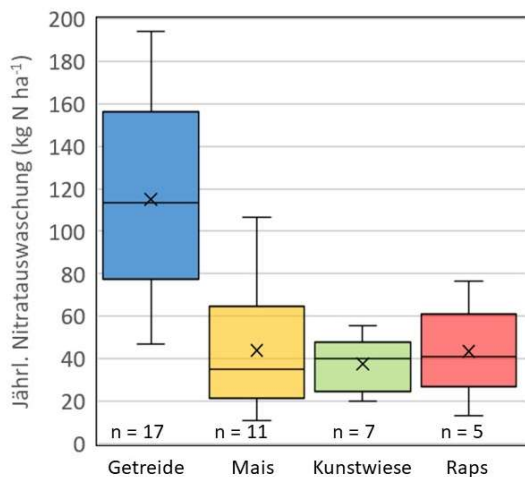


Abbildung 25: Boxplot der Nitratauswaschung mit der SIA-Methode auf den Streifen ohne Massnahmen (N) nach Hauptkultur. Median als Linie, Mittelwert als x gekennzeichnet. Der Kasten symbolisiert 2. und 3. Quartil, die Enden der Fehlerbalken zeigen Maximum bzw. Minimum.

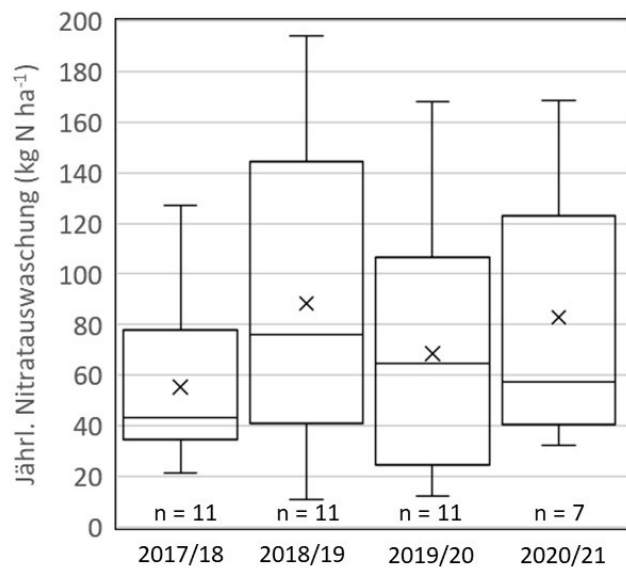


Abbildung 26: Boxplot der Nitratauswaschung mit der SIA-Methode auf den Streifen ohne Massnahmen (N) nach Messperiode. Median als Linie, Mittelwert als x gekennzeichnet. Der Kasten symbolisiert 2. und 3. Quartil, die Fehlerbalken zeigen Maximum bzw. Minimum.

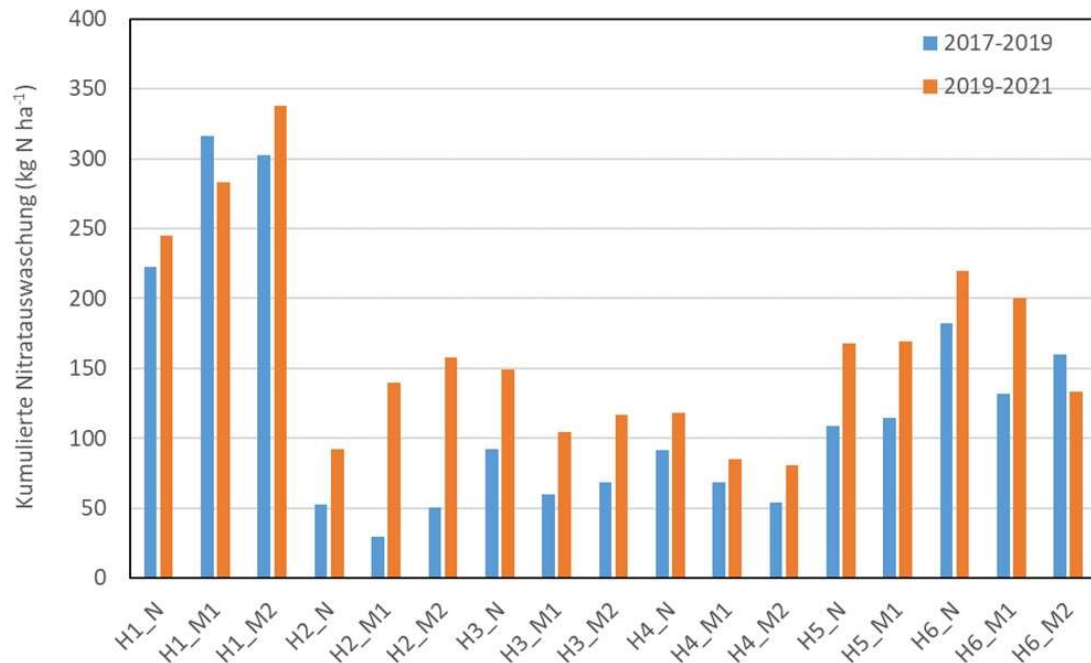


Abbildung 27: Kumulierte Nitratauswaschung mit der SIA-Methode über die Messperioden 2017-2019 und 2019-2021 für die Felder mit Massnahmenstreifen. Die Massnahmen auf den Streifen M1 und M2 wurden ab April 2019 implementiert. Für H5 enthält der für 2019-2021 gezeigte Wert nur die Nitratauswaschung bis Herbst 2020.

Auf den Streifen ohne Massnahmen (normale Bewirtschaftung gemäss Nitratindex) variierte die **mittlere jährliche Auswaschung** zwischen $55 \pm 13 \text{ kg N ha}^{-1}$ in der Messperiode 2017/18 und $88 \pm 65 \text{ kg N ha}^{-1}$ in der Messperiode 2018/19 (Abbildung 26). Angesichts der grossen Variabilität zwischen den Feldern gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen den Jahren. Obwohl die letzte Messperiode (2020/2021) durch die Entnahme der SIA im März 2021 kürzer war als die vorherigen Messperioden, lag die Auswaschung in einem ähnlichen Bereich wie in den Vorjahren.

Die auf den Feldern H1-H6 untersuchten **Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung** wurden ab April 2019 im Feld implementiert. Da die Auswaschung hauptsächlich im Winterhalbjahr stattfindet, konnten die Massnahmen erst die Nitratauswaschung in den beiden letzten Messperioden deutlich beeinflussen. Die Messungen in den ersten beiden Jahren zeigen daher auf, wie gross die natürliche Variation innerhalb eines Feldes ist (Abbildung 24). Der Vergleich der kumulierten Werte in den ersten beiden Messperioden (2017-2019), in denen die Massnahmen noch gar nicht oder nur sehr begrenzt wirken konnten (z.B. aufgrund präferenziellem Fluss nach einem Sommergewitter), mit den kumulierten Werten der beiden Messperioden 2019-2021 zeigt, dass die Unterschiede zwischen den Streifen in der Regel auch nach Einführung der Massnahmen in ähnlicher Weise bestehen blieben (Abbildung 27). So wiesen beispielsweise auf Feld H1 die Streifen M1 und M2 im Zeitraum 2017-2019 bereits höhere Nitratauswaschung auf als im Streifen N, was auch nach Einführung der Massnahmen in den Werten 2019-2021 weiterhin zu beobachten war, während auf Feld H3 die Streifen mit Massnahmen sowohl 2017-2019 als auch 2019-2021 tiefere Werte aufwiesen als der Streifen N.

Insgesamt konnte daher ein **starker Einfluss des jeweiligen Feldes und der Fruchtfolge auf die Nitratauswaschung** beobachtet werden. Die Auswirkungen einer Düngungsreduktion um im Mittel 36 kg N/ha wurden von so der grossen Boden-N-Mineralisierung überlagert. Auch die biologische Bewirtschaftung (B1-B3) führte nicht zu einer eindeutigen Veränderung der Nitratauswaschung verglichen mit der konventionellen Bewirtschaftung (B4, B5, H1).

5.2.2 Herbst-Nmin-Vorrat auf den II Feldern

Die **Herbst-Nmin-Vorräte in 0-90 cm** Bodentiefe unter allen Feldern und Streifen lagen **zwischen 15 und 433 kg N ha^{-1}** (Abbildung 28). Dabei wurde vor Einführung der Massnahmen im Herbst 2017 jeweils eine Mischprobe über das ganze Feld genommen, während ab Herbst 2018 in jedem Massnahmenstreifen eine separate Probe entnommen und analysiert wurde. Vor der Implementierung der Massnahmen trat im Herbst 2018 auf H1 ein deutlicher Unterschied im Nmin-Herbstvorrat von 100 kg N ha^{-1} zwischen den Massnahmenstreifen auf, während der Unterschied auf H6 60 kg N ha^{-1} und auf den restlichen Flächen bis zu 40 kg N ha^{-1} betrug. In den Jahren 2019 und 2020, also nachdem die Massnahmen ab April 2019 implementiert worden waren, wurden nur relativ geringe Unterschiede im Herbst-Nmin von maximal 40 kg N ha^{-1} zwischen den

Massnahmenstreifen beobachtet, mit Ausnahme einer deutlichen Verringerung des Herbst-Nmin-Vorrats auf H6_M2 um 58 kg N ha⁻¹ im Jahr 2020.

Wenn man nur die Streifen ohne Massnahmen betrachtet (Abbildung 29), waren die **Herbst-Nmin-Vorräte bei Kunstwiese am tiefsten** (75 ± 35 kg N ha⁻¹) und **nach Mais am höchsten** (215 ± 117 kg N ha⁻¹). Allerdings gab es bei Nmin auch einen ausgeprägten Jahreseffekt (Abbildung 30). So wurden im Herbst 2018 signifikant höhere Nmin-Vorräte ermittelt (242 ± 133 kg N ha⁻¹) als in den anderen drei Jahren. Die Herbst-Nmin-Vorräte unterschieden sich nicht signifikant zwischen biologisch (B1-B3) und konventionell bewirtschafteten Flächen (B4, B5, H1).

Herbst-Nmin-Vorräte und Nitratauswaschung in der darauffolgenden SIA-Messperiode waren **linear korreliert** (Abbildung 31). Im Durchschnitt wurde 36% des Herbst-Nmin-Vorrats in der folgenden Periode ausgewaschen. Der Nmin-Vorrat im Februar war immer tiefer als der Herbst-Nmin-Vorrat (mit Ausnahme von zwei Datenpunkten, bei n=61), und die **Abnahme des Nmin-Vorrats zwischen Oktober und Februar** betrug im Mittel **65% vom Herbst-Nmin**. Die mit den SIA gemessene Nitratauswaschung korrelierte mit dieser Abnahme des Nmin-Vorrats über den Winter (Abbildung 32). Die Abnahme im Nmin-Vorrat war aber in den meisten Fällen deutlich grösser als die gemessene Nitratauswaschung, insbesondere in der Messperiode 2018/2019. Dies deutet auf weitere Prozesse hin, die den Nmin-Vorrat verringern.

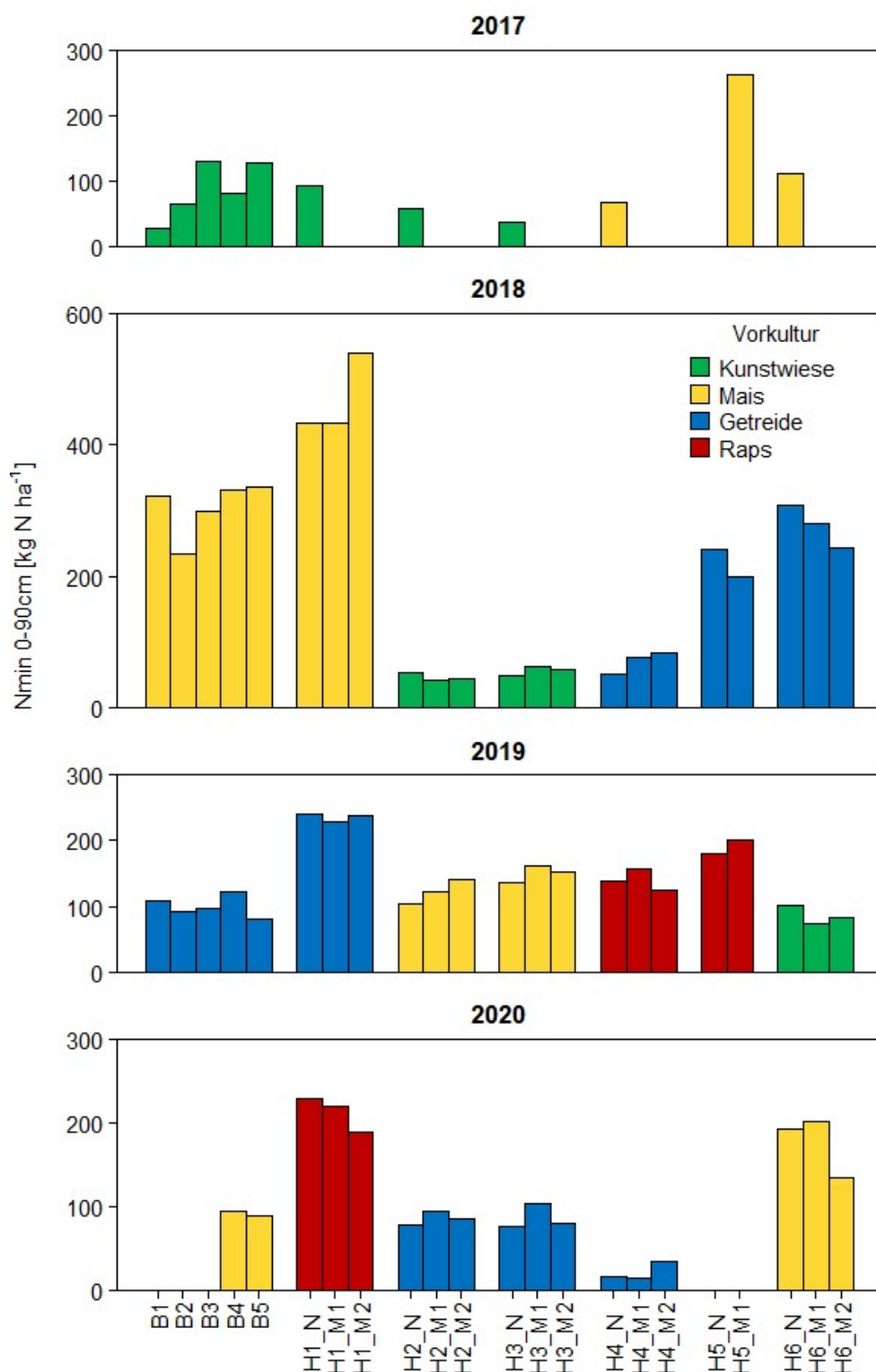


Abbildung 28: Herbst-Nmin-Vorrat (0-90 cm) in den Jahren 2017-2020, wobei im letzten Jahr auf den Flächen B1, B2, B3 und H5 keine Beprobung mehr stattfand. Mittelwerte aus je 10 Einstichen, Farben kennzeichnen die jeweilige Vorkultur. Die Massnahmen auf den Streifen M1 und M2 wurden ab April 2019 implementiert.

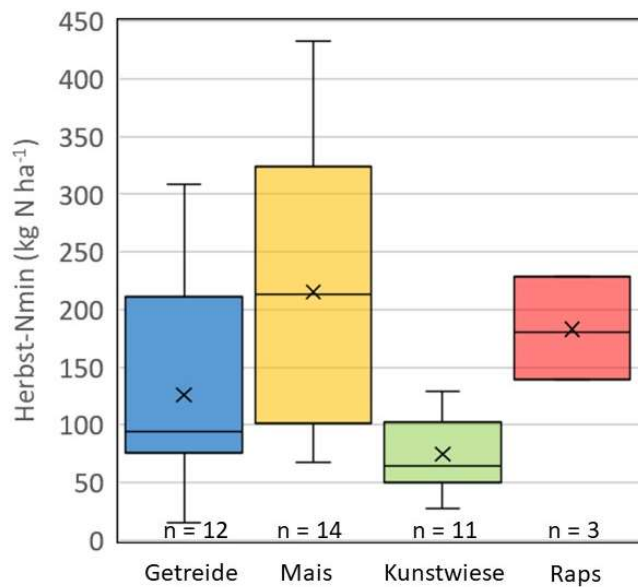


Abbildung 29: Boxplot des Herbst-Nmin-Vorrats (0-90 cm) in den Jahren 2017-2020 auf den Streifen ohne Massnahmen (N) nach Vorkultur. Median als Linie, Mittelwert als x gekennzeichnet. Der Kasten symbolisiert 2. und 3. Quartil, die Fehlerbalken zeigen Maximum bzw. Minimum. Da bei Raps nur 3 Werte vorlagen, zeigt der Kasten Maximum bzw. Minimum.

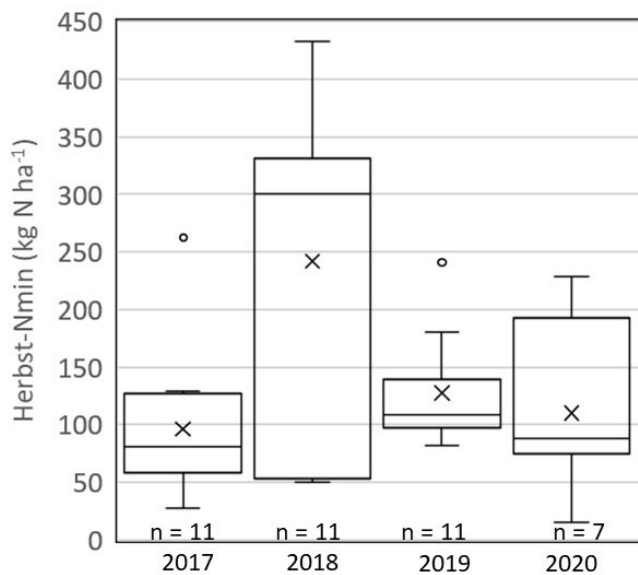


Abbildung 30: Boxplot des Herbst-Nmin-Vorrats (0-90 cm) in den Jahren 2017-2020 auf den Streifen ohne Massnahmen (N) nach Jahr. Median als Linie, Mittelwert als x, Ausreisser als ° gekennzeichnet. Der Kasten symbolisiert 2. und 3. Quartil, die Fehlerbalken zeigen Maximum bzw. Minimum (abgesehen von Ausreissern).

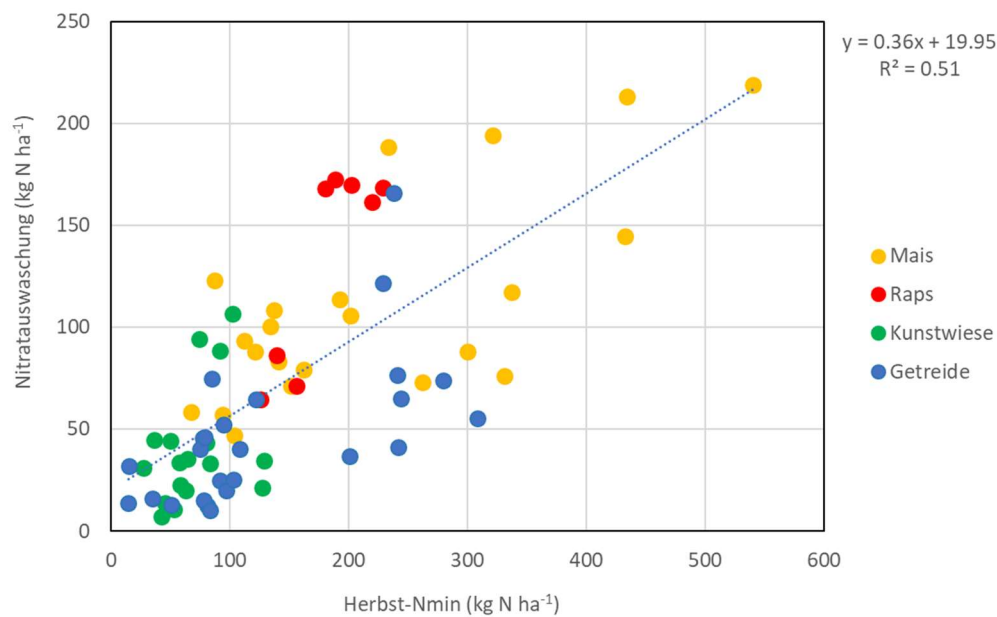


Abbildung 31: Korrelation zwischen Nitratauswaschung mit SIA gemessen und Herbst-Nmin-Vorrat (0-90 cm). Daten von vier Herbstbeprobungen (2017-2020) und vier SIA-Messperioden (2017/18 bis 2020/21) auf allen Feldern inklusive Massnahmenstreifen (n=72). Farbe zeigt Vorkultur an.

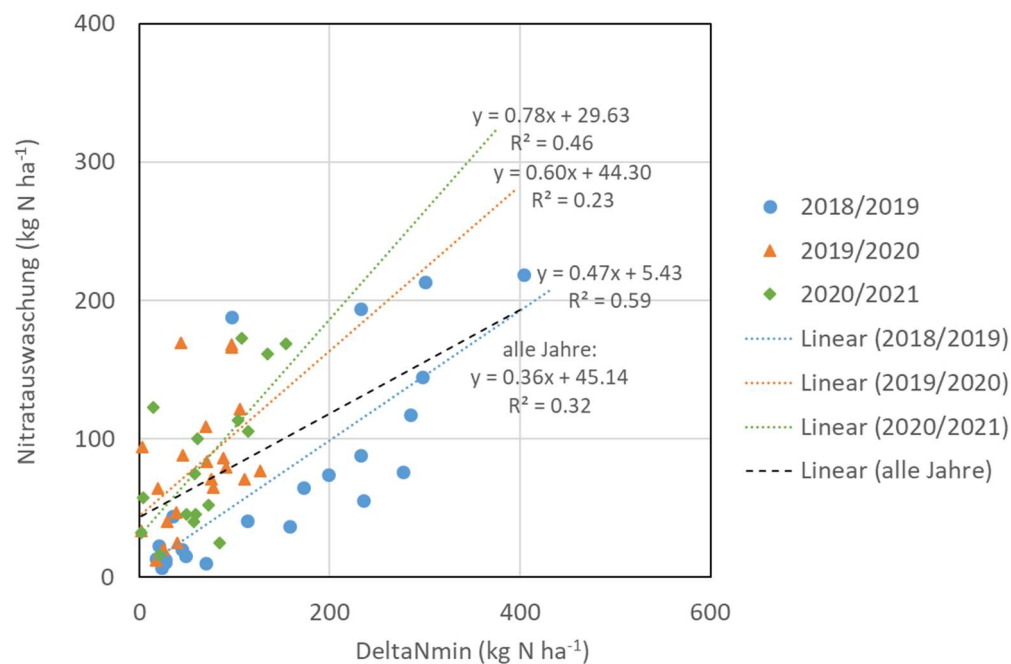


Abbildung 32: Korrelation zwischen Nitratauswaschung mit SIA gemessen und Veränderung des Nmin-Vorrats (0-90 cm) zwischen Oktober und Februar (DeltaNmin). Daten von sechs Nmin-Beprobungen (Herbst 2018-2020 und Frühjahr 2019-2021) und drei SIA-Messperioden (2018/19 bis 2020/21) auf allen Feldern inklusive Massnahmenstreifen (n= 61). Ohne 2 negative Werte für DeltaNmin.

5.2.3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser anhand von Saugkerzen

Die höchsten **Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der Saugkerzen** von bis zu 500 mg NO₃/l auf H1 und knapp 200 mg NO₃/l auf H2 traten unabhängig vom Jahr nach Mais als Vorkultur bzw. unter Getreide als Hauptkultur auf (Abbildung 33). Nach Raps als Vorkultur traten auf H4 ebenfalls erhöhte Konzentrationen im Bereich von 100 mg NO₃/l auf. Die geringsten Konzentrationen wurden bei Kunstwiese als Hauptkultur und auf H4 auch unter Raps beobachtet. Insgesamt hatte die Fruchtfolge also einen starken Einfluss auf die Sickerwasserkonzentrationen. Kunstwiese gefolgt von Mais verursachte unter dem anschliessenden Getreide besonders hohe Konzentrationen. Raps nach Getreide führte in zwei von drei Fällen zu erhöhten Werten, während die Konzentrationen bei Kunstwiese nach Getreide tief blieben.

In den **Massnahmenstreifen** stiegen die Konzentrationen zum Teil über den Winter weniger stark an als im Neutralstreifen mit betriebsüblicher Düngung, insbesondere auf H2 (Abbildung 33). Hohe Konzentrationen traten bis im Mai oder Juni auf. Das zeigt, dass es auch im Frühjahr zu einer erheblichen Nitratauswaschung kommen kann. In den Sommermonaten konnte meist kein oder nur wenig Sickerwasser gewonnen werden. Die ersten gemessenen Konzentrationen im Herbst waren dann meist noch relativ tief, mit Ausnahme von H2 im Herbst 2020.

Die Felder unterschieden sich stark in den maximal gemessenen Konzentrationen, aber auch im maximal gewonnenen Volumen, das bei H2 häufig grösser war als bei H1 und insbesondere bei H4. In Kombination mit modellierten Infiltrationsraten lässt sich aus den Saugkerzendaten die Nitratauswaschung in kg N/ha ausrechnen (Wey et al., 2022). Die erhaltenen Werte sind mit der anhand der SIA bestimmten Nitratauswaschung korreliert, sind meist aber etwas geringer, da bei den Saugkerzen die Auswaschung über präferenzielle Fliesspfade nicht erfasst wird.

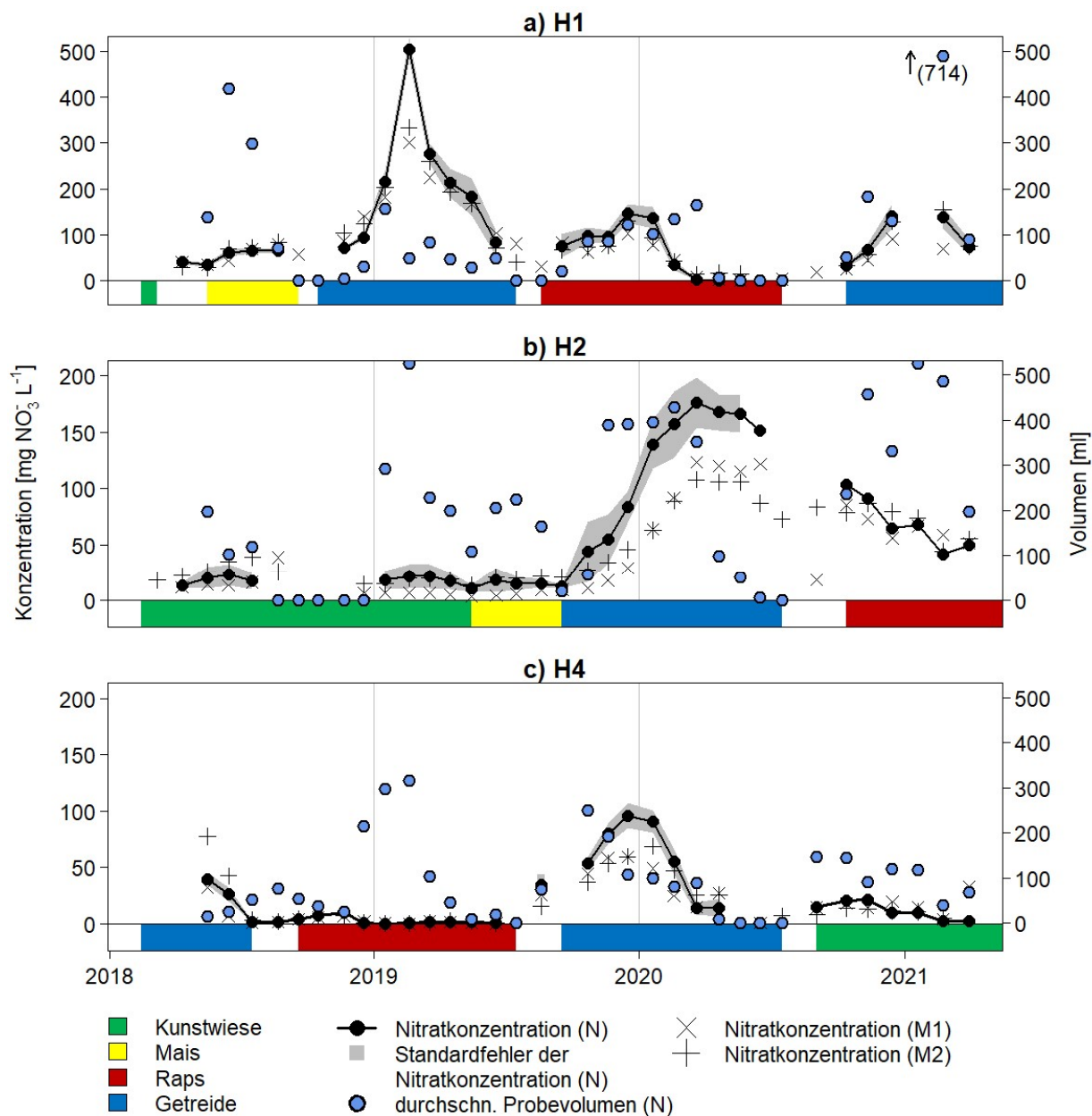


Abbildung 33: Mit Saugkerzen gewonnenes Probenvolumen im neutralen Streifen (N) sowie Nitratkonzentrationen in den Streifen N, M1 und M2. Standardfehler grau gekennzeichnet. Unterschiedliche Skalen für die erste y-Achse beachten. Darstellung der Nitratkonzentration in mg Nitrat / l, um direkt mit gesetzlichen Vorgaben vergleichen zu können.

5.2.4 Nitrat in der ungesättigten Zone anhand VMS

In den **Sickerwasserproben des VMS** dominierte meist Nitrat, mit Ausnahme der Tiefe 2 und anfänglich der Tiefe 4 auf Streifen N (Abbildung 34). In der Tiefe 1 traten schon vor Beginn der Massnahmen Unterschiede zwischen den Streifen auf, mit höheren Konzentrationen im Streifen M1 und insbesondere im Streifen M2 als im neutralen Streifen N mit betriebsüblicher Düngung.

Die Konzentrationen waren in der Tiefe 2 deutlich geringer als in Tiefe 1 (Abbildung 34). Die Probenahmestelle in Tiefe 2 befindet sich in einer schluffig-tonigen Schicht (Abbildung 13). Das kann zu Denitrifizierung führen und die geringen Konzentrationen erklären. Die höheren Nitratkonzentrationen in den tiefer gelegenen Probenahmestellen in Tiefe 3 und 4 (Abbildung 34) weisen auf einen **präferenziellen Transport von Nitrat** durch die schluffig-tonige Schicht hin. Dies konnte durch einen Tracerversuch mit Bromid bestätigt werden (Abbildung 35). Trotz der grossen Wasserspeicherfähigkeit der schluffig-tonigen Schicht trat der im Oktober auf die Bodenoberfläche gegebene Tracer bereits im Februar in einer Tiefe von 5.9m (Tiefe 4) auf. Im Neutralstreifen konnte der Tracer in keiner Schicht nachgewiesen werden. Wahrscheinlich war hier versehentlich der Tracer nicht der aufgetragenen Lösung hinzugefügt worden.

Der Tracer blieb nach dem ersten Auftreten in Tiefe 3 und 4 über die ganze Messdauer hinweg in ähnlich hoher Konzentration messbar (Abbildung 35). Dies zeigt auf, dass **Porenwasser** in Tiefe 3 und 4 aus einer Mischung von Wasser besteht, das zu **unterschiedlichen Zeiten** in die Tiefe gelangt ist. Entsprechend wird der Zusammenhang zwischen Landnutzung und Nitratkonzentration verwischt. Es kann deshalb auch nicht erwartet werden, dass im untiefen Grundwasser kurzzeitige Effekte von Massnahmen nachgewiesen werden können. Dies unterstreicht die **Bedeutung von Messungen unmittelbar unterhalb des Wurzelraums**, wie sie mit SIA und Saugkerzen durchgeführt werden können, um die Wirksamkeit von Massnahmen zu dokumentieren.

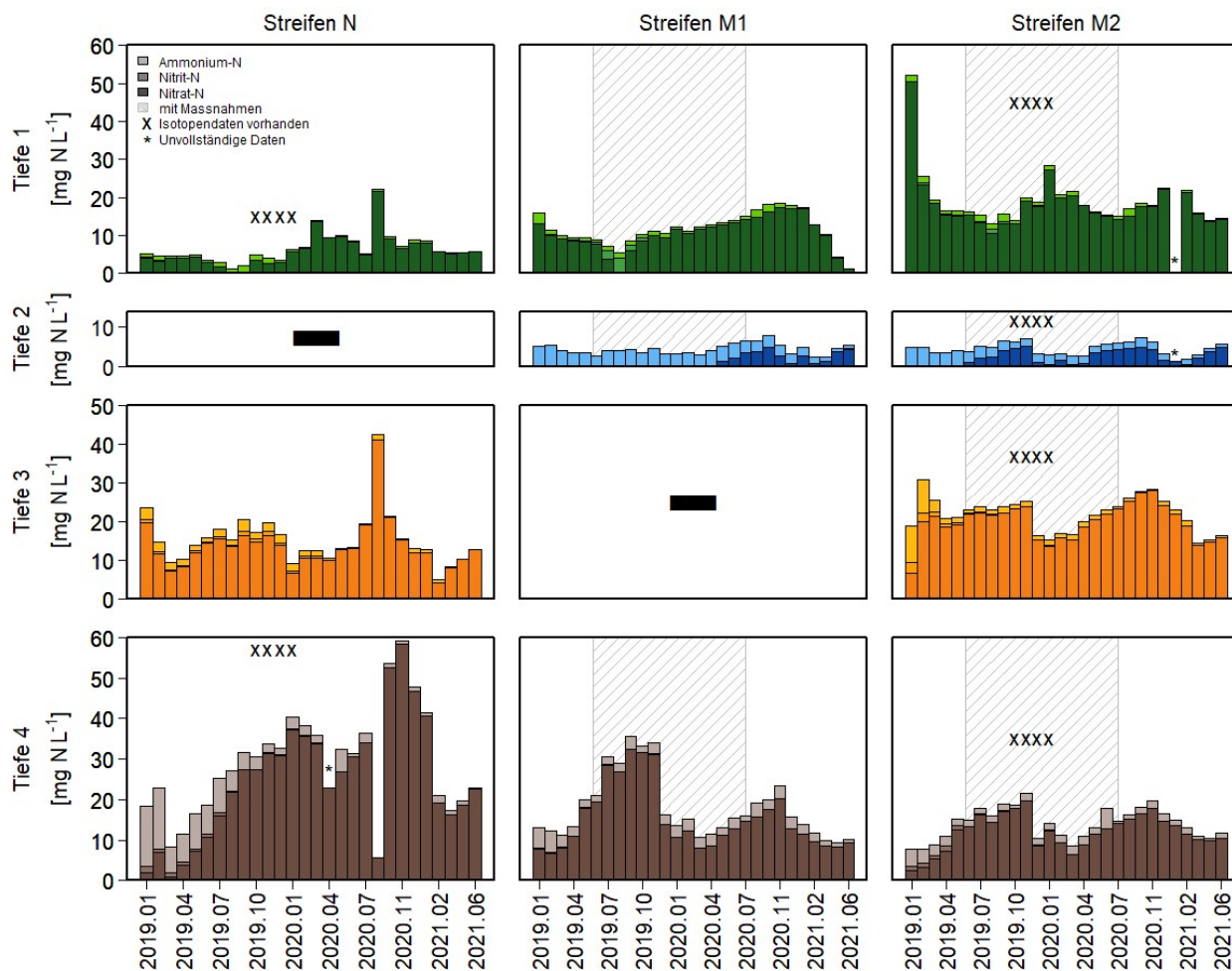


Abbildung 34: Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen in mgN/L im VMS in verschiedenen Bodentiefen: 1.7m (Tiefe 1), 3.1m (Tiefe 2), 4.5m (Tiefe 3) und 5.9m (Tiefe 4). Die Fruchtfolge war identisch mit der auf H2, d.h. Kunstwiese (2017/18), Mais (2019), Wintergetreide (2020) und Winterraps (2021).

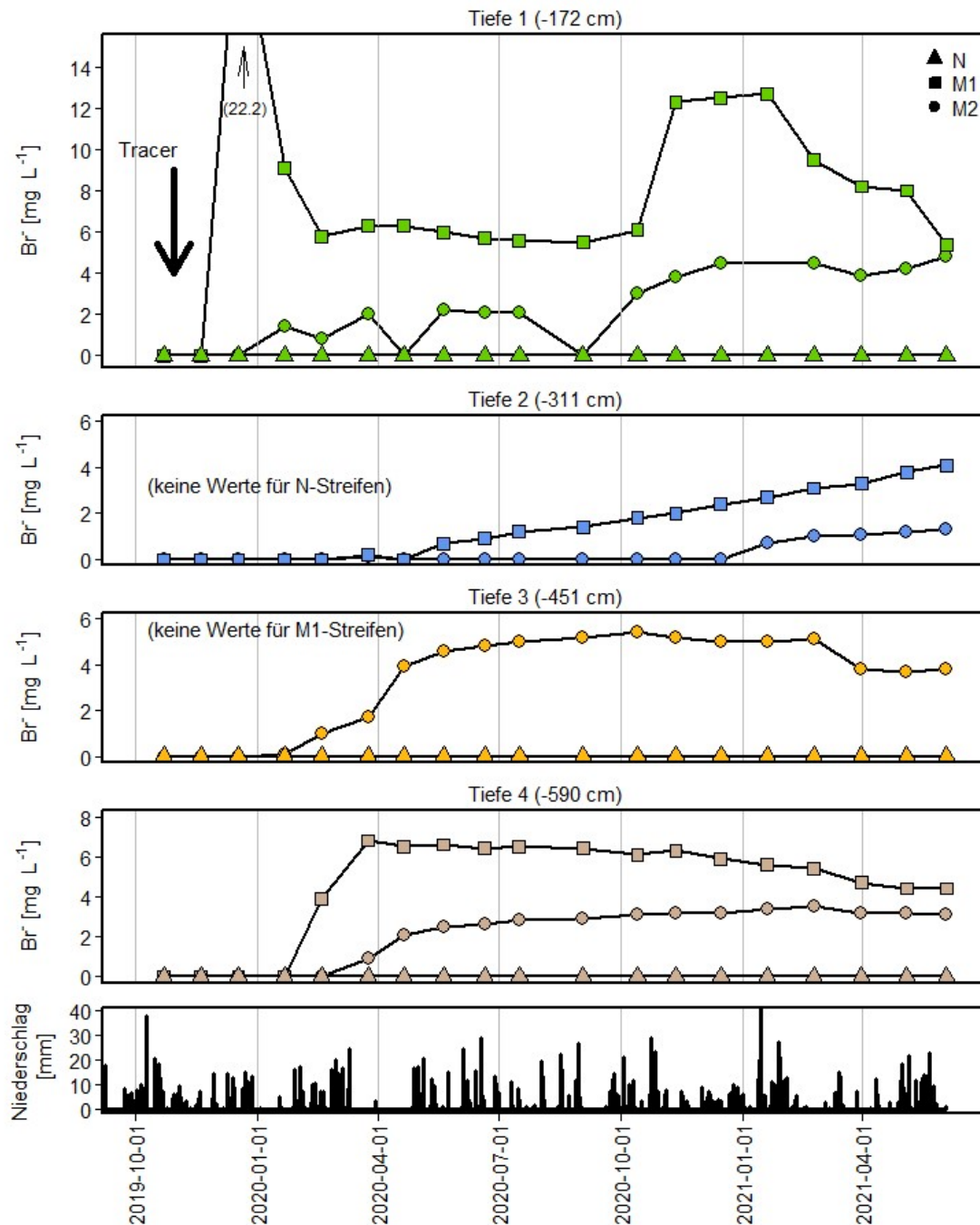


Abbildung 35: Bromidkonzentrationen in den vier Tiefen des VMS-Systems (oben) und Niederschlag (unten) in der Periode von Herbst 2019 bis Juni 2021.

5.2.5 N-Oberflächenbilanzen

Die höchsten jährlichen **N-Düngergaben** erfolgten im allgemeinen bei den Kunstwiesen, bei denen auch die höchsten N-Entzüge festgestellt wurden (Tabelle 11). Dabei stammte bei den Kunstwiesen allerdings häufig ein grosser Anteil des entzogenen N aus der biologischen N-Fixierung. Die resultierenden **N-Oberflächenbilanzen** waren bei Kunstwiese als Hauptkultur fast immer deutlich positiv (ausser bei H6 in der Periode 2018/19), während sie bei allen anderen Kulturen meist negativ waren, also auch beim Übergang von Kunstwiese zur Hauptkultur Mais. Eine deutliche Ausnahme stellte die positive N-Bilanz bei Winterweizen in der Periode 2018/19 auf dem Feld B5 dar. In diesem Fall war eine Herbstgabe mit Hofdünger erfolgt, die im folgenden Frühjahr nicht in der Düngungsplanung berücksichtigt wurde.

Wenn die **Bilanz über die drei Jahre kumuliert** betrachtet wird, weisen die Felder B4, H1, H4 und H5 negative N-Bilanzen auf. Diese Felder hatten im Untersuchungszeitraum kein Hauptnutzungsjahr mit Kunstwiese in der Fruchtfolge. Dies war auch bei B5 der Fall, aber durch die hohe N-Düngung in den Perioden 2018/19 und 2019/2020 war die Bilanz dennoch positiv. Die anderen Felder zeigten ausgeglichene bis deutlich positive N-Bilanzen.

Die **Massnahmen** zur Verringerung der Nitratauswaschung auf den Flächen H1-H6 führten in der Periode 2018/2019 nicht zu einer Abnahme der N-Entzüge, mit Ausnahme bei der Kunstwiese auf H6, wo in den Massnahmenstreifen wetterbedingt keinerlei N-Düngung erfolgte (Tabelle 11). Im zweiten Jahr (Periode 2019/2020) war in fast allen Massnahmenstreifen eine Abnahme der N-Entzüge zu beobachten, mit Ausnahme von H6 (M1 und M2) und H1_M1.

Wenn die über die drei Jahre mit den SIA gemessene Nitratauswaschung von der kumulierten N-Bilanz abgezogen wird, resultieren fast überall negative Werte. Das bedeutet, dass eine zusätzliche N-Quelle im System vorhanden sein muss. Es kann angenommen werden, dass die **Mineralisierung von organischem Bodenstickstoff** die entstehende rechnerische Lücke füllt. Das bedeutet zugleich, dass mit dem Vergleich der N-Bilanz und der Auswaschung eine Abschätzung der Mineralisierungsrate gemacht werden kann. Für eine konservative Schätzung wird diese noch um den gemessenen Nmin-Vorrat im Herbst 2017, also zu Beginn der Periode 1, korrigiert. Die so berechnete kumulative Boden-N-Mineralisierung über die drei Jahre nimmt besonders hohe Werte auf H1 ein ($150\text{--}250 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$), gefolgt von B4, H5, H6, H4, B1 und B2 sowie H3. Nur bei H2, B5 und B3 ist sie negativ bis ausgeglichen.

Tabelle 11: N-Oberflächenbilanzen pro Periode und Streifen in kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ und kumulative Werte zur Abschätzung der Boden-N-Mineralisierung. Die jeweilige Hauptkultur während einer Periode ist durch die Farbe in der Spalte Bilanz angezeigt (Kunstwiese grün, Mais gelb, Getreide blau, Raps rot). Nitrat Auswaschung mit SIA erhoben.

Feld	Periode 1 2017/18							Periode 2 2018/19							Periode 3 2019/20							Kumulative Werte (Periode 1-3)				
	Deposition	BNF	Düngung (Nges.)	Entzug	Bilanz	Auswaschung	Bilanz - Auswaschung	Deposition	BNF	Düngung (Nges.)	Entzug	Bilanz	Auswaschung	Bilanz - Auswaschung	Deposition	BNF	Düngung (Nges.)	Entzug	Bilanz	Auswaschung	Bilanz - Auswaschung	Bilanz	Bilanz - Auswaschung	Boden-N- Mineralisierung *	Nmin-Vorrat Herbst 2017	Boden-N- Mineralisierung korrigiert **
B1	27	6	121	-166	-11	31	-42	19	13	138	-215	-45	194	-239	29	186	347	-438	123	40	83	67	-198	198	27	171
B2	27	0	121	-217	-68	35	-103	19	13	138	-207	-37	188	-225	29	174	347	-421	129	25	104	24	-224	224	64	160
B3	27	17	164	-257	-48	35	-83	19	13	260	-213	80	88	-8	29	168	378	-464	111	20	91	142	-1	1	129	-128
B4	27	28	85	-384	-244	43	-287	19	0	163	-157	24	76	-52	29	37	110	-220	-45	64	-110	-264	-448	448	80	368
B5	27	24	48	-249	-150	21	-171	19	0	247	-148	118	117	1	29	97	396	-380	142	12	130	109	-42	42	127	-86
H1_N						78	-247	19	0	142	-182	-21	145	-166	25	0	133	-207	-50	77	-127	-240	-539	539		447
H1_M1	27	35	166	-398	-169	103	-272	19	0	142	-185	-24	213	-237	25	0	133	-203	-46	121	-167	-239	-677	677	92	585
H1_M2						84	-253	19	0	88	-160	-53	219	-272	25	0	0	-170	-145	166	-311	-368	-836	836		744
H2_N						42	174	23	49	175	-260	-14	11	-25	21	0	63	-171	-87	47	-134	115	16	-16		-74
H2_M1	27	323	281	-415	216	22	194	23	58	146	-296	-70	7	-77	21	0	45	-133	-67	88	-155	79	-38	38	58	-20
H2_M2						37	179	23	66	100	-263	-75	14	-89	21	0	18	-111	-72	83	-155	69	-65	65		7
H3_N						48	135	23	68	175	-289	-24	44	-68	21	0	63	-140	-56	108	-164	104	-97	97		60
H3_M1	27	269	281	-394	183	40	143	23	58	146	-297	-70	20	-90	21	0	45	-126	-60	79	-139	53	-86	86	37	49
H3_M2						46	137	23	58	100	-298	-117	23	-140	21	0	18	-90	-50	71	-121	16	-124	124		87
H4_N						79	-97	23	0	230	-190	63	13	50	25	0	149	-236	-62	86	-148	-17	-196	196		128
H4_M1	23	0	66	-107	-18	53	-71	23	0	199	-223	-1	15	-17	25	0	126	-223	-72	71	-143	-91	-213	213	67	146
H4_M2						44	-62	23	0	189	-200	12	10	2	25	0	134	-203	-44	65	-109	-50	-150	150		93
H5_N						68	-57	23	0	104	-193	-66	41	-107	25	0	130	-326	-170	168	-338	-225	-502	502		240
H5_M1	23	0	104	-115	11	78	-67	23	0	104	-249	-122	37	-159	25	0	140	-265	-100	170	-270	-210	-495	495	262	233
H6_N						127	-145	23	232	192	-471	-25	55	-80	29	45	190	-213	51	106	-55	8	-281	281		168
H6_M1	23	0	121	-163	-18	58	-76	23	253	0	-384	-108	74	-182	29	58	164	-218	33	94	-61	-94	-319	319	112	207
H6_M2						95	-113	23	263	0	-375	-90	65	-155	29	60	127	-218	-2	33	-35	-110	-303	303		190

* Es wird angenommen, dass die kumulative Bilanz, die in den meisten Fällen negativ ist, durch Boden-N-Mineralisierung ausgeglichen wird.

** Die geschätzte Boden-N-Mineralisierung wird um den anfänglichen Nmin-Gehalt korrigiert.

5.2.6 Winterbestand

Die zu **Beginn der Vegetationsruhe oberirdisch im Bestand gespeicherte N-Menge** wurde einmalig auf allen Feldern und Massnahmenstreifen erhoben, und zwar Anfang Dezember 2019 (Abbildung 36). Bei Urdinkel und Weizen waren maximal 3 kg N ha⁻¹ in der oberirdischen Biomasse vorhanden. Auch bei den frisch nach Wintergetreide eingesäten und einmal geschnittenen Kunstwiesen auf B1-3 und bei der einjährigen Kunstwiese auf H6 waren nur bis zu 10 kg N ha⁻¹ oberirdisch gespeichert. Wintergerste auf H4 und Zwischenfrucht (200er Mischung mit Rotklee und Italienisch Raigras) auf B5 enthielten etwa 20 kg N ha⁻¹, während Raps auf H1 80-100 kg N ha⁻¹ und die Zwischenfrucht auf B4 (OH Nährgrün, mit 75% Alexandrinerklee und 25% Phacelia) sogar 125 kg N ha⁻¹ enthielten. Bei Raps zeigte sich zudem ein Trend zu einer höheren N-Menge im Bestand im Kontrollstreifen N als in den beiden Massnahmenstreifen mit reduzierter Düngung, während auf den anderen H-Feldern kein Unterschied zwischen den Massnahmen zu erkennen war.

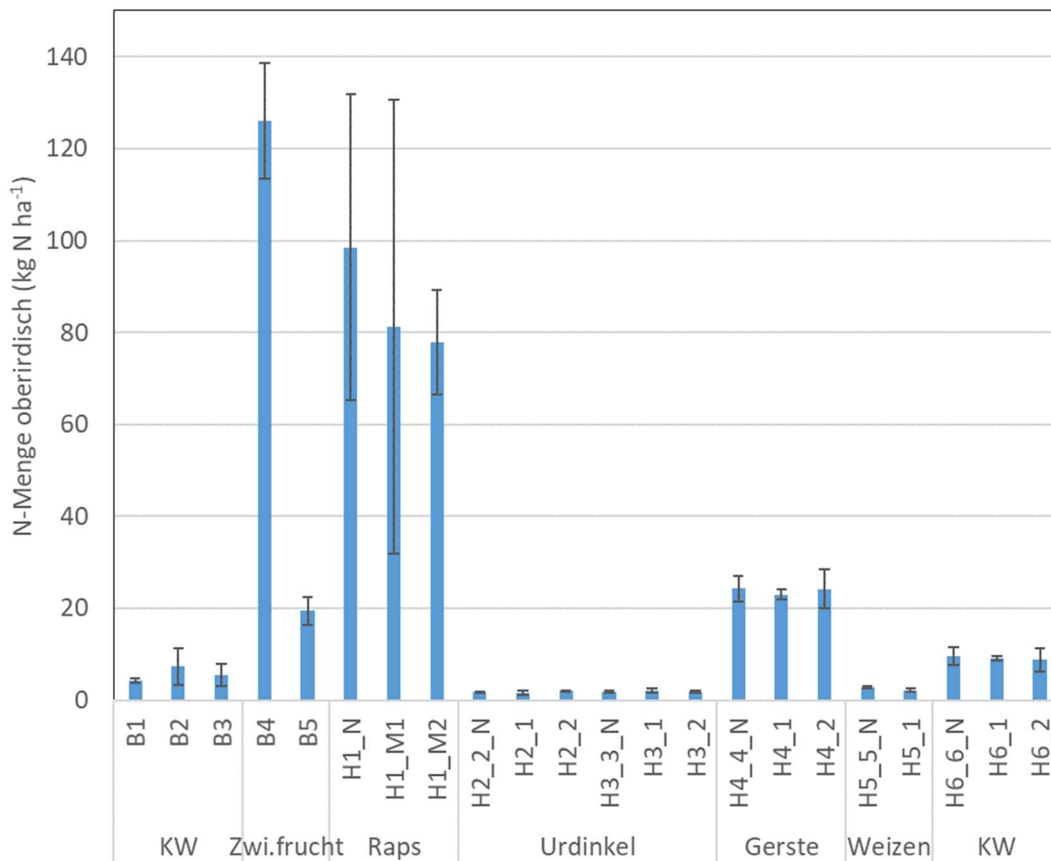


Abbildung 36: In der oberirdischen Pflanzenbiomasse gespeicherter Stickstoff auf allen Feldern und Massnahmenstreifen (Anfang Dezember 2019). Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung, n = 3.

5.3 Hofdüngermanagement (I.3)

5.3.1 Mikroplotstudie

In der Mikroplotstudie wurde untersucht, inwiefern sich Mineraldünger-N und Gülle-N in Bezug auf Pflanzenaufnahme, N-Umsatzdynamik im Boden und Nitratauswaschung unter Feldbedingungen unterscheiden.

5.3.1.1 Stickstoffflüsse im Ausbringungsjahr

Im Ausbringungsjahr war die **Wiederfindung der ^{15}N -markierten Dünger** bezogen auf die Gesamt-N-Menge in den Düngern in der oberirdischen Pflanzenbiomasse deutlich höher für Min (45 – 48 %) als für Slu (17 – 22 %) (Abbildung 41). Obwohl in beiden Verfahren die gleiche Menge an mineralischem Stickstoff zugegeben wurde, war auch der ^{15}N -Düngeranteil an der Pflanzen-N-Aufnahme höher für Min als für Slu (Tabelle 12). Insgesamt nahmen die Pflanzen auf Feld A (Silomais) 12 % ihres N-Bedarfs aus ^{15}N -Mineraldünger bzw. 8 % aus ^{15}N -Rindergülle auf. Kumuliert über vier Wiesenschnitte im Zeitraum Juni 2018 bis April 2019, stammten 23 % der Pflanzen-N-Aufnahme auf Feld B aus Mineraldünger und knapp 20 % aus Rindergülle. Biologische N-Fixierung machte in den gedüngten Verfahren (Min und Slu) 5 bis 6 %, im Con-Verfahren ca. 17 % der N-Aufnahme aus. Dementsprechend nahmen die Pflanzen den grössten Teil ihres Stickstoffbedarfs aus anderen Quellen auf, vermutlich hauptsächlich aus Bodenstickstoff, wobei der Silomais auf Feld A zusätzlich mit unmarkiertem Harnstoff und der vierte Wiesenschnitt auf Feld B mit einer unmarkierten Güllegabe gedüngt worden waren.

Die gemessenen **Ammoniakemissionen** nach ^{15}N -Düngerausbringung variierten stark und lagen für die einzelnen Ausbringungen zwischen 2 und 19 % der ausgebrachten Gülle-N-Menge (Daten nicht dargestellt). Auf Feld A lag der N-Verlust aus Gülle bei ca. 7 %, für Min war er vernachlässigbar. Kumuliert über die vier Ausbringungen verflüchtigten sich ca. 10 % der Gülle-N-Menge über NH_3 -Emissionen, für Min lag der Verlust bei ca. 3 % der ausgebrachten N-Menge.

Die **^{15}N -Wiederfindung im Oberboden** (0-15 cm) folgte einem komplementären Trend zur Wiederfindung in der Pflanzenbiomasse und war höher für Slu als für Min (Abbildung 37). Während anfangs der grösste Teil des ^{15}N noch in mineralischer Form vorlag, nahm dieser Anteil stetig ab (Abbildung 38). Bei der Beprobung zu Beginn der nächsten Vegetationsperiode im Februar 2019 lagen auf beiden Feldern und für beide Düngerverfahren mehr als 77 % des verbliebenen Düngerstickstoffs in nicht-mikrobieller organischer Form vor.

Tabelle 12: Trockenmasseerträge, N-Aufnahme und Quelle der N-Aufnahme. Daten repräsentieren Mittelwert $\pm$ Standardabweichung; n = 4 (ausser Min und Slu bei Feld B Silomais 2019: n = 3); Ndff = *N derived from fertilizer* (Pflanzen-N-Aufnahme aus ^{15}N -Düngerstickstoff); Nfix = *N aus biologischer Stickstofffixierung durch Klee*; Ndfo = *N derived from other sources* (Pflanzen-N-Aufnahme aus anderen Quellen, z.B. Boden-N und unmarkierter Düngerstickstoff); unterschiedliche Buchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Verfahren innerhalb einer Kultur ($p < 0.05$).

	Kultur (Jahr)	Verfahren	Ertrag dt ha ⁻¹	N-Aufnahme	kg N ha ⁻¹		
					Ndff	Nfix ³	Ndfo
Feld A	Silomais (2018)	Con	164.0 $\pm$ 6.0 ^{ns}	137.3 $\pm$ 9.9 ^a	-	-	137.3 $\pm$ 9.9 ^a
		Min	179.1 $\pm$ 9.2 ^{ns}	140.3 $\pm$ 4.5 ^a	16.4 $\pm$ 0.9 ^a	-	123.9 $\pm$ 5.1 ^b
		Slu	176.1 $\pm$ 10.3 ^{ns}	149.7 $\pm$ 4.9 ^b	11.5 $\pm$ 1.0 ^b	-	138.2 $\pm$ 4.8 ^a
	Winterweizen (2019)	Con	129.5 $\pm$ 10.8 ^{ns}	192.2 $\pm$ 17.5 ^{ns}	-	-	192.2 $\pm$ 17.5 ^{ns}
		Min	125.5 $\pm$ 13.6 ^{ns}	182.8 $\pm$ 18.1 ^{ns}	1.3 $\pm$ 0.1 ^a	-	181.5 $\pm$ 18.0 ^{ns}
		Slu	122.8 $\pm$ 3.8 ^{ns}	192.9 $\pm$ 14.3 ^{ns}	2.5 $\pm$ 0.1 ^b	-	190.3 $\pm$ 14.3 ^{ns}
	Kunstwiese (2019/2020) ¹	Con	45.6 $\pm$ 2.0 ^a	129.7 $\pm$ 10.3 ^{ab}	-	27.9 $\pm$ 13.8 ^{ns}	101.7 $\pm$ 7.0 ^a
		Min	44.1 $\pm$ 1.0 ^a	117.8 $\pm$ 1.9 ^a	0.6 $\pm$ 0.1 ^a	14.3 $\pm$ 4.9 ^{ns}	102.9 $\pm$ 6.1 ^{ab}
		Slu	51.4 $\pm$ 4.0 ^b	143.5 $\pm$ 10.5 ^b	1.5 $\pm$ 0.3 ^b	17.1 $\pm$ 15.8 ^{ns}	125.0 $\pm$ 17.4 ^b
Feld B	Kunstwiese (2018/2019) ²	Con	96.0 $\pm$ 5.8 ^a	254.2 $\pm$ 36.0 ^{ns}	-	43.1 $\pm$ 28.5 ^{ns}	211.1 $\pm$ 9.5 ^{ns}
		Min	115.8 $\pm$ 5.2 ^b	297.3 $\pm$ 21.9 ^{ns}	69.4 $\pm$ 7.4 ^a	19.0 $\pm$ 15.6 ^{ns}	208.9 $\pm$ 23.1 ^{ns}
		Slu	114.4 $\pm$ 7.8 ^b	287.4 $\pm$ 27.9 ^{ns}	55.4 $\pm$ 1.4 ^b	14.2 $\pm$ 10.2 ^{ns}	217.8 $\pm$ 26.3 ^{ns}
	Silomais (2019)	Con	184.3 $\pm$ 16.0 ^{ns}	194.9 $\pm$ 17.5 ^{ns}	-	-	194.9 $\pm$ 17.5 ^{ns}
		Min	184.8 $\pm$ 5.1 ^{ns}	192.6 $\pm$ 1.5 ^{ns}	5.7 $\pm$ 0.1 ^a	-	186.9 $\pm$ 1.5 ^{ns}
		Slu	197.8 $\pm$ 7.9 ^{ns}	211.0 $\pm$ 23.8 ^{ns}	11.1 $\pm$ 1.3 ^b	-	200.0 $\pm$ 22.7 ^{ns}
	Winterweizen (2020)	Con	123.8 $\pm$ 6.2 ^{ns}	220.5 $\pm$ 19.7 ^{ns}	-	-	220.5 $\pm$ 19.7 ^{ns}
		Min	123.1 $\pm$ 8.8 ^{ns}	222.8 $\pm$ 16.9 ^{ns}	2.4 $\pm$ 0.3 ^a	-	220.4 $\pm$ 16.6 ^{ns}
		Slu	124.0 $\pm$ 10.6 ^{ns}	221.0 $\pm$ 21.5 ^{ns}	4.6 $\pm$ 0.6 ^b	-	216.3 $\pm$ 21.2 ^{ns}

¹kumulierte Werte über zwei Schnitte zwischen Sep 2019 und Apr 2020

²kumulierte Werte über vier Schnitte zwischen Jun 2018 und Apr 2019

³Nfix wurde für Min und Slu über die ^{15}N -Verdünnungsmethode berechnet (McAuliffe *et al.*, 1958), während Nfix für Con über die natürliche Abundanzmethode berechnet wurde (Shearer and Kohl, 1986)

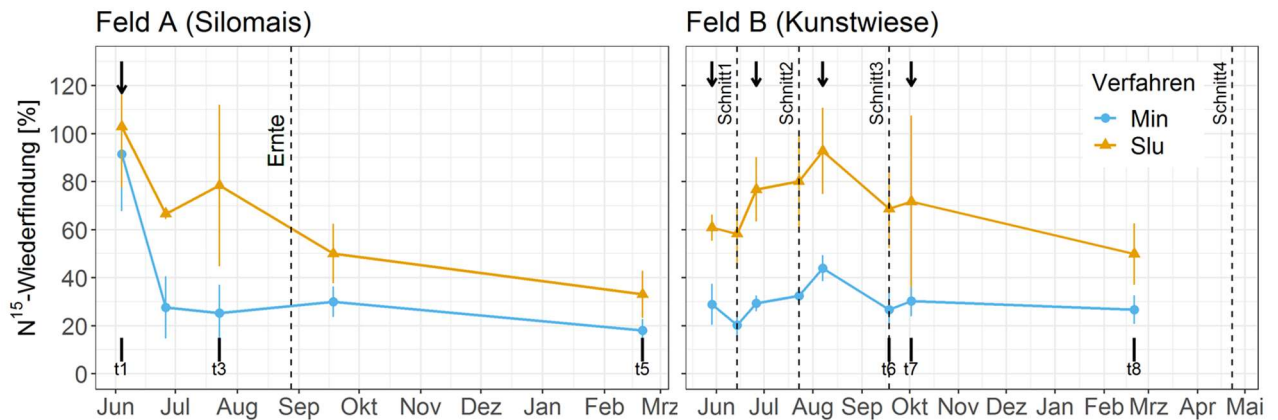


Abbildung 37: ^{15}N -Wiederfindung im Oberboden (0-15cm) im Ausbringungsjahr; Mittelwert $\pm$ Standardabweichung, $n = 4$; Pfeile kennzeichnen die Zeitpunkte jeweils 1 Woche nach ^{15}N -Düngerausbringung.

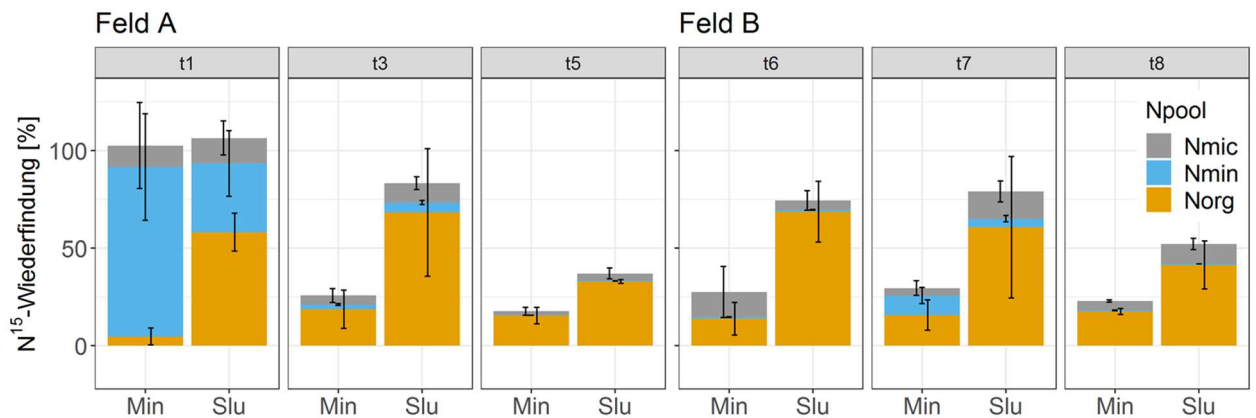
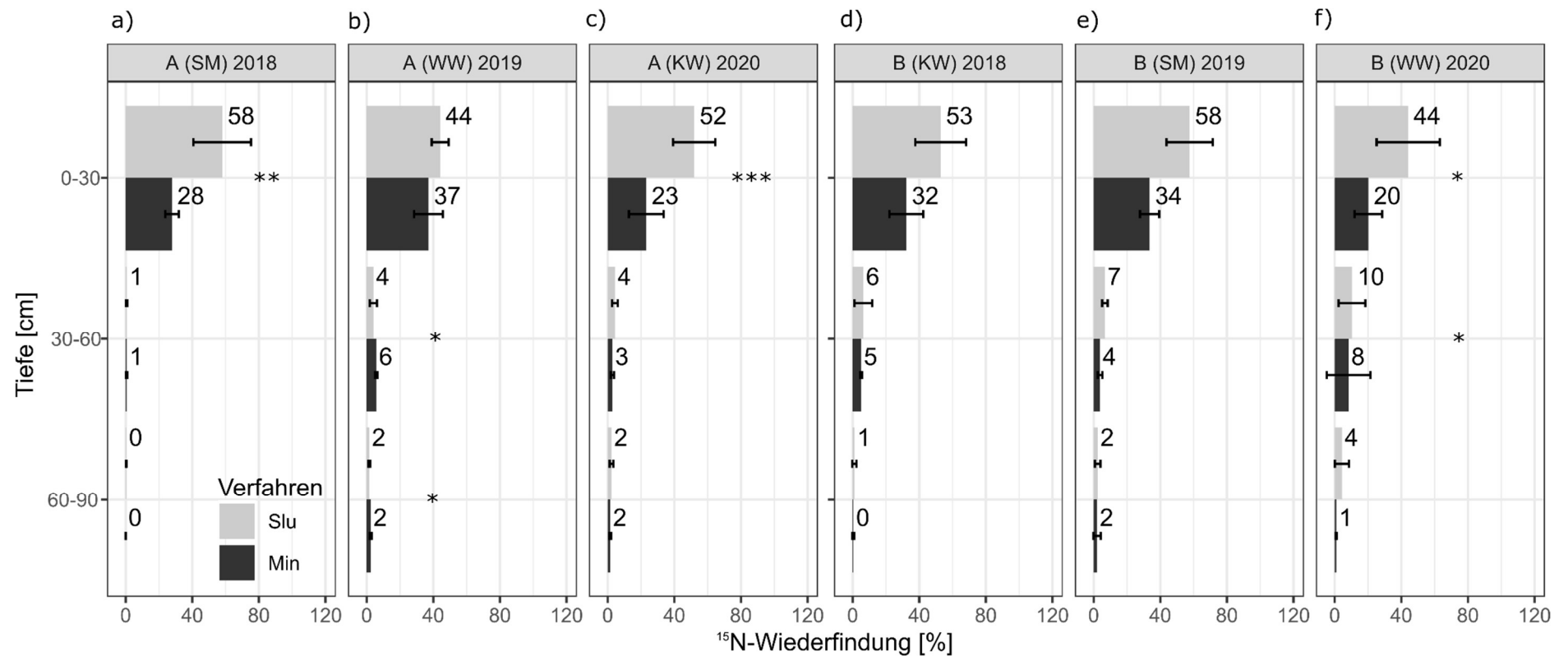


Abbildung 38: ^{15}N -Wiederfindung in verschiedenen Bodenstickstoffpools (0-15cm) im Ausbringungsjahr; Beprobungszeitpunkte siehe Abbildung 37. N_{mic} = mikrobieller Stickstoff, N_{min} = mineralischer Stickstoff, N_{org} = nicht-mikrobieller organischer Stickstoff; Mittelwert $\pm$ Standardabweichung, $n = 4$

5.3.1.2 Düngernachwirkung, Nitratauswaschung und ^{15}N -Bilanz

Die Stickstoffaufnahme aus den ^{15}N -markierten Düngern in den beiden nachfolgenden Kulturen war gering, aber anders als im Ausbringungsjahr leicht höher für Slu als für Min (Tabelle 12). Die prozentuale Wiederfindung der ^{15}N -Dünger in der Biomasse war ähnlich für Slu und Min und lag im ersten Folgejahr bei 3.6 bis 4.6 %, im zweiten Folgejahr bei 1.6 bis 2.4 % der ausgebrachten ^{15}N -Menge. Auch Trockenmasse-Ertrag und Gesamt-N-Aufnahme unterschieden sich kaum zwischen den Verfahren.

Im Boden lag die ^{15}N -Wiederfindung für Slu zwischen 50 und 67 % und für Min zwischen 28 und 45 % (Abbildung 39). Die Veränderungen über die Zeit waren dabei nicht signifikant. Auch die Tiefenverlagerung innerhalb des Bodenprofils war marginal, und zu Versuchsende wurde < 4% der ausgebrachten Düngermenge in den Schichten zwischen 60 und 90 cm wiedergefunden.



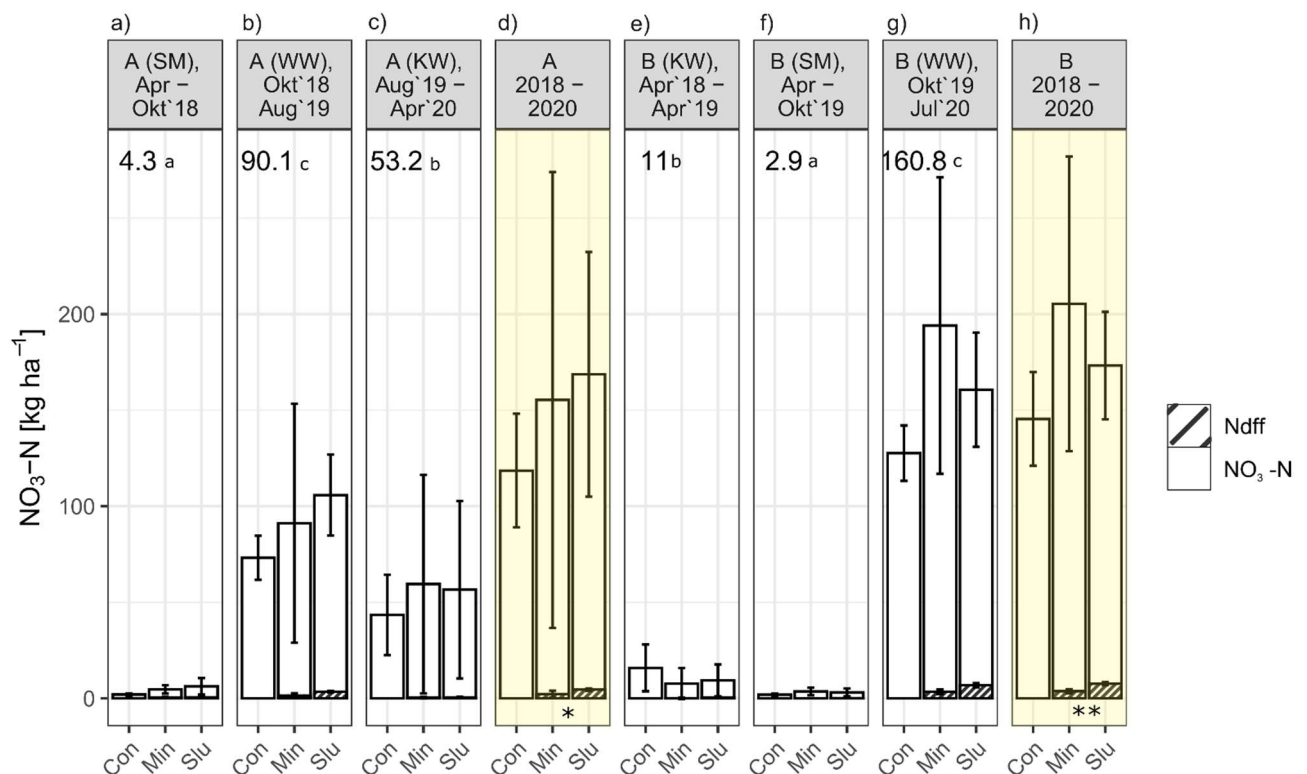


Abbildung 40: Nitrat auswaschung unter Mikroplots für die verschiedenen Kulturen und kumuliert über die gesamte Versuchsdauer auf Feld A (a-d) und Feld B (e-h); Ndff = N derived from fertilizer (Anteil der Nitrat auswaschung aus ¹⁵N-Dünger); Mittelwert ± Standardabweichung (n = 4); signifikante Unterschiede in Ndff sind gekennzeichnet mit *; Zahlen zeigen die über die Düngerverfahren gemittelten Auswaschungen während einer Kultur. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen dabei signifikante Unterschiede über die Zeit (p < 0.05).

Die absoluten **Nitrat auswaschungen** zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Verfahren und waren auf beiden Feldern am höchsten unter Winterweizen (Abbildung 40). Obwohl kumuliert über die Versuchslaufzeit bis zu 205 kg NO₃-N ha⁻¹ ausgewaschen wurde, war der **Anteil der ¹⁵N-markierten Dünger** an der Gesamtauswaschung gering (< 5 % des ausgewaschenen Nitrats). Es wurde signifikant mehr Gülle-N als Mineraldünger-N ausgewaschen, die Auswaschung aus den markierten Düngern betrug aber maximal 8 kg N ha⁻¹.

Insgesamt konnte eine nahezu **vollständige ¹⁵N-Bilanz** aufgestellt werden, durch die Beprobung von Erntegut, Wurzel- und Stoppelbiomasse zu Versuchsende, Boden bis 90 cm Tiefe, Nitrat auswaschung und Ammoniakemissionen (Abbildung 41). Die Gesamtwiederfindung der ausgebrachten ¹⁵N Dünger lag bei 85 – 102 %.

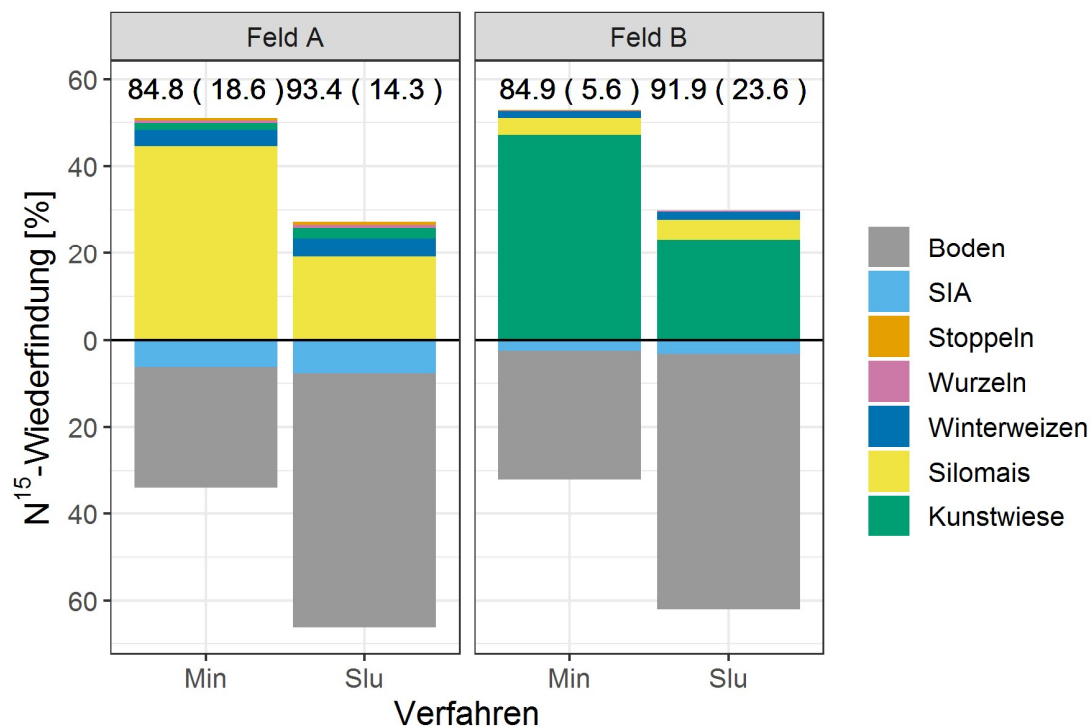


Abbildung 41: ^{15}N -Bilanz auf den beiden Feldern über die gesamte Versuchslaufzeit (2018 – 2020). Die Zahlen zeigen die kumulierte mittlere ^{15}N -Wiederfindung (Standardabweichung in Klammern, $n = 4$). Ammoniakemissionen sind in dieser Darstellung nicht enthalten, sie lagen auf Feld A für Min bei ~0 %, für Slu bei 6.6 % und auf Feld B für Min bei 3.4 % und für Slu bei 10.1 % der ausgebrachten N-Mengen.

5.3.1.3 ^{15}N -Wiederfindung in organischen Bodensubstanzfraktionen und erweiterte Düngernachwirkung im Topfversuch

Die Auftrennung in verschiedene organische Bodensubstanzfraktionen zeigte, dass der grösste Anteil des noch im Boden befindlichen ^{15}N in der mineralisch-assoziierten organischen Bodensubstanzfraktion vorlag (MAOM bzw. in Fraktionen $<2000 \mu\text{m}$) (Abbildung 42). Die beiden Fraktionierungsmethoden lieferten dabei ähnliche Ergebnisse, allerdings gingen bei der Methode nach Steffens ca. 20 % des ^{15}N während des mehrstufigen Fraktionierungsprozesses verloren.

Die ^{15}N -Wiederfindung in der Pflanze lag in einem sechswöchigen Topfversuch mit Weidelgras für Min bei $1.43 \pm 0.24 \%$ und für Slu bei $1.74 \pm 0.45 \%$, jeweils relativ zur ursprünglich im Feld ausgebrachten Düngermenge. Die Werte waren damit ähnlich wie die Nachwirkung im zweiten Folgejahr im Feldversuch. Relativ zum residuellen ^{15}N im Boden zu Beginn des Topfversuchs betrugen die Werte für Min $6.56 \pm 1.14 \%$ und für Slu $5.06 \pm 0.40 \%$.

Die Fraktionierung vor und nach dem Topfversuch zeigte, dass insbesondere die ^{15}N -Wiederfindung in der MAOM-Fraktion signifikant abnahm (Abbildung 43). Daraus ist zu schliessen, dass die ^{15}N -Aufnahme durch die Pflanzen hauptsächlich aus dieser Fraktion erfolgte.

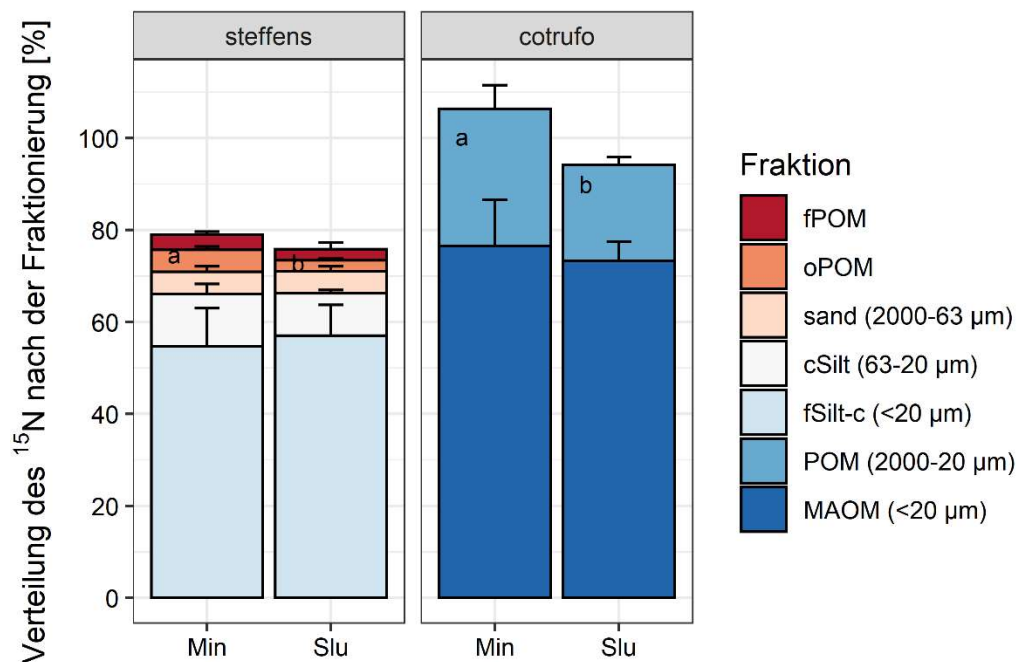


Abbildung 42: Verteilung des residuellen ^{15}N in Fraktionen der organischen Bodensubstanz relativ zum ^{15}N -Gehalt im Boden. Links: Fraktionierung nach Steffens; Rechts: Fraktionierung nach Cotrufo. Daten zeigen Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung ($n = 4$); unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen Min und Slu innerhalb einer Bodenfraktion ($p < 0.05$)

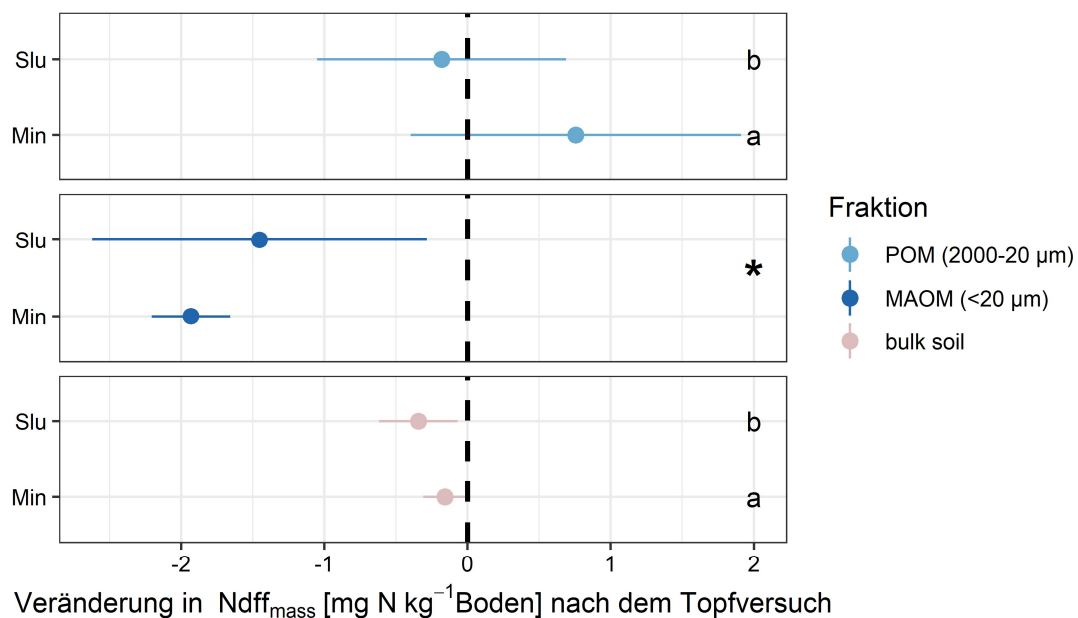


Abbildung 43: Differenz in der ^{15}N -Menge in den verschiedenen Bodenfraktionen vor und nach dem Topfversuch. Mittelwert $\pm$ Standardabweichung ($n=4$). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen Min und Slu innerhalb einer Fraktion. * signifikante Abweichung des Mittelwerts von 0

5.3.2 Säulenversuch

Anaerobe Vergärung steigerte die Dünger-N-Aufnahme durch die Pflanzen und reduzierte die ^{15}N -Wiederfindung im Boden gegenüber der unvergorenen Gülle (**Abbildung 44**), wobei die Unterschiede zwischen den Gülleverfahren nur im Boden signifikant waren. Der eingesetzte **Nitrifikationsinhibitor DMPP hatte keine messbaren Effekte** auf die ^{15}N -Aufnahme aus den getesteten Düngern. Allerdings konnten erwartungsgemäss insbesondere zu Versuchsbeginn tendenziell höhere Ammonium- und geringere Nitratwerte im Boden unter DMPP-Behandlung beobachtet werden (Daten nicht dargestellt). Hingegen nahm der Anteil an Dünger-N in den Pflanzen ab, wenn die Dünger mit DMPP behandelt waren.

Pflanzenkohlezugabe zu anaerob vergorener Gülle hatte ebenfalls nur geringe Auswirkungen auf die Düngeraufnahme in die Pflanzen. 35 Tage nach Ansetzen des Versuchs war die ^{15}N -Wiederfindung im mikrobiellen Boden-N-Pool signifikant tiefer für SLA+ als für SLA; dieser Effekt war jedoch vorübergehend (Abbildung 45).

Im Laufe des Versuchs nahm die ^{15}N -Wiederfindung im Boden ab (Abbildung 46). Die Abnahme war am stärksten bis zum ersten Grasschnitt nach 35 Tagen. Während dieser Periode nahm vor allem die ^{15}N -Wiederfindung im mineralischen N-Pool ab.

Obwohl die ^{15}N -Wiederfindung im Boden signifikant höher war für SLU als für MIN, zeigte die **Stickstoffauswaschung** einen umgekehrten Trend. Sowohl in absoluten Werten als auch in Bezug auf die ^{15}N -Wiederfindung im potenziell auswaschbaren Stickstoff waren die Werte für MIN grösser als für SLU (Abbildung 47). Zwischen der unvergorenen und der vergorenen Gülle konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Unter Behandlung mit DMPP schien die Auswaschung von mineralischen Dünger-N höher zu sein als ohne DMPP. Durch die starke Streuung der Daten konnten aber keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Insgesamt waren jedoch sowohl die Gesamtmengen des ausgewaschenen N als auch die ^{15}N -Wiederfindung darin gering und lagen bei $<2\%$ der zugegebenen Düngermenge.

Es bleibt anzumerken, dass die Temperaturen im Gewächshaus insbesondere in den ersten Tagen nach Ansetzen des Versuchs sehr hoch waren (Bodentemperaturen bis zu $39\text{ }^{\circ}\text{C}$; im Durchschnitt Bodentemperaturen $22\text{ }^{\circ}\text{C}$).

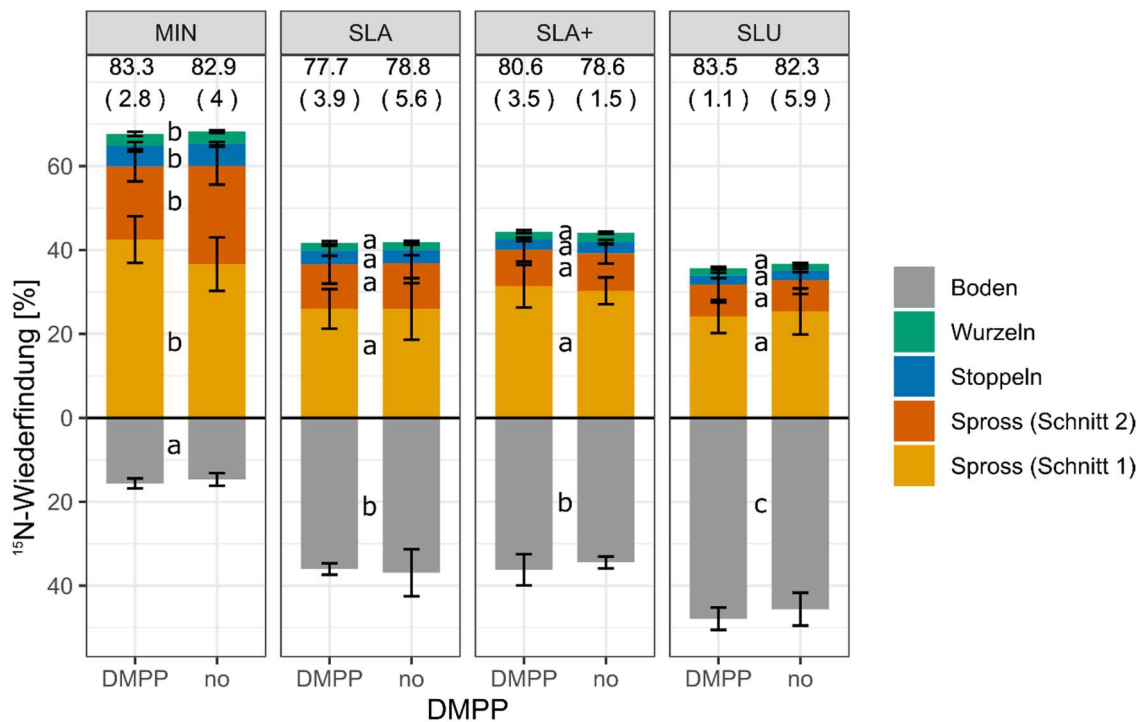


Abbildung 44: Kumulierte ^{15}N -Wiederfindung in der Pflanzenbiomasse und im Boden im Säulenversuch (55 Tage nach Ansetzen des Versuchs). Zahlen zeigen die mittlere kumulierte Wiederfindung (Standardabweichung in Klammern), $n = 4$; Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngeverfahren, gemittelt über die Levels von DMPP ($p < 0.05$), da DMPP keinen signifikanten Effekt hatte.

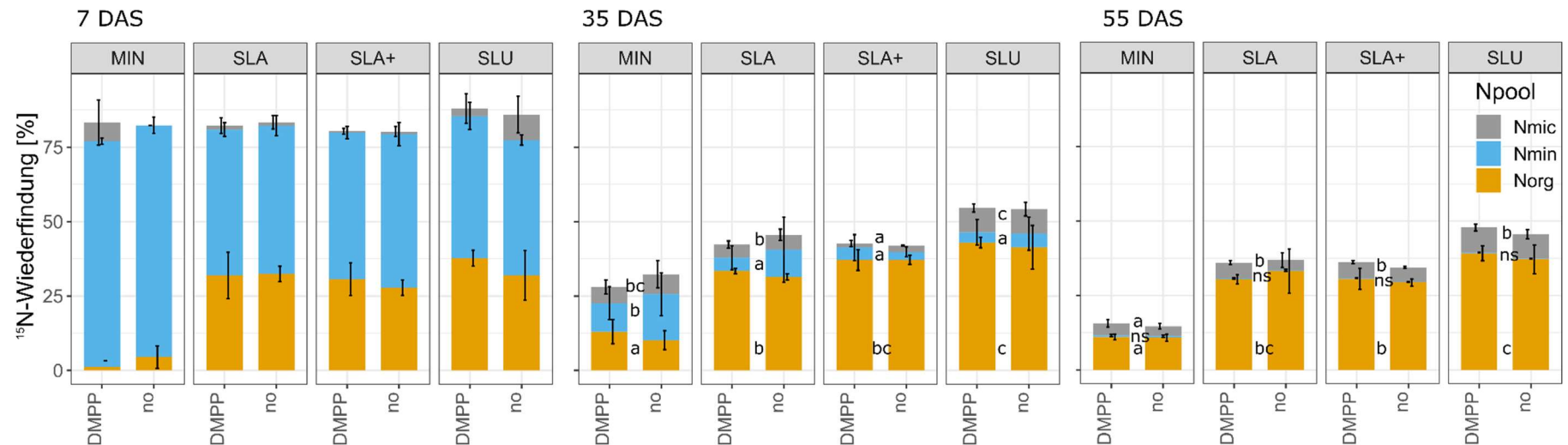


Abbildung 45: Verteilung der ^{15}N -Wiederfindung in verschiedenen Bodenstickstoffpools im Säulenversuch. DAS = Tage nach Ansetzen des Versuchs, Nmic = mikrobieller Stickstoff, Nmin = mineralischer Stickstoff, Norg = nicht-mikrobieller organischer Stickstoff; Mittelwert $\pm$ Standardabweichung, n = 4; Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngerverfahren innerhalb eines Boden-N-Pools und innerhalb eines Zeitpunktes, gemittelt über die Levels von DMPP. 7 Tage nach Ansetzen des Versuchs konnte in den meisten Proben kein ^{15}N im Nmic-Pool gefunden werden, weshalb die Werte manuell auf 0 gesetzt wurden.

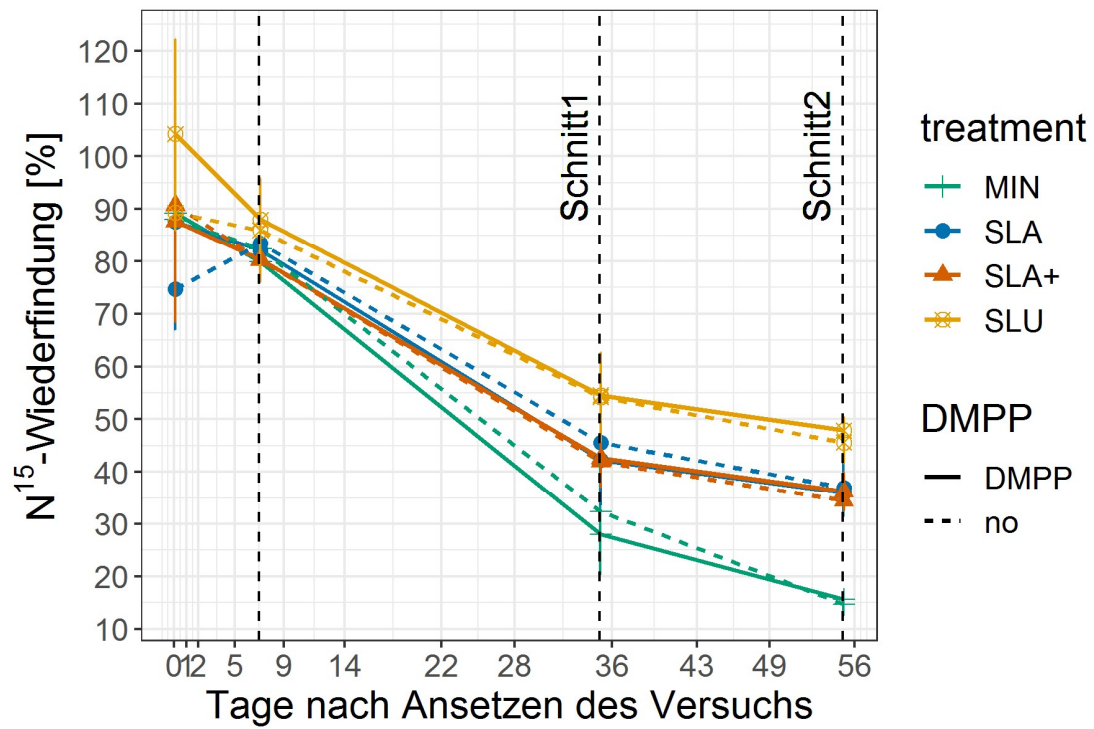


Abbildung 46: Zeitliche Entwicklung der ^{15}N -Wiederfindung im Boden im Säulenversuch.

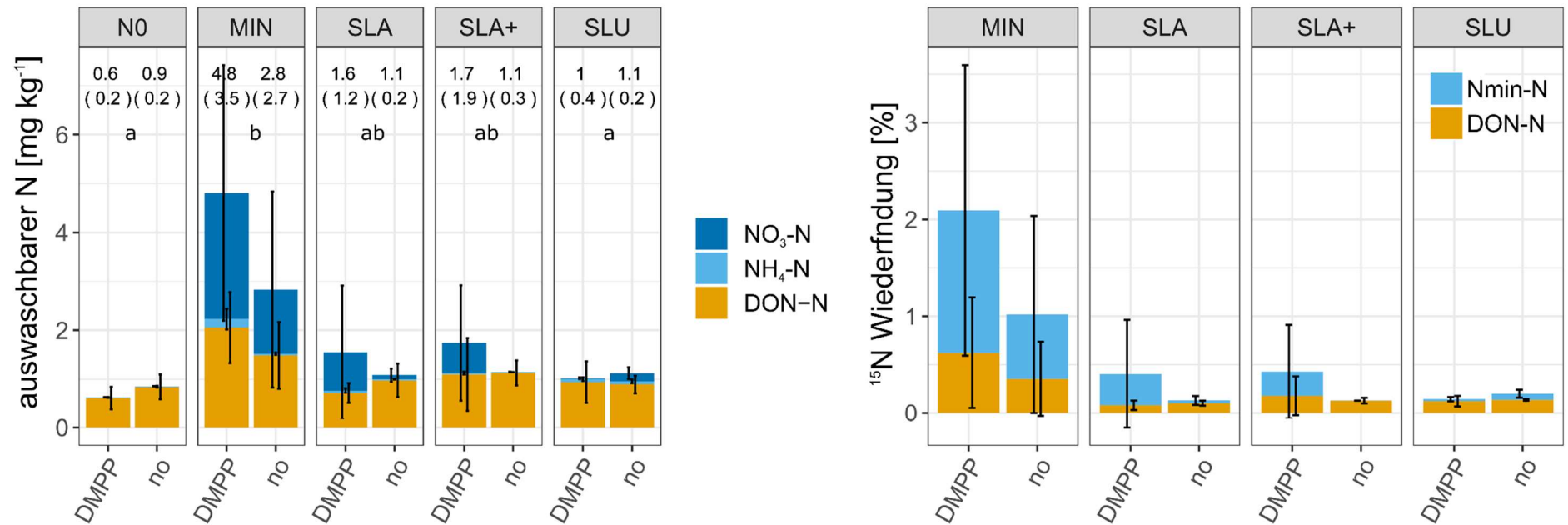


Abbildung 47: Potenziell auswaschbarer Stickstoff im Säulenversuch (57 Tage nach Ansetzen des Versuchs). Links: Zahlenwerte zeigen die Werte für Gesamt-N (Standardabweichung in Klammern); Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede im auswaschbaren Gesamt-N zwischen den Düngerverfahren, gemittelt über die Levels von DMPP. Rechts: ¹⁵N-Wiederfindung im potenziell auswaschbaren Stickstoff; Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4; DON-N = gelöster organischer Stickstoff; Nmin-N = NH₄-N + NO₃-N; N0 = ohne N-Düngung, MIN = ¹⁵N-Mineraldünger, SLA = anaerob vergorene ¹⁵N-Rindergülle, SLA+ = anaerob vergorene ¹⁵N-Rindergülle + Pflanzenkohle, SLU = ¹⁵N-Rindergülle

5.3.3 Herkunftsanalyse anhand natürlicher Isotopenabundanz

Die natürliche Abundanz von ^{18}O und ^{15}N in den untersuchten SIA-Proben von 7 Feldern und 2 Jahren (Abbildung 48) zeigte einen deutlichen **Jahreseffekt** der Signaturen sowie gewisse Unterschiede zwischen den Feldern, aber auch eine grosse Streuung der Werte innerhalb eines Feldes. Diese graphische Darstellung des Verhältnisses von $\delta^{18}\text{O}$ zu $\delta^{15}\text{N}$ erlaubt die **Zuordnung zu möglichen Quellen des ausgewaschenen Nitrats** basierend auf Literaturwerten (Abbildung 49). Alle Messwerte lagen im Überlappungsbereich von Ammonium aus Mineraldünger und Regen, Boden-N und Gülle. Eine eindeutige Herkunftszuordnung basierend auf dieser grafischen Auswertung ist daher nicht möglich.

Deshalb wurde ein Bayesian Mixing Model angewandt, um den Beitrag einzelner Quellen zur Nitratauswaschung abzuschätzen. Die *simmr* Modellierung legte nahe, dass die **Mineralisierung** und nachfolgende Nitrifikation von **Boden-N** die Hauptquelle des ausgewaschenen Nitrats ist ($65.1 \pm 1.9 \%$). Daneben wurden die Nitrifikation von **ammoniumhaltigen Mineraldüngern** ($33.0 \pm 1.5 \%$) und zu einem geringen Anteil **Gülle** ($1.3 \pm 1.1 \%$) als weitere mögliche Quellen identifiziert.

Die Felder unter biologischer (B1-B3) und unter konventioneller Bewirtschaftung (B4-B6) unterschieden sich nicht bezüglich der Hauptquellen der Nitratauswaschung (Abbildung 50). Allerdings werden bei biologischer Bewirtschaftung keine ammoniumhaltigen Mineraldünger eingesetzt, so dass hier eher die Deposition als Quelle angesehen werden muss. Hingegen zeigte das Feld ohne Kunstwiese in der Fruchtfolge (H4) deutlich andere Werte, die einen höheren Anteil Nitratauswaschung aus Ammoniumdüngern und aus Gülle nahelegen. Allerdings war die Streuung der Modellwerte sehr hoch, was vermutlich auf fehlende Feldreplikate zurückzuführen ist. In Bezug auf den Unterschied in der Isotopensignatur zwischen den beiden Jahren zeigte die Modellierung, dass im Jahr 2019 die Auswaschung aus Boden-N Mineralisierung höher, aus Ammonium-Mineraldünger jedoch niedriger war als im Jahr 2018 (Abbildung 51).

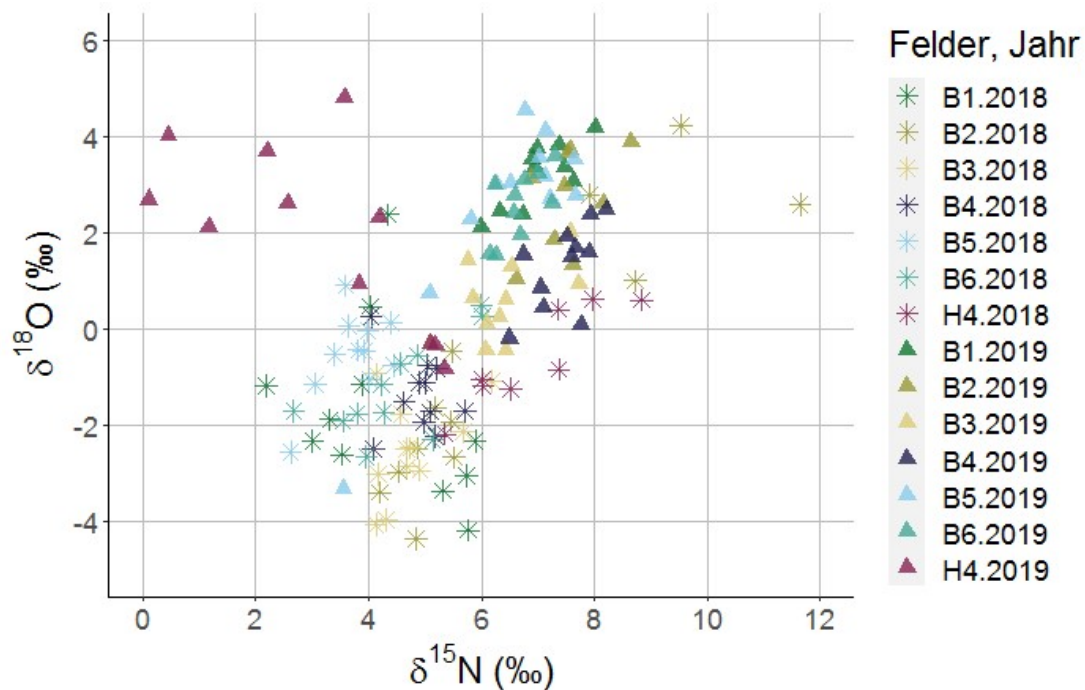


Abbildung 48: $\delta^{18}\text{O}$ gegen $\delta^{15}\text{N}$ für SIA-Proben von 7 Feldern aus 2 Jahren. B1-B3: biologisch bewirtschaftete Felder; B4-B6: konventionell bewirtschaftete Felder. H4: konventionell bewirtschaftetes Feld mit ausschliesslich ackerbaulicher Nutzung ohne Klee graswiese seit mindestens 2013

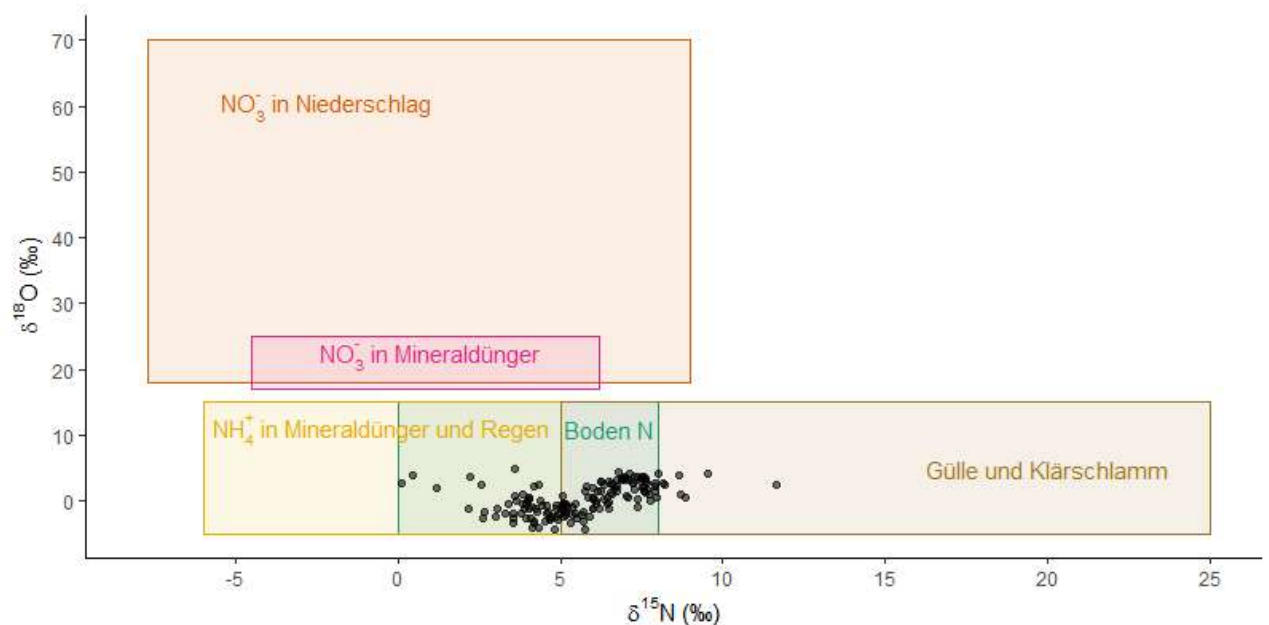


Abbildung 49: Natürliche Abundanz von ^{18}O und ^{15}N in SIA (Punkte) und mögliche Herkunft des ausgewaschenen Nitrats (nach Kendall (1998), aktualisiert mit Werten aus Xue *et al.* (2009))

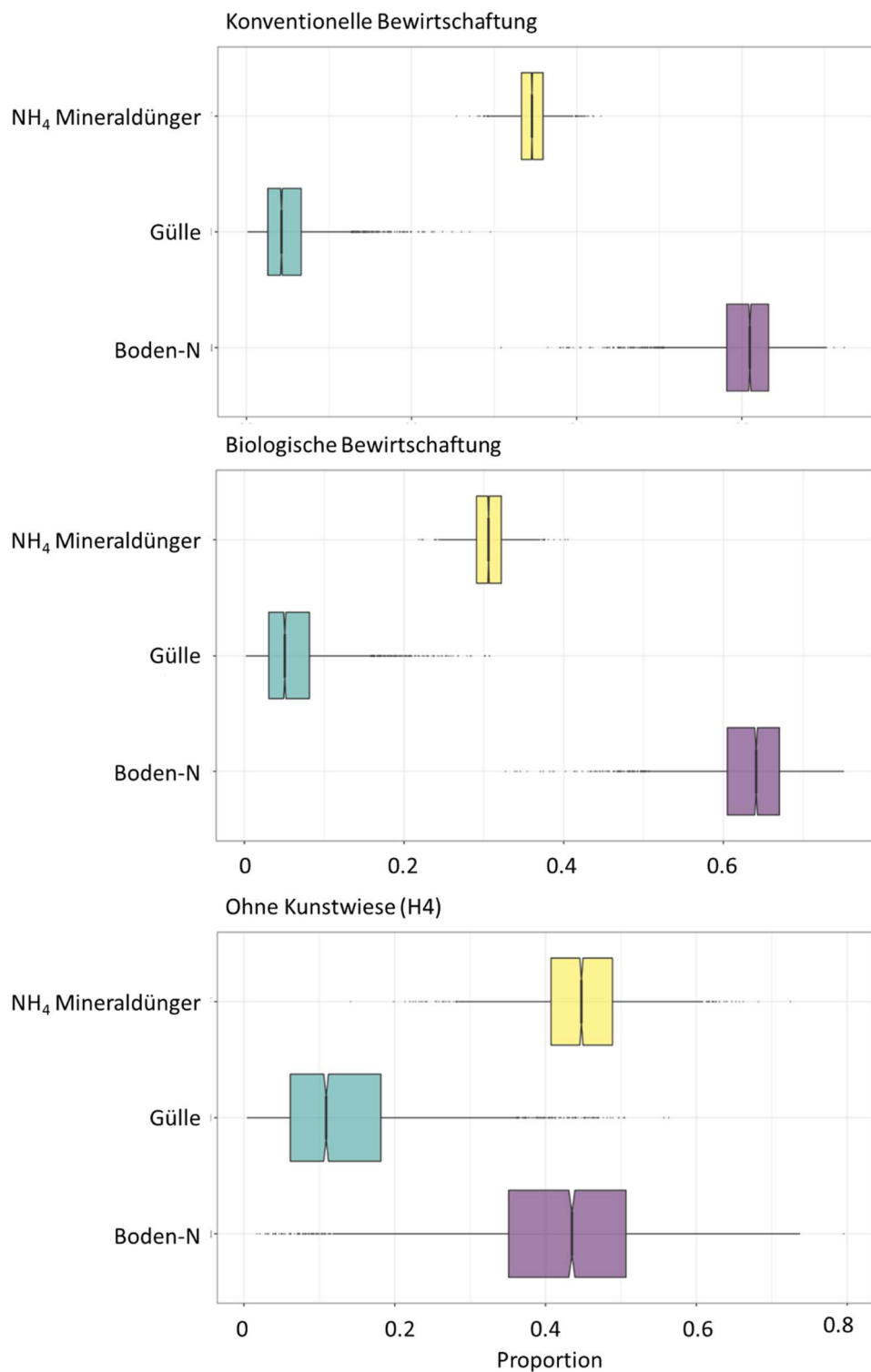


Abbildung 50: Anteil verschiedener Quellen an der Nitratauswaschung in SIA-Proben analysiert mit dem *simmr*-Modell. Oben: konventionelle Bewirtschaftung (B4-B6), Mitte: biologische Bewirtschaftung (B1-B3), Unten: Feld ohne Kunstwiese in der Fruchtfolge (H4) (abweichende x-Achse!). Regen/Deposition weist eine ähnliche Signatur wie NH_4 -Mineraldünger auf (Gilbert, 2021)

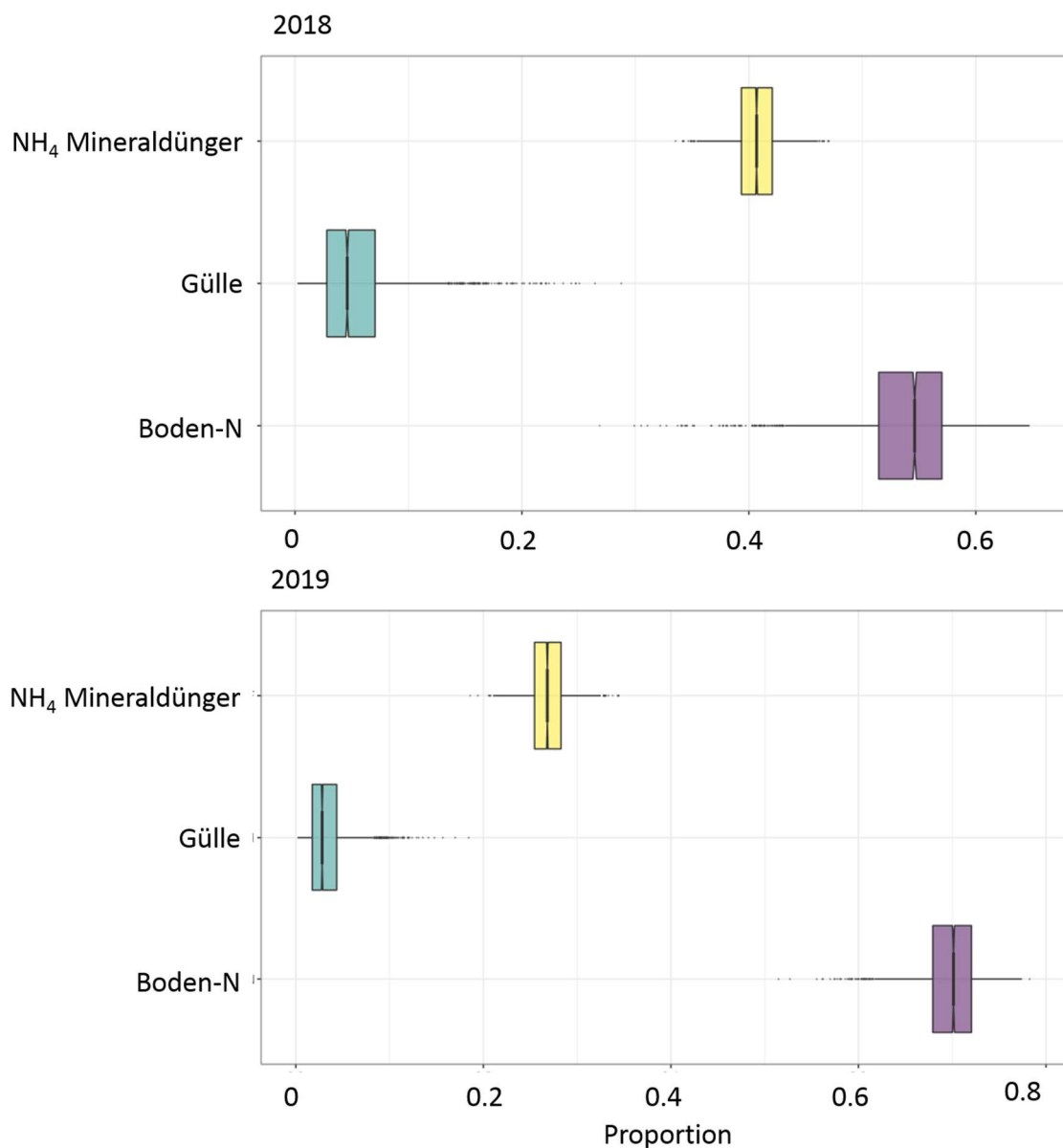


Abbildung 51: Anteil verschiedener Quellen an der Nitratauswaschung in SIA-Proben analysiert mit dem *simmr*-Modell. Oben: im Jahr 2018, Unten: im Jahr 2019 (abweichende x-Achse!). (Gilbert, 2021)

5.4 Hochrechnung auf die Region

Die **sechs Ackerkulturen**, für die SIA-Messungen der Nitratauswaschung auf mindestens zwei Jahren im Zeitraum 2017-2021 vorlagen, bedeckten im Jahr 2020 eine Fläche von insgesamt 796 ha im Perimeter des Nitratprojekts Gäu-Olten (Tabelle 13). Das entspricht 87% der Ackerfläche (919 ha) im Projektperimeter, dessen landwirtschaftliche Nutzfläche einschliesslich Dauergrasland und gartenbaulich genutzten Flächen 1394 ha betrug. Dabei wuchs auf einem Drittel der Ackerfläche unter den sechs untersuchten Kulturen Kunstwiese, während Winterweizen 28% und Mais 21% der Fläche bedeckte. Die mittlere jährliche Nitratauswaschung variierte zwischen 37 kg N ha⁻¹ bei Kunstwiese und 134 kg N ha⁻¹ bei Winterweizen. **Im gewichteten Mittel** betrug die **Nitratauswaschung** unter diesen sechs Kulturen **71 kg N ha⁻¹**. Als Konsequenz der hohen Auswaschungswerte und des relativ hohen Flächenanteils machte die Nitratfracht unter Winterweizen gut 50% der gesamten Nitratfracht unter diesen sechs Kulturen aus. Bei Kunstwiese dagegen war der Anteil an der gesamten Nitratfracht deutlich kleiner als der Flächenanteil, da die flächenbezogene Auswaschung eher tief war. Aus der gewichteten mittleren Nitratauswaschung unter diesen sechs Kulturen von 71 kg N ha⁻¹ ergibt sich mit einer mittleren Versickerung von 400 mm im Jahr (Hunkeler *et al.*, 2015) eine Nitratkonzentration von 17.8 mg N l⁻¹ bzw. 78.6 mg NO₃⁻ l⁻¹ im Sickerwasser. Das wäre weit über dem Qualitätsziel von 25 mg NO₃⁻ l⁻¹. Allerdings hat die Versickerung nur etwa 50-70% Anteil an der direkten Grundwasserneubildung und wird durch Randzuflüsse von Talrändern und Infiltration von Flusswasser ergänzt.

Tabelle 13: Flächenanteile wichtiger Ackerkulturen im Perimeter des Nitratprojekts Gäu-Olten, mittlere jährliche flächenbezogene Nitratauswaschung (mit SIA gemessen) unter Ackerkulturen und resultierende Nitratfracht (Diederichs, 2021)

Kultur	Fläche	Flächen- anteil ²	Jährliche Nitratauswaschung		Jährliche Nitratfracht	
	ha	%	kg NO ₃ -N ha ⁻¹	n ³	t N	%
Winterweizen ¹	223	28	134 ± 40	10	30	53
Wintergerste	76	10	77 ± 13	2	6	10
Dinkel	10	1	78 ± 31	3	1	1
Silomais	167	21	44 ± 29	11	7	13
Winterraps	59	7	43 ± 23	5	3	5
Kunstwiese	261	33	37 ± 13	7	10	17
Gesamt	796	100	71 ± 49	38	56	100

¹Brot- und Futterweizen

²Anteil an der Gesamtfläche unter den sechs Kulturen

³Anzahl der gemessenen Flächenwerte (Kombination aus Kultur und Messperiode)

6. Diskussion

6.1 Methoden zum Monitoring von Nitratauswaschung

Im Projekt NitroGäu wurden verschiedene Methoden verwendet, um die Nitratauswaschung unter Ackerkulturen zu quantifizieren: Nmin-Bodenvorrat, SIA (Selbst-Integrierende Akkumulatoren) und Saugkerzen (Tabelle 7). Zusätzlich wurde mit dem VMS (Vadose Zone Monitoring System) eine Methode geprüft, die dazu dienen kann, die hydrologischen Prozesse in der gesamten ungesättigten Zone zu erforschen. Für ein Monitoringprogramm auf mehreren Feldern ist diese Methode aber zu aufwendig und nicht geeignet. Daher wird sie in diesem Abschnitt nicht diskutiert.

Grundsätzlich waren die **Ergebnisse**, die mit den unterschiedlichen Methoden gewonnen wurden, **linear korreliert**, wie Wey et al. (2022) für die ersten beiden Messperioden zeigen konnten. Über alle Felder und Zeitpunkte hinweg ergab der Vergleich von Herbst-Nmin-Vorrat und mit SIA gemessener Nitratauswaschung, dass **im Mittel 36% vom Herbst-Nmin-Vorrat ausgewaschen** werden (Abbildung 31). Neben einer erheblichen Streuung veranschaulicht diese Darstellung zudem, dass es auch bei sehr tiefen Herbst-Nmin-Vorräten noch zu Auswaschung kommt. Das weist darauf hin, dass der Nmin-Vorrat jeweils ein Tageswert ist, der sich einerseits durch fortlaufende biologische Prozesse wie N-Mineralisierung, N-Immobilisierung, Pflanzenaufnahme und Denitrifikation und andererseits durch Wasserbewegung und Verlagerung des Nitrats im Bodenprofil schnell verändern kann.

Die zusätzliche Nmin-Beprobung im Februar bietet die Möglichkeit, die **Abnahme des Nmin-Vorrats über den Winter** abzuschätzen. In unserem Datensatz betrug die Abnahme **im Mittel 65% vom Herbst-Nmin-Vorrat**. Etwa ein Drittel vom Herbst-Nmin-vorrat war also im Februar noch im Boden vorhanden, und ein Drittel wurde in den SIA gefunden (s.o.). Der Rest kann von Pflanzen aufgenommen, mikrobiell festgelegt oder denitrifiziert worden sein, begünstigt durch relativ milde Winter. Auch die Abnahme des Herbst-Nmin-Vorrats bis zum darauffolgenden Februar war mit der Nitratauswaschung korreliert (Abbildung 32). Allerdings war die Korrelation schwächer ausgeprägt als beim Herbst-Nmin, weil es grosse Unterschiede zwischen den Jahren gab.

Der Zeitraum für DeltaNmin umfasst nur 4 Monate, während die SIA die Auswaschung eines Jahres erfassen. Deswegen überrascht es umso mehr, dass die Abnahme im Nmin zwischen Oktober und Februar grösser ist als die Nitratauswaschung, die mit den SIA gefunden wird. Dies lässt sich aber durch die oben genannten biologischen Prozesse erklären. Dafür spricht auch, dass die Temperaturen im Herbst/Winter in den Untersuchungsjahren überdurchschnittlich hoch waren (Abbildung 10), mit Mittelwerten von 10-11°C jeweils im Oktober der Jahre 2017-2019. Mikrobielle Immobilisierung und je nach Kultur auch Pflanzenaufnahme konnten also noch fortschreiten, bevor die Winterniederschläge einsetzten. Für eine korrekte Nmin-Probenahme im Herbst müssten bereits tiefe Temperaturen herrschen, die

Winterniederschläge aber noch nicht eingesetzt haben (Osterburg *et al.*, 2007). Auch in den Probenahmekampagnen, die in Wasserschutzgebieten in Baden-Württemberg jeweils zwischen dem 15.10. und 15.11. durchgeführt werden, kann in manchen Jahren eine leichte Abnahme der mittleren Nitratgehalte von der ersten bis zur letzten Beprobungswoche festgestellt werden (Finck, 2017).

Wichtig ist die Beobachtung von Wey *et al.* (2022), dass die **mit SIA bzw. Saugkerzen ermittelten Auswaschungsverluste korreliert sind** (Abbildung 52). Allerdings sind die mit den SIA gemessenen Werte in den meisten Fällen höher. Das deutet darauf hin, dass die Saugkerzen in erster Linie kleinere Poren in der Bodenmatrix beproben, während die **SIA zusätzlich auch den präferentiellen Fluss erfassen**. Dadurch erhält die mit den SIA auf einer Fläche gemessene Nitratauswaschung allerdings eine grössere Variabilität (Abbildung 24). Im Projekt NitroGäu wurde die Variabilität durch den Einbau von 12 SIA pro Streifen verringert. Bei 10 SIA pro Feld fand Bischoff (2007) einen mittleren Variationskoeffizienten der mit einzelnen SIA bestimmten Nitratauswaschung im Winter von 80% pro Feld. Über alle Messperioden hinweg lag der Variationskoeffizient für die SIA im Projekt NitroGäu pro Streifen im Mittel bei 58%.

Der **präferentielle Fluss** macht gemäss Abbildung 52 **etwa 30% der Gesamtauswaschung** aus. Das bedeutet umgekehrt, dass die mit Saugkerzen gemessene Nitratauswaschung um 50% zunimmt, wenn zusätzlich noch präferentieller Fluss berücksichtigt wird. Dabei gibt es aber grosse Unterschiede zwischen den Feldern und Jahren, wie auch aus Abbildung 52 ersichtlich wird.

Ein wichtiger **Vorteil der Saugkerzen** liegt in der **zeitlichen Auflösung**. Für die Untersuchungsregion konnte klar gezeigt werden, dass die höchsten Nitratkonzentrationen jeweils im Winter auftreten und in der Regel zum Frühling hin wieder abnehmen (Abbildung 33). Die **Hauptperiode der Nitratauswaschung** liegt zwischen **November und Februar**, wie aus Abbildung 53 ersichtlich wird.

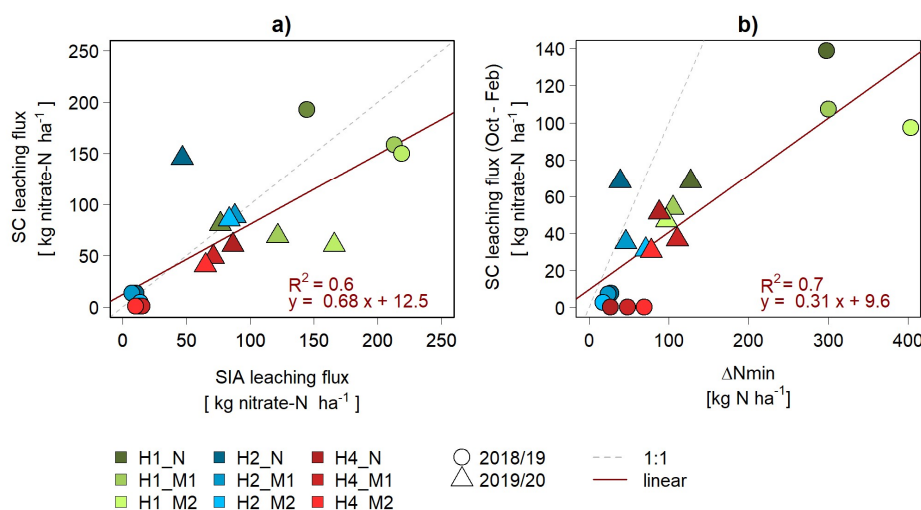


Abbildung 52: Zusammenhang der Nitratauswaschung mit Saugkerzen (SC leaching flux) mit der Nitratauswaschung gemäss SIA (a) und mit der Abnahme des Nmin zwischen Oktober und Februar (b). Aus Wey et al. 2022.

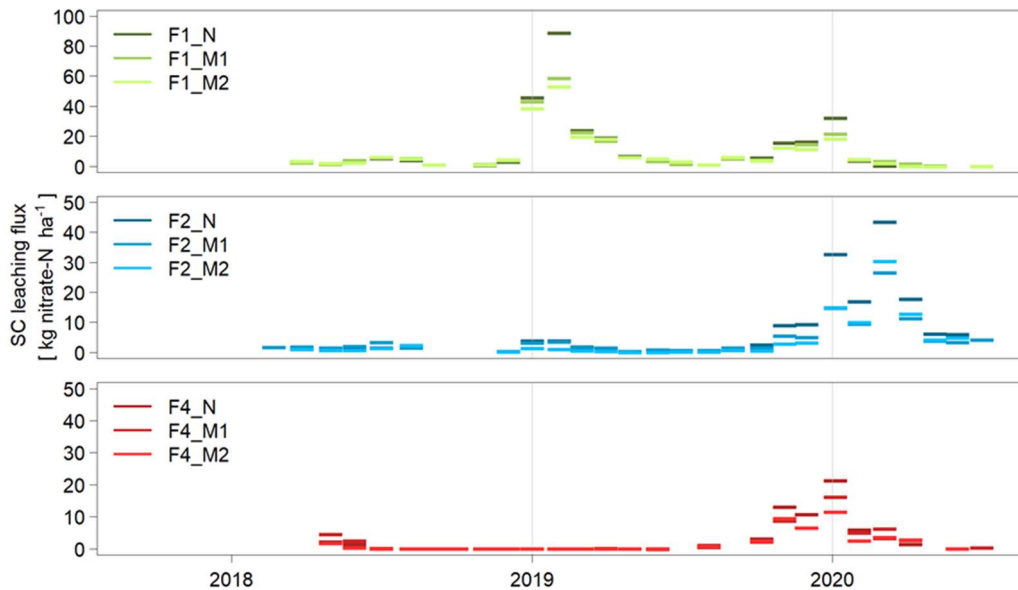


Abbildung 53: Monatlicher Nitratauswaschungsfluss auf drei Feldern, berechnet mit den Nitratkonzentrationen und dem modellierten Wasserfluss (HYDRUS 1D) im selben Zeitraum. Aus Wey et al. 2022.

Für die **Wahl der Methode für das Monitoring von Nitratauswaschung im Ackerbau** ist die **Zielsetzung entscheidend**, und Einschränkungen pedologischer, finanzieller und zeitlicher Art müssen berücksichtigt werden (Tabelle 14).

Die **SIA** zeichnen sich dabei neben dem Erfassen der Gesamtauswaschung einschliesslich präferentiellen Fluss vor allem durch den direkten Flächenbezug des Ergebnisses und die relativ geringen Kosten beim Ein- und Ausbau aus. Sie benötigen aber genaue bodenkundliche Kenntnisse beim Einbau und weisen eine tiefe zeitliche Auflösung auf.

Die **Nmin-Probenahme** ist ebenfalls relativ kostengünstig und kann ein flächenbezogenes Ergebnis liefern, zeigt aber nur das Nitratauswaschungspotential an und nicht die tatsächliche Auswaschung. In unserem Datensatz war die Nitratauswaschung allerdings relativ gut mit dem Herbst-Nmin-Vorrat korreliert (Abbildung 31).

Die **Saugkerzen** schliesslich ermöglichen eine hohe zeitliche Auflösung und die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung lassen sich direkt mit gesetzlichen Vorgaben vergleichen. Sie benötigen aber hohe Anfangsinvestitionen und weisen die niedrigste räumliche Auflösung von allen untersuchten Methoden auf, zumal sie nur in kurzen Distanzen vom Feldrand installiert werden können.

Für ein regelmässiges Monitoringprogramm kann die **Nmin-Probenahme empfohlen** werden, sofern eine Beziehung zur tatsächlichen Auswaschung besteht und immer wieder geprüft wird. Die parallele Anwendung mehrerer Methoden ermöglicht darüber hinaus ein umfassenderes Verständnis der wichtigsten Prozesse.

Tabelle 14: Eigenschaften, Vorteile und Schwierigkeiten von drei Methoden für das Monitoring von Nitratauswaschung im Ackerbau. Nach Wey et al. 2022.

	Selbst-Integrierende Akkumulatoren (SIA)	Nmin-Beprobung (Nmin)	Saugkerzen (SCs)
Mögliches Ziel des Monitorings	- Vergleich mehrerer Felder (verschiedene Kulturen, Jahre) oder Massnahmen - Anteil des Dünger-N an der Nitratauswaschung (bei Kombination mit ¹⁵N-Markierung der Dünger)	- Restvorrat an mineralischem Stickstoff im Herbst als Indikator für das Auswaschungspotential, auch zur Wirkungskontrolle von Massnahmen - Winterverlust - Frühjahrs-Nmin-Gehalt zur Anpassung der Düngung	- direkter Vergleich mit gesetzlichen Vorgaben für Nitratkonzentration im Grundwasser - Zeitpunkt der grössten Auswaschung im Jahresverlauf bestimmen - Berechnung der Nitratauswaschung (bei Kombination mit hydrologischem Modell)
Vorteile	- flächenbezogenes Ergebnis - Hochrechnung auf Feld und Vergleich mit N-Düngung möglich - Präferentieller Fluss miterfasst	- flächenbezogenes Ergebnis - Hochrechnung auf Feld und Vergleich mit N-Düngung möglich	- Notwendige Probenvorbereitung: nur Filtration - direkter Vergleich der Nitratkonzentration mit gesetzlichen Vorgaben fürs Grundwasser - durch Ionenchromatographie können weitere Anionen und Kationen bestimmt werden
Schwierigkeiten	-	- idealer Beprobungszeitpunkt im Herbst hängt von der Witterung (Temperatur und Niederschlag) ab	- für direkten Bodenkontakt der Saugkerze vorsichtige Installation nötig - bei Lecks im Schlauchsystem kann Vakuum instabil werden - für Aussagen zu Wasser- und N-Flüssen wird ein hydrologisches Modell benötigt - präferentieller Fluss nur teilweise erfasst, da die Saugkerzen das Wasser aus der Bodenmatrix beproben
Problematische Faktoren für die Anwendung	Stauwassereinfluss	Hoher Steingehalt im Bodenprofil	Hoher Steingehalt im Bodenprofil
Räumliche Auflösung	mittel – hoch (flexibel)	hoch (flexibel)	niedrig
Zeitliche Auflösung	niedrig	niedrig – mittel	hoch
Installationskosten und -zeit	mittel	gering	hoch
Wiederkehrender Zeitbedarf (ohne Transport)	12 h / Feld / Jahr	12 h / Feld / Jahr	30 h / Feld / Jahr
Probenvorbereitung	Homogenisierung + Extraktion des SIA-Materials	Sieben, Homogenisierung und Extraktion der Bodenproben	Filtration der Wasserproben
Kosten beim Rückbau	gering	keine	hoch

6.2 Einfluss von Bewirtschaftung, Böden und Witterung

Die **mittlere jährliche Nitratauswaschung** basierend auf allen SIA-Messungen auf den 11 Untersuchungsflächen (Abbildung 24) betrug im Untersuchungszeitraum (2017-2021) **73 kg N/ha**. Die Hochrechnung der Nitratauswaschung auf die Region anhand der sechs wichtigsten Ackerkulturen (Tabelle 13) ergab im flächengewichteten Mittel eine sehr ähnliche jährliche Nitratauswaschung von 71 kg N/ha und zeigt damit, dass mit den ausgewählten Flächen die Fruchtfolge im Gäu sehr gut abgebildet werden konnte. Dass die Auswaschungswerte für die Region typisch sind, wurde zudem auf den beiden zusätzlichen Feldern der Mikroplotstudie bestätigt: dort wurden während der zwei Untersuchungsjahre (2018-2020) im Mittel jährlich 81 kg N/ha als Nitrat ausgewaschen (Abbildung 40). Der etwas höhere Wert lässt sich dadurch erklären, dass auf beiden Flächen Mais und Winterweizen nach Kunstwiese und somit der besonders kritische Teil der Fruchtfolge untersucht wurde. Wichtig ist, dass die gemessene jährliche Nitratauswaschung unter Ackerflächen in einer ähnlichen Grössenordnung liegt wie die **berechnete Boden-N-Mineralisierung** (Tabelle 11) von **59 kg N/ha pro Jahr**.

Bei einer mittleren Versickerung von 400 mm im Jahr (Hunkeler *et al.*, 2015) und der gewichteten mittleren Nitratauswaschung basierend auf SIA-Daten von 71 kg N/ha*Jahr ergibt sich eine **Nitratkonzentration im Sickerwasser von etwa 18 mg N/l, entsprechend 79 mg NO₃/l**. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser gemäss Beprobung mit den Saugkerzen (Abbildung 33) variierten stark im jahreszeitlichen Verlauf und erreichten auf Feld H1 Werte von bis zu 500 mg NO₃/l, während die Werte auf den beiden anderen Feldern stets unter 200 mg NO₃/l blieben. In der ersten Beprobungstiefe des VMS (1.7 m) auf H3 wurden häufig Werte zwischen 10 und 20 mg N/l, entsprechend 44-88 mg NO₃/l, gemessen (Abbildung 34).

Auch wenn Messungen mit Saugkerzen im Mittel 30% weniger N-Verluste erfassen als die SIA, da sie präferentiellen Fluss und grössere Makroporen nicht erfassen (Wey *et al.*, 2022), **bestätigen die Ergebnisse sowohl der Saugkerzen als auch des VMS**, dass die **Nitratkonzentration im Sickerwasser weit über dem Qualitätsziel** im Grundwasser von 25 mg NO₃/l liegen. Die Nitratkonzentration im Grundwasser wird allerdings nicht nur durch die direkte Versickerung unter Ackerkulturen, sondern auch durch Versickerung unter extensiven Wiesen, Stilllegungsflächen, überbauten Flächen, Zuflüsse von Talrändern und Infiltration von Flusswasser bestimmt, wobei betreffend letzterer weiterhin grosse Unsicherheiten bestehen (Hunkeler *et al.*, 2015).

Ohne zusätzliche Verdünnung wäre zum Erreichen des Qualitätsziels von 25 mg NO₃/l im Grundwasser eine jährliche Nitratauswaschung von maximal 22.6 kg N/ha tragbar. Ein Richtwert von 30 kg N/ha geht von etwa 25% Verdünnung aus, ein Richtwert von 36 kg N/ha von etwa 37%. Umgekehrt ergeben sich bei einer durchschnittlichen Auswaschung unter Ackerbauflächen von 71 kg N/ha*Jahr und Nitratkonzentrationen in den Pumpwerken Gheid, Zelgli und Neufeld von etwa 25-35 mg NO₃-/l Verdünnungen mit 500-850 mm nitratarmem Wasser im Jahr, zusätzlich zum Sickerwasser von 400 mm.

Die **gemessene Auswaschung unter Ackerkulturen im Gäu ist vergleichsweise hoch**: So übertrifft die mit den SIA erfasste Nitratauswaschung die Werte von bis zu 50 kg N/ha, die generell in Nordwesteuropa unter Wintergetreide und gedüngten Wiesen gemessen werden (Stuart *et al.*, 2011). In einer Studie mit SIA unter Mais in Norddeutschland betrug die maximale jährliche Auswaschung 42 kg N/ha (Grunwald *et al.*, 2020). Auch Berechnungen mit Modiffus ergeben für die Region Gäu-Olten tiefere N-Frachten von 46 kg N/ha unter Ackerflächen (R. Hug, persönliche Mitteilung). Unser quantitativer Review kulturspezifischer Nitratauswaschung (Abbildung 18) zeigte unter Kulturen wie Winterroggen und Eiweisserbse mittlere Nitratfrachten zwischen 100-150 kg N/ha an. Diese Zahl ist allerdings nicht sehr belastbar, da sie auch potentielle Nitratauswaschung basierend auf dem N_{min} -Herbstvorrat beinhaltet. Unsere Daten aus dem Gäu zeigen aber, dass nur ein Teil des N_{min} -Herbstvorrats ausgewaschen wird (Abbildung 31).

Ein direkter Vergleich von N_{min} -Herbstvorräten ist zielführender. Verglichen mit verschiedenen Regionen in Deutschland sind die N_{min} -Herbstvorräte im Gäu sehr hoch (Abbildung 21), auch unter extensiver Wiese. Für das Gäu bedeutet dies, dass es auf den vorherrschenden schweren Böden, die einen grossen Bodenstickstoffvorrat aufweisen, in Kombination mit relativ hohen Winterniederschlägen eine **hohe unvermeidbare Auswaschung** gibt.

Die im Gäu erhobenen Daten zur Nitratauswaschung lassen Rückschlüsse auf die wichtigsten Faktoren zu, die das Ausmass der Auswaschung bestimmen. Vor allem die Bedeutung der **Mineralisierung von verfügbarem Stickstoff aus dem organischen Bodenstickstoff** für die Pflanzen-N-Aufnahme, aber auch für die Nitratauswaschung wurde über einen Bilanzierungsansatz (Tabelle 11), anhand der Düngermarkierung mit ^{15}N (Tabelle 12) sowie anhand der natürlichen N- und O-Isotope im Sickerwasser (Abbildung 51) deutlich. Unter den Management-Faktoren fällt die **Rolle der Fruchtfolge** auf. Die höchsten Werte der Nitratauswaschung wurden auf allen Flächen und mit verschiedenen Messmethoden jeweils unter Wintergetreide gefunden (Abbildung 25, Abbildung 33 und Abbildung 40). Dabei war die **Auswaschung unter Winterweizen besonders hoch**. Da Winterweizen zudem mehr als ein Viertel der Flächenanteile einnimmt, wird etwa die Hälfte der gesamten regionalen Nitratfracht unter Winterweizen ausgewaschen (Tabelle 13).

Die hohe Nitratauswaschung unter Wintergetreide und besonders Winterweizen könnte damit zusammenhängen, dass **Winterweizen zu Beginn der Vegetationsruhe nur wenige Kilogramm Stickstoff pro Hektar in der oberirdischen Pflanzenbiomasse speichert** (Abbildung 36). Dasselbe gilt aber auch für Dinkel, bei dem deutlich tiefere Nitratauswaschung gefunden wurde (Tabelle 13). Bei Wintergerste wurden etwa 20 kg N/ha oberirdisch gespeichert (Abbildung 36), was wegen der oft etwas früheren Aussaat von Wintergerste wahrscheinlich typisch ist. Der Hauptunterschied zwischen Winterweizen und anderem Wintergetreide liegt aber in der Düngungsnorm, die für Winterweizen und Futterweizen mit 140 kg N/ha deutlich höher ist als für Wintergerste (110 kg N/ha) und Dinkel (100 kg N/ha) (Richner and Sinaj, 2017), was sich auf die

Nitratauswaschung unter der Folgekultur auswirken könnte. Da beim Brotweizen die Stickstoffversorgung besonders wichtig ist, um eine gute Backqualität zu erzielen, wählen die Landwirte für diese Kultur zudem möglichst eine Stellung in der Fruchtfolge, bei der sie eine hohe N-Lieferung aus dem Boden erwarten. Bei Raps bestätigen unsere Ergebnisse einer oberirdischen N-Aufnahme von 80-100 kg N/ha (Abbildung 36) bereits publizierte Aussagen, dass Raps bei Aussaat im August im Herbst noch beträchtliche Mengen an Stickstoff aufnehmen und somit vor der potentiellen Auswaschung bewahren kann (Sieling and Kage, 2010). Noch grösseres Potential zur Aufnahme von mineralischem Stickstoff im Herbst haben Zwischenfrüchte, wie auch in der Literatur sehr klar belegt ist (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003; Tonitto *et al.*, 2006; Thapa *et al.*, 2018; Abdalla *et al.*, 2019). Insgesamt gab es in unseren Daten aber **keinen Zusammenhang zwischen oberirdisch gespeichertem Stickstoff im Dezember 2019 (Abbildung 36) und der Nitratauswaschung in der Messperiode 2019/2020 (Abbildung 24)**. Die hohe Auswaschung besonders unter Winterweizen muss daher andere Gründe haben.

Die **potentielle Auswaschung anhand der Herbst-Nmin-Vorräte war am grössten nach Mais**, gefolgt von Raps (Abbildung 29). Mais folgt im Gäu praktisch immer auf Kunstwiese, und als Folgekultur nach Mais wird in der Regel Wintergetreide, meist Winterweizen eingesät. Die **Problematik des Kunstwiesenumbruchs** für die Nitratauswaschung ist aus der Literatur bekannt (Abbildung 54). Aufgrund der Anreicherung von makro-organischer Substanz im Grasland kommt es nach dem Umbruch zu einer **erhöhten N-Mineralisierung**, v.a. in den ersten Monaten, aber auch noch im zweiten Jahr (Vertès *et al.*, 2007). Bei der Umwandlung von Dauergrasland zu Ackerland entweder durch Pflügen oder durch Direktsaat mit Anwendung eines Totalherbizids wurde ebenfalls ein starker Anstieg der N-Mineralisierung beobachtet, der **unabhängig war von der Art des Umbruchs** und mindestens bis zum Ende des zweiten Jahres andauerte (Helfrich *et al.*, 2020). Die vom Mais genutzte N-Mineralisierung nach Umbruch von Klee-graswiesen im Frühjahr wurde mit 180 kg N/ha im ersten, 80 kg N/ha im zweiten und 30 kg N/ha im dritten Jahr beziffert (Cougnon *et al.*, 2018). Nach Umbruch von Dauergrasland war die Nachlieferung in den ersten drei Jahren mit jeweils > 200 kg N/ha noch höher und länger anhaltend.

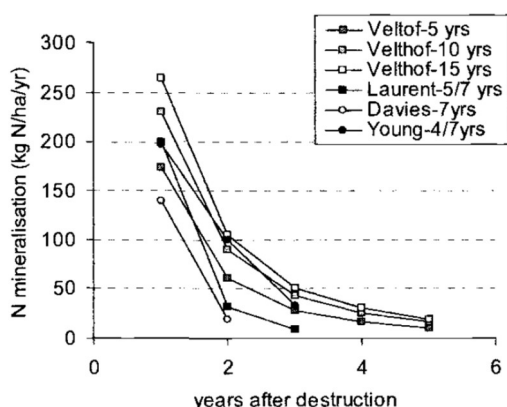


Abbildung 54: N-Mineralisierungsraten nach Wiesenumbruch in nordwest-europäischen Studien (Vertès *et al.*, 2007)

Ähnlich wie im Gäu (Abbildung 24, Abbildung 25) fand eine Studie aus Dänemark geringere Auswaschungsraten während der Kunstwiesenphase (bis zu 64 kg N pro ha und Jahr) als im ersten und zweiten Jahr nach dem Umbruch (61-235 kg N pro ha und Jahr) (Berntsen *et al.*, 2006). Auch die Auswertung mehrerer Studien durch Vertès *et al.* (2007) bestätigt, dass nach Umbruch von 1-6 jährigen Kunstwiesen Nitratauswaschungsraten zwischen 60 und 250 kg N pro ha und Jahr auftreten. Dabei ist die Auswaschung nach Umbruch im Herbst grösser als nach Umbruch im Frühjahr. Zu diesem Schluss kommt auch eine Studie zur Graslanderneuerung (Velthof *et al.*, 2010). Die **hohe Nitratauswaschung im Gäu in Messperioden mit Winterweizen nach Kunstwiese/Mais** ist also sicher eine **Folge der hohen N-Mineralisierung nach Beenden der Kunstwiese**. Im Nitratindex werden für den Umbruch von Kunst- und Naturwiesen daher hohe Basispunktzahlen (40-60) veranschlagt, mit einer höheren Punktzahl bei Umbruch vor eine Winterkultur als vor einer Sommerkultur (Vetsch, 2000).

Für die Nitratauswaschung nach Kunstwiese ist die **Gesamt-N-Menge im System** entscheidend, unabhängig davon, ob sie aus der Düngung oder aus der biologischen N-Fixierung stammt (Chapman *et al.*, 2020). Eine Modellierungsstudie aus Nordeuropa (Valkama *et al.*, 2016) zeigte zudem, dass die N-Auswaschung nach Kunstwiesenumbruch exponentiell mit der N-Bilanz ansteigt. Auch im reinen Ackerbau hat sich der **N-Überschuss als guter Indikator für die Nitratauswaschung** herausgestellt (Perego *et al.*, 2012; Zhao *et al.*, 2016). Auch eine aktuelle Auswertung von Versuchen in Deutschland kommt zum Schluss, dass der flächengewichtete N-Saldo aller Landwirtschaftsflächen auf regionaler Ebene als Indikator zur Abschätzung der Stickstofffracht geeignet sein könnte (Beisecker and Piegholdt, 2021).

Aus diesem Grund ist es wichtig, die **Bedeutung der N-Bilanz** für die gemessene Nitratauswaschung im Gäu zu prüfen. Die N-Oberflächenbilanzen unterschieden sich stark für verschiedene Jahre bzw. Kulturen innerhalb einer Fruchtfolge: in der Regel gab es während der Kunstwiesenphase einen N-Überschuss und bei allen anderen Kulturen ein N-Defizit (Tabelle 11). Die **kumulierte N-Bilanz über drei Jahre** hing deutlich vom **Anteil der Kunstwiese an der Fruchtfolge** ab: sie war (mit einer Ausnahme) nur dann positiv, wenn eine von drei Messperioden unter Kunstwiese war. Während der Kunstwiesenphase waren sowohl Düngung, biologische N-Fixierung als auch N-Entzug hoch. Über die ganze Fruchtfolge betrachtet hängt die N-Bilanz also einerseits vom Verhältnis Kunstwiese zu Ackerkulturen ab und wird andererseits durch N-Düngung und N-Entzug mit dem Erntegut gesteuert. Die gemessene Nitratauswaschung war in einer multivariaten Analyse aber stärker von der jeweiligen Kultur, der Sickerwassermenge, der Messperiode und dem jeweiligen Feld abhängig als von der N-Bilanz (Wey, 2021), da die grosse Boden-N-Mineralisierung kurzfristige Veränderungen in der Bilanz überdeckte.

Von einigen der Betriebe, zu denen die 11 Felder gehörten, wurden im Rahmen einer MSc-Arbeit zudem die Suisse-Bilanz-Daten ausgewertet (Diederichs, 2021). Auch diese Daten zeigen, dass die Betriebe die gesetzlichen Vorgaben des ÖLN erfüllten und

ausgeglichene Suisse-Bilanzen aufwiesen (Abbildung 55). Allerdings waren Hoftorbilanzen für dieselben Betriebe in den meisten Jahren positiv, mit max. +28 kg N/ha (Diederichs, 2021). Im europäischen Vergleich ist das ein eher geringer N-Überschuss (Quemada *et al.*, 2020). Möglicherweise waren die wenigen Betriebe in der Auswertung von Diederichs (2021) nicht repräsentativ für die Betriebe im Gäu. Es wäre **wünschenswert**, die **N-Überschüsse** gemäss Hoftorbilanzen oder einem anderen, international vergleichbaren Bilanztyp **für den gesamten Projektperimeter zu erheben**. Ohne solche Informationen muss man davon ausgehen, dass der mittlere N-Überschuss der schweizerischen Landwirtschaft von 93 kg N/ha (Spiess and Liebisch, 2020) auch für das Gäu gilt. Dabei muss beachtet werden, dass die Nachlieferung aus dem Boden-N-Pool weder in die Suisse Bilanz, Hoftorbilanzen noch die nationale landwirtschaftliche N-Bilanzierung einfliesst.

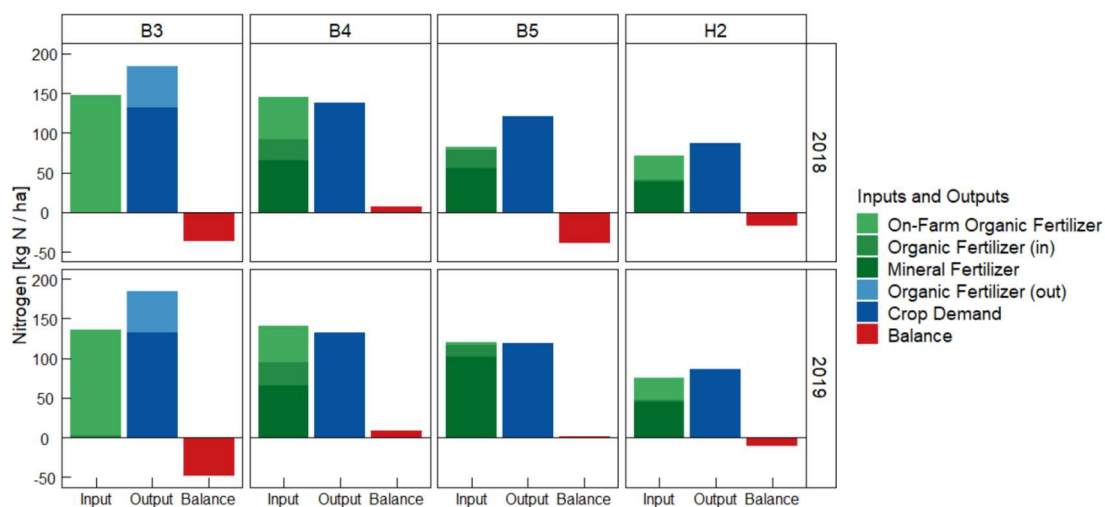


Abbildung 55: Stickstoffeintrag, -austrag und resultierende Bilanz für 4 Betriebe in zwei Jahren gemäss Suisse-Bilanz (Diederichs, 2021)

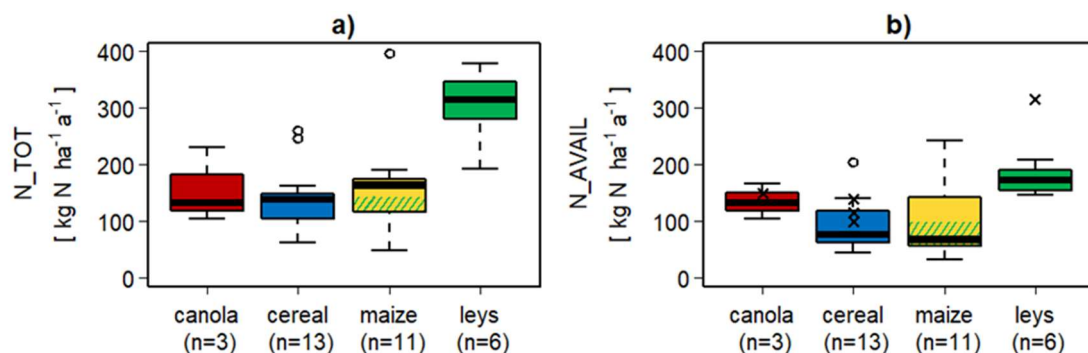


Abbildung 56: Jährliche N-Düngung auf den 11 Feldern ohne Massnahmenstreifen nach Hauptkultur (bei Mais ist der Übergang Kunstwiese/Mais dargestellt): a) Gesamtstickstoff und b) verfügbarer Stickstoff. x kennzeichnet die Düngungsnorm bei Raps und Getreide, und bei Kunstwiese die maximal zulässige N-Gabe mit Hofdünger gemäss der Limite nach GSchV von 3 Düngergrossvieheinheiten pro ha. Bei Mais ist die Düngungsnorm 110 kg N/ha, diese ist wegen des Übergangs Kunstwiese/Mais in den Messperioden nicht dargestellt (Wey, 2021).

Abgesehen von seltenen Herbstgaben von Hofdünger, die im nächsten Frühjahr nicht berücksichtigt wurden, **lag die N-Düngung auf den Untersuchungsflächen in der Regel unter den Empfehlungen für verfügbaren Stickstoff gemäss GRUD** (Abbildung 56). Zugleich waren die N-Entzüge häufig grösser als die Referenzwerte der GRUD, v.a. bei den Klee graswiesen (Tabelle 11). Dies weist auf die hohe Fruchtbarkeit und insbesondere die hohe N-Nachlieferung der Böden im Gäu hin.

Im **Nitratindex** wird die Düngung nicht explizit berücksichtigt, weil eine bedarfs- und zeitgerechte Düngung vorausgesetzt wird. Dagegen zeigte unsere Zusammenstellung von Massnahmen in klimatisch vergleichbaren regionalen Nitratprojekten in Europa und Nordamerika, dass dort primär **Massnahmen zur Düngung** vorgeschlagen und umgesetzt werden, während Fruchtfolgemassnahmen nur halb so oft genannt wurden (Abbildung 17). Im Projekt NitroGäu betrafen die **auf den Feldern H1-H6 evaluierten Massnahmen** ebenfalls die Düngung, mit einer meist deutlichen **Reduktion der N-Düngung** (Tabelle 6). **Bei Mais** wurde dadurch **keine Abnahme der N-Entzüge** gefunden, während bei Getreide und Raps bei der stärkeren Verringerung der N-Düngung in M2 die N-Entzüge in den meisten Fällen abnahmen (Tabelle 11). Silomais kann häufig auch ohne N-Düngung gute Erträge bringen (Kayser *et al.*, 2011; Heumann *et al.*, 2013). Dies ist vor allem damit zu erklären, dass die hauptsächliche N-Aufnahme zu einer Zeit stattfindet, in der der Boden starke N-Mineralisierungsraten aufweist. Getreide und Raps benötigen dagegen schon im Frühjahr grössere Mengen verfügbaren Stickstoff, wenn die Böden noch eine geringe biologische Aktivität aufweisen.

Die **Verringerung der N-Düngung** oder Veränderung der N-Form (ENTEC, CULTAN) auf den Massnahmenstreifen M1 und M2 **führte teilweise zu einer Verringerung der Nitratauswaschung**, wobei die Effekte durch die grosse räumliche Variabilität (Abbildung 27) und die kurze Versuchsdauer nicht überall eindeutig waren. Zwei Jahre nach Beginn der Massnahmen wurde auf 2 von 5 Feldern eine Abnahme des Herbst-Nmin-Vorrats um bis zu 58 kg N/ha beobachtet, während auf den anderen Feldern kein Effekt der Düngungsreduktion sichtbar war (Abbildung 28). Die Nitratkonzentrationen in der mit Saugkerzen gewonnenen Bodenlösung wies ab Beginn der Massnahmen häufig reduzierte Werte in den Streifen M1 und M2 gegenüber der Kontrolle N auf, besonders unter Getreide (Abbildung 33). Im Winterbestand zeigt sich nur bei Raps ein nicht-signifikanter Trend für eine geringere N-Bindung in der oberirdischen Biomasse auf den Massnahmenstreifen (Abbildung 36). Die berechnete **Boden-N-Mineralisierung** (Tabelle 11) war auf den meisten dieser Flächen (ausser H2 und H3) mit 50-250 kg N/ha*Jahr **mindestens so hoch wie die realisierte Düngungsreduktion** (Tabelle 6). Die **Auswirkungen reduzierter Düngung** auf die Nitratauswaschung wurden **offensichtlich** im Versuchszeitraum durch die räumliche Heterogenität und **durch die höhere Boden-N-Mineralisierung überlagert**.

Über alle Flächen hinweg betrug die **berechnete Boden-N-Mineralisierung** (Tabelle 11) **59 kg N/ha pro Jahr**. Dies ist etwas weniger als die mittlere gemessene Nitratauswaschung von 73 kg N/ha pro Jahr. Die berechnete N-Mineralisierung enthält viele Unsicherheiten, insbesondere bei den Ertragserhebungen, und berücksichtigt auch

gasförmige Verluste durch Denitrifikation und Ammoniakverflüchtigung nicht, so dass es sich um eine konservative Schätzung handelt. Die grossen Unterschiede in der Boden-N-Mineralisierung zwischen den Feldern, mit den höchsten Werten bei H1, lassen sich auch nicht durch Unterschiede in der Textur erklären (Tabelle 5). Auffallend sind aber die **für Ackerböden relativ hohen Gehalte an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff im Oberboden**, mit Ausnahme von H2/3 und H4, für die die tiefste N-Mineralisierung berechnet wurde. Unabhängig von diesen Berechnungen wurde die **Boden-N-Mineralisierung auch durch die Herkunftsanalyse mittels natürlicher Isotopenabundanz als Hauptquelle des ausgewaschenen Nitrats identifiziert** (Abbildung 50), in Übereinstimmung mit einer früheren Studie zur natürlichen Isotopenzusammensetzung im Grundwasser (Hunkeler *et al.*, 2015). Der höhere Anteil der Boden-N-Mineralisierung in 2019 als in 2018 (Abbildung 51) deutet angesichts der Fruchtfolge auf den untersuchten Feldern zudem darauf hin, dass die stärkere N-Mineralisierung nach Beenden der Kunstwiese erst im folgenden Winter in der Nitratauswaschung zum Tragen kommt.

Zusammen weisen diese Beobachtungen darauf hin, dass es **neben der relativ langen Verweildauer im Grundwasserkörper** (Hunkeler *et al.*, 2015) und der **Verzögerung beim Transport durch die ungesättigte Zone** («hydrologisches Vermächtnis») eine zusätzliche **Verzögerung durch aufgebaute Boden-N-Vorräte** gibt («biochemisches Vermächtnis»), **die nur langsam abgebaut werden** (Van Meter and Basu, 2015). Diese Nachwirkung jahrelanger N-Überschüsse und/oder Auswirkung pedogenetischer Eigenschaften (z.B. Anreicherung von organischer Substanz in Tallagen) führt dazu, dass die **Wirkung von Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung oft erst nach vielen Jahren sichtbar werden**. Für mehrere Wassereinzugsgebiete in der Bretagne mit hohen N-Überschüssen wurde berechnet, dass in diesen Agrarökosystemen 45-88% der N-Einträge zumindest vorübergehend zurückgehalten werden, v.a. im Oberboden (Dupas *et al.*, 2020). Eine Modellierungsstudie für ein ackerbaulich geprägtes Wassereinzugsgebiet in Iowa fand, dass sich zwischen 1950 und 2016 vom gesamten N-Überschuss 25% im Boden und 14% im Grundwasser angereichert hatten, während 61% durch Denitrifizierung und Transport mit Fließgewässern verloren gingen (Ilampooranan *et al.*, 2019). Daher kann ein Abbau früherer Anreicherung Jahrzehnte dauern (Van Meter and Basu, 2017; Ilampooranan *et al.*, 2019). Andererseits bedeutet die Anreicherung im Boden auch, dass dieser Stickstoff potentiell noch von Pflanzen aufgenommen werden kann und daher bei der Düngungsplanung berücksichtigt werden muss (Vero *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2018; Dupas *et al.*, 2020). Dies gilt insbesondere in den ersten zwei Jahren nach einem Wiesenumbau (Kayser *et al.*, 2008), hat aber ebenfalls Bedeutung für die Anrechnung von organischem Stickstoff, der in Hof- und Recyclingdünger enthalten ist.

Die **Verwendung des VMS** im Projekt hat daneben zu einem **genaueren Verständnis der hydrologischen Verzögerung** geführt. Insbesondere wurde die Bedeutung präferenzierter Fließwege auch in grösseren Bodentiefen (3 m) deutlich (Abbildung 34). Dadurch enthält das Porenwasser in diesen Tiefen Nitrat, das unterschiedlich schnell verlagert wurde, und kann eine Landnutzungsänderung nicht direkt abbilden.

Bei einigen Messungen traten Unterschiede zwischen den Messperioden auf, die möglicherweise Rückschlüsse auf die **Bedeutung der Witterung** zulassen. So war die mit den SIA gemessene Nitratauswaschung in der Messperiode 2017/18 tiefer als in den anderen Jahren (Abbildung 26), und der Herbst-Nmin-Vorrat war im Jahr 2018 deutlich höher als in anderen Jahren (Abbildung 30). Beides ist wohl in erster Linie auf die Kulturanteile in der jeweiligen Messperiode zurückzuführen: in der Messperiode 2017/18 fand auf keiner der Flächen ein Kunstwiesenumbruch statt, während im Sommer 2018 auf 6 von 11 Feldern Mais nach Kunstwiese wuchs (Abbildung 9). Unsere Daten lassen daher lediglich den Schluss zu, dass Jahresunterschiede bei den verschiedenen Messungen **weniger wichtig waren als der Zeitpunkt in der Fruchtfolge**. Da sich typische Fruchtfolgen in der Schweiz häufig über 5-6 Jahre erstrecken, wären längere Datensätze und eine kumulative Betrachtung über ganze Fruchtfolgeperiode wichtig.

6.3 Hofdüngermanagement

Im Arbeitspaket 1.3 wurden im Rahmen einer Dissertation während 2.5 Jahren die Nitratauswaschung aus Hofdünger und mineralischem Dünger verglichen und die N-Ausnutzung durch die Pflanzen sowie der mittelfristige Verbleib von Stickstoff aus beiden Quellen im Boden untersucht. Die Ergebnisse zeigten deutlich, dass **Rindergülle im Anwendungsjahr eine deutlich geringere N-Ausnutzung** hat als mineralischer N-Dünger (Tabelle 12) und damit einen höheren Anteil an N, der im Boden verbleibt, und zwar in erster Linie im Oberboden (Abbildung 39). Im Feldversuch führte dies zu **leicht erhöhter Nitratauswaschung** aus Rindergülle bei insgesamt sehr geringer direkter Auswaschung von Stickstoff aus den beiden Düngern, die sich durch die Markierung mit einem stabilen Isotop sehr genau verfolgen liessen (Abbildung 40). Dadurch konnte auch gezeigt werden, dass **der überwiegende Teil der Nitratauswaschung aus dem Boden-N-Vorrat stammte**. Dies wurde zudem durch die Herkunftsanalyse mittels natürlicher Isotopenabundanz bestätigt (Gilbert, 2021). Ebenfalls zeigte die Mikroplotstudie, dass die Pflanzen selbst bei mineralischer Düngung nur den kleineren Teil ihres N-Bedarfs direkt aus dem Dünger deckten und den grösseren Teil aus dem Boden aufnahmen (Tabelle 12). Auch das unterstreicht die Bedeutung des Boden-N-Vorrats und der Mineralisierung daraus.

Unabhängig davon, ob die markierten Dünger einmalig zu Mais oder in mehreren Gaben während eines Jahres zu Kunstwiese ausgebracht worden waren, wurde von Rindergülle etwa doppelt so viel Stickstoff im Boden wiedergefunden wie von mineralischem Dünger (Abbildung 41). **Für beide Düngertypen wurde dieser Düngerstickstoff überwiegend in nicht-mikrobiellem, organischen Stickstoff in der Bodenfraktion < 20 µm (Fein-Schluff und Ton) gefunden** (Abbildung 42). In einem Topfversuch nahmen die Pflanzen vor allem Stickstoff aus dieser Fraktion auf (Abbildung 43). Dies legt nahe, dass die **N-Mineralisierung in dieser Bodenfraktion** für die Pflanzenernährung besonders wichtig ist. In der Fraktion > 20 µm, die in der

Literatur häufig als labil erachtet wird, da sie sehr sensitiv auf Änderungen in der Bodenbearbeitung und Düngung reagiert (Bongiorno *et al.*, 2019), befindet sich eine viel geringere N-Menge, die daher auch weniger zur N-Aufnahme der Pflanzen beitragen kann.

Der **Säulenversuch (Abbildung 44)** bestätigte grundsätzlich die höhere Pflanzenaufnahme von N aus Mineraldünger verglichen mit Rindergülle, wie sie auch im Feld beobachtet wurde. Genauso war auch die Wiederfindung im Boden bei Rindergülle grösser als bei Mineraldünger. **Anaerobe Vergärung der Rindergülle erhöhte die Pflanzenverfügbarkeit** und reduzierte die Wiederfindung im Boden. Somit könnte die anaerobe Vergärung die N-Anreicherung im Boden und das Nitratauswaschungspotential verringern. Allerdings fehlen dazu Langzeitdaten. Der **Nitrifikationsinhibitor DMPP zeigte eine geringe Wirkung**, vermutlich auch weil es im Gewächshaus sehr heiss war, und es gab keine signifikante Wechselwirkung zwischen den Düngeverfahren und DMPP. Der Säulenversuch wurde mit einem Boden durchgeführt, der weniger tonig ist als für die Böden im Gäu typisch ist. Da es Hinweise in der Literatur gibt, dass Nitrifikationsinhibitoren **besser in sandigen** als in tonigen **Böden** wirken (Qiao *et al.*, 2015; Volpi *et al.*, 2017; Barth *et al.*, 2019), drängt sich ihre Anwendung im Gäu nicht auf. Biologische Nitrifikationsinhibitoren, die von Pflanzen im System produziert werden und via Wurzelexudate oder Einarbeitung pflanzlicher Biomasse in den Boden gelangen, könnten eine interessante Alternative sein (Coskun *et al.*, 2017). Ihre Wirksamkeit insbesondere in stickstoffreichen Böden muss aber noch geprüft werden. Auch die **Zugabe von Pflanzenkohle** zur vergorenen Rindergülle zeigte **keinen signifikanten Effekt** auf die N-Wiederfindung im System. Dies ist damit zu erklären, dass eine Verringerung der Nitratauswaschung durch Pflanzenkohle v.a. in sandigen Böden und bei Zugabe von > 10 t/ha berichtet wurde (Borchard *et al.*, 2019).

Insgesamt belegt der Säulenversuch, dass die N-Ausnutzungseffizienz von Rindergülle durch anaerobe Vergärung verbessert werden kann, wie auch in der Literatur beschrieben wird (Möller and Müller, 2012; Nkoa, 2014; Baral *et al.*, 2017). Bei einem höheren Ausnutzungsgrad müsste die Ausbringungsmenge entsprechend reduziert werden. In der Praxis muss zudem die durch Kosubstrate erhöhte N-Konzentration in Gärprodukten genau berücksichtigt werden, während die Vergärung für den Säulenversuch ohne Kosubstrate durchgeführt worden war. Zudem kann das Potential für die höhere N-Ausnutzung nach Vergärung nur genutzt werden, wenn Ammoniakverluste begrenzt werden können, beispielsweise durch Injektion von flüssigen Düngern in den Boden (Riva *et al.*, 2016), aber auch allgemein durch Optimierung des Ausbringungszeitpunkts.

Feldversuch und Säulenversuch bestätigen also die **Anreicherung von N aus Düngern im Boden**, insbesondere nach Ausbringung von organischen Düngern, weil im ersten Jahr ein tieferer N-Ausnutzungsgrad besteht als bei mineralischen Düngern und bei Berechnung der Düngermenge nach verfügbarem N mit organischen Düngern zusätzlicher organischer N ausgebracht wird. Die geringere N-Ausnutzung von Rindergülle im Anwendungsjahr ist mit NH₃-Verlusten und mikrobieller

Immobilisierung zu erklären. Nach Gülleausbringung kann in den ersten Wochen eine Netto-Immobilisierung auftreten, wie im Säulenversuch für Rindergülle, nicht aber für vergorene Rindergülle beobachtet wurde (Abbildung 45). Der N-Ausnutzungsgrad von Gülle im Anwendungsjahr nimmt mit abnehmendem Trockensubstanzgehalt und abnehmendem C/N-Verhältnis der Gülle zu (Pedersen *et al.*, 2021). Die **Nachwirkung** (dargestellt als Wiederfindung des ausgebrachten ^{15}N in der oberirdischen Pflanzenbiomasse) war dagegen **für beide Dünger mit <5% im 2. und <3% im 3. Jahr** sehr ähnlich (Abbildung 41). Das deutet darauf hin, dass residueller Stickstoff aus Mineraldünger oder Rindergülle im Feld gleich verfügbar war. Im Topfversuch mit Boden vom Ende der Mikroplotstudie zeigte sich dagegen eine 30% höhere Verfügbarkeit des residuellen Stickstoffs aus Mineraldünger (Daten nicht gezeigt). Da aber mehr Stickstoff aus der Gülle im Boden zurückbleibt, ist die Nachwirkung der beiden Dünger ab dem 2. Jahr praktisch gleich.

Direkte Auswaschung von Dünger-N ist meist gering, kann aber erhöht sein, wenn der Ammoniumanteil hoch ist und die ausgebrachte Menge oder der Zeitpunkt nicht mit dem Pflanzenbedarf abgestimmt ist (Sørensen and Jensen, 2013). Die **etwas höhere Auswaschung von Rindergülle im Feldversuch** (Abbildung 40) ist dagegen eher **mit fortlaufender Mineralisierung des höheren residuellen Stickstoffs im Boden zu erklären**, da mit Rindergülle mehr Gesamtstickstoff ausgebracht wird als mit mineralischem Dünger. Solche Mineralisierungsraten sind auch eine wichtige Grundlage, um die **längerfristige Düngernachwirkung** zu modellieren (Berntsen *et al.*, 2007). Die GRUD nimmt an, dass 50-70% des Gesamtstickstoff in Rindergülle über die Jahre verfügbar wird und berücksichtigt dabei bereits wiederholte Güllegaben (Richner and Sinaj, 2017), da die N-Ausnutzung im Anwendungsjahr meist deutlich tiefer ist. Bei festen organischen Düngern wie Stapelmist ist der Anteil an mittelfristig verfügbarem N am Gesamtstickstoff mit 20-40% deutlich tiefer. Wiederholte Düngung mit Hofdüngern führt zu einer N-Anreicherung im Boden, insbesondere im Fall von festen organischen Düngern, und erhöht damit auch das **Nitratauswaschungspotential**. Dieses kann verringert werden, wenn i) die längerfristige Düngernachwirkung gut vorhergesagt und bei der Düngungsplanung berücksichtigt wird, und ii) Senken für mineralisierten Stickstoff auch dann vorhanden sind, wenn die Hauptkulturen keinen Stickstoff aufnehmen (Sørensen *et al.*, 2018). Daneben gilt es, die N-Ausnutzung der Dünger im ersten Jahr zu erhöhen, wie am Beispiel der anaeroben Vergärung im Säulenversuch gezeigt werden konnte.

In der Suisse-Bilanz wird zunächst mit dem Gesamtstickstoff in den anfallenden Hofdüngern gerechnet. Dieser wird dann über den N-Ausnutzungsgrad so reduziert, dass im Ergebnis nur der pflanzenverfügbare N erscheint. Der Ausnutzungsgrad ist grundsätzlich 60%, wird aber betriebsspezifisch anhand von Faktoren wie Anteile offener Ackerfläche sowie Vollmist angepasst. Die Reduktion des anfallenden Gesamtstickstoff auf den pflanzenverfügbaren N führt dazu, dass trotz ausgeglichener Bilanz eine erhebliche N-Menge in Form von organisch gebundenem N im Boden verbleibt, ohne in der Bilanz sichtbar zu werden. Aus Umweltsicht wird hier dringend eine Verbesserung benötigt.

6.4 Vorschläge für eine Überarbeitung des Nitratindex

6.4.1 Vielversprechende Massnahmen

Die drei Teilstudien zum Ackerbau haben Ideen für mögliche Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung aufgezeigt, die hier zusammenfassend dargestellt werden sollen. Die Literaturstudie hat dargelegt, dass in anderen vergleichbaren Projekten v.a. Massnahmen im Bereich Düngung umgesetzt werden (Abbildung 17). Folglich wurden im Teilpaket Monitoring und Hydrologie (1.2) Düngungsmassnahmen im Feld evaluiert, und das Teilpaket Hofdüngermanagement (1.3) fokussierte ebenfalls auf die Düngung. Zusammen legen diese Projektteile die Basis zur Entwicklung von **Massnahmen im Bereich Düngung**.

Düngungsmassnahmen

Als Hauptquelle für die Nitratauswaschung konnte der Stickstoffvorrat im Boden identifiziert werden, aus dem verfügbarer Stickstoff durch Mineralisierung freigesetzt wird. Durch die relativ hohe Sickerwassermenge von etwa 400 mm/Jahr gibt es auf den vorherrschenden schweren und humusreichen Böden im Gäu eine **hohe unvermeidbare Auswaschung von Nitrat**. Langfristig muss diese unvermeidbare N-Auswaschung durch die Düngung wieder ersetzt werden, um die Böden nicht zu verarmen, auch wenn ein anfänglicher Abbau der aktuell hohen N-Vorräte anzustreben ist. Deshalb bleibt ein N-Überschuss etwa in Höhe der unvermeidbaren Auswaschung langfristig akzeptabel, auch wenn es zugleich wichtig ist, die N-Fracht möglichst stark zu verringern (Knoblauch, 2018).

Die **Höhe der unvermeidbaren Auswaschung** muss im Gäu noch genauer evaluiert werden. Die Bestimmung des Herbst-Nmin-Vorrats auf extensiven Wiesen in diesem Projekt bietet einen ersten Anhaltspunkt (Abbildung 21). Der Mittelwert von 48 kg N/ha würde basierend auf der Korrelation zwischen Herbst-Nmin-Vorrat und mit SIA gemessener Auswaschung (Abbildung 31) auf eine mittlere Nitratauswaschung unter extensiven Wiesen von 37 kg N/ha schliessen lassen. Die mittlere Nitratauswaschung unter Kunstwiese als Hauptkultur betrug ebenfalls 37 kg N/ha (Abbildung 25). Es ist anzunehmen, dass die tatsächliche Nitratauswaschung unter langjährig extensiv bewirtschafteten Wiesen tiefer ist. Idealerweise wäre eine Vorhersage der unvermeidbaren Auswaschung anhand der organischen Substanz bzw. dem Gesamtstickstoff im Boden möglich, so dass besonders gefährdete Flächen stillgelegt werden könnten.

Grundsätzlich darf die **N-Düngungsmenge nicht auf eine optimale Ertragserwartung abzielen**, sondern muss etwas darunter bleiben (Kirchmann and Bergström, 2001) und die **Boden-N-Mineralisierung möglichst genau berücksichtigen**. Eine auf den Standort, die aktuellen Witterungsbedingungen und das Ertragspotential mengenmässig und zeitlich angepasste Düngung verringert den N-Überschuss und kann langfristig die Nitratauswaschung deutlich verringern. Eine konsequente Anwendung der Nmin-Methode sowie der Methode der korrigierten Normen wirkt bereits in diese Richtung.

Für einen noch stärker wissensbasierten Ansatz und eine **dynamische Düngungsplanung** müssen die Landwirte unterstützt werden, z.B. durch software-basierte Hilfsmittel (Morris et al., 2018). Bei Kulturen wie Mais, die besonders von der Boden-N-Mineralisierung profitieren können, kommt es dabei durch Düngungsreduktion kaum zu Ertragseinbussen.

Die Landwirte hielten die Düngungsnormen der GRUD meist ein (Abbildung 56), mit Ausnahme von einzelnen **Hofdüngergaben im Herbst**. Diese müssen in Zukunft **zwingend unterbunden** werden, da der Nmin-Herbstvorrat in allen Jahren bereits sehr hoch war (Abbildung 30) und der Stickstoff aus Herbsdüngungsgaben direkt auswaschungsgefährdet ist. Es wird angenommen, dass mit dieser Massnahme die jährliche N-Fracht um etwa 10 kg N/ha verringert werden kann (Osterburg et al., 2007). Ein Verbot von Hofdüngergaben im Herbst bedingt allerdings möglicherweise eine Erhöhung der Güllelagerkapazitäten, die Abgabe von Hofdüngern zur Aufbereitung in Biogasanlagen, eine Verringerung der Viehdichte oder einen Export der Hofdünger aus der Region. Dabei ist die Kombination von standortspezifischen Düngungsstrategien mit einer Vergrößerung der Güllelagerkapazitäten besonders vielversprechend (Liu et al., 2018a).

Hofdünger und Recyclingdünger variieren aufgrund von jahreszeitlichen Schwankungen in ihren N-Gehalten, für die Berechnung der Ausbringung werden aber in der Regel Faustzahlen verwendet. Laboranalysen sind aufwendig, von der Probenahme und dem Probeversand, der Dauer (aktuell 10-14 Tage) bis hin zu den Kosten. Verschiedene **non-destruktive, spektroskopische Ansätze für die schnelle Bestimmung von Nährstoffgehalten in organischen Düngern** existieren bereits (z.B. Towett et al., 2020) und bieten die Chance, in Zukunft eine viel genauere und bedarfsgerechte Ausbringung von organischen Düngern erreichen.

Anaerobe Vergärung von Hofdüngern kann die N-Ausnutzung erhöhen, wie der Säulenversuch in diesem Projekt gezeigt hat (**Abbildung 44**), in Übereinstimmung mit der Literatur (Möller and Müller, 2012). Durch den Einsatz von Kosubstraten bei der Vergärung erhöhen sich die N-Gehalte von Gärprodukten meist gegenüber dem Hauptsubstrat. Daher muss die anaerobe Vergärung mit einer Nährstoffanalyse vor der Ausbringung kombiniert werden, und die Ausbringung muss so erfolgen, dass erhöhte Ammoniakemissionen vermieden werden. Auch weitere **technische Möglichkeiten zur Erhöhung der N-Ausnutzung von Hofdüngern** wie Gülleseparierung, Ammoniakstripping und Gülleansäuerung müssen immer mit reduzierten Düngergaben und zeitlich optimierter Ausbringung kombiniert werden, um eine tatsächliche Verbesserung der N-Ausnutzung und Verringerung von N-Verlusten zu erzielen.

Auf regionaler Ebene ist sicher entscheidend, dass kein Import von Hofdüngern in den Projektperimeter erfolgt und der zwischenbetriebliche Austausch von Hofdünger innerhalb des Projektperimeters optimiert wird. Die Abnahme von Hofdüngern in Biogasanlagen kann ebenfalls dazu beitragen, dass die Ausbringung von Hofdüngern auf klimatisch und pflanzenbaulich sinnvolle Zeitpunkte beschränkt wird.

Extensivierung und Kunstwiesenmanagement

Eine Extensivierung durch Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland ist wohl die wirksamste Massnahme, die Nitratauswaschung zu reduzieren (Christianson and Harmel, 2015; Eder et al., 2015), geht aber mit einer Abnahme der landwirtschaftlichen Produktion einher. Temporäres Grasland dagegen verursacht in Folge des Umbruchs für den Anbau von Ackerkulturen hohe Nitratauswaschung im folgenden Winter (Abbildung 24, Abbildung 40). Daher ist das **Management der Kunstwiesen** ein wichtiger Ansatzpunkt für Massnahmen innerhalb der Fruchtfolge. Da Kunstwiesen sehr viele Vorteile wie Unkrautunterdrückung, Aufbau organischer Substanz und biologische N-Fixierung durch Leguminosen bieten, geht es nicht darum, Kunstwiesen aus der Fruchtfolge zu nehmen, sondern darum, die Düngungsintensität der Kunstwiese, den Zeitpunkt des Beendens der Kunstwiese sowie die Kulturabfolge im ersten Jahr und insbesondere im ersten Winter nach Kunstwiese zu optimieren. Da unter gut entwickelten Kunstwiesen wenig Nitrat ausgewaschen wird (Spiess *et al.*, 2017), kann eine Verlängerung der Kunstwiesenphase von Vorteil sein. Allerdings steigt die Nitratauswaschung nach Kunstwiese mit dem Alter der Kunstwiese an, so dass hier ein Optimum gefunden werden muss.

Die **Düngung von Kunstwiesen mit Vollgülle** ist ausgehend von maximal 170 kg N/ha pro Jahr auf intensiv genutzten Wiesen mit einem Ertrag von 130 dt Trockensubstanz pro Hektar (entspricht einer Düngungsempfehlung von max. 170 kg N/ha pro Jahr) und einer N-Verfügbarkeit von 55% bei Vollgülle theoretisch auf 309 kg N/ha begrenzt (Richner and Sinaj, 2017). Das entspricht fast genau der gesetzlichen Limite nach Art. 23 der Gewässerschutzverordnung von 3 Düngergrossvieheinheiten pro Hektar, deren ausgeschiedene Stickstoffmenge 315 kg N/ha beträgt (Uebersax *et al.*, 2017). **Auf den untersuchten Flächen im Gäu lag die mittlere N-Düngung von Kunstwiesen im Bereich dieser gesetzlichen Limite** (Abbildung 56), obwohl die maximale Viehdichte im Gäu nicht erreicht wird. In der Praxis werden Hofdünger wegen der Befahrbarkeit, zeitlichen Flexibilität und höheren N-Ausnutzung v.a. auf Grasland ausgebracht, so dass es gute betriebliche Gründe gibt, Hofdünger primär auf den Kunstwiesen und weniger bei Ackerkulturen einzusetzen. Die hohe gemessene Nitratauswaschung nach Kunstwiese zeigt aber, dass hier eine Verringerung nötig ist.

Es sollte insbesondere geprüft werden, wie sehr das **Unterlassen der Düngung einer Kunstwiese im letzten Nutzungsjahr** die Nitratauswaschung verringern könnte. Eine solche Massnahme könnte dann entsprechend in einem Punktesystem honoriert werden und bedeutet eine nur geringe Abnahme der Futterproduktion. In unserer Studie kam diese Massnahme im Untersuchungszeitraum auf den Feldern H2, H3 und H6 so vor, dass die Auswaschung unter dem nachfolgenden Wintergetreide auch erfasst werden konnte (Tabelle 11). Während bei Düngungsreduktion auf H2 eine Zunahme der Auswaschung erfolgte, nahm diese auf H3 um 40-50 kg N/ha und bei H6 um 10 kg N/ha ab. Auch in der Mikroplotstudie wurden die Dünger auf Feld B im letzten Jahr einer Kunstwiese ausgebracht. Hier war die Nitratauswaschung in der ungedüngten Kontrolle um etwa 30 kg N/ha reduziert (Abbildung 40). Die Evaluierung solcher

Massnahmen wird durch die räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften und der Nitratauswaschung aber stark erschwert.

Die **Art des Kunstwiesenumbruchs** scheint für die **Höhe der Nitratauswaschung weniger entscheidend** zu sein. In der Mikroplotstudie wurde die Kunstwiese durch Streifenfrässaat beendet, dennoch war die Nitratauswaschung hier ebenso hoch wie unter den 11 Feldern in Teilpaket zur Hydrologie. Auch Helfrich *et al.* (2020) fanden erhöhte Nmin-Gehalte nach Klee graswiesen, unabhängig davon, ob sie mechanisch oder rein chemisch beendet wurden.

Ein **Kunstwiesenumbruch** im Frühjahr ist einem Umbruch im Herbst vorzuziehen, weil ein Herbstumbruch meist zu höherer Nitratauswaschung führt (Velthof *et al.*, 2010; Spiess *et al.*, 2017). Als erste Kultur nach einem letzten Frühjahrsschnitt und dem anschliessenden Umbruch eignet sich zeitlich dann vor allem Mais. Es gibt jedoch viele Hinweise dafür, dass es sehr schwierig ist, negative Umweltwirkungen durch N-Verluste bei dieser Fruchtfolge (Mais nach Kunstwiese) zu vermeiden (Hansen and Eriksen, 2016). Mais hat eine schlechte Nährstoffaneignungskapazität, und die fehlende Nährstoffaufnahme während des Abreifens im Spätsommer führt dazu, dass Stickstoff aus der späten Mineralisierung nach dem Umbruch nicht aufgenommen wird (Ten Berge *et al.*, 2007). Im schweizerischen Ackerbau ist die N-Intensität (=N-Input in kg/ha) bei Silomais durch Mist- und Güllegaben oftmals besonders hoch (Bosshard and Richner, 2013). Auch in den Niederlanden wird es als notwendig erachtet, insbesondere das **Management von Silomais** weiter zu verbessern, so dass die Nitratauswaschung verringert wird (Velthof *et al.*, 2020). Es sollte daher geprüft werden, ob ein Verzicht auf den letzten Frühjahrsschnitt und ein Umbruch im zeitigen Frühjahr gefolgt von einem Sommergetreide und nachfolgend Winterraps nicht deutliche Vorteile gegenüber der Abfolge Kunstwiese – Mais – Winterweizen bieten würde. Der Winterraps würde dabei durch seinen höhere N-Aufnahme im Herbst als Winterweizen mehr Reststickstoff in seiner Biomasse binden (König *et al.*, 2011). Allerdings hinterlässt auch Raps relativ viel Reststickstoff (Sieling and Kage, 2010), was im Projekt NitroGäu anhand der Nitratauswaschung auf den Feldern H1, H4 und H5 nach Raps sichtbar wurde. Zudem ist im Gäu eine Bodenbearbeitung im zeitigen Frühjahr in manchen Jahren aus Gründen des Bodenschutzes nicht möglich, wenn die Böden noch zu feucht sind.

Die Bedeutung der **Artenzusammensetzung** einer Kunstwiese, insbesondere das Vorhandensein von Kräutern und besonders tiefwurzelnden Pflanzen ist ein Bereich, in dem aktuell viel geforscht wird (Vibart *et al.*, 2016; Bryant *et al.*, 2019). Möglicherweise können biologische Mechanismen wie sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe, die die Nitrifizierung hemmen, dazu beitragen, die N-Verluste nach einem Kunstwiesenumbruch zu verringern.

Ein **höherer Anteil von Dauergrasland**, das intensiv bewirtschaftet, aber nicht umgebrochen wird, könnte die Nitratauswaschung reduzieren, wie unsere Daten zur Nitratauswaschung unter Kunstwiese vor dem Umbruch zeigen (Abbildung 25). Dadurch könnte auch der Kunstwiesenanteil in der Fruchtfolge verringert werden. Im Nitratprojekt Lurtigen (Kanton Freiburg) werden beispielsweise folgende

Anforderungen an Naturwiesen gestellt: keine Bodenbearbeitung, keine N-haltigen Dünger zwischen 15.10. und 15.2. (wie im Nitratprojekt Gäu-Olten-Niederbipp), max. 30 kg N/ha pro Nutzung (= 25 m³/ha Gülle oder 20 t/ha Mist), streifenweise Neuansaat mit extensiven Mischungen möglich.

Untersaaten und Zwischenfrüchte

Anders als Mais und Wintergetreide können **Untersaaten** und **Zwischenfrüchte** den verfügbaren Reststickstoff im Herbst oft sehr effektiv aufnehmen und die Nitratauswaschung gemäss mehreren Studien auf die Hälfte reduzieren, wenn sie früh genug gesät werden (Valkama *et al.*, 2015; Thapa *et al.*, 2018; Abdalla *et al.*, 2019). Im Gäu ist der Anbau von Zwischenfrüchten deshalb schwer umzusetzen, weil für die bodenschonende Aussaat der nachfolgenden Sommerung die Böden im Frühjahr häufig zu feucht sind.

Hauptkulturen und Agroforstsysteme

Um den N-Eintrag mit Düngern zu verringern, könnten **Kulturen** in die Fruchtfolge integriert werden, **die weniger N benötigen als Winterweizen**. Besonders sinnvoll wären diese Kulturen bei einer Verlängerung der Fruchtfolge, d.h. wenn nach Kunstwiese mehr als zwei Hauptkulturen angebaut werden, bevor wieder Kunstwiese eingesät wird. Einen tieferen N-Bedarf als Winterweizen haben Gerste (die zudem vor dem Winter mehr N aufnimmt), Öllein, Hafer, Roggen, Dinkel, Triticale und insbesondere Emmer/Einkorn. Auch **alternative Sommerkulturen** wie Quinoa, Hirse und Sonnenblumen sind von Interesse, die später im Frühjahr gesät werden als Sommergetreide und so den Anbau einer Zwischenfrucht über den Winter ermöglichen.

Während N-effiziente Ackerkulturen die Möglichkeit bieten, die Fruchtfolge zu verlängern und den Kunstwiesenanteil dadurch zu verringern, setzt die «grüne Fruchtfolge» im Kanton Freiburg darauf, **mindestens 3 von 6 Jahren einer Fruchtfolgeperiode mit Kunstwiese zu besetzen**. Im Seeland (Gimmiz) wird die N-Düngung der Natur- und Kunstwiesen zusätzlich auf max. 25 m³/ha Gülle, 20 t/ha Mist oder 25 kg N/ha Mineraldünger begrenzt. Die kumulative Nitratauswaschung in Fruchtfolgen mit Kunstwiesen ist sicher abhängig davon, wie häufig ein Kunstwiesenumbruch stattfindet. Unter gut entwickelten Kunstwiesen wird wenig Nitrat ausgewaschen, da sie eine lange Vegetationszeit haben, viel N aufnehmen und wegen der starken Evapotranspiration wenig Sickerwasser anfällt. Nach dem Umbruch nimmt die Nitratauswaschung aber mit der Dauer der Kunstwiese zu (Spiess *et al.*, 2017). Dieser Effekt könnte durch eine Berücksichtigung der N-Freisetzung aus dem Boden-N-Pool bei der Düngungsplanung verringert werden. Zu einer umfassenden Beurteilung der optimalen Dauer einer Kunstwiese bezüglich Nitratauswaschung während der gesamten Fruchtfolgeperiode wären weitere Daten hilfreich.

Einen grossen Vorteil bezüglich Nitratauswaschung kann die **Integration von Dauerkulturen in das Anbausystem** bieten. So können Baumstreifen auf Ackerflächen gemäss einer Modellierung die Sickerwasserbildung und die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser verringern (Tsonkova *et al.*, 2014). In solchen Systemen wachsen die

Wurzeln der Bäume durch regelmässige Bodenbearbeitung auf dem Acker stärker in die Tiefe und können so eine Art «Sicherheitsnetz» für Nitrat im Sickerwasser darstellen. Auch eine Modellierungsstudie mit Modifus bestätigte anhand von Streuobstwiesen, dass die Integration von Bäumen die Nitratauswaschung verringern kann (Kay *et al.*, 2018). Dabei wird allerdings auch die Produktivität verringert. Für die umfassende Beurteilung der Wirtschaftlichkeit von Agroforstsystemen ist daher entscheidend, dass alle Ökosystemleistungen berücksichtigt werden (Kay *et al.*, 2019).

Untersuchungen zu **mehrreihigen Streifen von Bäumen zur Energieholzgewinnung** auf Ackerflächen in Bayern zeigten, dass der Gesamtertrag der Ackerkulturen Hafer, Winterweizen und Klee gras nicht von den Bäumen beeinflusst wurde (Wiesinger, 2019). Das bedeutet, dass das System mindestens genauso wirtschaftlich sein kann wie der Anbau der Ackerkulturen ohne Baumstreifen. Gleichzeitig werden Windgeschwindigkeiten vermindert und die Sickerwasserbildung wird reduziert, was im Gäu neben der eigentlichen N-Aufnahme durch die Bäume die Nitratauswaschung zusätzlich verringern könnte. Auf nicht-drainierten Flächen im Gäu sollte die Integration von Dauerkulturen auf Ackerflächen daher unbedingt in Betracht gezogen werden.

Anbausystem

Ein Wechsel zu biologischer Bewirtschaftung senkt den N-Überschuss gegenüber ÖLN deutlich (Jan *et al.*, 2013) und verringert die flächenbezogene Nitratauswaschung gemäss einer aktuellen Metaanalyse im Mittel um 30% (Sanders and Hess, 2019). Eine Umstellung auf Biolandbau wäre daher eine vielversprechende Massnahme, sofern der N-Überschuss gleichzeitig begrenzt wird. Bezogen auf den Ertrag unterscheidet sich das Auswaschungspotential allerdings nicht zwischen biologischer und konventioneller Bewirtschaftung, so dass es bei dieser Massnahme zu einer teilweisen Externalisierung der Umweltwirkung kommen würde. Auch die Messung der Nitratauswaschung unter drei konventionell (B4, B5, H1) und drei biologisch bewirtschafteten Flächen (B1, B2, B3) im Gäu ergab während der beiden Messperioden mit derselben Fruchtfolge keinen signifikanten Unterschied in Abhängigkeit vom Anbausystem (Abbildung 24).

Zusammenfassende Beurteilung der vielversprechenden Massnahmen

Für die Weiterentwicklung des Nitratindex ist es wichtig, insbesondere die Wirksamkeit der Massnahmen (Verringerung der Nitratauswaschung, d.h. «grosse vs. kleine Schrauben») und die Umsetzbarkeit (schnell umsetzbar oder zukünftige Massnahme) zu kennen. Die Zusammenstellung in Tabelle 15 zeigt auf, dass mehrere Massnahmen gut bekannt, wirksam und sofort umsetzbar sind. Für andere Massnahmen müssen noch Voraussetzungen geschaffen und Anwendungsempfehlungen erarbeitet werden. Bei allen Massnahmen muss beachtet werden, dass sich ihre Wirkung über die Zeit verändern kann (Liu *et al.*, 2017). Daher ist ein begleitendes Monitoring des Sickerwassers unerlässlich.

Tabelle 15: Vergleich vielversprechender Massnahmen hinsichtlich Wirksamkeit (gegenüber der jeweiligen Negativkontrolle) und Umsetzbarkeit (mit Produktionsminderung gelb, ohne grün, unklar weiss)

Massnahme	Wirksamkeit (geschätzte Reduktion der jährlichen Nitratauswaschung)	Voraussetzungen für die Umsetzung
Umwandlung von Kunstwiesen-Fruchtfolgen in Dauergrasland (extensiv oder intensiv)	Im Mittel 50, max. 70 kg N/ha (Osterburg <i>et al.</i> , 2007)	Sofort möglich, erfordert aber grössere Anpassungen in der Tierproduktion
Standortangepasste, parzellen-spezifische Düngung (Nmin-Methode oder korrigierte Normen)	8-26 kg N/ha (gemäss Liebisch, 2021 ¹), im Mittel 20, max. 30 kg N/ha (Osterburg <i>et al.</i> , 2007)	Infrastruktur für Nmin-Analytik oder zuverlässige sensorbasierte Ansätze
Verbot von N-Düngung im Spätsommer/Herbst	Im Mittel 10, max. 20 kg N/ha (Osterburg <i>et al.</i> , 2007)	Verbessertes Gülle-Management während des Jahres, kein Hofdünger-Import aus anderen Regionen, Erhöhung der Güllelagerkapazitäten oder Hofdüngeraufbereitung
N-extensive Kulturen wie Braugerste, Öllein etc.	Im Mittel 10, max. 20 kg N/ha (Osterburg <i>et al.</i> , 2007)	Sofort möglich, Beratung und Absatz sichern
Biolandbau	Im Mittel 20, max. 50 kg N/ha (Osterburg <i>et al.</i> , 2007); Reduktion um 30% (Sanders and Hess, 2019); Reduktion N-Überschuss um ca. 20 kg N/ha (Jan <i>et al.</i> , 2013)	Betriebsanpassungen nötig, Intensität muss begrenzt werden
Hofdüngeranalysen, evtl. in Kombination mit -aufbereitung	Im Mittel 10, max. 40 kg N/ha (Osterburg <i>et al.</i> , 2007)	Verfügbarkeit schneller Analytik / Schnelltests
Keine N-Düngung von Kunstwiesen im letzten Jahr	0-50 kg N/ha (Ergebnisse NitroGäu)	Sofort möglich

Bis 1.9. eingesäte winterharte Zwischenfrüchte vor spät eingesäten Sommerkulturen	Im Mittel 40, max. 60 kg N/ha (Osterburg <i>et al.</i> , 2007)	Sofort möglich
Alternative Sommerkulturen wie Quinoa, Hirse, Sonnenblumen	?	Anbauempfehlungen erarbeiten, Absatz sichern
Integration von Dauerkulturen, Hecken, Baumreihen in das Anbausystem	?	Anbauempfehlungen erarbeiten, Absatz sichern

¹Präsentation am Workshop zur Erarbeitung des Nitratindex 2.0, 6.12.2021

6.4.2 Vorschläge zur Umsetzung in einem neuen Massnahmentool

Der Vergleich mit anderen Projekten und die Ergebnisse der Feldmessungen haben gezeigt, dass die **Düngung künftig in einem neuen Massnahmentool** prioritär berücksichtigt werden muss. Zugleich weisen die Ergebnisse der Feldmessungen auf die grosse **Bedeutung der Boden-N-Mineralisierung** für die Nitratauswaschung hin. Diese beiden Erkenntnisse müssen in einem **verbesserten Düngungsmanagement** kombiniert werden, bei dem der aktuelle Bodenvorrat an mineralischem N bei der Düngung berücksichtigt wird. In zweiter Priorität können Massnahmen umgesetzt werden, die sich auf die **Fruchtfolge** oder das **Anbausystem** beziehen, analog zum heutigen Nitratindex (Tabelle 15).

Zwischen berechneter Basispunktzahl und gemessener Nitratauswaschung wurde kein Zusammenhang gefunden, da es neben der grossen Variabilität zwischen den Feldern (Abbildung 24, Abbildung 25) zu einer zeitlich verzögerten Auswaschung kommt. Beispielsweise ist die Basispunktzahl für die Kombination Hauptkultur Mais nach Vorkultur Kunstwiese mit 35 Punkten eher hoch, die Nitratauswaschung als Nachwirkung der Kunstwiese tritt aber hauptsächlich erst im folgenden Winter auf, wenn meist die Hauptkultur Winterweizen mit Vorkultur Mais auf dem Feld steht (Basispunktzahl 24). Dieses Beispiel verdeutlicht, dass der Nitratindex a) eine falsche Genauigkeit suggeriert, b) einen zu starken Fokus auf die Kombination aus Vor- und Hauptkultur setzt, und c) die zeitlich versetzt auftretende Nitratauswaschung nicht richtig abbildet. Auch berücksichtigt er die relevante Nachlieferung aus dem Boden-N-Pool nicht.

In der Literaturstudie wurden detaillierte Vorschläge für die Bewertung verschiedener Kulturen und Faktoren wie Bodenbearbeitung und Saatzeitpunkte gemacht. Basierend auf allen Arbeitspaketen von NitroGäu im Bereich Ackerbau sollten v.a. die **in Tabelle 15 aufgeführten Massnahmen im Zentrum eines neuen Massnahmenpakets** stehen. Dieses sollte auf alle Landnutzungsarten anwendbar sein (Ackerbau, Gemüsebau, Stillelegungsflächen etc.). Seit 2021 können Gemüseproduzenten am Nitratprojekt teilnehmen, in den Verträgen ist die Winterbegrünung im Gemüsebau enthalten.

Daneben sollten weitere Massnahmen nach ihrer Wirkung über die gesamte Fruchtfolgeperiode (meist 4-6 Jahre) beurteilt werden, da die Nitratauswaschung häufig zeitlich verzögert auftritt. Gleichzeitig benötigen Landwirte eine möglichst grosse Flexibilität, um kurzfristig auf Witterungsverhältnisse reagieren zu können. Dies muss im Massnahmenpaket und beim Abschliessen von allfälligen Verträgen berücksichtigt werden.

Unter diesen Gesichtspunkten scheint es schwierig, das aktuelle Punktesystem des Nitratindex weiterzuführen. Ein **Massnahmenkatalog mit einer Kombination aus verbindlichen und wählbaren Massnahmen** scheint besser umsetzbar zu sein. **Dabei stellen Düngungsmassnahmen, die den flächen- oder betriebsspezifischen N-Überschuss begrenzen, die Basis dar.** Zusätzlich können im Bereich Fruchtfolge Grundanforderungen aufgestellt und mit freiwilligen zusätzlichen Massnahmen ergänzt werden.

7. Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Messung der Nitratauswaschung unter insgesamt 13 Feldern in den Teilpaketen 1.2 und 1.3 sowie begleitende Prozessstudien haben übereinstimmend gezeigt, dass der aktuell im Gäu angewandte Nitratindex nicht ausreichend wirksam ist, um die Nitratauswaschung auf ein grundwasserverträgliches Mass zu begrenzen. Die flächengewichtete Nitratfracht unter Ackerflächen ist ohne Berücksichtigung einer Verdünnung durch extensive Flächen, Flusswasser und Zuflüsse etwa dreimal so hoch, wie sie zum Erreichen des Zielwertes von 25 mg Nitrat pro l im Grundwasser sein dürfte.

Die gemessene Nitratauswaschung war auch höher als mit Modiffus berechnete Werte unter den Ackerflächen im Gäu. Möglicherweise trugen die milden Winter und warmen, trockenen Sommer im Untersuchungszeitraum zu einer überdurchschnittlichen Nitratauswaschung bei. Allerdings entsprechen diese Witterungsbedingungen dem, was für die Schweiz im Zuge des Klimawandels prognostiziert wird. Umso wichtiger ist es, wirksame Massnahmen umzusetzen.

Die gemessene Nitratauswaschung war mit den Herbst-Vorräten an mineralischem Stickstoff im Boden korreliert. Für ein Monitoringprogramm zur langfristigen Überwachung der Nitratauswaschung im Gäu und zur langfristigen Erfolgskontrolle von Massnahmen wird daher die Untersuchung der Herbst-Nmin-Vorräte empfohlen. Dabei sollte die gefundene Beziehung zur tatsächlichen Auswaschung regelmässig überprüft werden.

Bilanzierungsansätze, die Untersuchung der natürlichen Isotopenabundanz im ausgewaschenen Nitrat und die Verwendung von ¹⁵N-markierten Düngern haben übereinstimmend gezeigt, dass die Hauptquelle der Nitratauswaschung im Gäu in der Mineralisierung von organischem Bodenstickstoff liegt, in Kombination mit einer hohen Sickerwassermenge. Die grossen Gehalte an organischer Substanz und Stickstoff in den Böden im Gäu sind sowohl durch pedogenetische Faktoren (Tallagen, Auenböden etc.)

als auch durch die Bewirtschaftung in den letzten Jahrzehnten bedingt, wobei der tatsächliche N-Überschuss im Gäu noch genauer bestimmt werden sollte. Von den Pflanzen im Ausbringungsjahr nicht genutzter Stickstoff aus Mineraldünger oder Hofdünger wird hauptsächlich im organischen Bodenstickstoff eingebaut und nur zu einem sehr kleinen Teil direkt ausgewaschen. Bezogen auf die ausgebrachte Gesamtmenge an Stickstoff verbleibt von organischen Düngern ein grösserer Anteil im Boden, der langsam durch Mineralisierungsprozesse freigesetzt wird und bei der Nährstoffbilanzierung und Düngungsplanung berücksichtigt werden muss. Der grösste Mineralisierungsschub erfolgt nach Beenden der Kunstwiese, das als kritischer Zeitpunkt in der Fruchtfolge identifiziert wurde, unabhängig von der Art des Umbruchs.

Die Boden-N-Mineralisierung muss bei der standortspezifischen Düngung berücksichtigt werden. Es wird empfohlen, ein verbessertes Düngungsmanagement mit Massnahmen im Bereich der Fruchtfolge zu kombinieren. Viele der vorgeschlagenen Massnahmen können sofort umgesetzt werden, für andere müssen die nötigen Voraussetzungen geschaffen werden. Dies gilt insbesondere für die Bereitstellung einer schnellen Boden- und Hofdüngeranalytik als auch für Empfehlungen zum Anbau neuer Kulturen und einer vermehrten Integration von Dauerkulturen in den Ackerbau. Die Bereitstellung einer zeitnahen Nmin-Analytik ist bereits umgesetzt worden.

Für eine Übertragung der Ergebnisse aus dem Gäu auf andere Regionen der Schweiz wäre es wichtig, die Höhe der unvermeidbaren Auswaschung (z.B. unter extensivem Grasland) in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften und Klimabedingungen zu erheben. Zudem sollte die Erfassung der Nitratauswaschung in typischen Fruchtfolgen über viele Jahre erfolgen, um längerfristige, belastbare Daten zu erhalten. Dabei muss die Nitratauswaschung im Sickerwasser bzw. direkt im/unter dem Bodenprofil gemessen werden. Rückschlüsse über die Erfassung der Nitratkonzentration im Grundwasser bzw. in den Pumpwerken sind wegen der grossen zeitlichen Verzögerung und der Flächenintegration nicht möglich.

8. Literatur

- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R.M., Smith, P., 2019. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Glob Chang Biol* 25, 2530-2543.
- Agriidea, 2017. Gewässerschutz und produktiver Ackerbau durch Low Input Systeme und Agroforst im Einklang.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., 2015. Relationships for estimating N₂fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* 6, art37.

- BAFU, 2019. Zustand und Entwicklung Grundwasser Schweiz - Ergebnisse der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA, Stand 2016 Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1901: 138 S.
- Baral, K.R., Labouriau, R., Olesen, J.E., Petersen, S.O., 2017. Nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency of manure and digestates applied to spring barley. *Agriculture Ecosystems & Environment* 239, 188-198.
- Barth, G., von Tucher, S., Schmidhalter, U., Otto, R., Motavalli, P., Ferraz-Almeida, R., Sattolo, T.M.S., Cantarella, H., Vitti, G.C., 2019. Performance of nitrification inhibitors with different nitrogen fertilizers and soil textures. *J.Plant Nutr.Soil Sci.* 182, 694-700.
- Beisecker, R., Peter, M., Miller, R., 2018. Herbst-Nmin-Gehalte als Erfolgsindikatoren der Gewässerschutzberatung in Hessen. *Korrespondenz der Wasserwirtschaft. Sonderdruck Nitrat im Grundwasser - ein unlösbares Problem?* 6, 18-24.
- Beisecker, R., Piegholdt, C., 2021. Metaanalyse: Empirischer Zusammenhang zwischen N-Flächenbilanzsaldo, Herbst-Nmin-Gehalt und der Stickstofffracht des Sickerwassers. www.dvgw-forschung.de.
- Berntsen, J., Grant, R., Olesen, J.E., Kristensen, I.S., Vinther, F.P., Mølgaard, J.P., Petersen, B.M., 2006. Nitrogen cycling in organic farming systems with rotational grass-clover and arable crops. *Soil Use Manage.* 22, 197-208.
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Sørensen, P., Olesen, J.E., 2007. Simulating residual effects of animal manures using 15N isotopes. *Plant Soil* 290, 173-187.
- Biedermann, R., 2007. Pilotprojekt: Nitratreduktion im Klettgau. Kanton Schaffhausen: Amt für Lebensmittelkontrolle und Umweltschutz, Landwirtschaftsamt Gemeinden Neukirch und Gächlingen.
- Bischoff, W.-A., 2007. Entwicklung und Anwendung der Selbst-Integrierenden Akkumulatoren: Eine Methode zur Erfassung der Sickerfrachten umweltrelevanter Stoffe. Technische Universität Berlin, p. 145.
- Blanco-Canqui, H., 2018. Cover Crops and Water Quality. *Agron. J.* 110, 1633-1647.
- Blanco-Canqui, H., 2019. Biochar and Water Quality. *J Environ Qual* 48, 2-15.
- BLU, 2019. Landwirtschaft und Grundwasserschutz in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg an der Laaber - Abschlussbericht Projektphase I (2014-2018). Bayerisches Landesamt für Umwelt (BLU).
- Bohner, A., 2007. Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem.
- Bongiorno, G., Bunemann, E.K., Oguejiofor, C.U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mader, P., Brussaard, L., de Goede, R., 2019. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecological Indicators* 99, 38-50.

- Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M.L., Kammann, C., Wrage-Monnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizabal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, J.A., Novak, J., 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis. *Science of the Total Environment* 651, 2354-2364.
- Bosshard, C., Richner, W., 2013. Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene. Teil 2: Analyse auf Kulturebene. Abschlussbericht zuhanden des Bundesamts für Landwirtschaft BLW. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich, p. 83-105.
- Boy-Roura, M., Cameron, K.C., Di, H.J., 2016. Identification of nitrate leaching loss indicators through regression methods based on a meta-analysis of lysimeter studies. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 3671-3680.
- Braun, M., Rolli, D., Prasuhn, V., 1997. Verminderung des Nährstoffeintrages in Gewässer durch Massnahmen in der Landwirtschaft. *Schriftenreihe Umwelt* 293, 45-56.
- Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G., Jenkinson, D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol.Biochem.* 17, 837-842.
- Bryant, R.H., Snow, V.O., Shorten, P.R., Welten, B.G., 2019. Can alternative forages substantially reduce N leaching? findings from a review and associated modelling. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 63, 3-28.
- Burkitt, L.L., 2014. A review of nitrogen losses due to leaching and surface runoff under intensive pasture management in Australia. *Soil Res.* 52, 621-636.
- Casciotti, K.L., Sigman, D.M., Galanter Hastings, M., Böhlke, J.K., Hilkert, A., 2002. Measurement of the Oxygen Isotopic Composition of Nitrate in Seawater and Freshwater Using the Denitrifier Method. *Anal. Chem.* Vol. 74, 4905-4912.
- Chapman, D., Pinxterhuis, I., Ledgard, S., Parsons, T., 2020. White clover or nitrogen fertiliser for dairying under nitrate leaching limits? *Anim. Prod. Sci.* 60, 78.
- Chen, D., Shen, H., Hu, M., Wang, J., Zhang, Y., Dahlgren, R.A., 2018. Legacy Nutrient Dynamics at the Watershed Scale: Principles, Modeling, and Implications. 149, 237-313.
- Christianson, L.E., Harmel, R.D., 2015. The MANAGE Drain Load database: Review and compilation of more than fifty years of North American drainage nutrient studies. *Agricultural Water Management* 159, 277-289.
- Coskun, D., Britto, D.T., Shi, W., Kronzucker, H.J., 2017. Nitrogen transformations in modern agriculture and the role of biological nitrification inhibition. *Nature Plants* 3, 17074.

- Cotrufo, M.F., Ranalli, M.G., Haddix, M.L., Six, J., Lugato, E., 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience* 12, 989-994.
- Cougnon, M., Van Den Berge, K., D'Hose, T., Clement, L., Reheul, D., 2018. Effect of management and age of ploughed out grass-clover on forage maize yield and residual soil nitrogen. *The Journal of Agricultural Science* 156, 748-757.
- Dalgaard, T., Bienkowski, J.F., Bleeker, A., Dragosits, U., Drouet, J.L., Durand, P., Frumau, A., Hutchings, N.J., Kedziora, A., Magliulo, V., Olesen, J.E., Theobald, M.R., Maury, O., Akkal, N., Cellier, P., 2012. Farm nitrogen balances in six European landscapes as an indicator for nitrogen losses and basis for improved management. *Biogeosciences* 9, 5303-5321.
- Daryanto, S., Wang, L.X., Jacinthe, P.A., 2017. Impacts of no-tillage management on nitrate loss from corn, soybean and wheat cultivation: A metaanalysis. *Scientific Reports* 7.
- Delgado, J.A., 2002. Quantifying the loss mechanisms of nitrogen. *Journal of Soil and Water Conservation* 57, 389-398.
- Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft, 2018. Effizient düngen: Anwendungsbeispiele zur Düngeverordnung.
- Di, H.J., Cameron, K.C., 2016. Inhibition of nitrification to mitigate nitrate leaching and nitrous oxide emissions in grazed grassland: a review. *J. Soils Sed.* 16, 1401-1420.
- Di, H.J., Cameron, K.C., 2018. Ammonia oxidisers and their inhibition to reduce nitrogen losses in grazed grassland: a review. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 48, 127-142.
- Diederichs, A., 2021. Modelling nitrate leaching in the Gäu region using the farm model and the Daisy model. MSc thesis. TUM School of Life Sciences. Technical University Munich.
- Dupas, R., Ehrhardt, S., Musolff, A., Fovet, O., Durand, P., 2020. Long-term nitrogen retention and transit time distribution in agricultural catchments in western France. *Environmental Research Letters* 15, 115011.
- Dzurella, K.N., Medellin-Azuara, J., Jensen, V.B., King, A.M., De La Mora, N., Fryjoff-Hung, A., Rosenstock, T.S., Harter, T., Howitt, R., Hollander, A.D., Darby, J., Jessoe, K., Lund, J.R., Pettygrove, G.S., 2012. Nitrogen source reduction to protect groundwater quality. Addressing Nitrate in California's Drinking Water with a Focus on Tulare Lake Basin and Salinas Valley Groundwater. Report for the State Water Resources Control Board Report to the Legislature. Center for Watershed Sciences, University of California, Davis.

- Eagle, A.J., Olander, L.P., Locklier, K.L., Heffernan, J.B., Bernhardt, E.S., 2017. Fertilizer Management and Environmental Factors Drive N₂O and NO₃ Losses in Corn: A Meta-Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 81, 1191-1202.
- Eder, A., Blochl, G., Feichtinger, F., Herndl, M., Klammler, G., Hosch, J., Erhart, E., Strauss, P., 2015. Indirect nitrogen losses of managed soils contributing to greenhouse emissions of agricultural areas in Austria: results from lysimeter studies. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 101, 351-364.
- Eder, G., 2001. Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumauswaschung bei Wirtschaftsdüngeranwendung im Grün- und Ackerland. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung. BAL Gumpenstein, Irdning, pp. 61-66.
- Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H., 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og malrettet arealregulering. DCA Rapport nr. 051. Aarhus Universitet.
- EU_Nitrogen_Expert_Panel, 2015. Nitrogen Use Efficiency (NUE) - an indicator for the utilization of nitrogen in agriculture and food systems. Wageningen University, Alterra, PO Box 47, NL-6700 Wageningen, Netherlands.
- Fank, J., Feichtinger, F., Dersch, G., Robier, J., 2010. Ackerbauliche Maßnahmen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murtal (Graz bis Bad Radkersburg).
- Finck, M., 2014. Vergleichsflächen gemäß SchALVO: Acker-, Garten-, Obst- und Weinbau. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg Baden-Württemberg.
- Finck, M., 2017. SchALVO Nitratbericht. Ergebnisse der Beprobung 2016. Ergebnisse der Nitratuntersuchungen von Böden aus Wasserschutzgebieten (WSG) gemäß der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung Baden-Württembergs (SchALVO). Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg.
- Fraters, B., Hooijboer, A.E.J., Vrijhoef, A., Claessens, J., Kotte, M.C., Rijs, G.B.J., Denneman, A.I.M., Bruggen, C., Daatselaar, C., Begeman, H.A.L., Bosma, J.N., 2016. Agricultural practice and water quality in the Netherlands: status (2012-2014) and trend (1992-2014): Monitoring results for Nitrates Directive reporting.
- Freyer, B., Hartnagel, S., Rennenkampff, K., Schmid, O., 1998. Erarbeitung von Massnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung ins Grundwasser durch Anpassungsmassnahmen im Klettgau, Teil 1: Pflanzenbau. Studie des Forschungsinstitutes für biologischen Landbau (FiBL), Frick.
- Gao, J., Luo, J., Lindsey, S., Shi, Y., Sun, Z., Wei, Z., Wang, L., 2020. Benefits and Risks for the Environment and Crop Production with Application of Nitrification Inhibitors in China. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 21, 497-512.

- Gardner, J.B., Drinkwater, L.E., 2009. The fate of nitrogen in grain cropping systems: a meta-analysis of N-15 field experiments. *Ecological Applications* 19, 2167-2184.
- Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., Ramarson, A., Passy, P., Silvestre, M., Lassaletta, L., Trommenschlager, J.M., Schott, C., Tallec, G., 2016. Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future. *Environ. Sci. Policy* 63, 76-90.
- Gilbert, L., 2021. Tracing sources of nitrate leaching using the natural abundance of ¹⁵N and ¹⁸O. MSc thesis, Martin Luther University Halle-Wittenberg.
- Goulding, K., 2000. Nitrate leaching from arable and horticultural land. *Soil Use Manage.* 16, 145-151.
- Grunwald, D., Panten, K., Schwarz, A., Bischoff, W.A., Schittenhelm, S., 2020. Comparison of maize, permanent crop plant and a perennial grass mixture with regard to soil and water protection. *GCB Bioenergy* 12, 694-705.
- Gut, W., Strasser, R., 1994. Beratungskonzept für nitratbelastete Gebiete im Kanton Zürich, Düngungsberatung des Kanton Zürich.
- Hansen, E.M., Eriksen, J., 2016. Nitrate leaching in maize after cultivation of differently managed grass-clover leys on coarse sand in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 216, 309-313.
- Hauert, C., von Rohr, G., Margreth, S., Schmidhauser, A., Gasche, T., 2017. Böden im Kanton Solothurn. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft des Kantons Solothurn, Heft 43, 2017, S. 49–175. Verfügbar unter https://www.so.ch/fileadmin/internet/bjd/bjd-afu/20_Boden/2_Boden/fb-17-04_Boeden_im_Kanton_Solothurn.pdf.
- Heim, P., 2000. Umsetzung einer grundwasserverträglichen und nachhaltigen Landbewirtschaftung im Gäu Kt. Solothurn / Nitratindex SHL. Semesterarbeit 4. Semester, Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft, Zollikofen.
- Helfrich, M., Nicolay, G., Well, R., Buchen-Tschiskale, C., Dechow, R., Fuß, R., Gensior, A., Paulsen, H.M., Berendonk, C., Flessa, H., 2020. Effect of chemical and mechanical grassland conversion to cropland on soil mineral N dynamics and N₂O emission. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 298, 106975.
- Herndl, M., Schink, M., Kandolf, M., Böhner, A., Buchgraber, K., 2013. Nährstoffauswaschung im Grünland in Abhängigkeit vom Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungssystem. 15. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irnding, pp. 25-30.
- Herzog, F., Prasuhn, V., Spiess, E., Richner, W., 2008. Environmental cross-compliance mitigates nitrogen and phosphorus pollution from Swiss agriculture. *Environ. Sci. Policy* 11, 655-668.

- Heumann, S., Fier, A., Hassdenteufel, M., Hoper, H., Schafer, W., Eiler, T., Bottcher, J., 2013. Minimizing nitrate leaching while maintaining crop yields: insights by simulating net N mineralization. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 95, 395-408.
- Hunkeler, D., Sonney, R., Paratte, D., Tallon, L., 2015. Nitratprojekt Gäu-Olten: Hydrochemische Erkundung des Grundwasserleiters und Bestimmung der Altersstruktur. https://so.ch/fileadmin/internet/bjd/bjd-afu/pdf/wasser/Bericht_Gäu_Schlussversion_Komplett.pdf.
- Ilampooranan, I., Van Meter, K.J., Basu, N.B., 2019. A Race Against Time: Modeling Time Lags in Watershed Response. *Water Resources Research* 55 3941–3959.
- Jan, P., Calabrese, C., Lips, M., 2013. Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene. Teil 1: Analyse auf gesamtbetrieblicher Ebene. Abschlussbericht zuhanden des Bundesamts für Landwirtschaft BLW. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen, p. 1- 82.
- Jokela, W.E., Randall, G.W., 1987. A nitrogen-15 microplot design for measuring plant and soil recovery of fertilizer nitrogen applied to corn. *Agron. J.* 79, 322-325.
- Kay, S., Crous-Duran, J., García de Jalón, S., Graves, A., Palma, J.H.N., Rocés-Díaz, J.V., Szerencsits, E., Weibel, R., Herzog, F., 2018. Landscape-scale modelling of agroforestry ecosystems services in Swiss orchards: a methodological approach. *Landscape Ecology* 33, 1633-1644.
- Kay, S., Graves, A., Palma, J.H.N., Moreno, G., Rocés-Díaz, J.V., Aviron, S., Chouvardas, D., Crous-Duran, J., Ferreira-Domínguez, N., García de Jalón, S., Măciacășan, V., Mosquera-Losada, M.R., Pantera, A., Santiago-Freijanes, J.J., Szerencsits, E., Torralba, M., Burgess, P.J., Herzog, F., 2019. Agroforestry is paying off – Economic evaluation of ecosystem services in European landscapes with and without agroforestry systems. *Ecosystem Services* 36, 100896.
- Kayser, M., Benke, M., Isselstein, J., 2011. Little fertilizer response but high N loss risk of maize on a productive organic-sandy soil. *Agronomy for Sustainable Development* 31, 709-718.
- Kayser, M., Seidel, K., Müller, J., Isselstein, J., 2008. The effect of succeeding crop and level of N fertilization on N leaching after break-up of grassland. *Eur. J. Agron.* 29, 200-207.
- Kendall, C., 1998. Tracing Nitrogen Sources and Cycling in Catchments. In: Kendall, C., McDonnell, J.J. (Eds.), *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Elsevier, Amsterdam, pp. 519-576.
- Kendall, C., Aravena, R., 2000. Nitrate Isotopes in Groundwater Systems. 261-297.
- Kirchmann, H., Bergström, L., 2001. Do Organic Farming Practices Reduce Nitrate Leaching? *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 32, 997-1028.

- Klammler, G., Fank, J., 2015. Lysimeterstation Wagna: Vergleichende Ergebnisse von konventioneller und organisch-biologischer Bewirtschaftung für Wasserbilanz, Stickstoffauswaschung, Ertrag und ökonomischem Profit. 16. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 161-166.
- Klasse_PP5, 2000. Konzepte zur Verminderung der Nitratbelastung im Gäu. Projektarbeit. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft, Zollikofen.
- Knappe, S., Haferkorn, U., 2001. Witterungs-, boden- und nutzungsbedingte N-Auswaschungspotentiale von typischen Pedohydrotopen des Mitteldeutschen Trockengebietes (Partheinzugsgebiet).
- Knoblauch, S., 2018. Auswertung des Nitratreintrages über Sickerwasser mit Hilfe von Lysimeterdaten am Beispiel der Lysimeterstation Buttstedt. Korrespondenz der Wasserwirtschaft. Sonderdruck Nitrat im Grundwasser - ein unlösbares Problem? 6, 31-38.
- König, V., Höpfner, E., Wagner, S., 2011. Nmin-Gehalte im Boden nach der Hauptfruchternte und ihre Bedeutung für die N-Düngung nachfolgender Winterungen. Thüringer Düngungs- und Pflanzenschutztag 2011. Schriftenreihe Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen, Heft 8, 108-114.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2019. Versuchsbericht 2017 - Ergebnisse aus den Wasserschutzversuchen.
- Lin, H.-C., Huber, J.A., Gerl, G., Hülsbergen, K.-J., 2016. Nitrogen balances and nitrogen-use efficiency of different organic and conventional farming systems. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 105, 1-23.
- Liu, J., Kleinman, P.J.A., Aronsson, H., Flaten, D., McDowell, R.W., Bechmann, M., Beegle, D.B., Robinson, T.P., Bryant, R.B., Liu, H., Sharpley, A.N., Veith, T.L., 2018a. A review of regulations and guidelines related to winter manure application. Ambio 47, 657-670.
- Liu, Q., Zhang, Y., Liu, B., Amonette, J.E., Lin, Z., Liu, G., Ambus, P., Xie, Z., 2018b. How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis. Plant Soil 426, 211-225.
- Liu, X.M., Mang, X.Y., Zhang, M.H., 2008. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. J. Environ. Qual. 37, 1667-1674.
- Liu, Y., Engel, B.A., Flanagan, D.C., Gitau, M.W., McMillan, S.K., Chaubey, I., 2017. A review on effectiveness of best management practices in improving hydrology and water quality: Needs and opportunities. Sci Total Environ 601-602, 580-593.
- Mayer, P.M., Reynolds, S.K., McCutchen, M.D., Canfield, T.J., 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. J. Environ. Qual. 36, 1172-1180.

- McAuliffe, C., Chamblee, D.S., Uribe-Arango, H., Woodhouse, W.W., Jr., 1958. Influence of Inorganic Nitrogen on Nitrogen Fixation by Legumes as Revealed by N-15. *Agron. J.* 50, 334-337.
- 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* 35, 1021-1041.
- Möller, K., Müller, T., 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences* 12, 242-257.
- Mondelaers, K., Aertsens, J., Van Huylenbroeck, G., 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal* 111, 1098-1119.
- Morris, T.F., Murrell, T.S., Beegle, D.B., Camberato, J.J., Ferguson, R.B., Grove, J., Ketterings, Q., Kyveryga, P.M., Laboski, C.A.M., McGrath, J.M., Meisinger, J.J., Melkonian, J., Moebius-Clune, B.N., Nafziger, E.D., Osmond, D., Sawyer, J.E., Scharf, P.C., Smith, W., Spargo, J.T., van Es, H.M., Yang, H.S., 2018. Strengths and Limitations of Nitrogen Rate Recommendations for Corn and Opportunities for Improvement. *Agron. J.* 110, 1-37.
- Murer, E., 2017. Nitrataustrag eines intensiv genutzten Grünlands im Alpenvorland. 17. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irnding, pp. 235-238.
- Nievergelt, J., 1997. Lysimeterversuch 1981-1996: N-Auswaschung in Fruchtfolgen. *Agrarforschung Schweiz* 5, 209-212.
- Nkoa, R., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 34, 473-492.
- Oberson, A., Frossard, E., Buhlmann, C., Mayer, J., Mader, P., Luscher, A., 2013. Nitrogen fixation and transfer in grass-clover leys under organic and conventional cropping systems. *Plant Soil* 371, 237-255.
- Osterburg, B., Rühling, I., Runge, T., Schmidt, T.G., Seidel, K., Antony, F., Gödecke, B., Witt-Altfelder, P., 2007. Kosteneffiziente Massnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. Braunschweig, Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser.
- Parnell, A., Inger, R., 2020. Stable Isotope Mixing Models in R with *simmr*. <https://Cran.RProject.Org/Web/Packages/Simmr/Vignettes/Simmr.html>.
- Pavlidis, G., Tsihrintzis, V.A., 2017. Environmental Benefits and Control of Pollution to Surface Water and Groundwater by Agroforestry Systems: a Review. *Water Resources Management* 32, 1-29.

- Pedersen, B.N., Christensen, B.T., Bechini, L., Cavalli, D., Eriksen, J., Sørensen, P., 2021. Nitrogen fertilizer value of animal slurries with different proportions of liquid and solid fractions: A 3-year study under field conditions. *The Journal of Agricultural Science* 158, 707-717.
- Perego, A., Basile, A., Bonfante, A., De Mascellis, R., Terribile, F., Brenna, S., Acutis, M., 2012. Nitrate leaching under maize cropping systems in Po Valley (Italy). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 147, 57-65.
- Prasuhn, V., Braun, M., Kopse Rolli, D., 1997. Massnahmen zur Verminderung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern.
- Prasuhn, V., Spiess, E., Humphrys, C., 2013. Nitratauswaschung unter intensiv und extensiv genutztem Grasland.
- Qiao, C., Liu, L., Hu, S., Compton, J.E., Greaver, T.L., Li, Q., 2015. How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input. *Glob Chang Biol* 21, 1249-1257.
- Qin, W., Hu, C.S., Oenema, O., 2015. Soil mulching significantly enhances yields and water and nitrogen use efficiencies of maize and wheat: a meta-analysis. *Scientific Reports* 5.
- Quemada, M., Lassaletta, L., Jensen, L.S., Godinot, O., Brentrup, F., Buckley, C., Foray, S., Hvid, S.K., Oenema, J., Richards, K.G., Oenema, O., 2020. Exploring nitrogen indicators of farm performance among farm types across several European case studies. *Agricultural Systems* 177, 14.
- Randall, N.P., Donnison, L.M., Lewis, P.J., James, K.L., 2015. How effective are on-farm mitigation measures for delivering an improved water environment? A systematic map. *Environmental Evidence* 4, (27 August 2015)-(2027 August 2015).
- Richner, W., Sinaj, S., 2017. Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD 2017). *Agrarforschung Schweiz* 8, 276.
- Rihm, B., Achermann, B., 2016. Critical loads of nitrogen and their exceedances. Swiss contribution to the effects-oriented work under the convention on long-range transboundary air pollution (UNECE). Federal Office for the Environment, Bern. *Environmental studies* no. 1642: 78 p.
- Riva, C., Orzi, V., Carozzi, M., Acutis, M., Boccasile, G., Lonati, S., Tambone, F., D'Imporzano, G., Adani, F., 2016. Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. *Science of the Total Environment* 547, 206-214.

- Robier, J., Fank, J., Dersch, G., Feichtinger, F., 2010. Effiziente und ineffiziente ackerbauliche Maßnahmen zum Grundwasserschutz. 2. Umweltökologisches Symposium 2010. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, pp. 31-36.
- Rose, T.J., Wood, R.H., Rose, M.T., Van Zwieten, L., 2018. A re-evaluation of the agronomic effectiveness of the nitrification inhibitors DCD and DMPP and the urease inhibitor NBPT. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 252, 69-73.
- Sanders, J., Hess, J., 2019. Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. Thünen Report Nr. 65. Johann Heinrich von Thünen-Institut. DOI:10.3220/REP1547040572000, Braunschweig.
- Schwarz, R., von Arx-Flury, R., 1996. Programm zur Ursachenbekämpfung der Nitratauswaschung im Kanton Bern 1989-1995, Schlussbericht. Fachkommission Nitratbekämpfung des Kantons Bern.
- Sela, S., Woodbury, P.B., van Es, H.M., 2018. Dynamic model-based N management reduces surplus nitrogen and improves the environmental performance of corn production. *Environmental Research Letters* 13.
- Seufert, V., Ramankutty, N., 2017. Many shades of gray—The context-dependent performance of organic agriculture. *SCIENCE ADVANCES* 3: e1602638.
- Sharma, S., Chaubey, I., 2017. Surface and Subsurface Transport of Nitrate Loss from the Selected Bioenergy Crop Fields: Systematic Review, Analysis and Future Directions. *Agriculture-Basel* 7.
- Shearer, G., Kohl, D.H., 1986. N₂-fixation in field settings: estimations based on natural ¹⁵N abundance. *Aust.J.Plant Physiol.* 13, 699-756.
- Sieling, K., Kage, H., 2010. Efficient N management using winter oilseed rape. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 271-279.
- Sigman, D.M., Casciotti, K.L., Andreani, M., Barford, C., Galanter, M., Böhlke, J.K., 2001. A Bacterial Method for the Nitrogen Isotopic Analysis of Nitrate in Seawater and Freshwater. *Anal. Chem.* 73, 4145-4153.
- Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research* 118, 66-87.
- Sørensen, P., Bechini, L., Jensen, L., 2018. Manure management in organic farming. In: Köpke, U. (Ed.), *Improving organic crop cultivation*. Burleigh Dodds, pp. 179-209.
- Sørensen, P., Jensen, L.S., 2013. Nutrient Leaching and Runoff from Land Application of Animal Manure and Measures for Reduction. *Animal Manure Recycling: Treatment and Management*, pp. 195-210.

- Spiess, E., Liebisch, F., 2020. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 2018. *Agroscope Science* 100.
- Spiess, E., Prasuhn, V., Humphrys, C., 2015. Einfluss des Umbruchtermins einer Zwischenfrucht auf die Nitratauswaschung. 16. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 171-173.
- Spiess, E., Prasuhn, V., Humphrys, C., 2017. Einfluss des Umbruchtermins und des Alters einer Ansaatwiese auf die Nitratauswaschung. 17. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 87-92.
- Spiess, E., Stauffer, W., Humphrys, C., Prasuhn, V., 2013. Einfluss der Witterung auf die Auswaschung unter einer Fruchtfolge. 15. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 11-15.
- Steffens, M., Kölbl, A., Kögel-Knabner, I., 2009. Alteration of soil organic matter pools and aggregation in semi-arid steppe topsoils as driven by organic matter input. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 198-212.
- Strässle, B., 1998. Grundwassermodell Gäu Kanton Solothurn, Landwirtschaftlicher Beratungsdienst Wallierhof, Solothurn und Geotechnisches Institut AG, Basel.
- Stuart, M.E., Gooddy, D.C., Bloomfield, J.P., Williams, A.T., 2011. A review of the impact of climate change on future nitrate concentrations in groundwater of the UK. *Science of the Total Environment* 409, 2859-2873.
- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Rupp, H., Meissner, R., 2015. Einfluss legumer Zwischenfrüchte in Maisfruchtfolgen auf die Sickerwassermenge und die Nitratauswaschung anhand von Lysimeteruntersuchungen. 16. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 51-56.
- Ten Berge, H.F., Burgers, S.L., Van der Meer, H.G., Schroder, J.J., Van der Schoot, J.R., Van Dijk, W., 2007. Residual inorganic soil nitrogen in grass and maize on sandy soil. *Environ Pollut* 145, 22-30.
- Thapa, R., Mirsky, S.B., Tully, K.L., 2018. Cover Crops Reduce Nitrate Leaching in Agroecosystems: A Global Meta-Analysis. *J. Environ. Qual.* 47, 1400-1411.
- Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L.S., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy*, Vol 79 79, 227-302.
- Timilsena, Y.P., Adhikari, R., Casey, P., Muster, T., Gill, H., Adhikari, B., 2015. Enhanced efficiency fertilisers: a review of formulation and nutrient release patterns. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95, 1131-1142.
- Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E., 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112, 58-72.

- Towett, E.K., Drake, L.B., Acquah, G.E., Haefele, S.M., McGrath, S.P., Shepherd, K.D., 2020. Comprehensive nutrient analysis in agricultural organic amendments through non-destructive assays using machine learning. *PLoS One* 15, e0242821.
- Tsonkova, P., Quinkenstein, A., Böhm, C., Freese, D., Schaller, E., 2014. Ecosystem services assessment tool for agroforestry (ESAT-A): An approach to assess selected ecosystem services provided by alley cropping systems. *Ecological Indicators* 45, 285-299.
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? - A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309-320.
- Uebersax, A., Jenni, S., Koch, B., Richner, W., Huguenin-Elie, O., 2017. Fachliche Überprüfung der im Gewässerschutzgesetz festgelegten limitierung der Düngerausbringung pro Hektare Nutzfläche. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).
- Valkama, E., Lemola, R., Kankanen, H., Turtola, E., 2015. Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agriculture Ecosystems & Environment* 203, 93-101.
- Valkama, E., Rankinen, K., Virkajarvi, P., Salo, T., Kapuinen, P., Turtola, E., 2016. Nitrogen fertilization of grass leys: Yield production and risk of N leaching. *Agriculture Ecosystems & Environment* 230, 341-352.
- Van Meter, K.J., Basu, N.B., 2015. Catchment legacies and time lags: a parsimonious watershed model to predict the effects of legacy storage on nitrogen export. *PLoS One* 10, e0125971.
- Van Meter, K.J., Basu, N.B., 2017. Time lags in watershed-scale nutrient transport: an exploration of dominant controls. *Environmental Research Letters* 12, 084017.
- Vandré, R., Kaupenjohann, M., 1998. In situ measurement of ammonia emissions from organic fertilizers in plot experiments. *Soil Sci* 62, 467-473.
- Velthof, G., Schooten, H.v., Dijk, W.v., 2020. Optimization of the Nutrient Management of Silage Maize Cropping Systems in The Netherlands: A Review. *Agronomy* 10, 1861.
- Velthof, G.L., Hoving, I.E., Dolfig, J., Smit, A., Kuikman, P.J., Oenema, O., 2010. Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 86, 401-412.
- Vero, S.E., Basu, N.B., Van Meter, K., Richards, K.G., Mellander, P.-E., Healy, M.G., Fenton, O., 2017. Review: the environmental status and implications of the nitrate time lag in Europe and North America. *Hydrogeology Journal* 26, 7-22.

- Vertès, F., Hatch, D.J., Velthof, G.L., Taube, F., Laurent, F., Loiseau, P., Recous, S., 2007. Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. In: Vliegler, A., Carlier, L. (Eds.), Permanent and temporary grassland: Plant, environment and economy. 14th Symposium of the European Grassland Federation Ghent, 3-5 September 2007. Gent., pp. 227-246.
- Vetsch, A., 2000. Nitrindex. Dokumentation zum "Einschätzungssystem der landwirtschaftlichen Beirrschaftung bezüglich der Gefährdung von Nitratauswaschung ins Grundwasser". p. 22.
- Vibart, R.E., Vogeler, I., Dodd, M., Koolaard, J., 2016. Simple versus Diverse Temperate Pastures: Aspects of Soil-Plant-Animal Interrelationships Central to Nitrogen Leaching Losses. *Agron. J.* 108, 2174-2188.
- Volpi, I., Laville, P., Bonari, E., o di Nasso, N.N., Bosco, S., 2017. Improving the management of mineral fertilizers for nitrous oxide mitigation: The effect of nitrogen fertilizer type, urease and nitrification inhibitors in two different textured soils. *Geoderma* 307, 181-188.
- Wang, Y.C., Ying, H., Yin, Y.L., Zheng, H.F., Cui, Z.L., 2019. Estimating soil nitrate leaching of nitrogen fertilizer from global meta-analysis. *Science of the Total Environment* 657, 96-102.
- Wey, H., 2021. Nitrate leaching under arable land: monitoring, mitigation measures and memory effects. Centre for Hydrogeology and Gethermics (CHYN). University of Neuchatel, p. 136 pp.
- Wey, H., Hunkeler, D., Bischoff, W.A., Bünemann, E.K., 2022. Field-scale monitoring of nitrate leaching in agriculture: assessment of three methods. *Environ Monit Assess* 194, 4.
- Wick, K., Heumesser, C., Schmid, E., 2012. Groundwater nitrate contamination: Factors and indicators. *Journal of Environmental Management* 111, 178-186.
- Wiesinger, K., 2019. Agroforstsysteme zur Energieholzerzeugung im ökologischen Landbau. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Xue, D., Botte, J., De Baets, B., Accoe, F., Nestler, A., Taylor, P., Van Cleemput, O., Berglund, M., Boeckx, P., 2009. Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater. *Water Res* 43, 1159-1170.
- Yang, M., Fang, Y., Sun, D., Shi, Y., 2016. Efficiency of two nitrification inhibitors (dicyandiamide and 3, 4-dimethypyrazole phosphate) on soil nitrogen transformations and plant productivity: a meta-analysis. *Sci Rep* 6, 22075.

- Zhang, W.S., Liang, Z.Y., He, X.M., Wang, X.Z., Shi, X.J., Zou, C.Q., Chen, X.P., 2019. The effects of controlled release urea on maize productivity and reactive nitrogen losses: A meta-analysis. *Environmental Pollution* 246, 559-565.
- Zhang, X.Y., Liu, X.M., Zhang, M.H., Dahlgren, R.A., Eitzel, M., 2010. A Review of Vegetated Buffers and a Meta-analysis of Their Mitigation Efficacy in Reducing Nonpoint Source Pollution. *J. Environ. Qual.* 39, 76-84.
- Zhao, X., Christianson, L.E., Harmel, D., Pittelkow, C.M., 2016. Assessment of drainage nitrogen losses on a yield-scaled basis. *Field Crops Research* 199, 156-166.
- Zhou, M., Butterbach-Bahl, K., 2014. Assessment of nitrate leaching loss on a yield-scaled basis from maize and wheat cropping systems. *Plant Soil* 374, 977-991.

9. Anhang

Anhang I: Ausführlicher Massnahmenkatalog, basierend auf den 6 Hauptberichten Klettgau (Biedermann, 2007), Hohenthann (BLU, 2019), Braunschweig (Osterburg *et al.*, 2007), Aarhus (Eriksen *et al.*, 2014), California (Dzurella *et al.*, 2012) und Niederlande (Fraters *et al.*, 2016) und sechs Zusatzdokumenten: Robier *et al.* (2010), Fank *et al.* (2010), Finck (2014), Agridea (2017), Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018) und Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2019).

Kategorie	Unterkategorie	Einzelmassnahme	Bericht						
			Klettgau	Hohenthann	Braunschweig	Aarhus	California	Niederlande	andere
Landnutzung	Vernässung	Kontrollierte Drainage (Erhöhung Grundwasserspiegel im Winter)				x			
		Rückbau von Drainagen			x				
		Filter in Drainagerohren				x		x	
		Konzipierte Feuchtgebiete (fliessendes Abwasser & Feldentwässerung)				x			
		Konstruierte Feuchtgebiete mit Filter in Entwässerungssystem				x			
		Wiedervernässung von Auen, Mooren und Anmooren			x				
	Wald, Dauergrünland	Randzonen um Fliessgewässer und Seen			x	x		x	
		Entfernung von Biomasse in Randzonen				x			
		Bewaldung				x			
		Agroforstwirtschaft							x Agridea (2017)
		Umwandlung in permanente extensive Wiese	x		x	x			
		Umwandlung in permanente Kunstwiese	x						
		Umwandlung in permanente Buntbrache	x						
		Umwandlung in permanente, extensive Weide	x		x				
Fruchtfolge	Wiesen	Umwandlung in mehrjährige Kunstwiese ohne Leguminosen			x				
		Kunstwiesen mit reduzierter Düngung						x	
		Umwandlung in mehrjährige extensive Wiese				x			
		Umwandlung in mehrjährige Kunstwiese mit Leguminosen (Luzerne)					x		

		Umwandlung in mehrjährige Energiekulturen (z.B. Elefantengras)				x			
		Umwandlung zu Rotationsbrache	x		x				
		1-jährige Brache mit leguminosefreier Begrünung ohne Herbstumbruch			x				
		2-jährige Brache mit leguminosefreier Begrünung ohne Herbstumbruch			x				
		>2-jährige Brache mit leguminosefreier Begrünung ohne Herbstumbruch			x				
		Mindestanteil von Wiese in Fruchtfolge	x						
	Kultur- und Sortenwahl	Pflanzensortenwahl allgemein						x	
		Kultureinschränkungen (z.B. Reduktion von Kartoffeln, Mais, Raps)	x	x					x Finck (2014)
		Kulturen und Fruchtfolgen mit hoher N-Effizienz							x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		Kulturen mit hoher Stickstoffaufnahme (Rübe, Gras)				x			
		Kulturen mit geringer N-Düngung (Braugerste, «Keksweizen», Öllein)			x		x	x	
		Fruchtfolge mit jährlichem Wechsel von Sommer- und Winterkultur			x				
		Ersatz von Winter- durch Sommergetreide	x						
		Ersatz von Wintergetreide durch Emmer und Einkorn	x						
		Frühe Maissorten mit leguminosefreier Zwischenfrucht + Sommerung			x				
		Mischkulturen							x Agridea (2017)
	Zwischenfrüchte	Zwischenfrüchte allgemein	x	x	x	x	x	x	x Agridea (2017), x Robier <i>et al.</i> (2010), x Finck (2014), x Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2019), x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		Zwischenfrucht mit frühem Umbruch			x				
		Zwischenfrucht mit spätem Umbruch			x				
		Winterharte Zwischenfrucht mit spätem Umbruch			x				
		Zwischenfrucht nach Raps und nachfolgender Sommerung			x				

		Zwischenfrucht nach Kartoffeln und nachfolgender Sommerung			x				
		Winterrübe als Zwischenfrucht vor Wintergetreide			x				
		Tiefwurzelnende Zwischenfrüchte					x		
Fruchtfolge	Beisaaten	Untersaaten mit Leguminosen	x						x Agridea (2017)
		Untersaaten ohne Leguminosen			x				
		Beisaaten von abfrierenden Leguminosen							x Agridea (2017)
		Bi-Cropping (Einsaat von Hauptkulturen in Weisskleebestände)							x Agridea (2017)
		Immergrüne Landwirtschaft							x Robier <i>et al.</i> (2010)
		Bodenbedeckung im Herbst/Winter	x			x			x Fank <i>et al.</i> (2010)
		Begrünung direkt nach der Ernte	x						
Bodenbearbeitung + Saat		Direktsaat (allgemein)			x				
		Direktsaat Getreide	x						
		Direktsaat Hackfrüchte (Mais, Kartoffeln, Rüben)	x						
		Streifenfrässaar Mais	x						
		Mulchsaar Winterkultur (nach Weizen oder Raps) oder Sommerung (Zuckerrüben, Mais, Kartoffeln, Zwischenfrucht)	x		x	x			x Agridea (2017), x Finck (2014)
		Keine Bodenbearbeitung zu kritischem Zeitpunkt (Winter)	x			x			x Fank <i>et al.</i> (2010), x Finck (2014)
		Kein Kunstwiesenumbruch im Herbst				x			
		minimale Bodenbearbeitung (generell pfluglos)	x			x			x Robier <i>et al.</i> (2010)
		minimale Bodenbearbeitung nach Raps			x				
		Keine Bodenbearbeitung bis Mitte Nov. nach Getreide vor Sommerung			x				
		keine Bodenbearbeitung nach Mais bei nachfolgender Sommerung			x				
		weite Reihenabstände							x Agridea (2017)
		frühe Saar von Winterweizen				x			
		Maisengsaar zur Erhöhung der Stickstoffausnutzung			x				
		Grünlanderneuerung ohne Umbruch			x				
Düngung	Ausbri	Verlustarme Ausbringtechniken für Gülle und Gärsubstrate (z.B. Schleppschlauchverteiler)	x	x	x				x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)

		Verlustarme Ausbringtechniken für Festmist			x				
		Einarbeitung von Gülle					x		
		Injektionsrad (wie bei CULTAN)			x				x Robier <i>et al.</i> (2010)
		Optimierte Düngerverteilung							x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		Verschütten/Verluste vermeiden, verschütteten Dünger sofort beseitigen, keine Ausbringung in Kurven und beim Wenden des Traktors					x		
		Kalibrierung der Güllefässer und Düngerstreuer					x		
		Exaktstreutechnik zur gleichmässigen Verteilung der Nährstoffe			x				
		Überlappende Düngerapplikation vermeiden (GPS-gesteuerte Düngung und Kantenverteilungsgerät)				x			
		Platzierte Düngung (nahe an Wurzeln), Reihendüngung			x	x	x	x	
		Blattapplikation mit reduzierter Stickstoffmenge					x		
	Düngemenge	Angepasste Düngung im Frühjahr							x Robier <i>et al.</i> (2010), x Fank <i>et al.</i> (2010)
		Bedarfsgerechte N-Düngung nach Richtlinien							x Robier <i>et al.</i> (2010), x Fank <i>et al.</i> (2010)
		Bedarfsgerechte N-Düngung nach N _{min}	x	x	x		x	x	x Finck (2014) x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		N _{min} Bodenproben im Frühling		x	x				
		N _{min} Bodenproben im Herbst		x					
		N _{min} Bodenproben nach der Ernte		x					
		Pflanzenanalysen für vegetationsbegleitende Düngeplanung			x		x		
		Aufgeteilte N-Gaben	x				x		x Fank <i>et al.</i> (2010)
		Reduktion der N-Düngung (allgemein)	x		x				x Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2019)
		Düngemenge 10% / 20% unterhalb des Optimums						x	

		Stickstoffbestimmung in Gülle und Festmist vor Ausbringung		x	x		x		x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		Ertragsangepasste Düngung		x					
		Kulturspezifische Düngung			x				
		Schlagspezifische Düngung		x	x				
		Teilflächenspezifische Düngung		x	x		x		
		N-Nachlieferung aus dem Boden berücksichtigen, z.B. durch Anlage von Düngefenstern in jeder Kultur			x			x	x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		Düngewirkung und N-Nachlieferung von organischer Düngung auch in den Vorjahren anrechnen					x	x	x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
	Tools	Sensorgestützte Düngung (precision farming)		x	x	x	x		x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		Miteinbezug von früheren Erntedaten, Satellitendaten und GIS-Applikationen für Bodencharakterisierung					x		
		Einsatz von EDV-Programmen zur Düngebedarfsermittlung		x					x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		Schnelltests für Stickstoffanalysen im Boden					x		
	Zeitliche	Ausbringfrist für Gülle/Festmist im Herbst und Winter			x	x			x Robier <i>et al.</i> (2010), x Fank <i>et al.</i> (2010)
		Keine Stickstoff-Mineraldüngung im Spätsommer/Herbst			x				
		Keine zeitgleiche Applikation von Gülle und Mineraldünger im Frühjahr		x					
		Keine Ausbringung von Gülle zu Strohrotte			x				
		Keine Düngung zur Saat im Getreide	x	x					
		Keine Gülleausbringung nach der Ernte			x				
		Verzicht auf Spätgabe bei Getreide			x				

		Keine Unterfussdüngung beim Mais		x					
		Düngungszeitpunkt an Entwicklung des Pflanzenbestands anpassen					x		x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
	Zusätze	Einsatz von Inhibitoren (allgemein)						x	
		Einsatz von Inhibitoren in Mineraldünger (Nitrifikation und Urease)			x		x		x Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2019)
		Einsatz von Coatings in Mineraldünger					x		
		Einsatz von Inhibitoren in Gülle			x				
		Ausbringen von Kohle				x			
		Einarbeitung von C-reichen Ernterückständen (z. B. Stroh)						x	
	Düngerart	Auf Bedarf abgestimmte Wahl der Düngerform						x	
		Wirkung unterschiedlicher mineralischer N-Düngerformen nutzen							x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		Festmist anstatt Kunstdünger oder Gülle		x				x	
		Stickstoffarmer Kompost						x	
		Depotbildung durch Ammonium (wie bei CULTAN)			x				
		Urea-basierten Kunstdünger					x		
		Verbrennung von Mist und festen Güllebestandteilen				x			
		Kombination stickstoffarmer Gülle mit stickstoffreichem Mineraldünger					x		
		Verzicht auf Hofdünger						x	
		Verzicht auf Kunstdünger			x				x Agridea (2017)
	Betriebsplanung	Düngungsplanung		x	x				
		Ableitung des betrieblichen Ertragsniveaus							x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		N-Salden auf Betriebsebene		x					
		N-Salden auf Schlagebene		x			x		
		Erfolgskontrolle der Planung durch Erstellen der realen Schlagbilanz			x				

		Einhalten der Verordnungen, Gesetze und Vorgaben		x					
		Buchhaltung über Menge und Fläche der Ausbringungen			x		x		
Tierhaltung		Optimierung der Fütterung, Rohproteingehaltsbestimmung		x					x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)
		ganzjähriger Stallbetrieb						x	
		weniger junge Tiere						x	
		Stickstoffreduzierte Fütterung bei Schweinen			x				
		Stickstoffreduzierte Fütterung bei Geflügel			x				
		Güllemanagement im Betrieb (allgemein)			x				
		Abdeckung des Güllelagers (Vermeidung von Ammoniakverlusten)			x		x		
		befestigte Abdeckung des Güllelagers (kein Eindringen von Wasser)					x		
		befestigte Laufflächen um den Stall			x				
		Ausbau der Güllelagerkapazität	x	x	x				
		Begrenzung des Viehbesatzes		x	x				
		Gülleexport		x	x				
regionale Info +		Schulung der Landwirte (grundwasserschonende Bewirtschaftung)		x					x Fank <i>et al.</i> (2010)
		einzelbetriebliche Beratung (grundwasserschonend, Bilanz, Fütterung)		x					x Fank <i>et al.</i> (2010)
		verbesserte Ausbildung und Anpassung der Lehrpläne		x					
		Kontrolle der Gesetze und Vorgaben		x					
		Nitratinformationsdienst							x Fank <i>et al.</i> (2010)
sonstiges		Minimierung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln							x Fank <i>et al.</i> (2010)
		Biolandbau mit geschlossenem Nährstoffkreislauf	x	x	x			x	x Finck (2014)
		Abfuhr von Pflanzenmaterial			x			x	x Finck (2014)
		Verbesserung der Bodenstruktur							x Deutsches Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (2018)

Anhang 2: Zusammenfassung von Literaturstudien und Metaanalysen zu Nitratauswaschung und N-Ausnutzung

Faktor	Unterthema	Referenz	Hauptergebnis	Quantitative Auswertung	Wirkung bzw. N-Fracht
Klima	Niederschlag	(Zhao <i>et al.</i> , 2016)	N-Auswaschungsverluste hängen von den relativen Niederschlägen ab	Metaanalyse (31 Studien) unter Maisanbau in den USA	N/A
		(Christianson and Harmel, 2015)	Durchschnittlich 25% der Niederschlagssumme fliessen als Drainage ab, darin sind in feuchten Jahren höhere N-Frachten als in trockenen Jahren (30 vs. 18 kg N/ha).	Metaanalyse (91 Studien) von Drainagestudien in den USA	N/A
		(Gardner and Drinkwater, 2009)	Zunahme der Wiederfindung des frisch applizierten Stickstoffs mit steigenden Niederschlägen relativ zur Verdunstung.	Metaanalyse (217 Studien mit ¹⁵ N-markierten Düngern) im Ackerbau der gemässigten Breiten	N/A
	Klima-veränderung	(Stuart <i>et al.</i> , 2011)	Abnahme der Niederschläge wird N-Konzentrationen im Grundwasser erhöhen; Auswirkungen auf die eigentliche Nitratauswaschung sind ungewiss.	Review	N/A

Land-nutzung	Ackerbau vs. Grasland	(Wick <i>et al.</i> , 2012)	Nitratkonzentrationen im Grundwasser steigen mit steigendem Anteil an Ackerland exponentiell an.	Statistische Analyse von Nitrat im Grundwasser in Österreich von 1992-2008 (n = 15423)	N/A
		(Eder <i>et al.</i> , 2015)	Unter Ackerbau wird im Mittel 25% aller N-Inputs (Dünger und Ernterückstände) ausgewaschen, unter Grasland 2%.	Metaanalyse (22 Studien) von Lysimeterversuchen in Österreich	Grasland 0.1
		(Christianson and Harmel, 2015)	Alfalfa und Grasland haben viel tiefere N-Frachten (<4 kg N/ha) als Mais und Getreide (15 kg N/ha in trockenen und 30 kg N/ha in feuchten Jahren).	Metaanalyse (91 Studien) von Drainagestudien in den USA	Grasland 0.2
		(Valkama <i>et al.</i> , 2016)	Gemessene Nitratverluste unter Kunstwiesen 1-13 kg N/ha/Jahr, nicht mit der N-Bilanz korreliert. Simulierte Verluste in allen Studien steigen im Umbruchsjahr exponentiell mit der N-Bilanz an.	Metaanalyse (40 Studien, davon 12 mit Nitratmessung), Kunstwiesen (2-9 Jahre) in Finnland, Norwegen und Schweden	N/A
	Agroforst-systeme	(Pavlidis and Tsihrintzis, 2017)	Stickstoffauswaschung in Agroforstsystemen mit Ackerkulturen weltweit um 5-70% verringert.	Quantitativer Review (14 Studien zu Stickstoffauswaschung ins Grundwasser)	N/A

	Pufferstreifen	(Mayer <i>et al.</i> , 2007)	Im Mittel werden 67.5% der Stickstofffracht in Pufferstreifen zurückgehalten	Metaanalyse (45 Studien, n = 88)	N/A
		(Liu <i>et al.</i> , 2008)	Starke Verminderung des Sedimenttransports durch verschiedene Arten von Pufferstreifen; Breite sollte 10 m betragen, Optimale Wirkung bei 9% Gefälle; Variation im Datensatz wird v.a. durch Breite des Streifens (29%) und Gefälle (23%) erklärt	Quantitativer Review (31 Studien aus Nordamerika und Europa, n = 80)	N/A
		(Zhang <i>et al.</i> , 2010)	Ein 10 m breiter Pufferstreifen kann die Stickstoffkonzentration im Abfluss um 71% (mit Gräsern bepflanzt) bzw. 85% (nur mit Bäumen bepflanzt) verringern.	Metaanalyse (73 Studien, n=61 für N)	N/A
		(Randall <i>et al.</i> , 2015)	Pufferstreifen (Wald, Gras) und Zwischenfrüchte sind wirkungsvoller als Massnahmen, die die Güllelagerung betreffen	Nein; systematische Karte (718 Studien aus Europa, Kanada, Neuseeland und nördliche USA)	N/A
Anbau-system	Bio vs. Konventionell	(Kirchmann and Bergström, 2001)	Lineare Korrelation zwischen N-Düngungsrate und N-Auswaschung gefunden, mit 12% Steigung im konventionellen und 11% Steigung im biologischen Anbau.	Review	Bio 1.0

		(Mondelaers <i>et al.</i> , 2009)	Unter biologischem Anbau im Mittel 68% der Nitratauswaschung unter konventionellem Anbau. Bezogen auf Erträge kein signifikanter Unterschied zwischen den Anbausystemen.	Metaanalyse (14 Studien, 112 Paarvergleiche)	Bio 0.7
		(Tuomisto <i>et al.</i> , 2012)	Unter biologischem Anbau im Mittel 30% weniger Nitratauswaschung als unter konventionellem Anbau. Bezogen auf Erträge jedoch 49% höherer Nitratauswaschung unter biologischem Anbau.	Metaanalyse (71 europäische Studien, 47 Paarvergleiche für Nitratauswaschung)	Bio 0.7
		(Lin <i>et al.</i> , 2016)	N-Überschuss deutlich tiefer unter biologischer als unter konventioneller Bewirtschaftung.	Review von Langzeitversuchen in Süddeutschland	N/A
		(Seufert and Ramankutty, 2017)	Flächenbezogene Nitratauswaschung unter biologischer Bewirtschaftung tiefer, ertragsbezogene Nitratauswaschung gleich.	Review	N/A
		(Sanders and Hess, 2019)	Unter biologischem Anbau im Mittel 28% geringere Nitratauswaschung als unter konventionellem Anbau gemessen. In Studien mit Modellierung und Ökosystemanalyse im Mittel 41% tiefere N-Auswaschung.	Metaanalyse (30 Studien, 90 Paarvergleiche)	Bio 0.7

Frucht- folge	Zwischen- früchte	(Thorup- Kristensen <i>et al.</i> , 2003)	Vor- und Nachteile sowie Management von Zwischenfrüchten zusammengefasst	Nein; Review	N/A
		(Tonitto <i>et al.</i> , 2006)	Zwischenfrüchte (Nichtleguminosen) verringern die Nitratauswaschung um 70%, Leguminosen-Gründungen um 40%	Metaanalyse (14 Studien aus N-Amerika und Europa)	Nichtleg. 0.3 Leg. 0.6
		(Blanco- Canqui, 2018)	Zwischenfrüchte, insbesondere Gräser, verringern Nitratauswaschung um 18-95%	Zusammenstellung in Tabelle (22 Studien)	N/A
		(Thapa <i>et al.</i> , 2018)	Zwischenfrüchte verringern Nitratauswaschung um 56%, Wirkung ist abhängig von der gebildeten oberirdischen Biomasse der Zwischenfrüchte und damit vom Saatzeitpunkt	Metaanalyse (28 Studien, 238 Beobachtungen) zu cover crops	Zwischen- frucht 0.5
		(Abdalla <i>et al.</i> , 2019)	Zwischenfrüchte verringern Nitrat- auswaschung um 20-30 kg N/ha; die Wirkung war am grössten bei Lagerungsdichte <1.4 g/cm ³ und N-Düngung >200 kg N/ha.	Weltweiter Review (75 Studien)	Nichtleg. 0.6 Leg. 0.7
	Untersaaten	(Valkama <i>et al.</i> , 2015)	Untersaaten mit Nicht-Leguminosen (Raigrasarten) in Sommergetreide verringerte tatsächliche Nitratauswaschung um 50% (46 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹) und potentielle	Metaanalyse (35 Studien), Untersaaten in Sommergetreide in	Untersaat 0.5

			Nitratauswaschung um 35% (26 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹), Ertragseinbusse nicht-signifikant (3%)	Dänemark, Schweden, Norwegen, Finnland	
	Kulturen	(Zhou and Butterbach-Bahl, 2014)	Mittlere Nitratauswaschung in Weizen und Mais: 22 % bzw. 15 % des Dünger-N. Nitratauswaschung höher unter Mais (57.4 kg N ha ⁻¹) als unter Weizen (29.0 kg N ha ⁻¹). Bezogen auf den Kornertrag 5.4 kg N pro t Kornertrag unter beiden Kulturen.	Metaanalyse (32 Studien) weltweit	Mais 57 kg N Weizen 29 kg N
		(Sharma and Chaubey, 2017)	Mittlere Nitratverluste unter Mais 45 kg N ha ⁻¹ , verglichen mit etwa 5 kg N ha ⁻¹ unter ausdauernden Energiepflanzen wie Miscanthus und Rutenhirse	Metaanalyse (36 Studien)	Mais 45 kg N <i>Miscanthus</i> 5 kg N
		(Sieling and Kage, 2010)	Winterraps als ambivalente Kultur in Bezug auf Nitratauswaschung: hohe N-Aufnahme durch Winterraps im Herbst vs. grosse Menge an Residualstickstoff nach Raps	Nein, Review	N/A
Bodenbearbeitung	Pfluglos oder reduziert	(Soane et al., 2012)	Pfluglose Bodenbearbeitung kann in einigen Fällen Nitratauswaschung verringern	Nein, Review	N/A
		(Christianson and Harmel, 2015)	Reduzierte Bodenbearbeitung und pfluglos verringerten v.a. in trockenen Jahren die Nitratauswaschung.	Metaanalyse (91 von Studien)	Reduziert 0.6-1.0 Pfluglos 0.4-0.6

				Drainagestudien in den USA	
		(Zhao <i>et al.</i> , 2016)	Kein signifikanter Unterschied in den Nitratverlusten zwischen konventioneller und reduzierter Bodenbearbeitung (Verringerung um 5 kg N/ha)	Metaanalyse (31 Studien), Drainagestudien Maisanbau USA	N/A
		(Daryanto <i>et al.</i> , 2017)	Pflugloser Anbau erhöhte Nitratauswaschung um etwa 12%	Metaanalyse (43 Studien), pfluglos vs. gepflügt in Soja, Mais, Weizen (weltweit)	Pfluglos 1.1
Saat-zeitpunkt	Saattermin von Zwischenfrüchten	(Thapa <i>et al.</i> , 2018)	Aussaat von Zwischenfrüchten im August und September verringert Nitratauswaschung um 60-70%, Aussaat im Oktober noch um 50%, Aussaat im November um 25%	Metaanalyse (28 Studien, 238 Beobachtungen) zu cover crops	Zwischenfrucht: Saat vor Okt. 0.4
Düngung	N-Düngungsniveau	(Boy-Roura <i>et al.</i> , 2016)	Nitratverluste steigen mit Urinapplikation exponentiell an	Metaanalyse (12 Studien), Lysimeterversuche unter Klee gras in Neuseeland	N/A

		(Zhao <i>et al.</i> , 2016)	Ertragsbezogene N-Auswaschungsverluste steigen exponentiell mit dem N-Überschuss an. Flächen- und ertragsbezogene N-Auswaschungsverluste sind nur schwach mit der N-Düngungsrate korreliert.	Metaanalyse (31 Studien) unter Maisanbau in den USA	N/A
		(Wang <i>et al.</i> , 2019)	Anteilmässige Nitratauswaschung steigt mit zunehmendem N-Düngungsniveau.	Metaanalyse (86 Studien mit Lysimetern oder Saugkerzen, weltweit)	N/A
		(Zhou and Butterbach-Bahl, 2014)	Leicht suboptimale Düngung (entsprechend 90% bzw. 96% des Maximalertrags von Mais bzw. Weizen) verringerte Nitratauswaschung unter Mais bzw. Weizen auf 22.5 bzw. 12.0 kg/ha (von 57.4 bzw. 29.0 kg/ha).	Metaanalyse (32 Studien) von Düngungsstudien mit Mais und Weizen weltweit	Mais 57 kg N Weizen 29 kg N Sub-optimale Düngung 0.5
		(Sela <i>et al.</i> , 2018)	N-Überschuss ohne Ertragseinbussen von 96 kg N ha ⁻¹ bei statischer N-Düngung auf 61 kg N ha ⁻¹ bei dynamischer N-Düngung mit Adapt-N reduziert (N-Input 236 vs. 194 kg N ha ⁻¹); Nitratauswaschung um 11% reduziert	127 On-Farm Feldversuche, Maisanbau USA	Mais 61 kg N Dynamische Düngung 0.9
	Zeitliche und räumliche Aspekte	(Gardner and Drinkwater, 2009)	Düngerapplikation im Frühjahr statt im Herbst erhöhte die Wiederfindung von ¹⁵ N in den Pflanzen um 42%; Aufteilung in 2-3	Metaanalyse von Studien mit ¹⁵ N-markierten Düngern	Herbstdüngung 1.3

			Düngergaben um 27%; Platzierung um 25%. Verschiedene mineralische Düngeralternativen zu Harnstoff erhöhten die Wiederfindung um 13%. Bei verringertem Düngungsniveau blieb die relative Wiederfindung in den Pflanzen gleich.	(217 Studien) in Körnermais-, Soja- und Getreideanbau in gemässigten Breiten	Mehrere Düngergaben 0.7 Platzierte Düngung 0.75
		(Eagle <i>et al.</i> , 2017)	Im Mittel 7% vom Dünger-N als Nitrat ausgewaschen. Frühjahrsapplikation verringert Verluste tendenziell.	Metaanalyse (25 Studien), Maisanbau USA	Düngerausbringung im Frühjahr 0.95
	Düngerformen	(Timilsena <i>et al.</i> , 2015)	Neue Dünger mit kontrollierter Freisetzung steigerten Erträge von Mais, Getreide, Raps und Gemüse um 2-100%, keine Angabe zur Nitratauswaschung	Zusammenstellung in Tabelle (9 Studien)	N/A
		(Wang <i>et al.</i> , 2019)	Von Ammoniumnitrat wird ein höherer Anteil ausgewaschen als von Harnstoff, Gülle und Controlled-release fertilizer.	Metaanalyse (n=19 für Ammonium-nitrat, n= 113 für Harnstoff, n= 32 für Gülle, n= 11 für CRF)	N/A
		(Zhang <i>et al.</i> , 2019)	Controlled-release Harnstoffdünger (CRU) erhöhen N-Ausnutzung um 24.1% und verringern Nitratauswaschung um 27.1%. N-Auswaschung unter Mais um 20.6 kg N ha ⁻¹ verringert.	Metaanalyse (17 Studien, 36 Paarvergleiche)	CRU 0.75

	Anaerobe Vergärung	(Nkoa, 2014)	Anaerob vergorene Dünger (Biogasgüllen und flüssiges Gärgut) haben mindestens dasselbe Nitratauswaschungspotential wie herkömmliche Güllen.	Nein	NA
		(Möller, 2015)	Anaerobe Vergärung von Gülle hat keinen signifikanten Einfluss auf Nitratauswaschung.	Nein	N/A
	Nitrifikationsinhibitoren	(Di and Cameron, 2016)	Die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren wie Dicyandiamide (DCD) verringert Nitratauswaschung auf Weiden um 6-83%.	Zusammenstellung in Tabelle (17 Studien)	NI auf Weiden 0.5
		(Boy-Roura <i>et al.</i> , 2016)	Nitrifikationsinhibitor DCD (10 kg/ha) verringert Nitratauswaschung aus Urin	Metaanalyse (6 Studien), Lysimeterversuche unter Klee gras in Neuseeland	N/A
		(Di and Cameron, 2018)	Auf Weiden verringert die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren wie Dicyandiamide (DCD) und 3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP) Nitratauswaschung	Nein	N/A

		(Qiao <i>et al.</i> , 2015)	Nitrifikationsinhibitoren verringern Nitratauswaschung um 47%	Metaanalyse (62 Studien), Ackerbau und Grasland	0.5
		(Yang <i>et al.</i> , 2016)	DCD und DMPP verringern Nitratauswaschung um etwa 60%	Metaanalyse (81 Studien), Ackerbau und Grasland	0.4
		(Gao <i>et al.</i> , 2020)	DMPP, DCD und Nitrapyrin verringern Nitratauswaschung um etwa 50%	Metaanalyse (23 Studien zu Nitratauswaschung, nur China	0.5
	Pflanzenkohle	(Liu <i>et al.</i> , 2018b)	Pflanzenkohle verringert Nitratauswaschung um 29%, grösste Wirkung bei Pflanzenkohle aus Holz oder Stroh, die bei <500°C pyrolysiert wurde, Wirkung steigt mit zunehmender Ausbringungsmenge	Metaanalyse (36 Studien), Labor und Feld, Monate bis Jahre	Pflanzenkohle 0.75
		(Borchard <i>et al.</i> , 2019)	Pflanzenkohle (>10 t ha ⁻¹) verringert Nitratauswaschung um mind. 26% bei Studien, die länger als 30 Tage dauerten	Metaanalyse (88 Studien) zu Pflanzenkohle	Pflanzenkohle 0.75
		(Blanco-Canqui, 2019)	Laborstudien zeigen häufig eine Verringerung der Nitratauswaschung, im Feld aber nur in 3 von 6 Fällen signifikant (bei 10-50 t/ha)	Zusammenstellung in Tabelle (20 Studien)	N/A

Mulch	Plastik- oder Strohmulch	(Qin <i>et al.</i> , 2015)	Stickstoffnutzungseffizienz durch Bodenbedeckung mit Strohmulch oder Plastikfolie um 20-60% gesteigert.	Metaanalyse (74 Studien) zu Mulch in Mais und Weizen	Strohmulch 0.8
-------	--------------------------	----------------------------	---	--	----------------

Anhang 3: Tatsächlich umgesetzte N-Düngergaben auf den II Versuchsflächen (2017-2020)

Feld	Datum	aktueller Bestand	Düngerart	organischer Dünger		Mineraldünger [kg/ha]	N-Gaben			pro Auswaschungsperiode (SIA)		
				[m3/ha]	[t/ha]		N_ges [kg/ha]	N_verf [kg/ha]	N_unverf [kg/ha]	N total [kg/ha]	N_verf [kg/ha]	N_unverf [kg/ha]
BIK1	15.03.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			63.0	34.7	28.4	126	69	57
BIK1	01.07.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			63.0	34.7	28.4			
BIK1	20.03.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			64.2	28.9	35.3	121	55	67
BIK1	23.05.2018	Mais	Rindviehvollgülle	30			57.0	25.7	31.4			
BIK1	28.03.2019	Weizen	Schweinegülle	30			138.0	69.0	69.0	138	69	69
BIK1	12.09.2019	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25			78.8	43.3	35.4	347	191	156
BIK1	15.10.2019	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25			78.8	43.3	35.4			
BIK1	25.05.2020	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			94.5	52.0	42.5			
BIK1	15.07.2020	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			94.5	52.0	42.5			
BIK2	15.03.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			63.0	34.7	28.4	189	104	85
BIK2	01.07.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			63.0	34.7	28.4			
BIK2	04.08.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			63.0	34.7	28.4			
BIK2	20.03.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			64.2	28.9	35.3	121	55	67
BIK2	23.05.2018	Mais	Rindviehvollgülle	30			57.0	25.7	31.4			
BIK2	28.03.2019	Weizen	Schweinegülle	30			138.0	69.0	69.0	138	69	69
BIK2	12.09.2019	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25			78.8	43.3	35.4	347	191	156
BIK2	15.10.2019	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25			78.8	43.3	35.4			
BIK2	25.05.2020	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			94.5	52.0	42.5			
BIK2	15.07.2020	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			94.5	52.0	42.5			
BIK3	01.03.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			63.0	34.7	28.4	273	150	123
BIK3	01.05.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	35			73.5	40.4	33.1			
BIK3	01.08.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	35			73.5	40.4	33.1			
BIK3	01.09.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30			63.0	34.7	28.4			

BIK3	01.03.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30		64.2	28.9	35.3	164	68	96	
BIK3	23.05.2018	Mais	Rindviehvollgülle	40		76.0	34.2	41.8				
BIK3	23.05.2018	Mais	Mist		20	24.0	4.8	19.2				
BIK3	13.10.2018	Weizen	Mist		20	24.0	4.8	19.2	260	111	149	
BIK3	27.02.2019	Weizen	Rindviehvollgülle dick	35		110.3	49.6	60.6				
BIK3	04.04.2019	Weizen	Rindviehvollgülle dick	40		126.0	56.7	69.3				
BIK3	25.07.2019	Kunstwiese	Rindviehvollgülle dick	40		126.0	69.3	56.7	378	208	170	
BIK3	1.3./1.5.2020	Kunstwiese	Rindviehgülle	25		78.8	43.3	35.4				
BIK3	01.07.2020	Kunstwiese	Rindviehgülle	25		78.8	43.3	35.4				
BIK3	01.09.2020	Kunstwiese	Rindviehgülle	30		94.5	52.0	42.5				
BIK4	15.03.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		42.0	23.1	18.9	210	116	95	
BIK4	20.04.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		42.0	23.1	18.9				
BIK4	25.05.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		42.0	23.1	18.9				
BIK4	25.06.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		42.0	23.1	18.9				
BIK4	20.07.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		42.0	23.1	18.9				
BIK4	04.05.2018	Silomais	Laufstallmist	30		36.0	7.2	28.8	85	56	29	
BIK4	06.05.2018	Silomais	Agroterra Nobilis		200	8.0	8.0	0.0				
BIK4	05.06.2018	Silomais	MG Ammonsalpeter 27%		150	40.5	40.5	0.0				
BIK4	19.09.2018	Winterweizen	Laufstallmist		30	36.0	7.2	28.8				
BIK4	08.04.2019	Winterweizen	Mg-Ammon 27%			200	54.0	54.0	0.0	163	116	47
BIK4	02.05.2019	Winterweizen	MG-Ammon 27%			180	48.6	48.6	0.0			
BIK4	30.07.2019	Brache	Laufstallmist		20	24.0	6.0	18.0				
BIK4	Jahr 2019	Zwischenfrucht	keine Düngung			0.0	0.0	0.0	110	63	47	
BIK4	24.04.2020	Mais	Laufstallmist		30	36.0	7.2	28.8				
BIK4	23.05.2020	Mais	MG Ammon 27%			150	40.5	40.5	0.0			
BIK4	08.05.2020	Mais	Agroterra Nobilis			230	9.2	9.2	0.0			
BIK5	01.01.2017	Luzerne	keine	0		0	0.0	0.0	0	0	0	
BIK5	24.03.2018	Luzerne	Pferdemist		25	17.5	1.8	15.8	48	32	16	
BIK5	05.06.2018	Silomais	Mg Ammonsalpeter			113	30.5	30.5	0.0			

BIK5	15.10.2018	Winterweizen	Schweinegülle	18		82.8	41.4	41.4	247	205	41
BIK5	25.03.2019	Winterweizen	Mg Ammon 27		150	36.0	36.0	0.0			
BIK5	13.04.2019	Winterweizen	Harnstoff		200	92.0	92.0	0.0			
BIK5	16.05.2019	Winterweizen	MG Ammon 27		150	36.0	36.0	0.0			
BIK5	30.07.2019	200er (Brache)	Rindviehvollgülle	45		94.5	52.0	42.5	396	242	154
BIK5	15.03.2020	200er	Rindviehvollgülle	35		73.5	40.4	33.1			
BIK5	11.05.2020	Mais	Rindviehvollgülle	54		113.4	51.0	62.4			
BIK6	12.05.2020	Mais	Pferdemist		25	17.5	1.8	15.8			
BIK5	12.06.2020	Mais	Harnstoff		210	96.6	96.6	0.0			
HYD1	17.03.2017	Kunstwiese	Mist	9		21.8	5.5	16.4	208	117	91
HYD1	01.06.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	24		50.4	27.7	22.7			
HYD1	10.07.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		42.0	23.1	18.9			
HYD1	18.08.2017	Kunstwiese	Nitrophos		100	20.0	20.0	0.0			
HYD1	26.09.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	35		73.5	40.4	33.1			
HYD1	20.03.2018	Mais	Mist	32		74.5	14.9	59.6	166	107	60
HYD1	11.06.2018	Mais	Harnstoff 46%		200	92.0	92.0	0.0			
HYD1_N	22.02.2019	Weizen	Rindviehvollgülle	20		42.0	18.9	23.1	142	119	23
HYD1_N	13.04.2019	Weizen	Harnstoff 46%		100	46.0	46.0	0.0			
HYD1_N	16.05.2019	Weizen	Ammonsalpeter 27%		200	54.0	54.0	0.0			
HYD1_N	22.02.2020	Raps	Borammon		510	132.6	132.6	0.0	133	133	0
HYD1_N	19.03.2020	Raps	keine zweite Gabe		0	0.0	0.0	0.0			
HYD1_M1	22.02.2019	Weizen	Rindviehvollgülle	20		42.0	18.9	23.1	142	119	23
HYD1_M1	13.04.2019	Weizen	Harnstoff 46%		100	46.0	46.0	0.0			
HYD1_M1	16.05.2019	Weizen	Ammonsalpeter 27%		200	54.0	54.0	0.0			
HYD1_M1	22.02.2020	Raps	Borammon		310	80.6	80.6	0.0	133	133	0
HYD1_M1	19.03.2020	Raps	Borammon		200	52.0	52.0	0.0			
HYD1_M1	22.02.2019	Weizen	Rindviehvollgülle	20		42.0	18.9	23.1	88	65	23
HYD1_M1	13.04.2019	Weizen	Harnstoff 46%		100	46.0	46.0	0.0			
HYD1_M1	16.05.2019	Weizen	Ammonsalpeter 27%		0	0.0	0.0	0.0			

HYD1_M2	22.02.2020	Raps	keine Düngung		0	0.0	0.0	0.0	0	0	0
HYD1_M2	19.03.2020	Raps	keine Düngung		0	0.0	0.0	0.0			
HYD2	17.03.2017	Kunstwiese	DAP		57	10.3	10.3	0.0	239	148	91
HYD2	18.03.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	21		44.1	24.3	19.8			
HYD2	25.04.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		52.5	28.9	23.6			
HYD2	01.06.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		52.5	28.9	23.6			
HYD2	05.07.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		52.5	28.9	23.6			
HYD2	02.08.2017	Kunstwiese	Ammonsalpeter 27		100	27.0	27.0	0.0			
HYD2	22.02.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		68.4	37.6	30.8	281	154	126
HYD2	20.03.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		47.4	26.1	21.3			
HYD2	11.05.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	24		49.9	27.5	22.5			
HYD2	03.06.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	17.5		35.5	19.5	16.0			
HYD2	15.07.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		52.5	28.9	23.6			
HYD2	15.08.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	17.5		27.1	14.9	12.2			
HYD2_N	28.02.2019	Kunstwiese	Rindviehgülle	25		36.3	19.9	16.3	175	143	32
HYD2_N	18.05.2019	Mais	Rindviehvollgülle	18		28.6	12.9	15.7			
HYD2_N	24.05.2019	Mais	Diammonphosphat		150	27.0	27.0	0.0			
HYD2_N	08.06.2019	Mais	Harnstoff		180	82.8	82.8	0.0			
HYD2_N	19.03.2020	Urdinkel	Rindviehvollgülle	16		18.4	8.3	10.1	63	53	10
HYD2_N	25.04.2020	Urdinkel	Ammonsalpeter 27		166	44.8	44.8	0.0			
HYD2_N	12.08.2020	Raps	Gärgut	23.5		72.2	19.0	53.2	160	81	79
HYD2_N	03.09.2020	Raps	Rindviehvollgülle	22.6		47.5	21.4	26.1			
HYD2_N	22.02.2021	Raps	Bor Ammon 26		78	20.3	20.3	0.0			
HYD2_N	10.03.2021	Raps	Bor Ammon 26		54	14.0	14.0	0.0			
HYD2_N	03.04.2021	Raps	Bor Ammon 26		23	6.0	6.0	0.0			
HYD2_M1	28.02.2019	Kunstwiese	Rindviehgülle	25		36.3	19.9	16.3	146	130	16
HYD2_M1	18.05.2019	Mais	Rindviehvollgülle	0		0.0	0.0	0.0			
HYD2_M1	24.05.2019	Mais	Diammonphosphat		150	27.0	27.0	0.0			
HYD2_M1	08.06.2019	Mais	Harnstoff		180	82.8	82.8	0.0			

HYD2_M1	19.03.2020	Urdinkel	Rindviehvollgülle	16		18.4	8.3	10.1	45	35	10
HYD2_M1	25.04.2020	Urdinkel	Ammonsalpeter 27		100	27.0	27.0	0.0			
HYD2_M2	28.02.2019	Kunstwiese	Rindviehgülle	25		36.3	19.9	16.3	100	84	16
HYD2_M2	18.05.2019	Mais	Rindviehvollgülle	0		0.0	0.0	0.0			
HYD2_M2	24.05.2019	Mais	Diammonphosphat		150	27.0	27.0	0.0			
HYD2_M2	08.06.2019	Mais	Harnstoff		80	36.8	36.8	0.0			
HYD2_M2	19.03.2020	Urdinkel	Rindviehvollgülle	16		18.4	8.3	10.1	18	8	10
HYD2_M2	25.04.2020	Urdinkel	Ammonsalpeter 27		0	0.0	0.0	0.0			
HYD3	17.03.2017	Kunstwiese	DAP		57	10.3	10.3	0.0	239	148	91
HYD3	18.03.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	21		44.1	24.3	19.8			
HYD3	25.04.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		52.5	28.9	23.6			
HYD3	01.06.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		52.5	28.9	23.6			
HYD3	10.07.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		52.5	28.9	23.6			
HYD3	02.08.2017	Kunstwiese	Ammonsalpeter 27		100	27.0	27.0	0.0			
HYD3	22.02.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		68.4	37.6	30.8	281	154	126
HYD3	20.03.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	20		47.4	26.1	21.3			
HYD3	11.05.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	24		49.9	27.5	22.5			
HYD3	03.06.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	17.5		35.5	19.5	16.0			
HYD3	15.07.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		52.5	28.9	23.6			
HYD3	15.08.2018	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	17.5		27.1	14.9	12.2			
HYD3_N	28.02.2019	Kunstwiese	Rindviehgülle	25		36.3	19.9	16.3	175	143	32
HYD3_N	18.05.2019	Mais	Rindviehvollgülle	18		28.6	12.9	15.7			
HYD3_N	24.05.2019	Mais	Diammonphosphat		150	27.0	27.0	0.0			
HYD3_N	08.06.2019	Mais	Harnstoff		180	82.8	82.8	0.0			
HYD3_N	19.03.2020	Urdinkel	Rindviehvollgülle	16		18.4	8.3	10.1	63	53	10
HYD3_N	25.04.2020	Urdinkel	Ammonsalpeter 27		166	44.8	44.8	0.0			
HYD3_M1	28.02.2019	Kunstwiese	Rindviehgülle	25		36.3	19.9	16.3	146	130	16
HYD3_M1	18.05.2019	Mais	Rindviehvollgülle	0		0.0	0.0	0.0			
HYD3_M1	24.05.2019	Mais	Diammonphosphat		150	27.0	27.0	0.0			

HYD3_M1	08.06.2019	Mais	Harnstoff		180	82.8	82.8	0.0			
HYD3_M1	19.03.2020	Urdinkel	Rindviehvollgülle	16		18.4	8.3	10.1	45	35	10
HYD3_M1	25.04.2020	Urdinkel	Ammonsalpeter 27		100	27.0	27.0	0.0			
HYD3_M2	28.02.2019	Kunstwiese	Rindviehgülle	25		36.3	19.9	16.3	100	84	16
HYD3_M2	18.05.2019	Mais	Rindviehvollgülle	0		0.0	0.0	0.0			
HYD3_M2	24.05.2019	Mais	Diammonphosphat		150	27.0	27.0	0.0			
HYD3_M2	08.06.2019	Mais	Harnstoff		80	36.8	36.8	0.0			
HYD3_M2	19.03.2020	Urdinkel	Rindviehvollgülle	16		18.4	8.3	10.1	18	8	10
HYD3_M2	25.04.2020	Urdinkel	Ammonsalpeter 27		0	0.0	0.0	0.0			
HYD4	16.03.2017	200er	Rindviehvollgülle	24		50.4	27.7	22.7	169	146	23
HYD4	24.05.2017	Silomais	DAP		160	28.8	28.8	0.0			
HYD4	06.06.2017	Silomais	Harnstoff		195	89.7	89.7	0.0			
HYD4	24.03.2018	Dinkel	Rindviehvollgülle	17.5		36.8	16.5	20.2	66	45	20
HYD4	14.04.2018	Dinkel	MG Ammon		107	28.9	28.9	0.0			
HYD4_N	10.08.2018	Raps	Gärgut	19		58.3	11.7	46.7	230	166	64
HYD4_N	03.09.2018	Raps	Rindviehvollgülle	20		31.0	14.0	17.1			
HYD4_N	28.02.2019	Raps	Bor-Ammonsalpeter		270	70.2	70.2	0.0			
HYD4_N	20.03.2019	Raps	Bor-Ammonsalpeter		270	70.2	70.2	0.0			
HYD4_N	05.09.2019	Gerste	Rindviehvollgülle	28		43.7	19.7	24.0	149	125	24
HYD4_N	19.03.2020	Gerste	Mg-Ammon 24		150	36.0	36.0	0.0			
HYD4_N	25.04.2020	Gerste	Harnstoff		150	69.0	69.0	0.0			
HYD4_N	10.08.2018	Raps	Gärgut	19		58.3	11.7	46.7	168	121	47
HYD4_M1	28.02.2019	Raps	Bor-Ammonsalpeter		270	70.2	70.2	0.0			
HYD4_M1	20.03.2019	Raps	Bor-Ammonsalpeter		150	39.0	39.0	0.0			
HYD4_M1	05.09.2019	Gerste	Rindviehvollgülle	28		43.7	19.7	24.0	126	102	24
HYD4_M1	19.03.2020	Gerste	Mg-Ammon 24		150	36.0	36.0	0.0			
HYD4_M1	25.04.2020	Gerste	Harnstoff		100	46.0	46.0	0.0			
HYD4_N	10.08.2018	Raps	Gärgut	19		58.3	11.7	46.7	158	112	47
HYD4_M2	28.02.2019	Raps	Ammoniumsulfat gesättigt		NA	100.0	100.0	0.0			

HYD4_M2	20.03.2019	Raps	keine zweite Gabe			0.0	0.0	0.0			
HYD4_M2	05.09.2019	Gerste	Rindviehvollgülle	28		43.7	19.7	24.0	134	110	24
HYD4_M2	19.03.2020	Gerste	Ammoniumsulfat gesättigt		NA	90.0	90.0	0.0			
HYD4_M2	25.04.2020	Gerste	keine zweite Gabe		0	0.0	0.0	0.0			
HYD5	24.04.2017	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	30		63.0	28.4	34.7	141	106	35
HYD5	28.05.2017	Silomais	ENTEC 26		300	78.0	78.0	0.0			
HYD5	23.03.2018	Wintergerste	Mischgülle (Rind+Schwein 1:1)	30		76.5	36.3	40.2	104	63	40
HYD5	21.04.2018	Wintergerste	KAS		100	27.0	27.0	0.0			
HYD5_N	15.02.2019	Raps	ENTEC 26		400	104.0	104.0	0.0	104	104	0
HYD5_N	20.03.2020	Winterweizen	Ammonsalpeter 27%		252	68.0	68.0	0.0	130	130	0
HYD5_N	23.04.2020	Winterweizen	ENTEC 26		240	62.4	62.4	0.0			
HYD5_M1	22.03.2019	Raps	S-Ammonsalpeter		200	52.0	52.0	0.0	104	104	0
HYD5_M1	15.02.2019	Raps	S-Ammonsalpeter		200	52.0	52.0	0.0			
HYD5_M1	17.03.2020	Winterweizen	Ammonsalpeter 27%		250	67.5	67.5	0.0	140	140	0
HYD5_M1	23.04.2020	Winterweizen	Ammonsalpeter 27%		270	72.9	72.9	0.0			
HYD6	17.03.2017	Kunstwiese	Gülle	36		76	42	34	331	242	89
HYD6	31.03.2017	Kunstwiese	Ammonsalpeter		160	43	43	0			
HYD6	12.05.2017	Silomais	Ammonsalpeter		119	24	24	0			
HYD6	16.05.2017	Silomais	Mist	14.1		17	3	14			
HYD6	18.05.2017	Silomais	Gülle	35.6		75	34	41			
HYD6	26.06.2017	Silomais	Harnstoff		210	97	97	0			
HYD6	24.10.2017	Futterweizen	Gülle	17.8		37	17	21	121	77	45
HYD6	17.03.2018	Futterweizen	Gülle	17.8		44	20	24			
HYD6	06.04.2018	Futterweizen	Ammonsalpeter		150	41	41	0			
HYD6	15.10.2018	Kunstwiese	Rindervollgülle	24		50	28	23	192	146	45
HYD6_N	12.03.2019	Kunstwiese	Nitrofos		150	30	30	0			
HYD6_N	24.05.2019	Kunstwiese	Rindervollgülle	24		50	28	23			
HYD6_N	01.07.2019	Kunstwiese	Harnstoff		132	61	61	0			

HYD6_N	27.03.2020	Kunstwiese	Nitrofos		130	26	26	0	190	160	30
HYD6_N	27.03.2020	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		27	12	15			
HYD6_N	13.05.2020	Silomais	Rindviehvollgülle	25		27	12	15			
HYD6_N	25.05.2020	Silomais	Ammonsalpeter 27%		100	27	27	0			
HYD6_N	26.06.2020	Silomais	Harnstoff		180	83	83	0			
HYD6_M1	Jahr 2019	Kunstwiese	keine Düngung			0	0	0	0	0	0
HYD6_M1	27.03.2020	Kunstwiese	Nitrofos		0	0	0	0	164	127	36
HYD6_M1	27.03.2020	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		27	12	15			
HYD6_M1	13.05.2020	Mais	Rindviehvollgülle	25		27	5	22			
HYD6_M1	25.05.2020	Mais	Ammonsalpeter 27%		100	27	27	0			
HYD6_M1	26.06.2020	Mais	Harnstoff		180	83	83	0			
HYD6_M2	Jahr 2019	Kunstwiese	keine Düngung			0	0	0	0	0	0
HYD6_M2	27.03.2020	Kunstwiese	Nitrofos		0	0	0	0	127	85	42
HYD6_M2	27.03.2020	Kunstwiese	Rindviehvollgülle	25		27	12	15			
HYD6_M2	13.05.2020	Mais	Rindviehvollgülle	25		27	0	27			
HYD6_M2	25.05.2020	Mais	Ammonsalpeter 27%		100	27	27	0			
HYD6_M2	26.06.2020	Mais	Harnstoff		100	46	46	0			

10. Danksagung

Viele Personen und Institutionen haben diese Studie direkt oder indirekt unterstützt:

- Das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) und das Amt für Umwelt Solothurn (AfU) durch die Finanzierung des Projekts NitroGäu und die fortwährende Begleitung und Unterstützung des Projekts, insbesondere Ruth Badertscher (BLW) sowie Rainer Hug und Magdalena Gisiger (AfU).
- Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) durch die Finanzierung der Verlängerung der Messungen Gäu im Winter 2020/2021, insbesondere der Abteilung Wasser.
- Der Wallierhof für die Hilfe bei der Flächensuche für die $N_{\min}$ -Herbstvorräte und die fortwährende Begleitung und Unterstützung, insbesondere Anja Latscha und Bernhard Strässle.
- Florian Hediger und Tamas Mengesha für Literatursuche und Erstellung von Grafiken.
- Die beteiligten Landwirte durch die Bereitschaft, sich am Projekt zu beteiligen.