

Nitratauswaschung im Ackerbau: Literaturstudie und $N_{\min}$ - kampagnen im Gäu (Olten)

Projekt NitroGäu: Bericht I.I



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

Mit Beiträgen von Hannah Wey und Hanna Frick

16.4.2021

NitroGäu

Inhaltsverzeichnis

1. Kurzbeschreibung Projekt NitroGäu	1
1.1 Ziel des Teilpakets 1.1	1
2. Zusammenfassung	2
2.1 Resultate	2
2.2 Schlussfolgerungen und Empfehlungen	4
3. Einleitung / Problemstellung	5
3.1 Nitratauswaschung: Messung und Indikatoren	5
3.2 Der Nitratindex	10
3.3 Massnahmen in anderen Projekten	18
3.4 Problemstellung und Hypothese	22
4. Material und Methoden / Vorgehen	23
4.1 Literaturstudie	23
4.1.1 Sichtung publizierter Literaturstudien und Metaanalysen	23
4.1.2 Datensammlung für Metaanalyse Bio-Konventionell	23
4.1.3 Datensammlung für quantitativen Review	23
4.2 N _{min} -Feldkampagnen in der Region Gäu-Olten	26
5. Resultate	28
5.1 Literaturstudie	28
5.1.1 Publierte Literaturstudien und Metaanalysen	28
5.1.2 Quantitativer Review von Nitratauswaschung unter Ackerkulturen	60
5.2 N _{min} -Feldkampagnen in der Region Gäu-Olten	69
6. Diskussion	73
7. Schlussfolgerungen	77
8. Literatur	77
9. Anhang	85
10. Danksagung	106

I. Kurzbeschreibung Projekt NitroGäu

Gemäss **Gewässerschutzverordnung** (GschV) gilt in der Schweiz für Grundwasser, das als Trinkwasser genutzt wird, eine **numerische Anforderung von maximal 25 mg/l Nitrat**. Dieser Wert wurde zwischen 2007 und 2014 jährlich an 15-20% der nationalen Messstellen überschritten, die meist unter intensiver landwirtschaftlicher Nutzung liegen (BAFU, 2019). Der Höchstwert aus dem Schweizer Lebensmittelgesetz von 40 mg/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** verpflichten sich seit dem Jahr 2000 teilnehmende Landwirte zu einer nitratarmen Bewirtschaftung. Das Auswaschungspotential von Nitrat aus landwirtschaftlich genutzten Flächen wird anhand eines Punktesystems, genannt „**Nitratindex**“, beurteilt. Eine eigentliche Wirkungskontrolle der Massnahmen und eine Überprüfung des Nitratindex fehlen bislang.

Die zwei **Hauptziele des Projekts NitroGäu** sind 1. **Wissenschaftliche Aufarbeitung der Wirksamkeit des Nitratindex** einschliesslich Evaluierung von Methoden zur Erfolgskontrolle (Messungen und/oder Modellierungen) und 2. **Erarbeitung weiterer Anpassungen der Bewirtschaftung** zur Verbesserung der N-Effizienz und Reduktion der Nitratauswaschung inklusive Abbildung im Nitratindex 2.0. Die Untersuchungen finden sowohl im **Ackerbau** als auch im **Gemüsebau** statt.

Der vorliegende Bericht gibt die **Ergebnisse der Literaturstudie zu Nitratauswaschung im Ackerbau** wieder, die als Teilpaket 1.1 des Projekts NitroGäu erstellt und durch **punktuellen Messungen der Herbstvorräte an mineralischem Stickstoff (N_{min}) im Boden** in der Region Gäu-Olten ergänzt wurden.

I.1 Ziel des Teilpakets I.1

Das Ziel dieses Teilpaketes war es, eine **Grundlage für eine Aktualisierung des Nitratindex** als Bewertungssystem für das Auswaschungspotential zu schaffen, da die aktuelle Version des Nitratindex auf der Literatur bis 2000 beruht. Deshalb sollte die jüngere Literatur zu Nitratauswaschung in den gemässigten Breiten in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung so quantitativ wie möglich ausgewertet werden. Dabei sollten Faktoren wie Fruchtfolge, Zwischenfrüchte, Saatzeitpunkt und Bodenbearbeitung, Bewirtschaftungssystem (biologisch vs. konventionell) und Düngung erfasst werden. Auch Daten der Firma TerraAquat sollten berücksichtigt werden. Als Ergänzung zur Literaturarbeit sollten Feldkampagnen in der Projektregion unter typischen Kulturfolgen durchgeführt werden, um das Punktesystem Nitratindex anhand von N_{min} -Vorräten zu überprüfen.

2. Zusammenfassung

2.1 Resultate

Die Auswaschung von Nitrat aus landwirtschaftlich genutzten Böden ist ein komplexes Problem, das durch viele Faktoren gesteuert wird. Die Messung der Nitratauswaschung kann durch direkte Messung (Saugkerzen, Ionenaustauscher, Lysimeterversuche u.a.) oder durch Bestimmung der Herbstvorräte an mineralischem Stickstoff ($N_{\min}$) als potentiell auswaschungsgefährdetem Stickstoff erfolgen.

Im Nitratprojekt Gäu-Olten wird seit 2001 das Bewertungssystem Nitratindex verwendet, um eine möglichst grundwasserverträgliche Landwirtschaft zu erreichen. Im Nitratindex wird das Auswaschungspotential von Nitrat anhand der Faktoren Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Saatzeitpunkt im Herbst sowie Winterbedeckung beurteilt. In klimatisch vergleichbaren regionalen Nitratprojekten in Europa und Nordamerika werden dagegen in erster Linie Massnahmen zur Düngung vorgeschlagen und umgesetzt, gefolgt von Massnahmen im Bereich Fruchtfolge.

In dieser Studie wurden 54 Übersichtsartikel und Metaanalysen zu möglichen Massnahmen im Ackerbau analysiert, die seit 2001 publiziert wurden. Die grösste Reduktion von Nitratauswaschung wird demnach durch Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland erzielt. Dieser Aspekt wird im Nitratindex durch eine sehr tiefe Basispunktzahl für Naturwiese berücksichtigt. Bei Kunstwiesen verursacht jedoch der Umbruch hohe Nitratauswaschung, v.a. wenn er im Herbst erfolgt. Eine andere grundlegende Änderung der Landnutzung, die Nitratauswaschung verringern könnte, wäre ein Wechsel zu Agroforstsystemen. Solche Landnutzungsänderungen würden aber mit einer Verringerung der Produktion von Ackerkulturen einhergehen.

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. Im Nitratindex wird bei Anbau von überwinterndem Zwischenfutter je nach Saatzeitpunkt eine Reduktion um 20-44% angenommen, solange vor dem 1. Oktober gesät wird. Allerdings differenziert der Nitratindex bezüglich des Saatzeitpunktes nicht zwischen Hauptkulturen wie Winterweizen oder Winterraps und Zwischenfrüchten, obwohl die maximale Stickstoffaufnahme bis zum Ende der Vegetationszeit zwischen den Pflanzenarten variiert und nicht für jede Art deutlich vom Saatzeitpunkt abhängt.

Literaturauswertungen zum Faktor Bodenbearbeitung sind 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. Im Nitratindex wird reduzierte Bodenbearbeitung vorausgesetzt; bei Pflügen im Herbst wird ein Anstieg der potentiellen Nitratauswaschung um 10%, bei Direktsaat dagegen eine Absenkung um 10% veranschlagt. Diese Korrektur wird durch die Literatur weder eindeutig bestätigt noch widerlegt.

In Bezug auf die Düngung zeigt die Literatur, dass der N-Überschuss ein guter Indikator für N-Verluste ist und somit im Nitratindex berücksichtigt werden müsste. 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. Im Nitratindex könnte das in Form einer faktoriellen Erhöhung der Punktzahl umgesetzt werden, wobei im Herbst und Winter anfallende Hofdünger dann möglicherweise anders verwendet werden müssten als bisher, wenn die Lagerkapazitäten auf den Betrieben nicht ausreichen. Neue Mineraldünger mit verzögerter N-Freisetzung können gemäss der Literatur die Nitratauswaschung aus den Düngern um 25% verringern. Eine hohe Wirkung kann zudem durch die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren erzielt werden. Da diese auf tonigen Böden aber schlecht wirken, ist diese Massnahme für das Gäu wahrscheinlich nicht geeignet.

Ein Wechsel zu biologischer Bewirtschaftung verringert die flächenbezogene Nitratauswaschung gemäss einer aktuellen Metaanalyse um 30% und sollte somit im Nitratindex berücksichtigt werden, 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. Weitere Faktoren wie Pufferstreifen, Pflanzenkohle und Strohmulch sind im Gäu entweder nicht relevant oder müssten noch weiter untersucht werden.

Für die Nitratauswaschung unter verschiedenen Ackerkulturen oder Kulturkombinationen wurde keine umfassende Auswertung gefunden. Deshalb wurden verschiedene Literaturquellen zu Nitratauswaschung und $N_{\min}$ -Herbstvorräten unter möglichst ähnlichen klimatischen Bedingungen wie im Gäu zusammengetragen. Daraus lässt sich eine Abfolge der Kulturen betreffend Nitratauswaschungspotential aufstellen: Dauergrünland, Rotklee < Kunstwiesen < Wintergetreide+Zwischenfrucht, (Zucker-)Rüben, Faserpflanzen < Sommergerste, Sommerweizen und andere Sommergetreide, Mais, Wintergerste, Winterweizen < Körnerleguminosen, Raps, Kartoffeln, Winterroggen, Gemüse und Eiweisserbsen. Allerdings sind die Daten für viele der Kulturen sehr variabel. Das hängt damit zusammen, dass die Auswaschung immer von der N-Düngung und insbesondere der N-Bilanz, den klimatischen Bedingungen und der Kulturkombination abhängt, da Nitratauswaschung häufig zeitlich verzögert auftritt. Der Nitratindex betrachtet Kulturkombinationen, wobei die Bewertung v.a. von der Vorkultur abhängt. Das Nitratauswaschungspotential von Körnerleguminosen und Raps als Vorkultur ist im Nitratindex verglichen mit der Literatur unterbewertet. Zu prüfen wäre ebenfalls die Bewertung von Mais gefolgt von Winterweizen nach einem Kunstwiesenumbruch, während das Nitratauswaschungspotential von Kartoffeln möglicherweise überbewertet ist. Verglichen mit der Notwendigkeit, N-Überschüsse und Düngung bei der Bewertung miteinzubeziehen, sind solche Anpassungen aber zweitrangig.

Schliesslich wurde die Wirksamkeit des Nitratindex anhand von $N_{\min}$ -Herbstvorräten auf insgesamt 54 Ackerflächen im Gäu überprüft. Im Vergleich zur Literatur wurden sehr hohe Werte gefunden. Bei Vorkultur Ackerbohne, Raps, Kartoffel und Mais lagen die $N_{\min}$ -Vorräte immer oder überwiegend über 100 kg N/ha. Bei Kunstwiese, Dinkel und extensiver Wiese lagen die Werte meistens oder immer unter 100 kg N/ha, während intensives Wintergetreide als Vorkultur variabel war und zwischen den beiden genannten Gruppen lag. Eine Korrelation der $N_{\min}$ -Herbstvorräte zur Basispunktzahl im Nitratindex war zu erkennen, mit Ausnahme von Kartoffel, Ackerbohne und z.T. auch Mais. Im Gäu sind hohe $N_{\min}$ -Herbstvorräte nach Mais wahrscheinlich häufig auf den vorherigen Kunstwiesenumbruch zurückzuführen.

Die $N_{\min}$ -Herbstvorräte im Gäu waren sogar auf extensiven Wiesen deutlich höher als in vergleichbaren Regionen in Deutschland. Das lässt darauf schliessen, dass die hohe Basismineralisierung auf den schweren Böden im Gäu zu hohen unvermeidbaren N-Auswaschungsverlusten führt. Während der durchschnittliche Wert für die unvermeidbaren Verluste über mehrere Jahre und an mehreren Standorten gründlich bestimmt werden müsste, sollte diese Erkenntnis für ein zukünftiges Massnahmenpaket bereits berücksichtigt werden. Dadurch muss die durchschnittliche N-Auswaschung auf 36 kg N/ha begrenzt werden, so dass das Qualitätsziel von 25 mg Nitrat/l im Grundwasser mittelfristig erreicht werden kann.

2.2 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Dieser Bericht sollte eine Grundlage für die Aktualisierung des **Nitratindex** als Bewertungssystem für das Auswaschungspotential liefern. Zu diesem Zweck wurde einerseits die neuere Literatur ausgewertet, überwiegend in Form von Übersichtsartikeln und Metaanalysen, und andererseits eine Beprobung der $N_{\min}$ -Herbstvorräte im Gäu durchgeführt.

Die wichtigsten Schlussfolgerungen aus dem Bericht sind

1. Die Düngung muss zwingend an erster Stelle in einem Massnahmenpaket stehen. Da der N-Überschuss ein guter Indikator für Stickstoffverluste ist, muss hier eine Reduktion erfolgen, vor anderen Düngungsmassnahmen wie Düngerformen und Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren. Dies kann durch dynamische, standortangepasste Düngungsplanung erleichtert werden. Dabei sollte auch die Düngungsintensität der Kunstwiesen im letzten Jahr vor dem Umbruch beachtet werden.
2. Anpassungen bei der Bewertung der Kulturen sollten bei Raps und Körnerleguminosen, Kartoffeln und Mais geprüft werden. Zudem wäre es von Vorteil, eine mehrjährige Bewertung von Fruchtfolgen zu erreichen.
3. Die gemessenen $N_{\min}$ -Herbstvorräte lassen auf relativ hohe unvermeidbare N-Auswaschungsverluste im Gäu schliessen. Diese müssten noch genauer bestimmt werden, um sie bei einer Begrenzung der N-Überschüsse berücksichtigen zu können.

3. Einleitung / Problemstellung

3.1 Nitratauswaschung: Messung und Indikatoren

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).

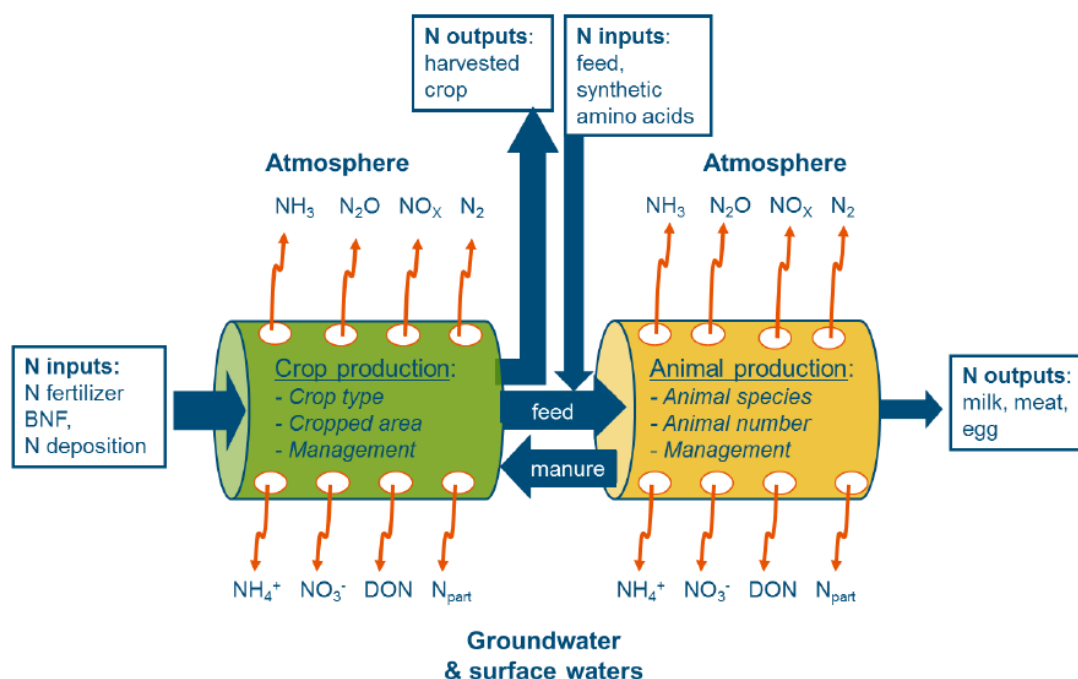


Abbildung 1: Mögliche N-Verluste in Agrarökosystemen (EU_Nitrogen_Expert_Panel, 2015).

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).

Tabelle 1: Übersicht über die wichtigsten Methoden zur Erfassung der Nitratauswaschung (nach Bischoff, 2007; Burkitt, 2014; Finck, 2017)

Methode	Messprinzip	Ergebnis
Saugkerzen	Poröser Kopf extrahiert unter Saugspannung (Vakuum) Bodenwasser; kontinuierlich oder Einzelmessungen	N-Konzentration im Bodenwasser; über die Wasserbilanz kann N-Fracht (kg N/ha) errechnet werden
Lysimeter	Mit gestörtem oder ungestörtem Boden befüllte Säulen, die eine Entnahme des Sickerwassers ermöglichen (durch freie Drainage oder Saugspannung)	N-Konzentration im Sickerwasser; über Sickerwasservolumen kann N-Fracht (kg N/ha) errechnet werden
Drainage	Drainagerohre, die das Sickerwasser unter einem Feld oder einer grösseren Fläche sammeln und abführen	N-Konzentration im Drainagewasser, über die Wasserbilanz kann die N-Fracht (kg N/ha) errechnet werden
Ionentauscher	Im Boden installierte Anionenaustauscher halten Nitrat aus dem Sickerwasser zurück	N-Menge im Ionentauscher entspricht N-Fracht (kg N/ha)
N_{min}-Herbstvorrat	Extraktion von mineralischem Stickstoff an im Herbst entnommenen Bodenproben (meist 0-90 cm)	Anhand der Lagerungsdichte kann der N _{min} -Vorrat (kg N/ha) errechnet werden; dieser ist potentiell auswaschungsgefährdet

Für die **Messung von Nitratverlusten** durch Auswaschung gibt es verschiedene Ansätze, die in Tabelle 1 zusammengefasst werden (nach Bischoff, 2007; Burkitt, 2014; Finck, 2017). Dabei sind **Saugkerzen** relativ einfach und kostengünstig einzubauen und zu benutzen und stellen damit die wohl am häufigsten verwendete Methode dar. Allerdings können sie Auswaschungseignisse in präferenziellen Fliesswegen nicht erfassen. **Feldlysimeter** sind sehr aufwendig und kostspielig, liefern dafür aber sehr genaue und verlässliche Ergebnisse, abgesehen von der Gefahr von Randeffekten, insbesondere präferentieller Fluss am Lysimeterrand. **Drainagerohre** sind meist nur auf staunässegefährdeten Böden bereits vorhanden, und ihr Einbau ist sehr aufwendig. Da Drainagerohre nie das gesamte Sickerwasser sammeln, ist die Kombination mit der Wasserbilanz notwendig, selbst wenn das Volumen des drainierten Wassers bekannt ist. Bei der Verwendung von **Ionentauschern** sind unterschiedliche Materialien und Einbauweisen möglich. Bei einem Einbau mit definierter Fläche unterhalb der Bodensäule kann die N-Fracht direkt bestimmt werden, sofern der Ionentauscher das Nitrat vollständig zurückhalten kann (Bischoff, 2007). Die Bestimmung des **Vorrats an mineralischem N** im Profil vor Beginn des Winterhalbjahrs durch Entnahme von Bodenproben schliesslich ergibt ein Auswaschungspotenzial, aber nicht die reale Auswaschung.

Neben der Messung der Nitratauswaschung gibt es verschiedene **Indikatoren**, die auf das Nitratverlustpotential schliessen lassen. Dabei kann man zunächst einmal **vom gesamten N-Eintrag ausgehen**. So benutzt das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) beispielsweise düngerinduzierte **Emissionsfaktoren** und geht somit davon aus, dass ein bestimmter, konstanter Anteil des Dünger-N ausgewaschen wird (Wang et al., 2019). Die **N-Ausnutzungseffizienz von Düngern** andererseits wird häufig so definiert:

Dünger-N-Ausnutzungseffizienz (in %)

= N-Aufnahme durch die Pflanzen (kg/ha) / ausgebrachte N-Düngermenge (kg/ha) * 100,

wobei die N-Aufnahme in der gedüngten Variante korrekterweise um die N-Aufnahme in einer ungedüngten Kontrolle korrigiert werden muss. Wenn man davon ausgeht, dass der Anteil des Düngerstickstoffs, der nicht von den Pflanzen aufgenommen wird, potentiell ausgewaschen werden kann, dann lässt die Dünger-N-Ausnutzungseffizienz indirekt auf das Nitratverlustpotential schliessen.

Eine weitere Möglichkeit, N-Ausnutzung zu definieren, bieten **Nährstoffbilanzen**. Dabei werden alle Nährstoffeinträge (Inputs) in ein System mit den Austrägen verglichen. Die **N-Effizienz auf Systemebene** ist dann so definiert (EU_Nitrogen_Expert_Panel, 2015):

N-Ausnutzungseffizienz (in %)

= N-Austräge in Ernteprodukten (kg/ha/Jahr) / N-Einträge (kg/ha/Jahr).

Ein **Nährstoffüberschuss** entsteht, wenn die Einträge grösser sind als die Austräge. Dabei kann die Systemgrenze ein landwirtschaftlicher Betrieb (Hoftorbilanz) oder ein Feld (Bodenoberflächenbilanz) sein (Oenema *et al.*, 2003). Der **N-Überschuss** kann ebenfalls als **Index für die N-Effizienz** des Systems genutzt werden (Sela *et al.*, 2018). Dabei sollte aus der Sicht des Nährstoff-Managements der N-Überschuss positiv sein, um den Bodenvorrat an N nicht mittelfristig zu verringern, aber so niedrig wie möglich, ohne die Erträge zu verringern.

Verschiedene Studien haben gezeigt, dass der N-Überschuss quadratisch (Abbildung 2) oder sogar exponentiell (Abbildung 3) mit den N-Inputs ansteigt (Lin *et al.*, 2016; Zhao *et al.*, 2016). Eine europäische Studie (Dalgaard *et al.*, 2012) fand, dass maximale Nitratkonzentrationen im Boden und im Grundwasser mit dem N-Überschuss von Betrieben in einer Region korreliert waren (Abbildung 4). Daher kam die Studie zum Schluss, dass der **N-Überschuss** ein guter **Indikator für Stickstoffverluste** ist. Dies wurde auch durch eine statistische Auswertung von Grundwasserdaten in Österreich bestätigt (Wick *et al.*, 2012). Eine globale Metaanalyse von Nitratauswaschung unter Körnermais und Weizen fand ebenfalls hochsignifikante positive Korrelationen zwischen flächen- oder ertragsbezogenen Nitratverlusten und dem N-Überschuss (Zhou and Butterbach-Bahl, 2014). Studien in einem Wassereinzugsgebiet in Frankreich kamen zum Schluss, dass über eine Fruchtfolgeperiode gemittelt die Nitratauswaschung in einem Ackerbauggebiet etwa 70% vom N-Überschuss beträgt (Garnier *et al.*, 2016). Damit kann man dann auf die **Nitratkonzentrationen unterhalb der Wurzelzone** schliessen, wenn man zusätzlich zum N-Überschuss auch die jährliche Infiltrationsrate kennt.

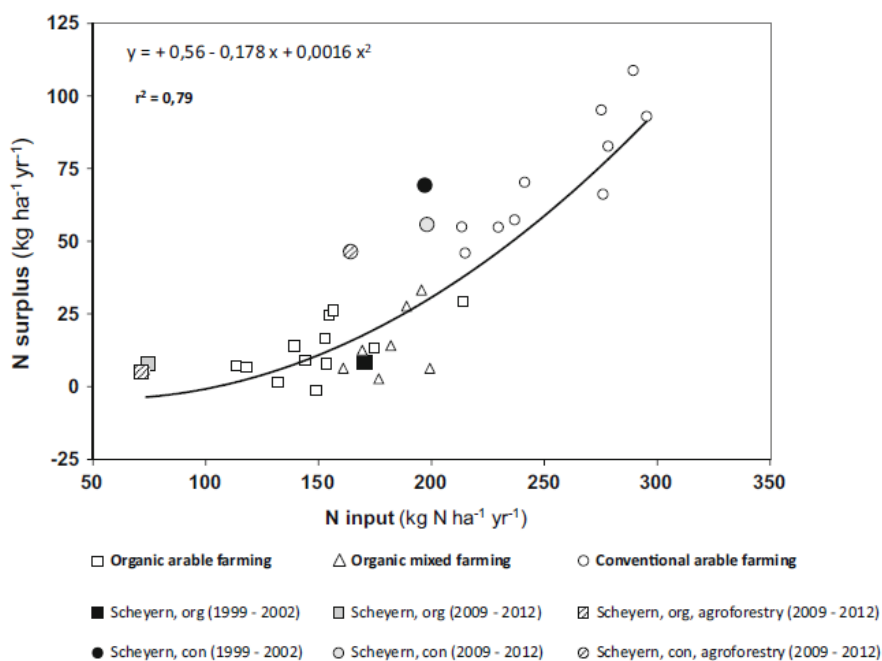


Abbildung 2: N-Überschuss in Abhängigkeit von N-Inputs für 56 Betriebe in Deutschland und den Forschungsbetrieb Scheyern (Lin *et al.*, 2016)

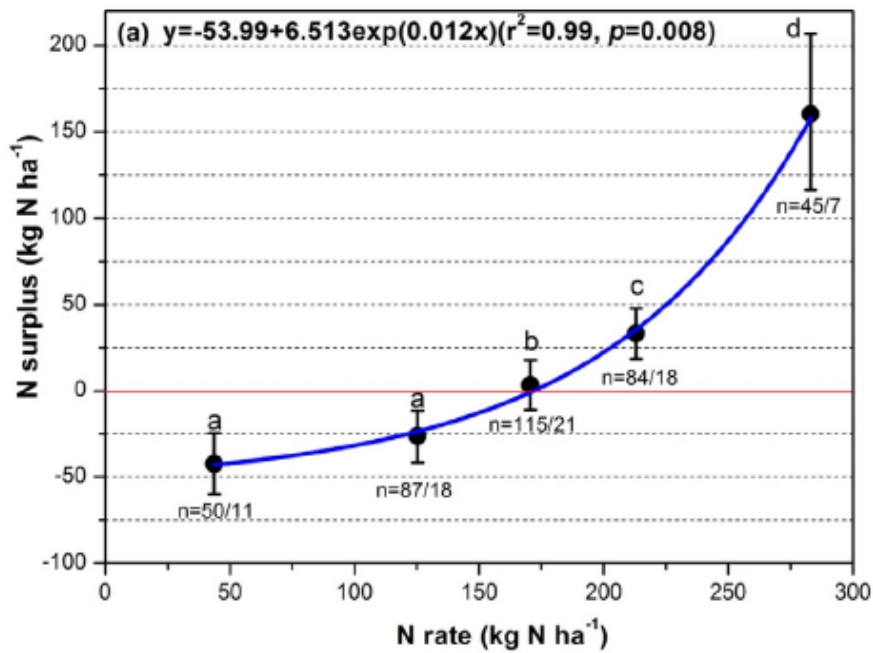


Abbildung 3: N-Überschuss in Abhängigkeit von N-Inputs in eine Metaanalyse von 31 Studien zum Maisanbau in den USA (Zhao et al., 2016)

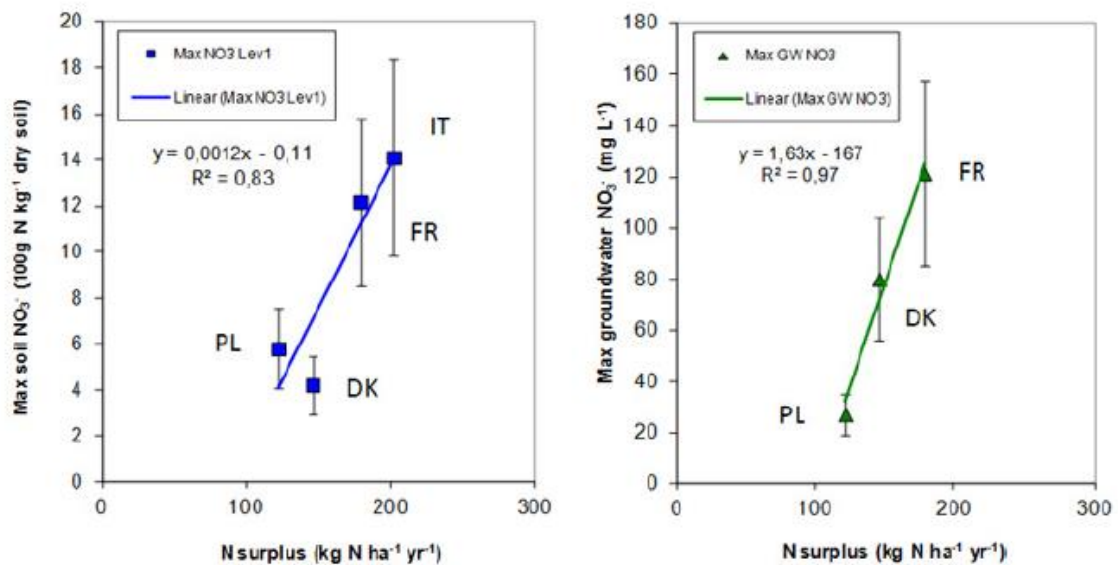


Abbildung 4: Abhängigkeit der maximalen Nitratkonzentrationen im Oberboden (links) und im Grundwasser (rechts) von der N-Bilanz (Dalgaard et al., 2012)

3.2 Der Nitratindex

Der **Nitratindex** ist ein **Punktesystem für die Bewirtschaftung** und wird im Nitratprojekt Gäu-Olten 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 gesichert** ist (für Nitrat: Höchstwert 40 mg/l, Zielwert 25 mg/l). 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).

Der Nitratindex 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. Dabei wurden zwei Varianten geprüft: eine in Absprache mit den Betriebsleitern und unter ökonomischen Gesichtspunkten realisierbare Variante, und eine Maximalvariante, bei der der Zielwert von 25 mg/l angestrebt wurde. 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.

Die in der Projektarbeit am häufigsten vorgeschlagene Massnahme (Tabelle 2) war der Wechsel von Wintergetreide zu Sommergetreide, kombiniert mit dem Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten (im Mais), die vor dem Winter deutlich mehr Stickstoff aufnehmen können als Wintergetreide. Daneben wurden auch Flächenanteile von Kulturen mit hohem Nitratverlustpotential wie Kartoffeln verringert und der Grünlandanteil (Kunstwiese oder extensives Dauergrasland) vergrössert. Mit diesen Massnahmen konnte die berechnete Nitratauswaschung jeweils deutlich verringert werden, wobei Entschädigungen zwischen 300-500 CHF/ha nötig waren. Die jeweilige Maximalvariante (nicht gezeigt) wurde dagegen als ökonomisch nicht vertretbar verworfen.

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. Dabei wurde der Nitratindex für die aktuelle Fruchtfolge sowie für zwei Varianten berechnet. Durch

vollständigen oder teilweisen Wechsel von Winter- zu Sommergetreide wurde die Nitratpunktzahl deutlich verringert, dabei nahmen die Deckungsbeiträge aber um bis zu CHF 525 ab. Einige Landwirte merkten an, dass der Zusatzaufwand für die Aussaaten von Gründungen und Zwischenfutter sehr gross und in nassen Frühjahren die Aussaat von Sommergetreide nicht immer durchführbar sei. Somit sei die Umsetzbarkeit der Umstellung auf Sommergetreide gefährdet. Auch wurde angemerkt, dass die zusätzliche Bodenlockerung bei Aussaat einer Gründung im Spätsommer/Herbst einen Mineralisierungsschub auslösen und die Auswaschungsgefahr erhöhen könnte. Bezüglich des Programms **Nitratplan 4.4** wurde von den Landwirten angemahnt, dass der Fruchtfolge eine zu hohe Bedeutung beigemessen würde und weitere Faktoren wie Bodenbearbeitung, Art und Einsatz der Dünger sowie Bodeneigenschaften ebenfalls berücksichtigt werden müssten.

Tabelle 2: Massnahmen zur Verminderung der berechneten Nitratkonzentration im Sickerwasser und ökonomische Konsequenz auf fünf Betrieben im Gäu gemäss Projektarbeit an der HAFL (Klasse_PP5, 2000).

	Nitrat-konz. aktuell	Massnahmen	Nitrat-konz. neu	Entschädigung
Betrieb	mg/l			CHF/ha
1	38.7	SW statt WW (z.B. Zwfu+ SW, nach Mais Untersaat + SW, KW Umbruch Frühjahr statt Herbst), SG statt WG, Grünland statt Kartoffeln, Düngung: kleinere Einzelgaben	25.5	550,-
2	44.3	Weniger Getreide, mehr Grünland; SG statt WG, frühe Kartoffelsorte, Zwfu nach Kartoffeln und Gemüse	30.5	576
3	49	50% SW statt WW, Luzerne statt WG und WR, Direktsaat bei WW, frühe Kartoffelsorte + Zwfu	33.1	290
4	44.8	Im Zuströmbereich: SW statt WW, GD nach Raps, frühe Kartoffelsorte + Zwfu; ausserhalb: Grünroggen nach Mais und Futterrüben, frühe Kartoffelsorte + Zwfu, SW	32.6	400
5	34.8	SW statt WW, SG statt WG; Direktsaat beim Getreide	29.2	580

WW: Winterweizen
 SW: Sommerweizen
 WG: Wintergerste
 SG: Sommergerste

WR: Winterroggen
 Zwfu: Zwischenfutter
 GD: Gründung
 KW: Kunstwiese

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 vorausgesetzt**.

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, ein Ausschnitt ist in Abbildung 5 gezeigt.

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 3). Diese Werte basieren gemäss Vetsch (2000) auf Lysimeterversuchen (Nievergelt, 1997) und Ergebnissen des Wallierhofs (Strässle, 1998).

Tabelle 3: 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

Abbildung 5: Datentabelle des Exceltools Nitratindex 8.0 (Ausschnitt für Ackerkulturen und Grünland)

Nitratsindex

Nitratsindex

Hauptkultur

Vorkultur

nV= nicht verfügbar, keine praxisübliche FF-Kombination

Hauptkultur	Nr.	Punkte Hauptkultur	Kunstwiese < 3 Jahre	Kunstwiese > 3 Jahre	Naturwiese	Naturwiese extensiv	Rot-/Buntbrache		Winterweizen	Sommerweizen	Wintergerste	Sommergerste	Winterroggen	Dinkel	Wintertriticale	Sommertriticale	Winterhafer	Sommerhafer	Winterraps	Sommerraps	Kartoffeln	Zucker-/Futterrüben	Mais	Sonnenblumen	Ackerbohnen/Eiweisserbsen	Soja	Tabak Virgin	Tabak Burley
							15	30																				
Punkte Vorkultur	4	-1	12	nV	60	nV	nV	15	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Kunstwiese < 3 Jahre	5	-2	nV	9	60	nV	nV	15	28	23	28	23	28	23	28	23	23	23	18	18	58	23	23	23	23	23	18	28
Kunstwiese > 3 Jahre	6	0	nV	nV	7	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	
Naturwiese	7	0	nV	nV	nV	6	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	nV	
Naturwiese extensiv	8	0	nV	nV	60	nV	nV	nV	30	25	30	25	30	25	30	25	25	25	20	20	60	25	25	25	25	25	20	30
Luzerne	9	0	nV	nV	60	nV	nV	15	30	25	30	25	30	25	30	25	25	25	20	20	60	25	25	25	25	25	20	30
Rot-/Buntbrache	10	-1	55	55	60	60	55	14	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Winterweizen	11	0	40	40	45	60	40	15	30	25	30	25	30	25	30	25	25	25	20	20	60	25	25	25	25	25	20	30
Sommerweizen	12	-1	55	55	60	60	55	14	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Wintergerste	13	0	40	40	45	60	40	15	30	25	30	25	30	25	30	25	25	25	20	20	60	25	25	25	25	25	20	30
Sommergerste	14	-1	55	55	60	60	55	14	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Winterroggen	15	-1	55	55	60	60	55	14	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Dinkel	16	-1	55	55	60	60	55	14	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Wintertriticale	17	0	40	40	45	60	40	15	30	25	30	25	30	25	30	25	25	25	20	20	60	25	25	25	25	25	20	30
Sommertriticale	18	0	55	55	60	60	55	15	30	25	30	25	30	25	30	25	25	25	20	20	60	25	25	25	25	25	20	30
Winterhafer	19	1	40	40	45	60	40	16	31	26	31	26	31	26	31	26	26	26	21	21	61	26	26	26	26	26	21	31
Sommerhafer	20	-1	55	55	60	60	55	14	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Winterraps	21	0	40	40	45	60	40	15	30	25	30	25	30	25	30	25	25	25	20	20	60	25	25	25	25	25	20	30
Sommerraps	22	-1	40	40	45	60	40	14	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Kartoffeln	23	-1	40	40	45	60	40	14	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Zucker-/Futterrüben	24	0	40	40	45	60	40	15	30	25	30	25	30	25	30	25	25	25	20	20	60	25	25	25	25	25	20	30
Mais	25	1	40	40	45	60	40	16	31	26	31	26	31	26	31	26	26	26	21	21	61	26	26	26	26	26	21	31
Sonnenblumen	26	2	40	40	45	60	40	17	32	27	32	27	32	27	32	27	27	27	22	22	62	27	27	27	27	27	22	32
Ackerbohnen/Eiweisserbsen	27	2	40	40	45	60	40	17	32	27	32	27	32	27	32	27	27	27	22	22	62	27	27	27	27	27	22	32
Soja	28	2	40	40	45	60	40	17	32	27	32	27	32	27	32	27	27	27	22	22	62	27	27	27	27	27	22	32
Tabak Virgin	29	-1	40	40	45	60	40	14	29	24	29	24	29	24	29	24	24	24	19	19	59	24	24	24	24	24	19	29
Tabak Burley																												

Die **Basispunktzahlen für Ackerkulturen** ergeben sich aus der Summe von drei einzelnen Indexzahlen, wie in Abbildung 6 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 6 dargestellten Vorgehen, denn bei Wintergetreide werden 30, bei Sommergetreide 25 Punkte aufgelistet (Vetsch, 2000), d.h. beim Wintergetreide sind 5 Punkte zusätzlich angegeben.

Abbildung 6: Die Berechnung der Basispunktzahl von Ackerkulturen im Nitratindex (nach Vetsch 2000)

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				

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 4), 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: 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 5: 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** (Abbildung 5) 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.

Ein Vergleich beider Methoden wurde 2014 von Ernst Spiess und Bernhard Strässle vorgenommen und ist in Abbildung 7 grafisch gezeigt. Über alle Kombinationen von Vor- und Hauptkultur hinweg beträgt der **Nitratindex im Mittel 40% des Nitratbasiswerts**. Bei Kombination einer Vorkultur mit verschiedenen Hauptkulturen steigen sowohl Nitratindex als auch Nitratbasiswert für die meisten Kulturen in ähnlichem Masse an. Ein **Unterschied** ergibt sich bei der **Bewertung der Kunstwiese als Vorkultur** vor Winterkulturen wie Raps, Wintergerste und Winterweizen, bei denen der Nitratindex das Auswaschungspotential relativ höher einschätzt als der Nitratbasiswert. Die **Differenzierung durch die Hauptkultur ist beim Nitratbasiswert meist grösser** als beim Nitratindex. So nimmt beispielsweise der Nitratindex bei Eiweisserbsen als Vorkultur Werte zwischen 24 und 41 an, während der Nitratbasiswert von 40 bis 130 variiert. Ausnahmen sind z.B. Eiweisserbsen plus Zwischenkultur, wo für denselben Nitratbasiswerte von 70 beim Nitratindex Werte zwischen 18 und 23 auftreten, je nachdem, mit welcher Hauptkultur kombiniert wird. Insgesamt ist aber ein **deutlicher Zusammenhang zwischen den beiden Bewertungssystemen** zu erkennen.

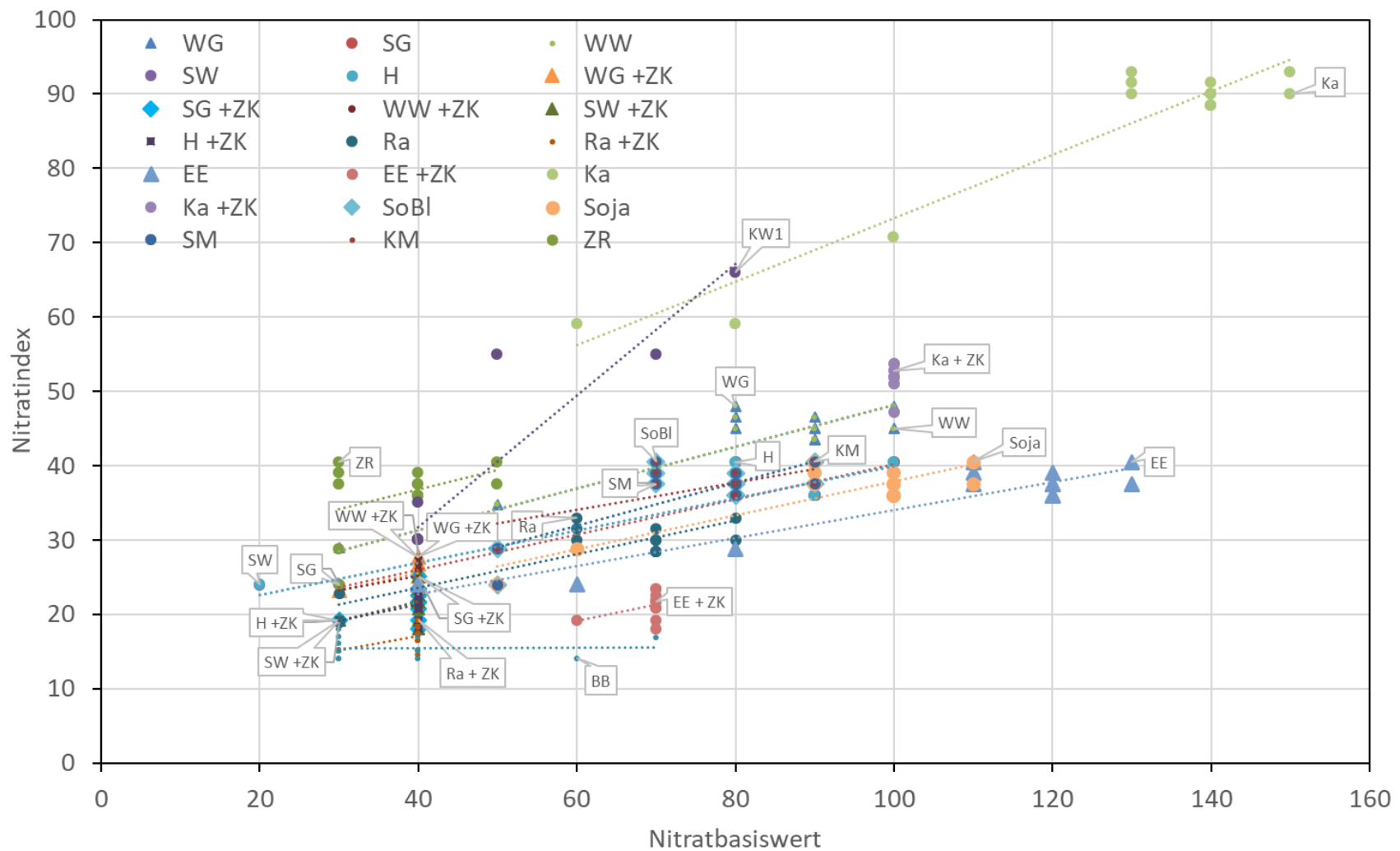


Abbildung 7: Zusammenhang zwischen Basispunktzahl gemäss Nitratindex und Nitratmatrix von Agroscope für verschiedene Kombinationen von Vor- und Hauptkultur, wobei hier nur die Vorkultur angegeben ist. Korrelation über alle Datenpunkte: $y = 0.40 + 7.13x$, $r^2 = 0.6124$. Nach Angaben von Ernst Spiess und Bernhard Strässle (2014).

3.3 Massnahmen in anderen Projekten

Um die Massnahmen, die in anderen Projekten zur Reduktion der Nitratauswaschung vorgeschlagen und teilweise auch umgesetzt wurden, mit den Massnahmen zu vergleichen, die der Nitratindex bewertet, wurden **lokale bis regionale Grundwasserprojekte** gesucht, die der Region Gäu-Olten bezüglich Klima, Boden und Ackerkulturen möglichst ähnlich sind. Vollständige Projektdokumentationen und Massnahmenkataloge mit einer genauen Beschreibung der Massnahmen und einer Auflistung zu Wirksamkeit und ökonomischen Konsequenzen wurden zunächst bevorzugt. Die **sechs Hauptberichte**, die auf diese Weise identifiziert wurden (Tabelle 6), haben verschiedene Schwerpunkte. So betrachtet beispielsweise der Bericht über das Projekt Hohenthann vor allem einzelbetriebliche Massnahmen wie die Düngung, während andere Berichte auch überbetriebliche Massnahmen angeben. Zusätzlich zu den sechs Hauptberichten 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 4** als **Massnahmenkatalog** zu finden. Nicht aufgeführt wurden dabei Massnahmen, die in der Region Gäu-Olten nicht umsetzbar oder irrelevant sind: Massnahmen, die den Oberflächenabfluss und Bodenerosion betreffen, einen Meerzugang erfordern, die Ausbringung von Klärschlamm oder die Bewässerung regulieren, oder überregionale/nationale Gesetzgebung und Prämiensysteme betreffen.

Für den **Vergleich mit dem Nitratindex als Bewertungssystem** von Massnahmen, die die Faktoren Fruchtfolge, Bodenbearbeitung im Herbst, Saatzeitpunkt im Herbst und Winterbedeckung beurteilen, wurde eine stärker aggregierte Darstellung des Massnahmenkatalogs aus Anhang 4 erstellt (Abbildung 8). Diese zeigt deutlich, dass Massnahmen im Bereich Düngung am häufigsten genannt werden, insbesondere die bedarfsgerechte N-Düngung und die Applikationstechnik, gefolgt von Massnahmen im Bereich Fruchtfolgen. Dabei wird neben dem Anbau von Zwischenfrüchten, der praktisch in jedem Projekt als Massnahme aufgeführt wird, auch die Kultur- und Sortenwahl häufig als wichtig erachtet. Während der Nitratindex den Schwerpunkt ebenfalls auf die Fruchtfolge legt, fällt deutlich auf, dass im Nitratindex im Gegensatz zu den meisten anderen Projekten der Bereich Düngung gar nicht berücksichtigt wird.

Tabelle 6 : Die sechs Hauptquellen, die Massnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung enthalten.

Quelle	Geografischer Perimeter	Beschreibung der Datengrundlage
Biedermann, R. (2007). Pilotprojekt: Nitratreduktion im Klettgau, Kanton Schaffhausen.	Klettgau (Schweiz)	• Erarbeitung und Umsetzung Massnahmenkatalog (Einzelmassnahmen und Strukturanpassungen) • enthält betriebsökonomische Betrachtung • Erfolgskontrolle mit Saugkerzen (vier Flächen) sowie N_{min}-Simulation
Bayerisches Landesamt für Umwelt (2019). Landwirtschaft und Grundwasserschutz in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg an der Laaber - Abschlussbericht Projektphase 1 (2014-2018).	Hohenthann, Pfeffenhausen, Rottenburg (Deutschland)	• Projektbeschreibung (Grundwasseruntersuchung, Isotopenanalyse und Altersbestimmung) • Massnahmentabelle (Seite 55), mit Bewertung der Umsetzbarkeit, Effizienz und Kosten von 0 bis ++++ anhand von Erfahrungs-/Expertenwissen • Zusatzmassnahmen (ökologischer Landbau) in den Anmerkungen zur Massnahmentabelle • Modellierung des Nitrattransports
Osterburg, B. et al. (2007). Kosteneffiziente Massnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft.	Braunschweig (Deutschland)	• bekannte technisch-organisatorische Massnahmen zur Verringerung des Stickstoffeintrags in Grund- und Oberflächengewässer • 49 Einzelmassnahmen, mit Angabe der Eignungsbewertung, Akzeptanz und Kostenwirksamkeit basierend auf Literatur (Liste ab Seite 19) und Expertenwissen • Zusätzlich Untermassnahmen angegeben • Angabe der kostenwirksamsten Massnahmen für eine Umsetzung auf a) Grünland und b) Marktfruchtbetriebe.
Eriksen, J. et al. (2014). Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og malrettet arealregulering.	Dänemark	• Massnahmen und Nitratreduktionspotential, inkl. Sicherheit/Wirksamkeit (von * bis ***) und ökonomischen Kosten (Seite 7/8) • detaillierte Beschreibungen inklusive Nebenwirkungen, z.B. auf Pestizidgebrauch und Biodiversität. • Datengrundlage: Feldversuche in Dänemark
Dzurella, K. N. et al. (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.	Kalifornien	• Massnahmen der kalifornischen Landwirtschaft, zusammengestellt und bewertet anhand Literatur und Expertenbefragung (ab Seite 19) • Massnahmen wenig detailliert formuliert, Verlustreduktionspotential teilweise, ökonomische Bewertung fehlt
Clevering, O. A. et al. (2006). Maatregelenpakketten KRW; Fraters, B. et al. (2016). Agricultural practice and water quality in the Netherlands: status (2012-2014) and trend (1992-2014).	Flevoland, Niederlande	• Vorgeschlagene Massnahmen für Reduktion von Stickstoff- und Phosphorverlusten im Ackerbau. • Kostenschätzung, Wirkungsbewertung von 0 bis +++ und Berechnung der ökonomischen Konsequenzen • Massnahmen teilweise unklar und allgemein formuliert, ohne konkrete Referenzszenarien

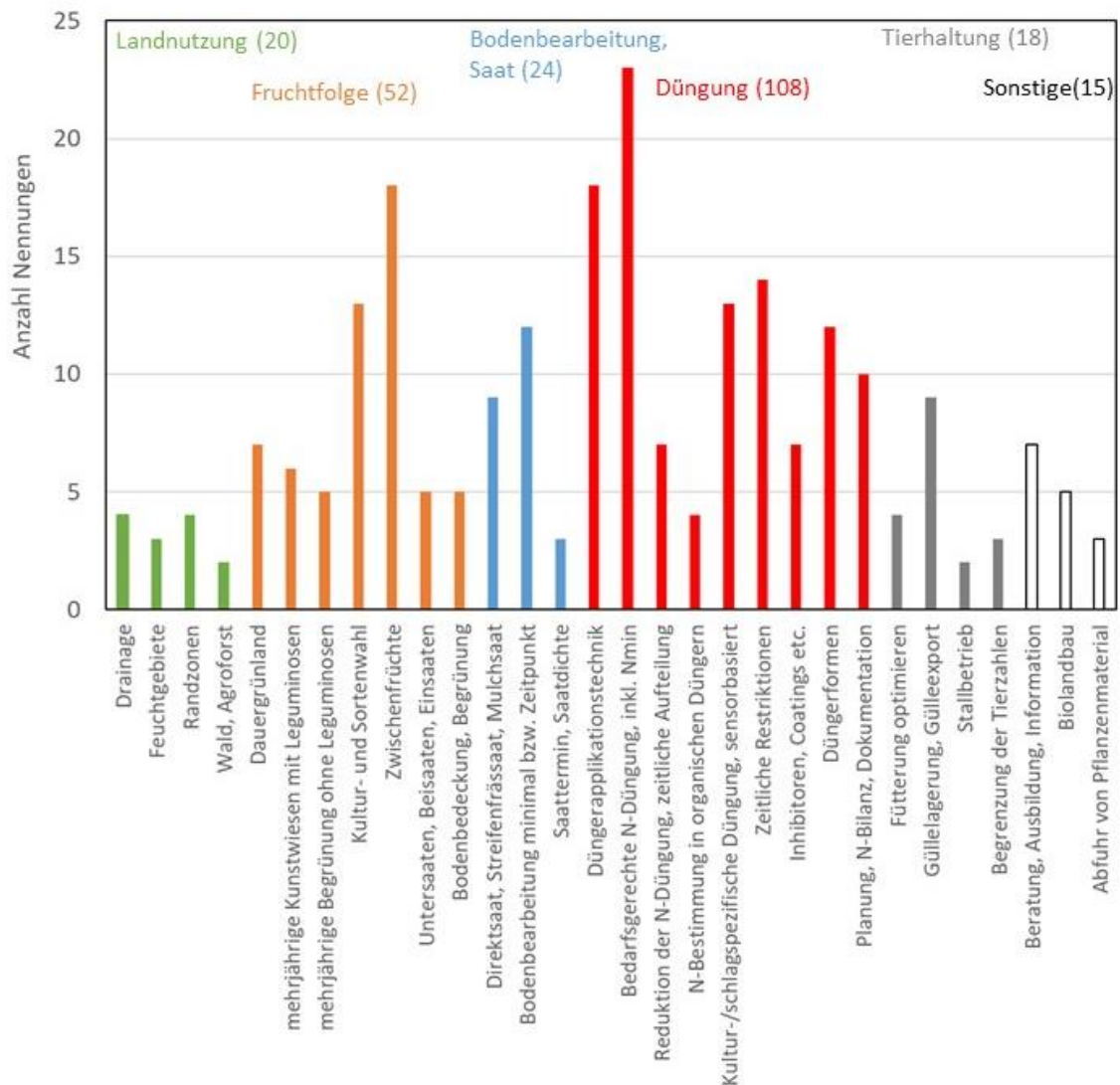


Abbildung 8: Anzahl Nennungen von Massnahmen in den Bereichen Landnutzung, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Düngung und Tierhaltung und Sonstige in den sechs Hauptberichten (Tabelle 6) und den sechs Zusatzdokumenten.

Für die Bewertung, insbesondere der Wirtschaftlichkeit, ist es problematisch, dass das Referenzszenario nicht immer eindeutig angegeben ist, sich zwischen den Berichten unterscheidet oder im Gäu heutzutage nicht mehr vorhanden ist (z.B. Schwarzbrache). Wegen dieser mangelnden Vergleichbarkeit und Relevanz wurden die Massnahmen in Anhang 4 ohne ökonomische Bewertung und ohne Angaben zur Wirksamkeit aufgeführt. Der **Massnahmenkatalog** stellt also primär **Ideen aus verschiedenen Projekten** zusammen, ohne die finanziellen Konsequenzen und die Wirksamkeit bezüglich Nitratauswaschung zu prüfen.

Die **Auflistung und Bewertung von Massnahmen** findet üblicherweise in einer frühen Projektphase statt, also vor der eigentlichen Umsetzung der Massnahmen. Die Auswirkungen dieser Massnahmen auf die Nitratauswaschung werden zu diesem Zeitpunkt grösstenteils mit **Expertenwissen** geschätzt und/oder mit **Modellen** simuliert.

In den meisten Projekten werden anschliessend in der Umsetzungsphase **Nitratmessungen** in Brunnen, Piezometern und Pumpstationen durchgeführt. Ein langjähriges Monitoring ist als **Erfolgskontrolle** notwendig und für Nitratprojekte in der Schweiz und der EU vorgeschrieben (Fank et al. (2010), Fraters et al. (2016), Kesser and Hartmann (2013)). Diese Art der Erfolgskontrolle wird jedoch durch die **zeitliche Verzögerung** zwischen der Umsetzung der Massnahmen und der Wirksamkeit im Aquifer bzw. in der Pumpstation erschwert (Biedermann (2007); Dzurella et al. (2012); Wang et al. (2013), Bayerisches Landesamt für Umwelt (2019)). Zudem werden auf diese Weise nur die **Auswirkungen der Gesamtheit der Massnahmen** erfasst, während die Wirkung von einzelnen Massnahmen weitgehend unklar bleibt (Kay et al. (2009)). Weitere Prozesse wie Denitrifikation, Dispersion und Verdünnung erschweren die Abschätzung der Wirkung pro Einzelmassnahme zusätzlich.

Ein **Monitoring einzelner Massnahmen auf Feldebene** (z. B. mit Saugkerzen) hat aber ebenfalls Nachteile. Neben dem **grossen finanziellen und zeitlichen Aufwand** hängt die Wirkung einer einzelnen Massnahme auch von spezifischen Faktoren wie Bodentyp, Wetter und agronomischem Management durch den Landwirt ab (Dzurella et al. (2012)). Deshalb können **Ergebnisse** aus einzelnen Feldern oder aus einem spezifischen Projekt **nur bedingt** auf andere Felder und Regionen **übertragen** werden.

Ausser in rein wissenschaftlichen Versuchen, in denen Einzelmassnahmen untersucht werden, ist nur die **Kombination von Massnahmen** zielführend für die Reduktion des Nitratgehalts im Grundwasser. Nicht alle Massnahmen sind jedoch miteinander kombinierbar oder auf jedem Betrieb anwendbar. Es soll also idealerweise ein auf den Betriebstyp und die genutzten Flächen abgestimmtes Bündel an Massnahmen umgesetzt werden. Dies erhöht auch die Akzeptanz unter den Landwirten und damit den Projekterfolg (Biedermann (2007)). Eine **erfolgreiche Umsetzung von Massnahmen** ist nur möglich, wenn «die **ökologischen Erfordernisse** mit den **ökonomischen Notwendigkeiten** der Landwirtschaft **in Einklang** [...]» gebracht werden (Fank et al. (2010)). Dabei muss für die Berechnung der Effizienz definiert werden, ob die Stickstoffüberschüsse oder die Stickstoffauswaschung betrachtet wird (Osterburg et al. (2007)). Zudem hat ein Massnahmenbündel nicht unbedingt die Summe der Wirkung und Kosten der Einzelmassnahmen.

In der Schweiz führte die **Einführung der Direktzahlungen** via freiwillige Verpflichtung zur Integrierten Produktion und später via Erfüllung des ÖLN ab 1993 zu einer **Reduktion der Nährstoffüberschüsse**. Der Vergleich der Daten von 2005 mit den Jahren 1990-92 zeigte eine Reduktion des N-Überschusses von 120 auf 99 kg N/ha (Herzog *et al.*, 2008). Die Nitratkonzentrationen in Trinkwasserfassungen in landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebieten sanken in diesem Zeitraum um 3.2 mg/l. Für Landwirtschaftsflächen im Kanton Bern wurde durch Modellierung mit MODIFFUS eine Abnahme der Nitratauswaschung um 20% errechnet. Die wichtigsten Einflussfaktoren waren dabei Veränderungen in den angebauten Kulturen (Abnahme bei Getreide und Kartoffeln, Zunahme bei Zuckerrübe und Kunstwiesen), reduzierte Düngung (sowohl Mineraldünger als auch organische Dünger), um eine ausgeglichene Nährstoffbilanz zu erreichen, und ein vermehrter Anbau von Zwischenfrüchten, v.a. vor Sommerkulturen. Eine zweite Studie zur Auswirkung der agrarpolitischen Massnahmen auf die Nitratauswaschung kam unter Verwendung des Modells LEACHN für das Einzugsgebiet Fehraltorf zum Schluss, dass die Kombination aus reduzierter Düngung und vermehrtem Anbau von Zwischenfrüchten die Nitratauswaschung um 29% verringerte (Decrem *et al.*, 2007). Diese Studien zeigen somit Möglichkeiten für die **Evaluation von Massnahmen** durch **Messung** in Kombination mit **Modellierung** auf.

3.4 Problemstellung und Hypothese

Der **Nitratindex** wird seit 2001 im Gäu verwendet. Die Grundlage für die Beurteilung des Nitratauswaschungspotentials anhand des Nitratindex ist aber nicht ganz eindeutig. Zudem ist die vorhandene Literatur seit 2000 natürlich sehr stark angewachsen. Deshalb soll der Nitratindex **anhand der neueren Literatur** sowie **punktuelle N_{min}-Untersuchungen im Gäu überprüft** werden.

Der **Nitratindex** setzt bei der Bewertung den **Schwerpunkt auf die Fruchtfolgen**, zusätzlich werden **Bodenbearbeitung, Winterbedeckung** und **Saatzeitpunkt** berücksichtigt. Dabei geht der Nitratindex von einer **ausgeglichene N-Bilanz** und **optimalen Düngung** gemäss den schweizerischen Düngungsempfehlungen (Richner and Sinaj, 2017 und frühere Versionen) aus.

In diesem Bericht wird die **Hypothese** geprüft, dass der Nitratindex einige Bewirtschaftungsmassnahmen nicht richtig abbildet, und dass einige wichtige Faktoren wie N-Bilanz, Düngungsintensität und Anbausystem unbedingt berücksichtigt werden müssen, um das Auswaschungspotential korrekt abzuschätzen.

4. Material und Methoden / Vorgehen

4.1 Literaturstudie

4.1.1 Sichtung publizierter Literaturstudien und Metaanalysen

Im Projektantrag wurde darauf hingewiesen, dass es bereits einige Literaturstudien und Metaanalysen zu verschiedenen Aspekten der Nitratauswaschung gibt. Während der Projektlaufzeit sind zudem eine grössere Anzahl zusätzlicher Literaturarbeiten erschienen. Um die eigentlichen Wissenslücken aufzudecken, wurde daher eine **intensive Aufarbeitung bereits publizierter Literaturstudien** betrieben. 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. Der Faktor Bewässerung wurde dabei bewusst ausgelassen, da er im Ackerbau in der Schweiz zu vernachlässigen ist. Die quantitativen Auswertungen wurden als Faktor ausgedrückt zusammengetragen und in der Diskussion der Bedeutung der Fruchtfolge gegenübergestellt.

4.1.2 Datensammlung für Metaanalyse Bio-Konventionell

Eine eigentliche Metaanalyse wäre im Rahmen des Teilpakets 1.1 nur für einen der genannten Aspekte möglich gewesen, nämlich den Vergleich Biolandbau vs. konventionelle Landwirtschaft. Da kürzlich eine umfangreiche Metaanalyse zu dieser Frage erschienen ist (Sanders and Hess, 2019), wurde eine eigene Metaanalyse nicht weiter verfolgt. Der **Faktor Anbausystem** wird stattdessen bei der Auswertung publizierter Literaturstudien und Metaanalysen behandelt.

4.1.3 Datensammlung für quantitativen Review

Für die quantitative Auswertung kulturspezifischer Nitratauswaschung wurden Studien ausgewertet, in denen **Nitratauswaschung unter verschiedenen Kulturen und Kulturfolgen** untersucht wurde. Um diese **Datenquellen** besser zu verstehen, werden sie **zunächst einzeln** präsentiert und **anschliessend** in einer **übergreifenden Auswertung** gezeigt.

Allgemeine Zahlen:

Hier wurden Publikationen zusammengetragen, die verschiedene Ackerkulturen nach ihrer mittleren Nitratauswaschung beurteilt haben.

Daten von TerrAquat:

Das Gutachterbüro TerrAquat stellte Daten zur Nitratauswaschung zur Verfügung, die es im Auftrag des Wasserversorgungs-Zweckverband Grünbachgruppe zwischen 2003 und 2006 in einem Wasserschutzgebiet im Main-Tauber-Kreis (Deutschland) erhoben hatte. In dem Projekt wurde ein Vergleich zwischen konventioneller Düngung mit Kalkammonsalpeter (KAS) und alternativ mit der CULTAN-Technik (Controlled Uptake Long Term Ammonia Nutrition) durchgeführt. Die Felder wurden von Landwirten bewirtschaftet. Die Nitratauswaschung wurde während halbjährlicher Messperioden mit Ionenaustauschern (SIAs) erfasst.

Die Fruchtfolge bestand aus Winterraps, Winterweizen, Senf als Zwischenfrucht und Sommergerste (meist Braugerste). Für den gesamten Datensatz (Anzahl SIAs = 1255) im Messzeitraum Frühjahr 2003 bis Frühjahr 2007 wurden jährliche N-Verluste mit dem Sickerwasser von 21 kg N/ha bei Düngung mit CULTAN und 23 kg N/ha bei Düngung mit KAS gefunden.

Um die gemessene Nitratauswaschung mit dem Nitratindex vergleichen zu können, wurden für den hier vorliegenden Bericht Jahreswerte berechnet für die Kulturkombinationen Sommergerste-Winterraps, Winterraps-Winterweizen sowie Winterweizen-Zwischenfrucht-Sommergerste. Da die Auswaschung unter den beiden Düngungsverfahren nicht signifikant verschieden war, wurde in der Auswertung nicht nach Düngungsverfahren unterschieden.

Schalvo (Nmin):

Im deutschen Bundesland Baden-Württemberg gilt seit 1988 die Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO), durch die der Grundwasserschutz in Trinkwasserschutzgebieten geregelt ist. Für Ertragseinbussen und Mehraufwand, die durch die Bewirtschaftungsauflagen der SchALVO entstehen, werden die Landwirte finanziell entschädigt. Bei den Auflagen werden verschiedene Zonen unterschieden, mit Angabe der Flächenverteilung (2016):

1. Normalgebiete (weniger als 25 mg Nitrat/Liter); 289.000 ha.
2. Problemgebiete (über 35 mg Nitrat/Liter bzw. ab 25 mg Nitrat/Liter bei ansteigendem Trend); 98.000 ha.
3. Sanierungsgebiete (über 50 mg Nitrat/Liter bzw. ab 40 mg Nitrat/Liter bei ansteigendem Trend); 13.000 ha.

Ein ansteigender Trend bedeutet, dass die Konzentration über fünf Jahren hinweg jährlich um mehr als 0,5 mg Nitrat/Liter ansteigt.

Zwischen dem 15. Oktober und 15. November wird jährlich eine Kontrollaktion durchgeführt, bei der Ackerflächen beprobt werden und der Bodennitratgehalt im Herbst (0-90 cm) gemessen wird. Im Jahr 2016 beispielsweise wurden 16.894 Standorte beprobt. Dabei werden v.a. Problem- und Sanierungsgebiete beprobt, während in Normalgebieten nur Stichproben genommen werden. Es gibt Dauerstandorte, die

jährlich beprobt werden. Diese werden durch wechselnde Flächen mit besonderen Kulturen ergänzt.

Im Nitratbericht 2016 (Finck, 2017) sind kulturspezifische mittlere $N_{\min}$ -Herbstvorräte unter verschiedenen Kulturen für die Jahre 2013-2016 angegeben. Die Zusammenfassung der wichtigsten Kulturen, die in Abbildung 54 gezeigt wird, wurde zudem durch Werte für Faserpflanzen und Chinaschilf (*Miscanthus*) ergänzt. Für die übergreifende quantitative Auswertung wurde angenommen, dass die mittlere Jahresauswaschung den $N_{\min}$ -Herbstvorräten entspricht, auch wenn dies natürlich eine sehr grobe Vereinfachung ist.

$N_{\min}$ -Herbstvorräte in Hessen:

Im deutschen Bundesland Hessen werden jedes Jahr auf Dauerbeobachtungsflächen etwa 700-800 Herbst- $N_{\min}$ -Gehalte gemessen (Beisecker et al., 2018). In den Jahren 2011-2016 wurden so insgesamt 2280 Herbst- $N_{\min}$ -Gehalte bestimmt.

Dauertestflächen in Thüringen:

Im deutschen Bundesland Thüringen gibt es 331 Dauertestflächen, die zwischen 1991 und 2007 jeweils nach der Ernte (August-September) beprobt und auf den $N_{\min}$ -Vorrat hin untersucht wurden (König et al., 2011). Insgesamt waren es 4939 Datenpunkte. Durch den gewählten Zeitpunkt der Probenahme entsprechen diese Werte dem Konzept des Nitratindex, dass die Basispunktzahl der Vorkultur vor allem durch den $N_{\min}$ -Vorrat nach der Ernte bestimmt wird. Zudem ist der Datensatz dadurch von besonderem Interesse, dass auch Angaben zu N-Zufuhr und N-Entzug vorhanden sind und somit das N-Saldo (=N-Oberflächenbilanz) berechnet werden kann.

Lysimetertagung Gumpenstein:

An der Lysimetertagung Gumpenstein, die alle zwei Jahre stattfindet, werden primär Ergebnisse aus Lysimeteranlagen im deutschsprachigen Raum präsentiert. Aus den Tagungsbänden der Jahre 2001-2017 wurden insgesamt 10 Beiträge gefunden, in denen kulturspezifische Jahresdaten zur Nitratauswaschung gezeigt wurden (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). Insgesamt ergab dieser Datensatz 106 Werte, die für den quantitativen Review genutzt werden konnten.

Übergreifende Auswertung:

Zusätzlich zu den oben genannten Datenquellen wurden die absoluten Nitratauswaschungswerte, die in publizierten Metaanalysen für spezifische Kulturen ermittelt wurden (Anhang 5) für die übergreifende quantitative Auswertung hinzugenommen. Insgesamt wurden so 185 kulturspezifische Datenpunkte übergreifend ausgewertet.

4.2 N_{min}-Feldkampagnen in der Region Gäu-Olten

Auf den **11 Ackerflächen**, auf denen das NitroGäu-Projekt seit 2017 die Nitratauswaschung mit Hilfe von SIAs untersucht, 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. Auf diesen 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. Insgesamt entstanden so **54 Datenpunkte**.

Die Probenahme erfolgte mit einem automatischen Stechgerät (Abbildung 9). 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 9: Bodenprobenahme mit dem automatischen Stechgerät von bodenproben.ch. Bild: Joe Santo

Die Proben wurden nach der Probenahme gefroren, ans Zentrum für Hydrogeologie Neuchâtel (CHYN) gebracht 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 CaCl₂) 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

¹ Méthodes de référence des stations fédérales de recherches agronomiques. Volume 1: Analyse de terre pour conseil de fumure. Extraction du NO₃-N et de l'NH₄-N par le chlorure de calcium 0.01M pour déterminer la teneur en Nmin. 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.

Ammonium im Filtrat wurden am FiBL mit einem «Skalar Aqua Pro» (Proben 2017) bzw. mit einem Smartchem 450 Discrete Analyser (Proben 2018 und 2019) kolorimetrisch gemessen.

Für die Berechnung des $N_{\min}$ -Vorrats (in kg N/ha) aus der gemessenen Konzentration (in kg N/ kg Boden) wurden verschiedene Annahmen getroffen:

- Lagerungsdichte im obersten Horizont 1.3 g/cm^3 , in den anderen beiden Horizonten 1.5 g/cm^3 . Diese relativ hohen Werte entsprechen den Werten, die im Projekt NitroGäu auf verschiedenen Feldern im Gäu bestimmt wurden, und sind mit dem relativ hohen Tongehalt der Böden zu erklären.
- 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**.

5. Resultate

5.1 Literaturstudie

5.1.1 Publierte Literaturstudien und Metaanalysen

Seit der Entwicklung des Nitratindex (Vetsch, 2000) ist eine grosse Zahl von Literaturstudien (Reviews) und Metaanalysen zu Nitratauswaschung und N-Ausnutzung publiziert worden. Diese enthalten zum Teil umfassende quantitative Auswertungen. In der Regel bilden sie überwiegend die gemässigten Breiten ab, aus denen der grösste Teil der publizierten Forschungsergebnisse stammt. Insgesamt wurden **54 relevante Literaturstudien** gefunden und die wichtigsten Ergebnisse festgehalten (Anhang 5). Dabei wurde nach Möglichkeit ein **Wirkungsgrad** (= Nitratauswaschung bei Umsetzung einer Massnahme / Nitratauswaschung ohne die Massnahme) abgeleitet.

Diese Studien werden im Folgenden zusammengefasst, um einen Überblick über den Wissensstand bezüglich verschiedener Einflussfaktoren auf die Höhe der Nitratauswaschung zu geben. Dabei werden neben den Faktoren Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Saatzeitpunkt, die der Nitratindex bewertet, auch andere Faktoren wie Klima, Boden, Landnutzung, Anbausystem, Düngung und Mulch analysiert.

Klima

Die **Verlagerung von mineralischem Stickstoff** in grössere Bodentiefen im Winter hängt primär von den **Winterniederschlägen** ab (Abbildung 10). Ohne Bepflanzung kann der mineralische Stickstoff nur in sehr trockenen Winterhalbjahren im Oberboden gehalten werden (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). Mit einer wachsenden Kultur, beispielsweise beim Anbau einer Zwischenfrucht, verringert sich die Abhängigkeit des mineralischen Stickstoffvorrats im Frühjahr von den Winterniederschlägen (Abbildung 11). Eine Metaanalyse zu Maisanbau in den USA (Zhao *et al.*, 2016) zeigte, dass in überdurchschnittlich feuchten Jahren deutlich mehr Nitrat ausgewaschen wird als in trockeneren Jahren (Abbildung 12). Eine Auswertung von Drainagestudien (Christianson and Harmel, 2015) bestätigte, dass in feuchten Jahren höhere N-Frachten abfliessen als in trockenen Jahren (30 vs. 18 kg N/ha).

Auch die **Temperatur** spielt eine Rolle. Eine statistische Auswertung von Grundwasserdaten aus zwei Jahrzehnten in Österreich ergab, dass steigende Maximaltemperaturen die Nitratkonzentrationen im Grundwasser verringerten, wahrscheinlich durch Zunahme der Evapotranspiration (Wick *et al.*, 2012). Höhere Niederschläge führten dabei ebenfalls zu einer Abnahme der Nitratkonzentrationen, was durch verbessertes Pflanzenwachstum und damit Stickstoffaufnahme oder einen Verdünnungseffekt zu erklären ist. Das deutet darauf hin, dass für die Nitratauswaschung die Verteilung der Niederschläge zwischen Winter- und Sommerhalbjahr entscheidend ist. Eine Auswertung von Studien mit ¹⁵N-markierten

Düngern (Gardner and Drinkwater, 2009) fand ebenfalls eine Zunahme der Wiederfindung frisch applizierten Stickstoffs mit steigenden Niederschlägen relativ zur Verdunstung (Abbildung 13), vermutlich weil sich das Pflanzenwachstum dadurch verbesserte.

Die **globale Klimaveränderung** wird auch Auswirkungen auf die Nitratauswaschung haben. Während verringerte Grundwasserbildung die Konzentration von Nitrat im Grundwasser voraussichtlich erhöhen wird, sind die Auswirkungen auf die eigentliche Nitratauswaschung noch ungewiss (Stuart et al., 2011). In der Schweiz wird sich jedoch voraussichtlich nicht primär die Menge an Jahresniederschlag ändern, sondern die Verteilung über das Jahr, d.h. weniger Sommerregen, mehr Winterregen und weniger Schnee (<https://www.meteoschweiz.admin.ch/home/klima/klimawandel-schweiz.html>).

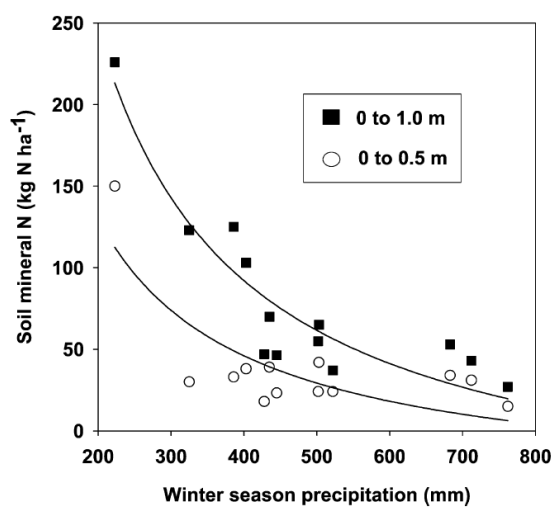


Abbildung 10: Mineralischer N im Boden im Frühjahr in Abhängigkeit von den Winterniederschlägen und der Bodentiefe bei Schwarzbrache (Thorup-Kristensen et al., 2003)

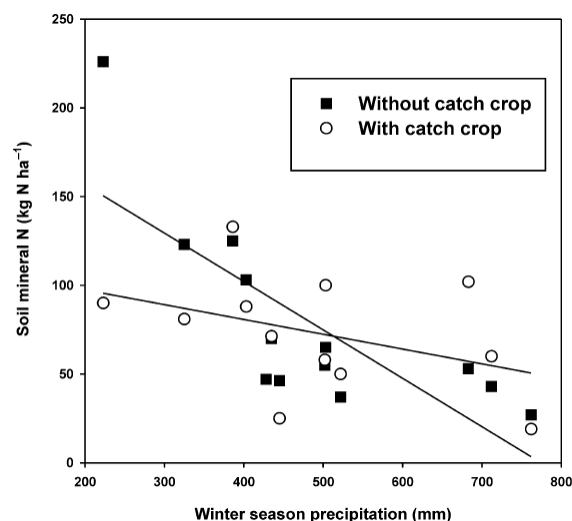


Abbildung 11: Mineralischer N im Boden (0-1 m) im Frühjahr in Abhängigkeit von den Winterniederschlägen mit und ohne Zwischenfrucht (Thorup-Kristensen et al., 2003)

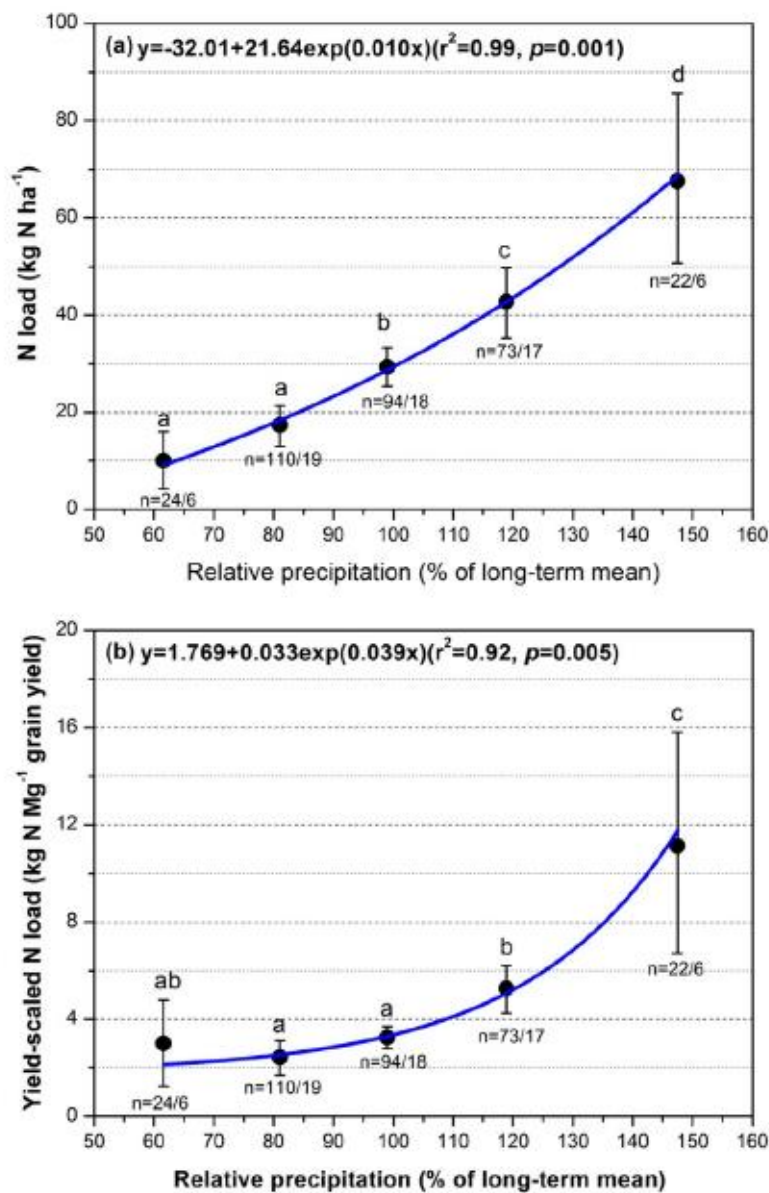


Abbildung 12: Abhängigkeit der a) flächen- und b) ertragsskalierten N-Auswaschungsverluste von der Niederschlagssumme (Zhao et al., 2016)

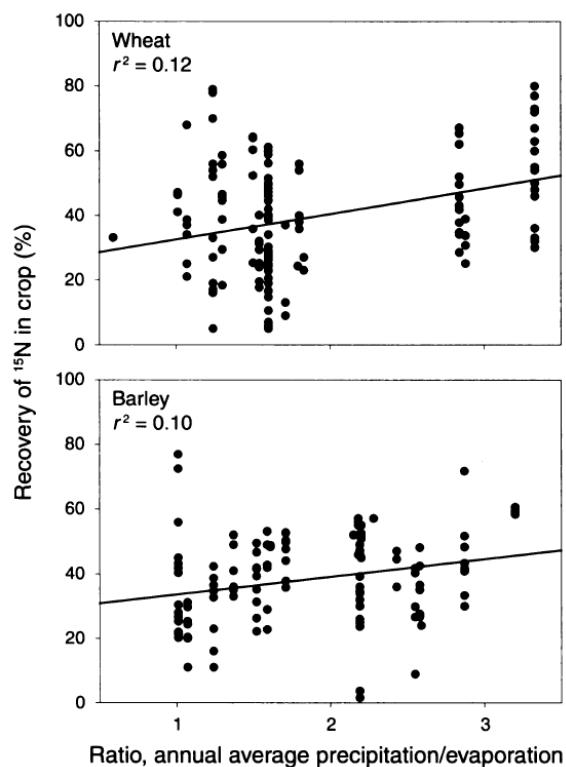


Abbildung 13: Wiederfindung des applizierten ¹⁵N in Abhängigkeit vom Verhältnis zwischen Niederschlag und Verdunstung (Gardner and Drinkwater, 2009)

Boden

Auf sandigen Böden ist Nitratauswaschung häufig höher als auf tonigen Böden (Abbildung 14 a). Die Bodenart wird in grösseren Metaanalysen daher häufig als Faktor mitbetrachtet. So fanden Zhao *et al.* (2016) beispielsweise etwas höhere Nitratverluste auf tonigen (32 kg N/ha) als auf schluffigen (21 kg N/ha) Böden unter Maisanbau. Es gibt aber **keine Literaturstudie**, die sich ausschliesslich dem **Faktor Textur** widmet. In der SchALVO ist der Faktor Boden so umgesetzt, dass alle flachgründigen (<60 cm), alle vernässten sowie alle sandigen bis sandig-lehmigen Ackerböden (ausser Lössböden) als besonders auswaschungsgefährdet betrachtet werden, während lehmig-tonige Böden sowie Lössböden als weniger gefährdet eingestuft werden (Finck, 2017).

Eine weitere relevante Bodeneigenschaft ist offenbar der **Humusgehalt**. So fanden Eagle *et al.* (2017), dass eine Zunahme von organischem Kohlenstoff im Boden um 10 g kg⁻¹ die Nitratauswaschung um 8-13 kg N ha⁻¹ verringerte. Auf die Interaktion zwischen humusfördernden Massnahmen und einer Verringerung der Nitratauswaschung wiesen auch Gardner and Drinkwater (2009) hin. Auch in Maisanbausystemen in China war der Humusgehalt der wichtigste erklärende Parameter für die Nitratauswaschung, was mit einer vorübergehenden mikrobiellen Festlegung von Nitrat erklärt wurde (Ying *et al.*, 2020). Während diese Beobachtungen auf die grosse Bedeutung von Standorteigenschaften hinweisen, führen die Wechselwirkungen zwischen Humus und Nitratauswaschung vermutlich dazu, dass sich eine Erhöhung des Humusgehaltes je nach Standort und Jahreszeit unterschiedlich auf die Nitratauswaschung auswirkt.

Landnutzung

Zwei landesweite Auswertungen in Österreich zeigten die **Bedeutung des Ackerbaus** für die Nitratproblematik auf. In der statistischen Analyse von Grundwasserdaten aus fast zwei Jahrzehnten stiegen die Nitratkonzentrationen mit zunehmendem Anteil an Ackerland in den untersuchten 1200 Gemeinden exponentiell an (Wick *et al.*, 2012). Eine Auswertung von Lysimeterversuchen kam zum Schluss, dass im Ackerbau im Mittel 25% aller N-Inputs ausgewaschen werden, während es im Grasland lediglich 2% sind (Eder *et al.*, 2015). Auch eine Metaanalyse von Drainagestudien in den USA (Christianson and Harmel, 2015) fand unter Alfalfa und Grasland viel tiefere N-Frachten (<4 kg N/ha) als unter Mais und Getreide (15 kg N/ha in trockenen und 30 kg N/ha in feuchten Jahren).

Dabei muss natürlich die **Nutzungsintensität des Graslandes** berücksichtigt werden, und Dauergrasland verhält sich bezüglich Nitratauswaschung anders als Kunstwiesen, die regelmässig umgebrochen werden. Eine Datenauswertung aus Nordeuropa ergab Nitratverluste unter Kunstwiesen von bis zu 13 kg N/ha/Jahr, die nicht mit der N-Bilanz korreliert waren (Valkama *et al.*, 2016). Die Anwendung eines Simulationsmodells zeigte aber auf, dass die **Nitratverluste im Umbruchsjahr** exponentiell mit der N-Bilanz ansteigen (Abbildung 14). Feldversuche in den Niederlanden zeigten, dass der Zeitpunkt eines Kunstwiesenumbruchs entscheidend ist (Velthof *et al.*, 2010), denn nach **Umbruch im Herbst** wurden mehr als **doppelt so hohe Konzentrationen** an mineralischem Stickstoff im Boden gefunden wie nach einem **Frühjahrsumbruch**.

Für andere Landnutzungstypen wie Agroforstsysteme gibt es erst wenige Studien zu Nitratauswaschung, die ein erhebliches Reduktionspotential nahelegen (Pavlidis and Tsihrintzis, 2017), aber mit einer Reduktion der ackerbaulichen Produktion einhergehen.

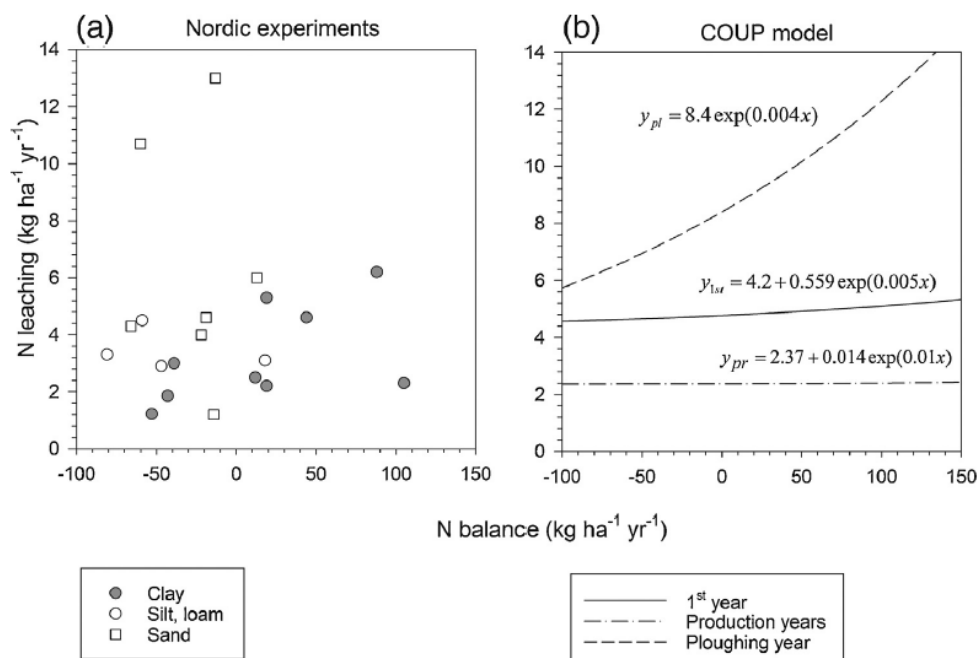


Abbildung 14: Gemessene Nitratauswaschung unter Kunstwiesen (a), und (b) Anstieg der simulierten Nitratauswaschung im Umbruchsjahr (Valkama *et al.*, 2016)

Pufferstreifen

Eine Massnahme, die wie die Landnutzung auf Landschaftsebene angesiedelt ist, betrifft die Anlage von **Pufferstreifen** zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen und Gewässern. Häufig werden Pufferstreifen operationell definiert als die **dauerhaft bewachsene Zone, die an Flüsse, Bäche oder Feuchtgebiete angrenzt** (Liu *et al.*, 2008). Eine quantitative Auswertung von 31 Studien zeigte, dass Pufferstreifen die Abschwemmung von Sedimenten um 75-97 % verringerten (Abbildung 15, Liu *et al.* (2008)). Ihre Wirksamkeit stieg mit zunehmender Breite zwischen 1 und 10 m deutlich an, darüber hinaus (10-20 m) blieb die Wirksamkeit aber ähnlich (Abbildung 16). Ein weiterer Faktor war die Neigung des Pufferstreifens. Hierbei war das Optimum bei 9% Gefälle erreicht (Liu *et al.*, 2008). Das heisst, bei grösserer Neigung sank die Wirksamkeit der Reduktion des Sedimenttransports.

Die Metaanalyse von Mayer *et al.* (2007) analysierte die Wirksamkeit von Pufferstreifen, die Stickstoffkonzentrationen zu verringern, die in Gewässer gelangen. Dabei wurde die Wirksamkeit auf zwei Arten berechnet und jeweils prozentual ausgedrückt:

- a) $\text{N-Konzentration im Zufluss in die Pufferzone} - \text{N-Konzentration im Abfluss aus der Pufferzone}$
- b) $\text{N-Konzentration im Abfluss aus einer Kontrollpufferzone} - \text{N-Konzentration im Abfluss aus der Testpufferzone.}$

Die Breite des Pufferstreifens lag in den untersuchten 45 Studien zwischen 1 und 220 m (Abbildung 17). Im Gegensatz zum oberflächlichen Abfluss ergab sich für den Wassertransport im Boden kein signifikanter Zusammenhang der Wirksamkeit mit der Breite des Pufferstreifens. Über alle Datenpunkte hinweg stieg die Wirksamkeit mit zunehmender Breite des Pufferstreifens zwischen 1-20 m sehr rasch an, darüber hinaus war nur noch eine geringe Zunahme zu verzeichnen. Das bedeutet, dass auch relativ schmale Pufferstreifen von 10-20 m Breite bereits mehr als 50% der Stickstoffkonzentration im zuströmenden Wasser zurückhalten können. Die Art der Vegetation spielte dabei eine untergeordnete Rolle (Abbildung 18). Die Studie kam zum Schluss, dass Pufferstreifen von mehr als 50 m die Stickstoffkonzentrationen im Abfluss am zuverlässigsten verringerten, während es bei schmalen Pufferstreifen gelegentlich auch zu einer Erhöhung der Konzentration kam.

Zu ähnlichen Ergebnissen gelangte auch eine weitere Metaanalyse (Zhang *et al.*, 2010), die im Mittel eine N-Rückhaltung durch Pufferstreifen von 68% fand (Abbildung 19). Hier wurde mit einem Modell gearbeitet, das eine Vorhersage der Rückhaltekapazität von Pufferstreifen erlaubt. Für N-Konzentrationen wurde damit für einen 10 m breiten Pufferstreifen eine Verringerung der Stickstoffkonzentration im Abfluss um 71% (mit Gräsern bepflanzt) bzw. um 85% (mit Bäumen bepflanzt) berechnet.

Für **Nitratkonzentrationen im Grundwasser** sind die Ergebnisse dieser Studien über die **Wirksamkeit von Pufferstreifen** nur **dann relevant**, wenn das **Grundwasser im Austausch mit den Oberflächengewässern** steht.

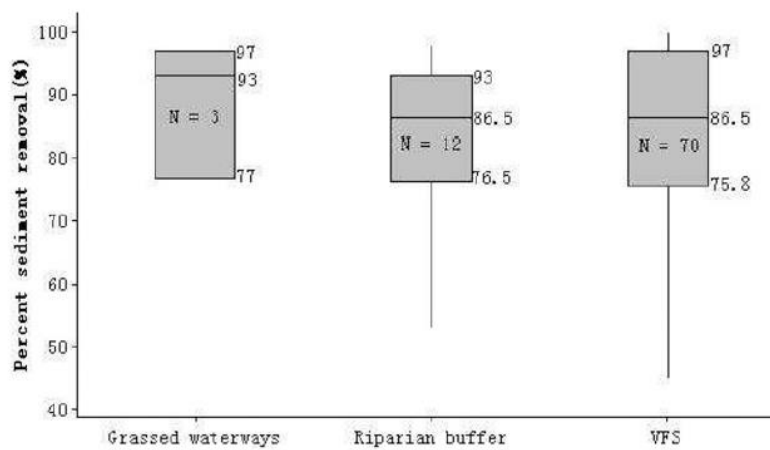


Abbildung 15: Einfluss verschiedener Pufferstreifen auf die Verminderung des Sedimenttransportes (Liu et al., 2008)
(VFS = vegetated filter strips)

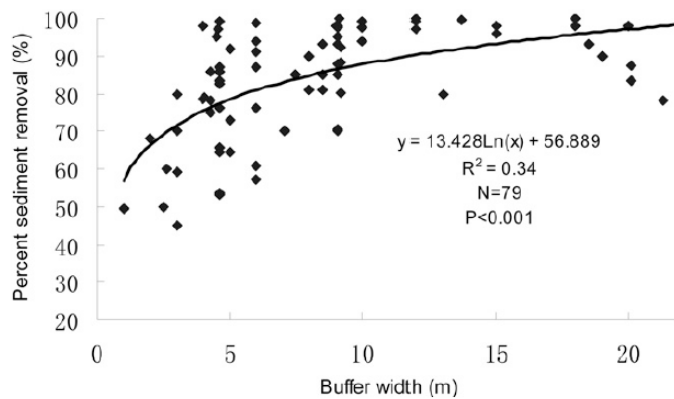


Abbildung 16: Verminderung des Sedimenttransportes in Abhängigkeit von der Breite des Pufferstreifens (Liu et al., 2008)

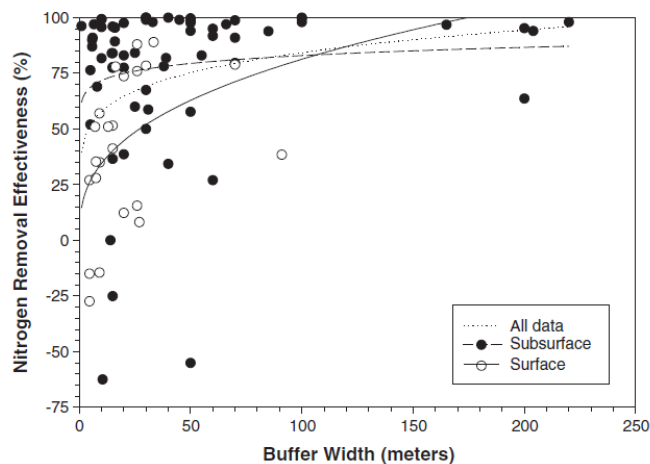


Abbildung 17: Verringerung der Stickstoffkonzentration in Abhängigkeit von der Breite des Pufferstreifens (Mayer et al., 2007)

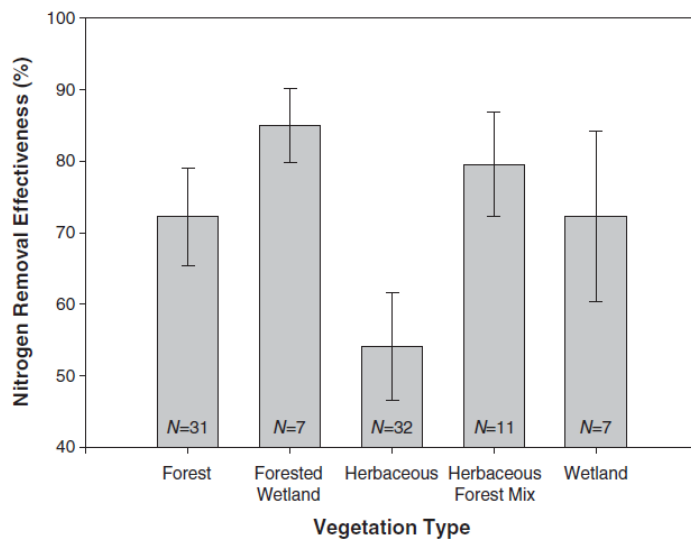


Abbildung 18: Verringerung der Stickstoffkonzentration in Abhängigkeit von der Vegetation im Pufferstreifen (Mayer et al., 2007)

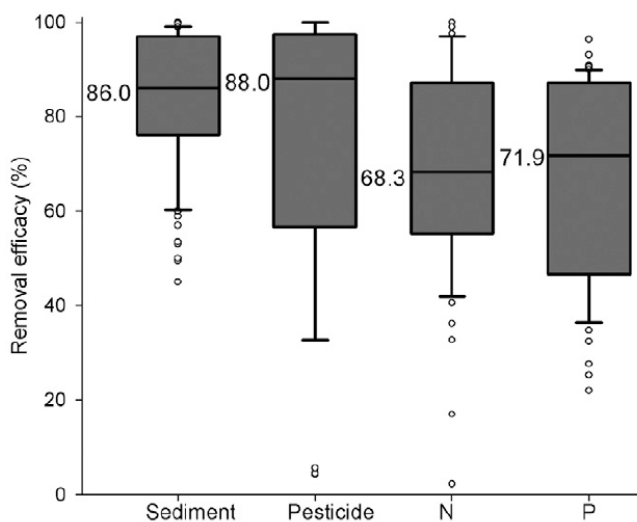


Abbildung 19: Verringerung verschiedener Schadstoffe durch bepflanzte Pufferstreifen (Zhang et al., 2010)

Anbausystem (Bio vs. Konventionell)

Da der **Biolandbau** typischerweise weniger intensiv wirtschaftet und geringere Viehdichten aufweist als die konventionelle Landwirtschaft, wird häufig angenommen, dass auch die Umweltwirkungen des Biolandbaus geringer sind. Leicht lösliche mineralische N-Dünger sind im Biolandbau verboten. Deshalb wird mit Hofdüngern, Recyclingdüngern und für den Biolandbau zugelassenen Handelsdüngern aus Abfallprodukten wie Federmehl und Pilzbiomasse gedüngt. Daneben spielen N-Einträge via symbiontische N_2 -Fixierung durch Leguminosen eine bedeutende Rolle.

Die zeitliche Übereinstimmung zwischen N-Bedarf der Kulturpflanzen und N-Mineralisierung von organisch gebundenem Stickstoff im Boden, in organischen Düngern und in Pflanzenrückständen ist schwieriger zu erreichen als mit gezielten Gaben an mineralischen N-Düngern, die sofort verfügbar werden. Andererseits kann durch höhere Humusgehalte (Gattinger *et al.*, 2012) und eine grössere mikrobielle Biomasse (Lori *et al.*, 2017) unter biologischer Bewirtschaftung Stickstoff besser im Boden festgelegt werden (Eagle *et al.*, 2017).

Eine statistische Auswertung von Grundwasserdaten aus Österreich zeigte, dass die **Nitratkonzentrationen in rein biologisch bewirtschafteten Gemeinden um 3 mg/l tiefer** lag als in konventionell bewirtschafteten Gemeinden (Wick *et al.*, 2012). Hier ist aber nicht auszuschliessen, dass es bei diesem Vergleich auch andere Unterschiede zwischen den Gemeinden wie die Viehdichte oder Anteile an Ackerfläche gab. Deshalb sind Paarvergleiche aus kontrollierten Experimenten wichtig, auch wenn der Vergleich zwischen biologischer und konventioneller Bewirtschaftung immer ein Systemvergleich ist und die Verfahren in mehr als nur einem Faktor variieren (z.B. Düngung und Pflanzenschutz).

Eine erste Analyse der bis dahin vorhandenen Literatur durch Kirchmann and Bergström (2001) kam zum Schluss, dass bei gleicher N-Düngungsrate kein Unterschied in der Nitratauswaschung zwischen biologischer und konventioneller Bewirtschaftung bestand. Die Metaanalyse von Mondelaers *et al.* (2009) stellte fest, dass die **Nitratauswaschung unter biologischem Anbau im Mittel 68% der Nitratauswaschung unter konventionellem Anbau** betrug. Bezogen auf die Erträge war der Unterschied zwischen den Anbausystemen aber nicht signifikant. Auch eine Metaanalyse von europäischen Studien (Tuomisto *et al.*, 2012) fand eine etwa **30% tiefere flächenbezogene Nitratauswaschung** unter biologischem verglichen mit konventionellem Anbau (Abbildung 20). Da die Erträge im Biolandbau aber deutlich tiefer lagen, waren die **Nitratverluste pro kg Produkt im Biolandbau höher als im konventionellen Anbau**. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen auch Seufert and Ramankutty (2017) in einer semi-quantitativen Analyse.

Ein Review von Langzeitversuchen und Betriebsvergleichen in Süddeutschland (Lin *et al.*, 2016) zeigte, dass der **N-Überschuss von Biobetrieben deutlich geringer** war als bei konventioneller Bewirtschaftung (Abbildung 2). Dies lässt eine verminderte Nitratauswaschung erwarten. Eine weitere Metaanalyse (Sanders and Hess, 2019) fand eine grosse Streuung der N-Auswaschung im Vergleich Bio vs. Konventionell. Der Median lag in **Experimentalstudien bei 28% und in Modellierungsstudien bei 41% geringerer N-Auswaschung unter biologischer Bewirtschaftung** (Abbildung 21). Allerdings wurden viele Paarvergleiche als nicht oder nur bedingt vergleichbar beurteilt. Wenn die Auswertung nur für die als vergleichbar eingestufteten Paarvergleiche gemacht wurde, lag die Nitratauswaschung im Median 39% tiefer unter biologischer als unter konventioneller Bewirtschaftung (11 Studien, 23 Vergleichspaare). Leider lässt sich aus dem Bericht des Thünen-Instituts (Sanders and Hess, 2019) nicht nachvollziehen, welche Studien für diese Metaanalyse berücksichtigt wurden.

Die Metaanalyse des Thünen-Instituts (Sanders and Hess, 2019) fand auf der Basis von 26 Studien, die N-Überschüsse auf der Ebene der Fruchtfolge untersuchten, **deutlich tiefere N-Überschüsse im Biolandbau** verglichen mit konventionellem Anbau (Median 24 vs. 43 kg N/ha/Jahr). Deshalb folgern sie, dass eine Umstellung auf biologische Bewirtschaftung eine geeignete Massnahme für Wasserschutzgebiete wäre. Auch langjährige Daten aus Baden-Württemberg zeigen, dass die $N_{\min}$ -Herbstvorräte im Biolandbau meist tiefer lagen als unter konventioneller Bewirtschaftung (Finck *et al.*, 2014). Die flächenmässigen Vorteile sind aber häufig mit geringeren Erträgen verbunden.

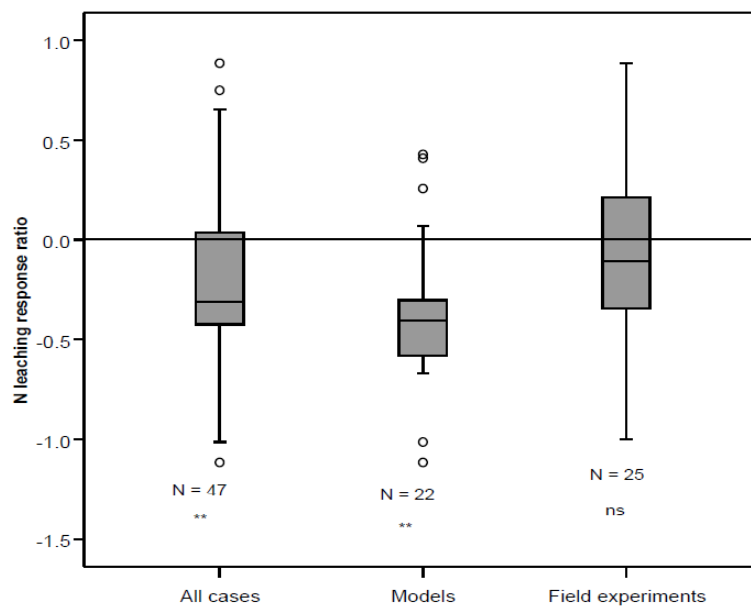


Abbildung 20: Veränderung der Nitratauswaschung durch biologischer verglichen mit konventioneller Bewirtschaftung (-0.5 bedeutet 50% geringere Auswaschung) in 47 Paarvergleichen auf Basis von Modellierung und/oder Feldversuchen (Tuomisto *et al.*, 2012).

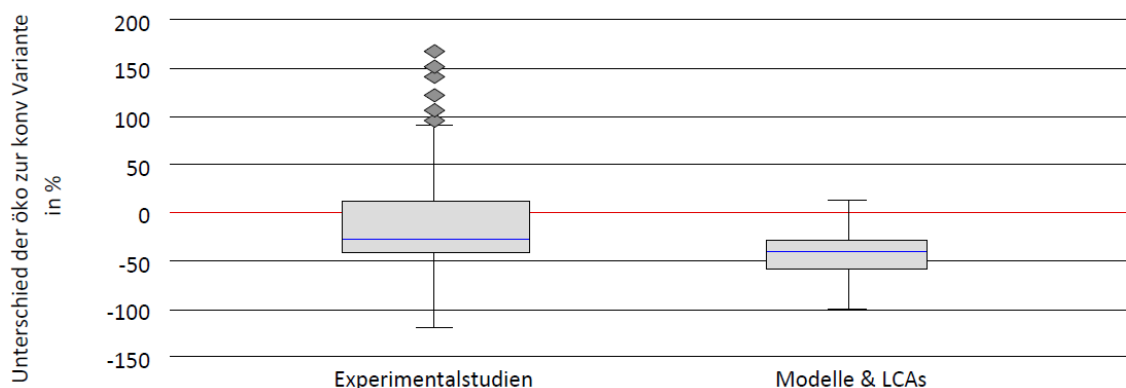


Abbildung 21: Verhältnis der berechneten N-Auswaschung pro Hektar unter biologischer zu konventioneller Bewirtschaftung in Experimentalstudien (Vergleichspaare $n = 90$) bzw. Modellierungsstudien/Ökosystemanalysen ($n = 42$). Blaue Linie zeigt den Median (Sanders and Hess, 2019).

Fruchtfolge

Die meisten Studien, die Änderungen in der Fruchtfolge analysierten, untersuchten die Auswirkungen von Zwischenfrüchten und Untersaaten (Anhang 5). Der Begriff «cover crops» bezeichnet dabei sehr allgemein den **Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten, die nicht der Vermarktung dienen**, sondern angebaut werden, um die Nährstoffauswaschung zu verringern («catch crops») oder als Gründüngung den Boden und die Nährstoffversorgung von Folgekulturen zu verbessern («green manures»). Unerwünschte Nebeneffekte von Zwischenfrüchten können eine vorübergehende Immobilisierung von Nährstoffen, eine Zunahme von Schädlingen und Pflanzenkrankheiten sowie im Fall von Untersaaten die Konkurrenzierung der Hauptkultur sein (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003).

Die erste Metaanalyse zu Zwischenfrüchten wertete 14 Studien aus, in denen Nitratauswaschung unter Zwischenfrüchten und Schwarzbrache verglichen wurde (Tonitto *et al.*, 2006). Der **Anbau von Nichtleguminosen als Zwischenfrucht** konnte dabei die **Nitratauswaschung um 70% verringern** (Abbildung 22). Bei Leguminosen als Gründüngung, also ohne mineralische N-Düngung zur Folgekultur wurde immerhin noch eine 40%ige Verringerung der Nitratverluste erzielt. Dabei war der mineralische Stickstoff im Boden nach der Ernte aber sehr variabel. Ertragseinbussen bei Verwendung von Leguminosen-Gründüngung ergaben sich, wenn die eingearbeitete Biomasse weniger als 110 kg N/ha enthielt.

Eine Literaturstudie (Blanco-Canqui, 2018), eine Metaanalyse (Thapa *et al.*, 2018) und ein systematischer Review (Abdalla *et al.*, 2019) zeigten übereinstimmend die **Verringerung der Nitratauswaschung durch Zwischenfrüchte** auf. Der Anbau von Nichtleguminosen als Zwischenfrüchten über den Winter verringerte die Nitratauswaschung im Vergleich zur Brache dabei im Mittel um 56% (Abbildung 23), entsprechend 20-30 kg N/ha (Abbildung 27). Der Ertrag der Folgekultur wurde durch Nichtleguminosen nicht beeinflusst, während er durch Leguminosen im Mittel um 20% erhöht wurde (Thapa *et al.*, 2018). Eine andere Analyse zeigte allerdings nur sehr geringe Ertragswirkung durch verschiedene Zwischenfrüchte auf (Abbildung 27). Die Wirkung von Winter-Zwischenfrüchten war etwas grösser auf leichteren (sandigen) als auf schweren (tonigen) Böden (Abbildung 24) bzw. auf Böden mit einer Lagerungsdichte $<1.4 \text{ g/cm}^3$ (Abdalla *et al.*, 2019). Während sich die Wirksamkeit von Gräsern und Kräutern (Zweikeimblättrigen) kaum unterschied, war der **Saattermin der Winterzwischenfrucht** entscheidend (Abbildung 25). Dies hing deutlich mit der maximalen Biomasse zusammen, die die Zwischenfrucht bilden konnte (Abbildung 26). Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch eine Studie aus Neuseeland, die zeigte, dass eine späte Aussaat von Winterzwischenfrüchten die Nitratauswaschung im Vergleich zur Brache nur unwesentlich verringern kann (Teixeira *et al.*, 2016).

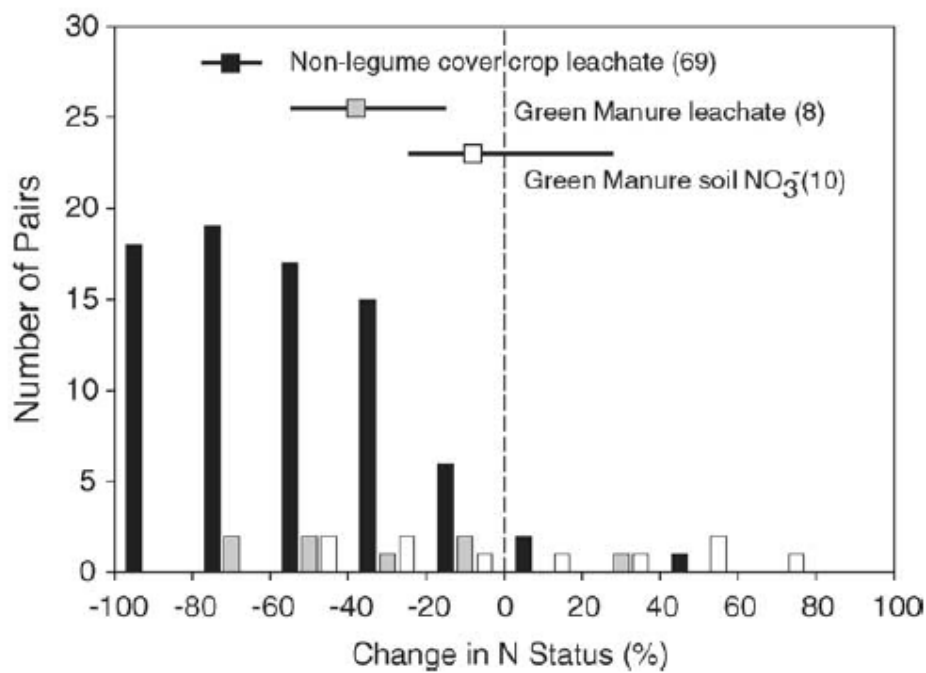


Abbildung 22: Veränderung der Nitratauswaschung durch Nichtleguminosen-Zwischenfrüchte und durch Leguminosen-Gründüngung (Anzahl der Paarvergleiche in Klammern) sowie Häufigkeit der verschiedenen prozentualen Änderungen (Tonitto et al., 2006)

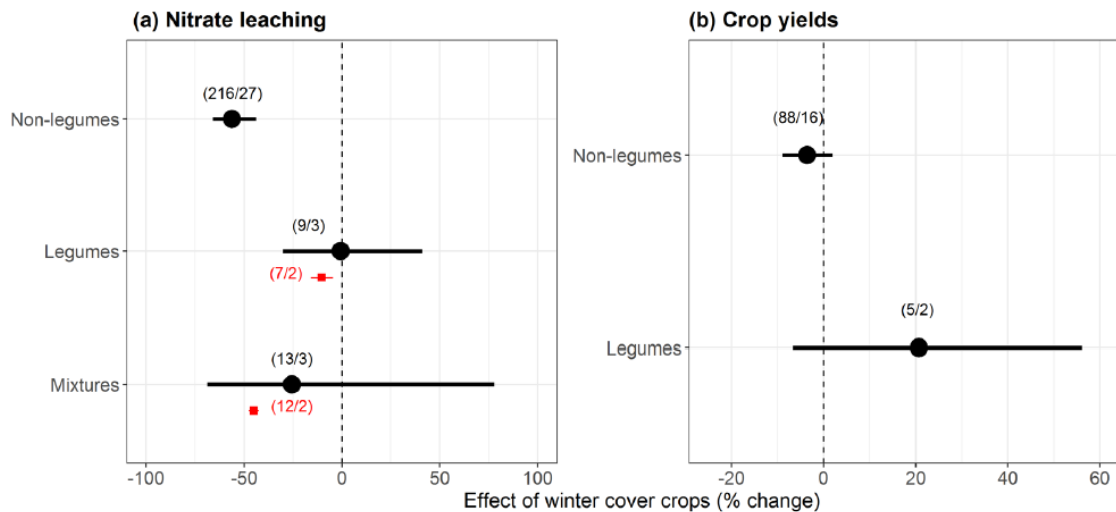


Abbildung 23: Verringerung der Nitratauswaschung durch Zwischenfrüchte (a) und Auswirkung auf Erträge (b) in Abhängigkeit von der Art der Zwischenfrüchte (Nicht-Leguminosen, Leguminosen oder Mischungen) (Thapa et al., 2018)

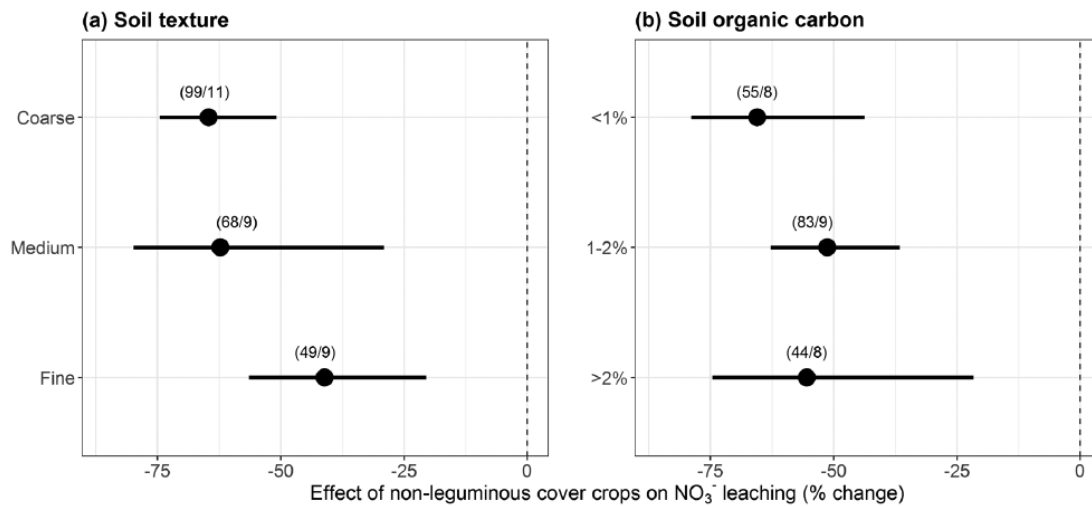


Abbildung 24: Verringerung der Nitratauswaschung durch Zwischenfrüchte in Abhängigkeit von der Bodentextur (a) und vom Gehalt an organischem Kohlenstoff (b) (Thapa et al., 2018)

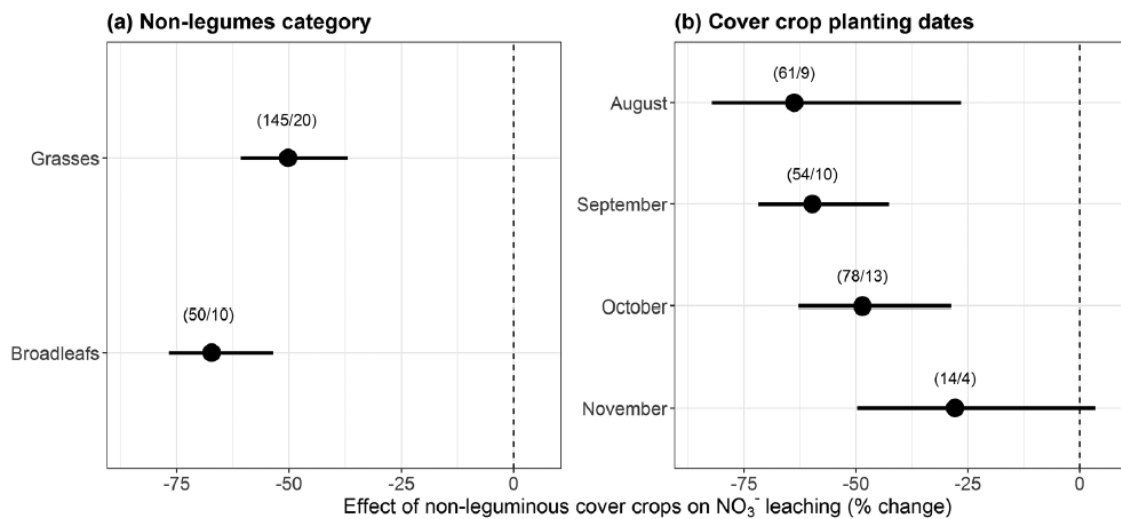


Abbildung 25: Verringerung der Nitratauswaschung durch Zwischenfrüchte in Abhängigkeit von der Pflanzenart (Gräser vs. Kräuter, a) und vom Saatzeitpunkt (b) (Thapa et al., 2018)

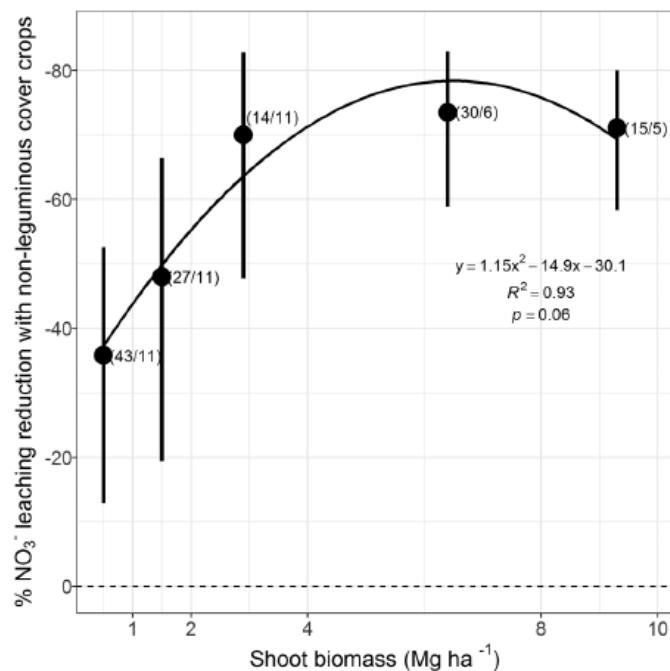


Abbildung 26: Verringerung der Nitratauswaschung durch Zwischenfrüchte in Abhängigkeit von der Sprossbiomasse (Thapa et al., 2018)

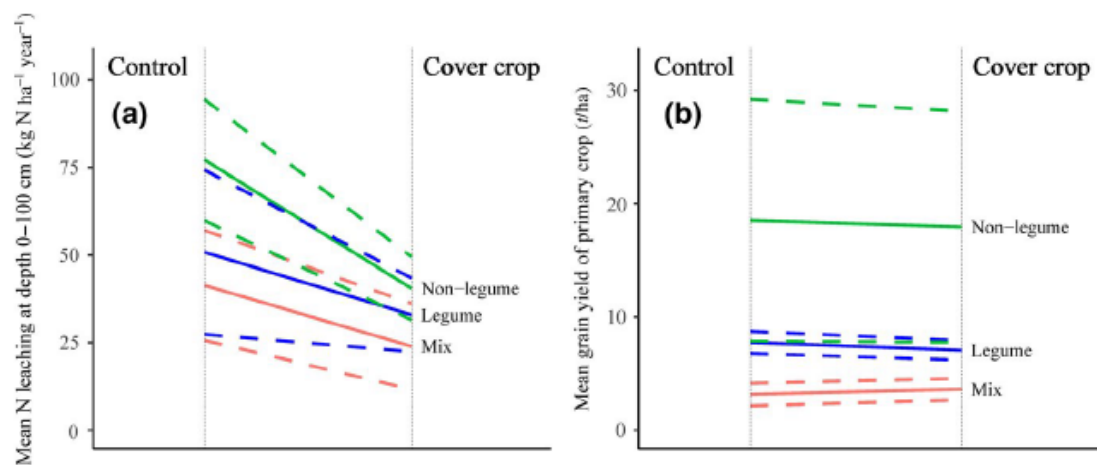


Abbildung 27: Vergleich der N-Auswaschung (a) bzw. des Kornertrags (b) bei Anbau ohne (Kontrolle) und mit Zwischenfrüchten. Nicht-Leguminosen grün, Leguminosen blau und Mischungen rot gekennzeichnet (Abdalla et al., 2019)

Für die Verringerung der Nitratauswaschung können verschiedene **Prozesse** verantwortlich sein: i. **verringerte Evapotranspiration**, die das ausgewaschene Volumen verringert, ii. **Aufnahme von residuellem**, auswaschungsgefährdetem **Stickstoff im Herbst** und iii. **mikrobielle Festlegung von Stickstoff** durch erhöhte Kohlenstoffeinträge durch die Wurzeln der Zwischenfrüchte. Die oberirdische Biomasse einer Zwischenfrucht wirkt sich auf alle oben genannten Prozesse aus.

In Nordeuropa, wo vermehrt Sommergetreide angebaut wird, spielen **Untersaaten** eine besondere Rolle. Die Metaanalyse von Valkama *et al.* (2015) zeigte, dass die **Nitratauswaschung um 50% verringert** wurde, wenn Nichtleguminosen als Untersaaten etabliert worden waren (Abbildung 28). Auch der Herbstvorrat an mineralischem N im Bodenprofil, der potentiell ausgewaschen werden kann, wurde um 35% verringert. Bezüglich der Wirksamkeit verschiedener Untersaaten scheint vor allem die **Wurzeltiefe entscheidend** zu sein. So zeigten Thorup-Kristensen und Rasmussen (2015), dass Untersaaten mineralischen N im Bodenprofil von 62 kg N/ha in der Kontrolle auf bis zu 15 kg N/ha reduzierten, wobei den Wurzeln unter 1 m Bodentiefe besondere Bedeutung zukam, da in dieser Tiefe die grössten Unterschiede zwischen den Arten vorlagen. Dementsprechend war das flachwurzelnende Raigras als Untersaat deutlich weniger effizient als tiefer wurzelnde Arten wie Färberwaid (*Isatis tinctoria*). Leguminosen nahmen zwar mehr N auf als Nichtleguminosen, reduzierten den N_{min} -Vorrat im Profil aber weniger stark, was auch mit der flacheren Wurzeltiefe zusammenhing.

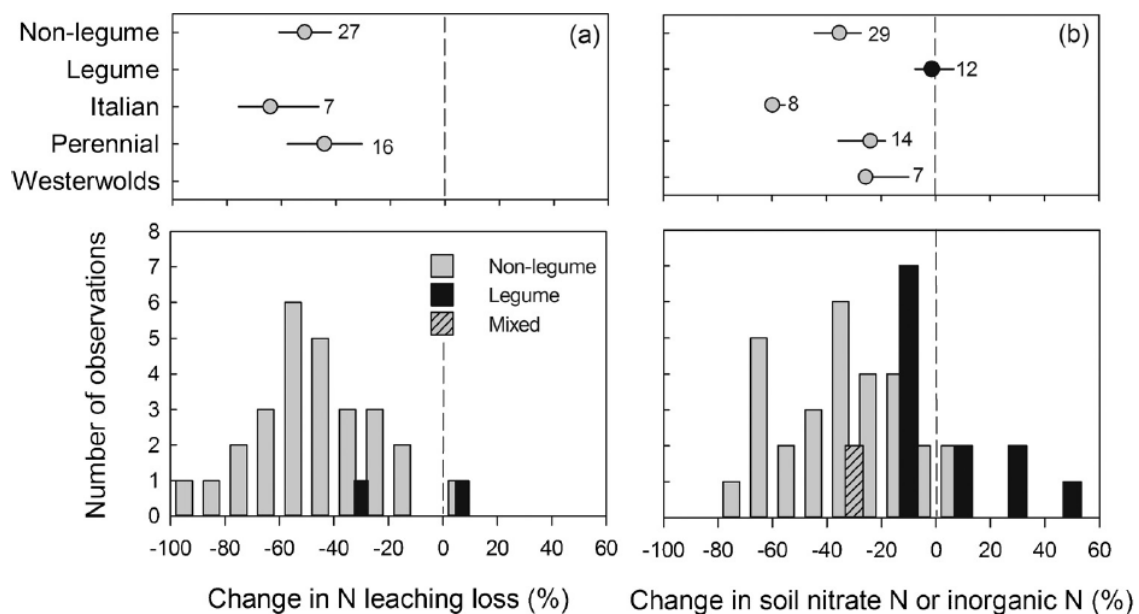


Abbildung 28: Verringerung der tatsächlichen (a) und der potentiellen, anhand von N_{min} -Herbstvorräten bestimmten (b) Nitratauswaschung durch Untersaaten im Sommergetreide in den nordischen Ländern (Valkama *et al.*, 2015)

Nur wenige Studien zu Aspekten der Fruchtfolge haben **Nitratauswaschung unter verschiedenen Kulturen** untersucht. Die Metaanalyse von Zhou und Butterbach-Bahl (2014) verglich Nitratauswaschung unter **Körnermais und Weizen** in 32 Studien weltweit. Obwohl unter Mais deutlich mehr N ausgewaschen wurde als Weizen, war die ertragsbezogene Auswaschung mit 5.4 kg N pro t Korntrag unter beiden Kulturen gleich. Eine andere Studie verglich **Energiepflanzen** wie Mais, Miscanthus und

Rutenhirse (Sharma and Chaubey, 2017). Dabei wurde unter den ausdauernden Energiepflanzen (5 kg N/ha) viel weniger Nitrat ausgewaschen als unter Mais (45 kg N/ha). Dagegen fanden sich in den Herbst-N_{min}-Vorräten, die in Baden-Württemberg erhoben werden, von Jahr zu Jahr stark variierende N_{min}-Vorräte unter Miscanthus (Finck, 2017).

Winterraps ist bezüglich der Nitratauswaschung eine ambivalente Kultur. Einerseits kann er im Herbst zwischen 40-60 kg N/ha aufnehmen und somit vor der potentiellen Auswaschung bewahren (Sieling and Kage, 2010). Andererseits kann er durch seine frühe Entwicklung im Frühjahr seinen N-Bedarf nicht allein aus der Boden-N-Mineralisierung decken, verliert nach der Blüte bereits Pflanzenteile, die leicht mineralisierbar sind, und hat einen relativ geringen Ernteindex (0.35) und N-Ernteindex (0.6-0.7). Daher lässt Raps nach der Ernte viel verfügbaren Stickstoff im Boden zurück. Da Winterweizen im Herbst nur bis zu 20 kg N/ha aufnimmt, ist die Kombination Winterraps vor Winterweizen eher ungünstig bezüglich der Nitratauswaschung, während Winterraps nach Wintergerste relativ hohe N-Überschüsse aufnehmen und vor der Auswaschung bewahren kann (Abbildung 29).

Bezüglich der **Fruchtfolge** sind die **Bedeutung von Zwischenfrüchten und Untersaaten** für die Verminderung der Nitratauswaschung also **klar belegt**, während es für die **Verluste unter verschiedenen Ackerkulturen oder Kulturkombinationen keine umfassende Auswertung** zu geben scheint.

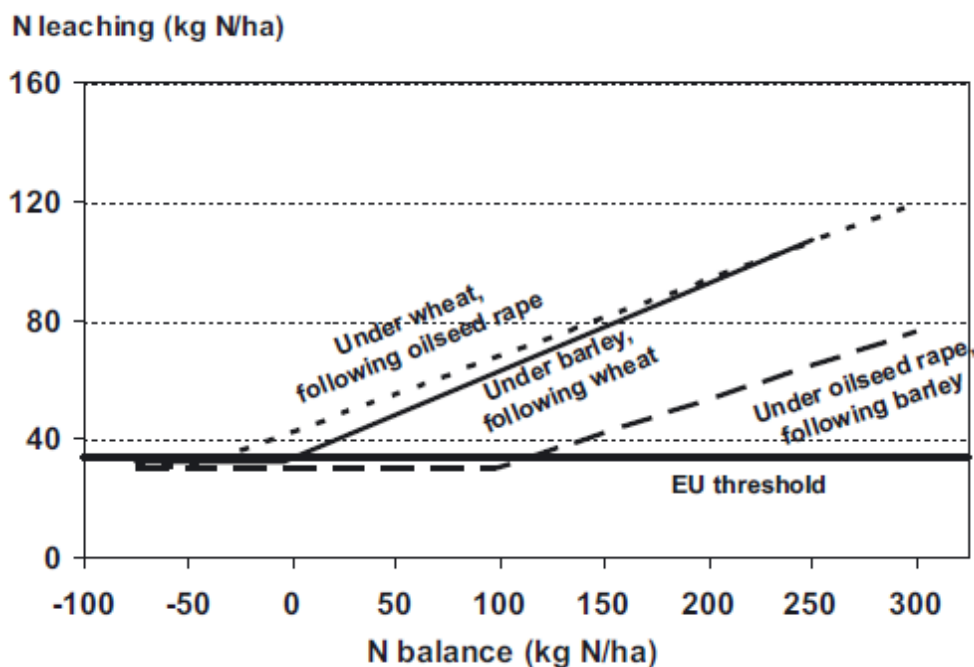


Abbildung 29: Stickstoffauswaschung in Abhängigkeit von der N-Bilanz unter verschiedenen Kulturkombinationen (Sieling and Kage, 2010)

Bodenbearbeitung

Die **Auswirkungen reduzierter Bodenbearbeitung auf Nitratauswaschung** werden in der Literatur **kontrovers** diskutiert. Ein Review verschiedenster Aspekte reduzierter Bodenbearbeitung kam zum Schluss, dass reduzierte Bodenbearbeitung die Nitratauswaschung unter bestimmten Bedingungen verringern kann, allerdings ohne eine quantitative Auswertung zu erstellen (Soane *et al.*, 2012). Seither sind zwei Metaanalysen publiziert worden (Zhao *et al.*, 2016; Daryanto *et al.*, 2017). Die Studie von Zhao *et al.* (2016) fand auf drainierten Flächen unter Mais in den USA eine **Verminderung** der Nitratauswaschung durch reduzierte Bodenbearbeitung **um etwa 5 kg N/ha**, die aber nicht signifikant war (Abbildung 30). Die Metaanalyse von Daryanto *et al.* (2017), die Studien weltweit mit Soja, Weizen oder Mais berücksichtigte, fand eine **signifikante Erhöhung** der Nitratfrachten **bei pfluglosem Anbau**, wobei die Konzentration unverändert war (Abbildung 31). Die höhere Nitratauswaschung kam somit durch **erhöhte Versickerung** zustande, z.B. durch **verbesserte Infiltration** und **grösseren Makroporenfluss**. Damit kann zugleich erklärt werden, dass Nitratverluste mit dem Oberflächenabfluss durch pfluglosen Anbau tendenziell verringert wurden (Abbildung 31). Andere Studien haben ebenfalls vermehrten Drainageabfluss (Makroporenfluss) bei pflugloser Bodenbearbeitung gefunden, kombiniert mit tieferen Nitratkonzentrationen (Christianson and Harmel, 2015). Eine geringere Bedeutung von Makroporenfluss erklärt auch, warum reduzierte Bodenbearbeitung in der Metaanalyse von Christianson and Harmel (2015) v.a. in trockenen Jahren die Nitratauswaschung verringerte.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass **Bodenbearbeitungsstrategien nur geringe Auswirkungen auf die Nitratauswaschung** haben. Allerdings haben die publizierten Metaanalysen nur konventionelle mit reduzierter Bodenbearbeitung verglichen und den Zeitpunkt einer Bodenbearbeitung nicht differenziert betrachtet.

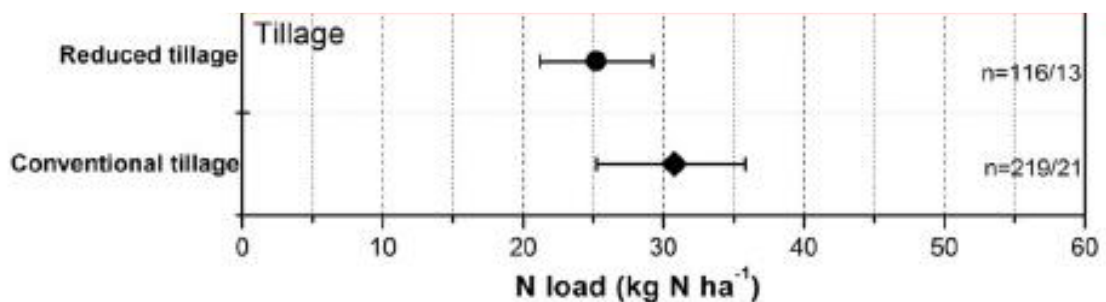


Abbildung 30: N-Auswaschungsverluste unter konventioneller und reduzierter Bodenbearbeitung unter Maisanbau in den USA (Zhao *et al.*, 2016)

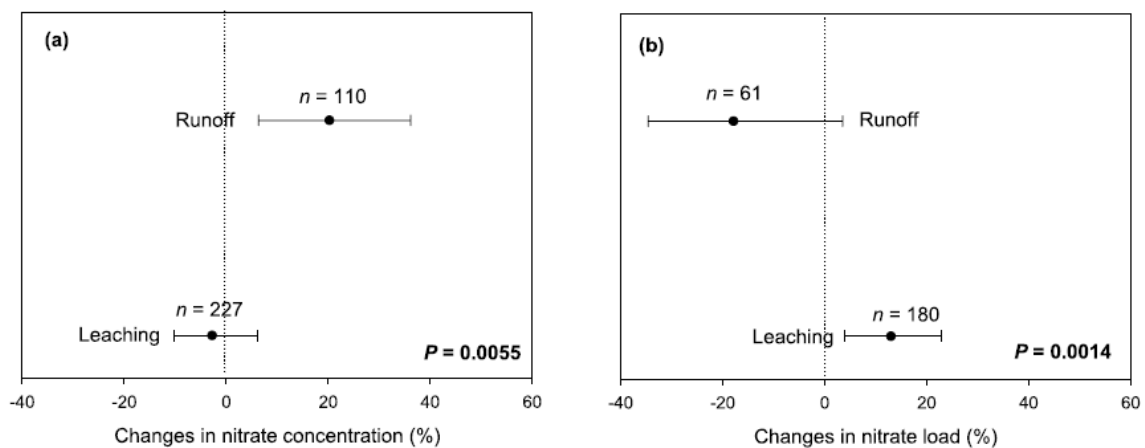


Abbildung 31: Änderung in den Nitratkonzentrationen (a) und Nitratfrachten (b) bei pflugloser verglichen mit konventioneller Bodenbearbeitung, unterschieden nach Oberflächenabfluss und Auswaschung (Daryanto et al., 2017).

Ernte

Im Nitratindex wird davon ausgegangen, dass ein Ernteverfahren wie die Kartoffelernte, das den Boden lockert, einen Mineralisierungsschub auslöst. Eine **Literaturarbeit** oder **Metaanalyse** zu diesem Faktor war leider **nicht auffindbar**.

Saatzeitpunkt

Der Nitratindex erlaubt eine faktorielle Korrektur der Basispunktzahl, wenn vor dem 1. August (0.7), 16. August (0.8) oder 1. September (0.9) gesät wird. Bei Aussaat nach dem 1. Oktober (1.2) oder nach dem 1. November (1.4) wird dagegen nach oben korrigiert. Es gibt **keine Literaturstudie**, die genau diese Abstufung belegen könnte, aber es gibt manche **Hinweise**, dass ein **früher Aussaattermin die Nitratauswaschung verringern kann**. Je früher Hafer als Zwischenfrucht eingesät wurde, desto weniger Nitrat wurde ausgewaschen (Carey et al., 2016). Auch die Metaanalyse von Thapa et al. (2018) zeigte, dass **Zwischenfrüchte an Wirksamkeit verloren, je später sie eingesät wurden** (Abbildung 25). Zwischen einer Aussaat im August und September bestand dabei kein **signifikanter Unterschied**. **Entscheidend ist, wieviel Biomasse gebildet und Stickstoff aufgenommen werden kann** (Abbildung 26).

Für einzelne Kulturen gibt es Studien zur **Stickstoffaufnahme vor dem Winter**. Für **Winterraps** (Sieling and Kage, 2010) wurden beispielsweise zwei Saatzeitpunkte (Mitte August vs. Anfang September) verglichen (Tabelle 7). **Beim früheren Saattermin konnte die Herstdüngung offenbar noch aufgenommen werden** und der mineralische Stickstoff im Boden vor dem Winter war relativ tief, während **beim späteren Saattermin** die Stickstoffgabe kaum noch aufgenommen wurde und somit im mineralischen Bodenstickstoff verblieb, wo sie **auswaschungsgefährdet** ist. Zudem

wurde der Kornertrag durch die Herbstdüngung mit 40 kg N/ha nur unwesentlich gesteigert. Daher empfohlen Sieling and Kage (2010), **auf die Herbstdüngung von Raps zu verzichten**.

Für **Winterweizen** zeigte Waloszczyk (1995), dass **zu Vegetationsbeginn** je nach Saatstärke zwischen **8 und 20 kg N/ha in der oberirdischen Biomasse von Winterweizen** gespeichert war, auch wenn der Weizen erst Ende Oktober/Anfang November gekeimt war. Dies ist aber viel weniger als bei Raps (Tabelle 7) oder bei Zwischenfrüchten wie Raigras (74 kg N/ha) oder Färberwaid (105 kg N/ha) (Thorup-Kristensen and Rasmussen, 2015), und entsprechend ist das **Risiko für Nitratauswaschung unter Winterweizen grösser** als unter Raps oder den genannten Zwischenkulturen.

Tabelle 7: Stickstoffaufnahme von Winterraps in Abhängigkeit von Saatzeitpunkt und Herbstdüngung (Sieling and Kage, 2010)

Sowing date	Middle of August		Beginning of September	
Fall N (kg N/ha)	0	40	0	40
N uptake before winter (kg N/ha)	95	131	65	74
Soil mineral N content before winter (kg N/ha)	19	23	34	63
Seed yield (t/ha)	4.69	4.75	4.80	4.86

Düngung

Die **meisten Massnahmen der Nitrate Directive** (Council Directive 91/676/EEC) betrafen die **Düngung** und haben gemäss einer Modellierungsstudie die EU-weite Nitratauswaschung um 16% verringert (Velthof et al., 2014). Im Bereich Düngung ist zunächst natürlich die **N-Düngungsrate** für das Ausmass an Nitratverlusten entscheidend. Bei Anwendung von Emissionsfaktoren wird von einem linearen Zusammenhang zwischen der Düngungsrate und der Nitratauswaschung ausgegangen. Eine Metaanalyse von 86 Studien mit Lysimetern oder Saugkerzen (Wang et al., 2019) ergab aber, dass die anteilmässige Nitratauswaschung mit zunehmendem N-Düngungsniveau anstieg (Abbildung 32). Auch eine Studie mit Urinapplikation zeigte eine exponentielle Zunahme von Nitratverlusten mit steigenden N-Raten (Boy-Roura et al., 2016). Eine Metaanalyse von Nitratauswaschung unter Maisanbau in den USA (Zhao et al., 2016) fand, dass die **N-Verluste** nur schwach mit der Höhe der N-Düngung, dafür viel stärker **mit dem N-Überschuss korreliert** waren (Abbildung 33). Auch für Maisanbau in der italienischen Po-Ebene (Abbildung 34) zeigte sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen Nitratauswaschung und N-Überschuss (Perego et al., 2012).

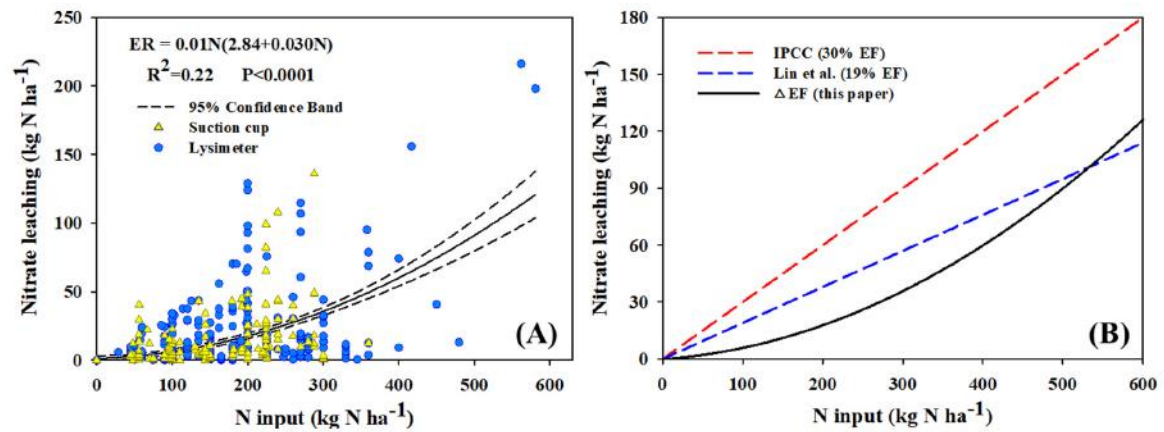


Abbildung 32: Relative Zunahme der Nitratauswaschung mit steigender N-Düngungsrate gemäss einer Metaanalyse von Studien mit Saugkerzen bzw. Lysimetern (a) und im Vergleich zu publizierten Emissionsfaktoren (b) (Wang et al., 2019).

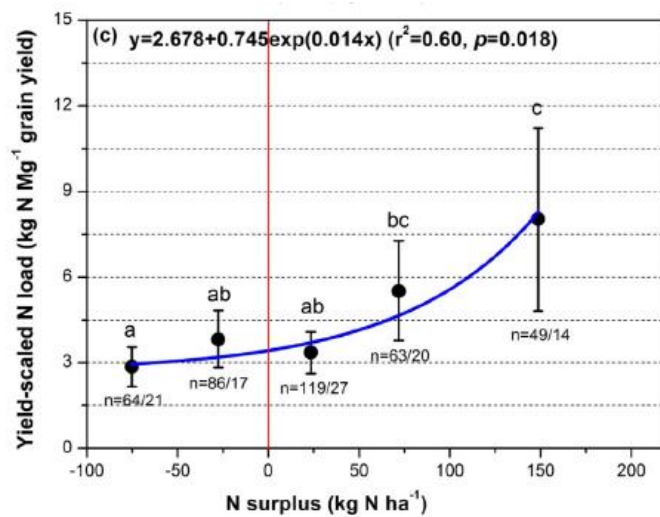


Abbildung 33: Anstieg ertragsskalierter N-Auswaschungsverluste mit dem N-Überschuss (Zhao et al., 2016)

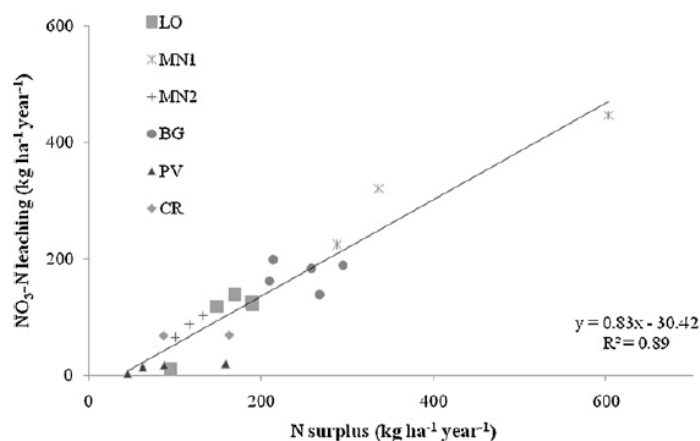


Abbildung 34: Zunahme der Nitratauswaschung mit dem Stickstoffüberschuss berechnet als Differenz zwischen N-Düngung und N-Export (Perego et al., 2012)

Die optimale N-Düngung wird weltweit häufig anhand von **N-Steigerungskurven** (response curves) festgelegt (Abbildung 35). Mit diesem Ansatz käme man in Abbildung 35 zu einer Düngungsempfehlung von 400 kg N/ha bei Mais und von 244 kg N/ha bei Weizen (Zhou and Butterbach-Bahl, 2014). Die **geringsten ertragsskalierten Nitratverluste** können gemäss dieser Studie aber erzielt werden, **wenn gewisse Ertragseinbussen in Kauf genommen** werden (10% für Mais, 4% für Weizen). Die N-Düngungsrate verringert sich dann auf 178 kg N/ha für Mais und 162 kg N/ha für Weizen.

Auch wenn dieser Ansatz nicht direkt auf Schweizer Verhältnisse übertragbar ist, da die Düngungsempfehlungen in der GRUD (Richner and Sinaj, 2017) bereits unter diesen verringerten Werten liegen, gilt vermutlich grundsätzlich, dass **eine Düngung etwas unterhalb des biologischen Optimums den N-Überschuss** und damit die **potentielle Nitratauswaschung deutlich verringern kann** (Abbildung 36). Vor allem aber ist es wichtig, statische Düngungsempfehlungen durch **dynamisches, standortangepasstes Nährstoffmanagement zu ersetzen**. Im Maisanbau in den USA könnten durch die Nutzung eines Software-Tools wie Adapt-N die N-Inputs um 32% und ertragsskalierte N-Verluste um 11% verringert werden (Sela *et al.*, 2018). Einen Überblick über standortangepasste Düngungsempfehlungen in Maisanbausystemen und Verbesserungsmöglichkeiten geben Morris *et al.* (2018).

Ein weiteres **Beispiel für dynamisches Nährstoffmanagement** stammt aus dem **Rapsanbau**. Hier sollte die **Frühjahrsdüngung an der N-Aufnahme im Herbst bemessen** werden (Sieling and Kage, 2010). Diese kann anhand des Frischgewichts der Biomasse im Herbst berechnet werden, da N-Konzentrationen und Trockenmassegehalt in jungen Pflanzen kaum variieren. Je höher die N-Aufnahme im Herbst, desto geringer die optimale N-Düngung (Abbildung 37). Dabei verringert jedes zusätzlich kg N im Herbstbestand die optimale N-Düngung im Frühjahr um 0.7 kg N/ha. Als Alternative zu Beprobungen von Hand zur Bestimmung des Frischgewichts können Bilder von Hyperspektralkameras oder Satellitenbilder ausgewertet werden. Dieser Ansatz ist in Frankreich unter dem Namen Farmstar-Colza etabliert und führt zu angepassten Düngungsempfehlungen.

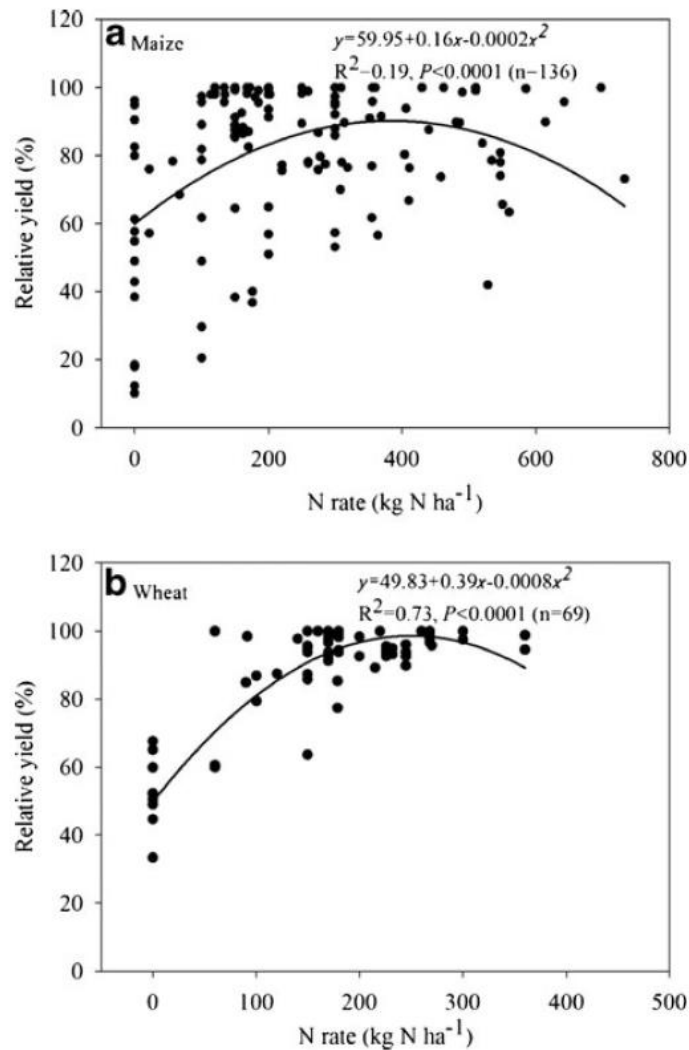


Abbildung 35: Relativer Kornertrag von Mais (a) und Weizen (b) in Abhängigkeit von der N-Düngungsrate. Ertrag an jedem Standort relativ zum Maximalertrag dargestellt (Zhou and Butterbach-Bahl, 2014).

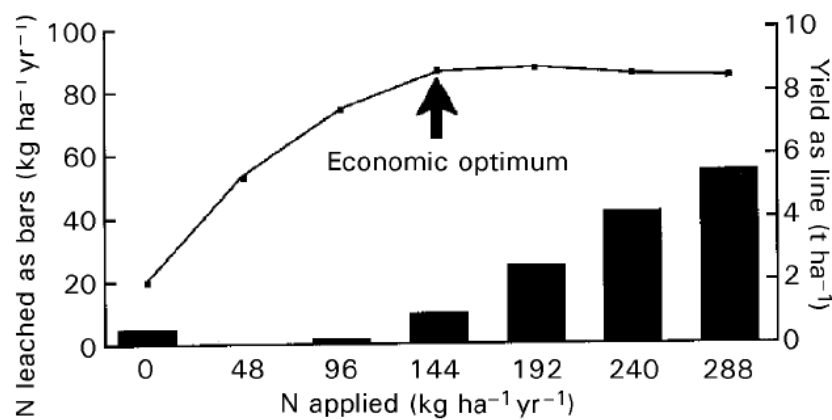


Abbildung 36: N-Steigerungskurve und damit verbundene N-Auswaschung im Broadbalk Experiment, Rothamsted, England (Goulding, 2000).

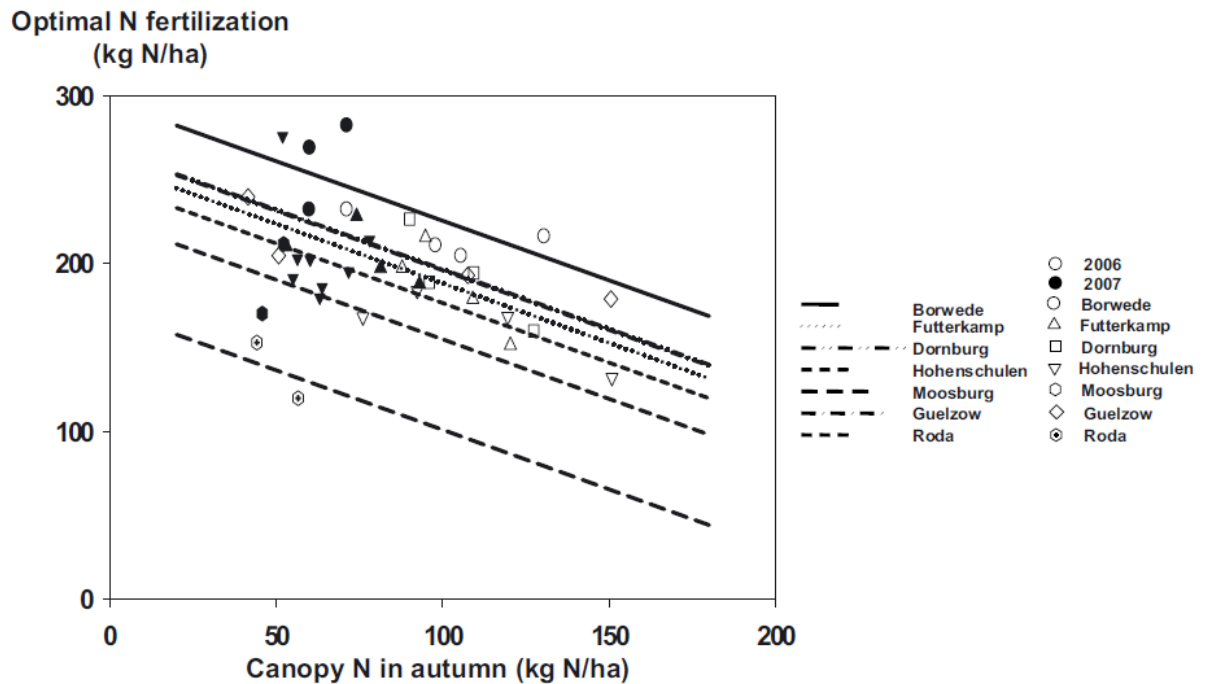


Abbildung 37: Abhängigkeit der optimalen N-Düngung von Wintererbsen in Abhängigkeit von der N-Aufnahme im Herbst (Sieling and Kage, 2010). Daten von 7 Standorten und 2 Versuchsjahren.

Neben der Menge ist die **zeitliche und räumliche Aufteilung** der Düngung für die N-Aufnahmeeffizienz sowie die N-Auswaschung entscheidend. Im Maisanbau in den USA (Eagle *et al.*, 2017) wurde eine tendenziell **tieferer Nitratauswaschung bei Düngung im Frühjahr statt im Herbst** gefunden, auch wenn der Unterschied erstaunlicherweise nicht signifikant war (Abbildung 38). Eine Auswertung von Studien mit ^{15}N -markierten Düngern (Gardner and Drinkwater, 2009) zeigte einen viel grösseren Einfluss des Düngezeitpunkts: bei **Düngung im Frühjahr** wurde **42% mehr ^{15}N in den Pflanzen** wiedergefunden als bei Düngung im Herbst (Abbildung 39). Eine **Aufteilung in 2-3 anstelle von einer Düngergabe** erhöhte die Wiederfindung in den Pflanzen ebenfalls deutlich (um 27%). Auch in den Reihen **platzierte Düngung** erhöhte die Wiederfindung von ^{15}N in den Pflanzen um 25%. Verschiedene mineralische Düngeralternativen zu Harnstoff, wie z.B. Ammoniumsulfat, steigerten die Wiederfindung um 13%.

Die Ergebnisse änderten sich, wenn die Wiederfindung von ^{15}N im Gesamtsystem (Pflanze und Boden) betrachtet wurde, was bezüglich Umweltwirkung wesentlich aussagekräftiger ist (Gardner and Drinkwater, 2009). Hier wurde die grösste Veränderung in der Wiederfindung von ^{15}N im System durch Verwendung organischer Dünger (Hofdünger, Gründüngung) sowie durch diversere Fruchtfolgen erreicht (42 bzw. 30%), während Frühjahrsdüngung und Platzierung die ^{15}N -Wiederfindung um je 20% erhöhten (Abbildung 40). Eine angepasste vorherige Bewirtschaftung (reduzierte N-Inputs oder erhöhte Kohlenstoffzufuhr durch organische Düngung) erhöhte die ^{15}N -Wiederfindung im System um 13% und ein verringertes Düngungsniveau und die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren um je 7%. Die Datenbasis für diese Betrachtungsweise war allerdings kleiner als für die Wiederfindung in der Pflanze.

Der Vergleich der beiden Betrachtungsweisen für den Aspekt reduzierte Düngemengen (Abbildung 41) zeigt, dass die relative Wiederfindung in der Pflanze nicht beeinflusst wurde, während sich die Wiederfindung im Gesamtsystem erhöhte. Allerdings wurde dafür eine Abnahme des Kornertrags verzeichnet. Bei den organischen Düngern war entscheidend, ob die Wiederfindung im ersten oder im zweiten Jahr betrachtet wurde. Sowohl in der Pflanze (Abbildung 42) als auch im Gesamtsystem (Abbildung 43) erhöhte sich die ^{15}N -Wiederfindung aus organischen relativ zu mineralischen N-Quellen im zweiten Jahr. Über alle Studien hinweg, die die ^{15}N -Wiederfindung im Boden-Pflanze-System untersuchten und somit einen Rückschluss auf die ^{15}N -Verluste zulassen, waren die **^{15}N -Verluste mit der Höhe der N-Inputs korreliert** (Abbildung 44).

Bezüglich verschiedener **Düngerformen** gibt es neben der Analyse von ^{15}N -Studien von Gardner and Drinkwater (2009) zwei neue Metaanalysen, die eine **Verringerung der Nitratauswaschung bei sogenannten Düngern mit kontrollierter Freisetzung** (controlled-release fertilizers) um 27% (Zhang *et al.*, 2019) bzw. 34% (Wang *et al.*, 2019) verglichen mit den jeweiligen herkömmlichen Düngern (Harnstoff bzw. Ammoniumnitrat) zeigten. In einer früheren Studie waren Ertragssteigerungen für verschiedene Kulturen zwischen 2 und 100% durch Verwendung neuer Dünger mit kontrollierter Freisetzung gefunden worden, ohne Angaben zur Nitratauswaschung (Timilsena *et al.*, 2015).

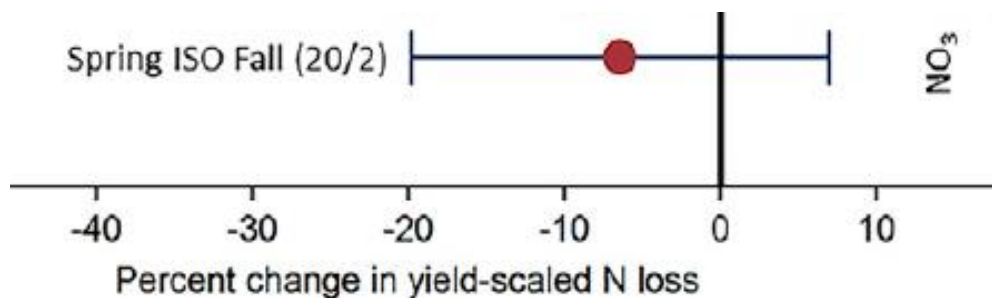


Abbildung 38: Abnahme der ertragsskalierten Nitratauswaschung bei Düngerapplikation im Frühling statt Herbst (ISO = instead of) (Eagle *et al.*, 2017)

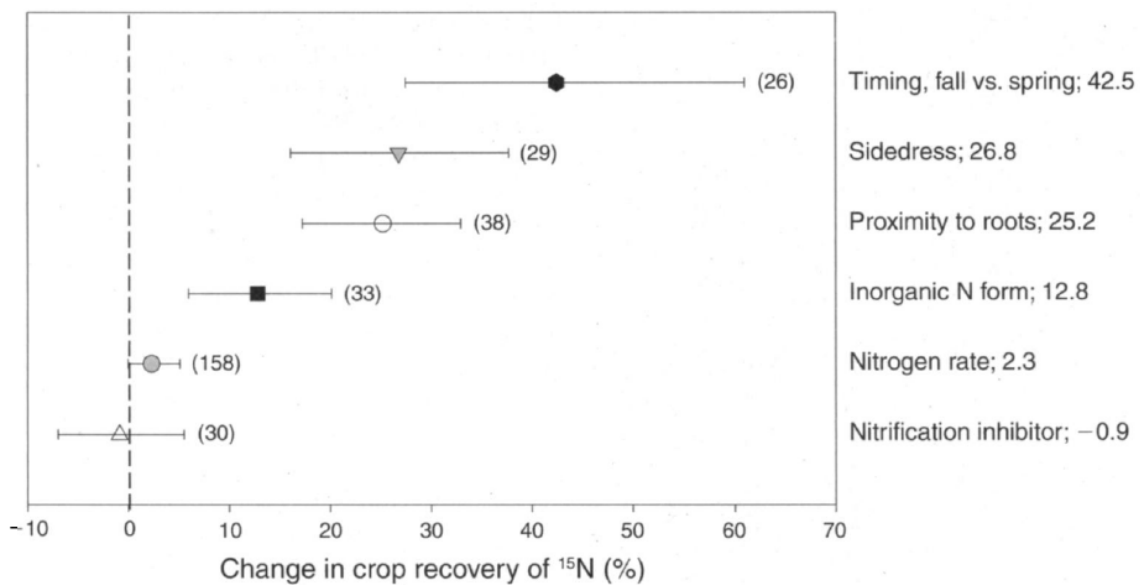


Abbildung 39: Relative Änderung in der Wiederfindung von ^{15}N in den Pflanzen durch verschiedene Düngungsmaßnahmen (Gardner and Drinkwater, 2009). Anzahl der Paarvergleiche in Klammern, prozentuale Änderung rechts von jeder Maßnahme. Inorganic N form: verschiedene mineralische N-Dünger verglichen mit Harnstoff.

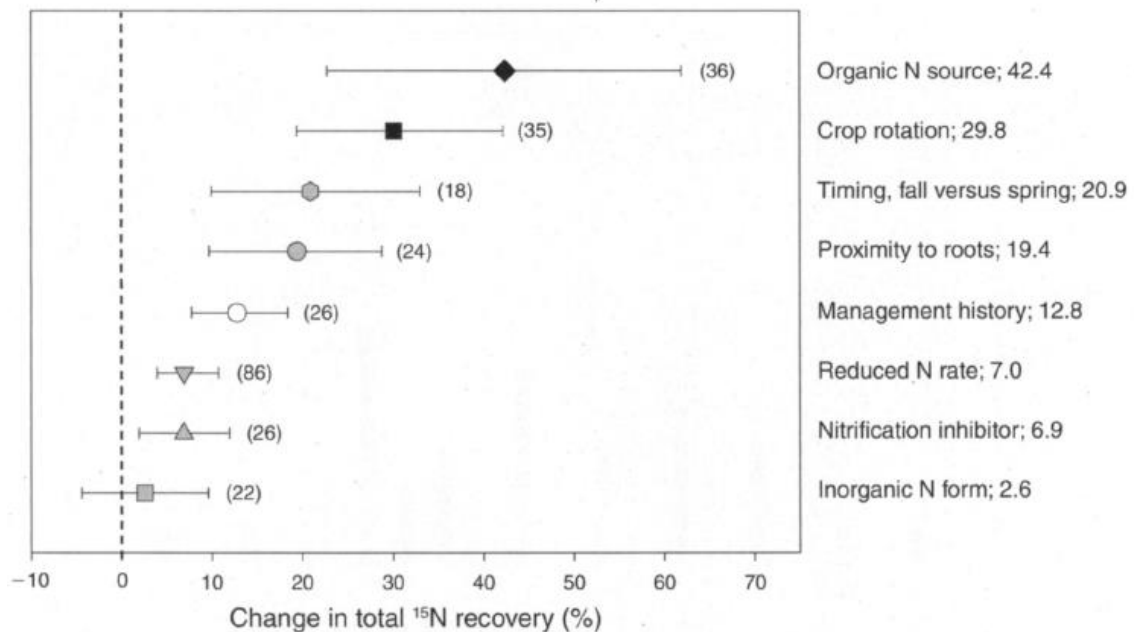


Abbildung 40: Relative Änderung in der Wiederfindung von ^{15}N im gesamten Boden-Pflanze-System durch verschiedene Düngungsmaßnahmen (Gardner and Drinkwater, 2009). Für weitere Erläuterungen s. Abbildung 39.

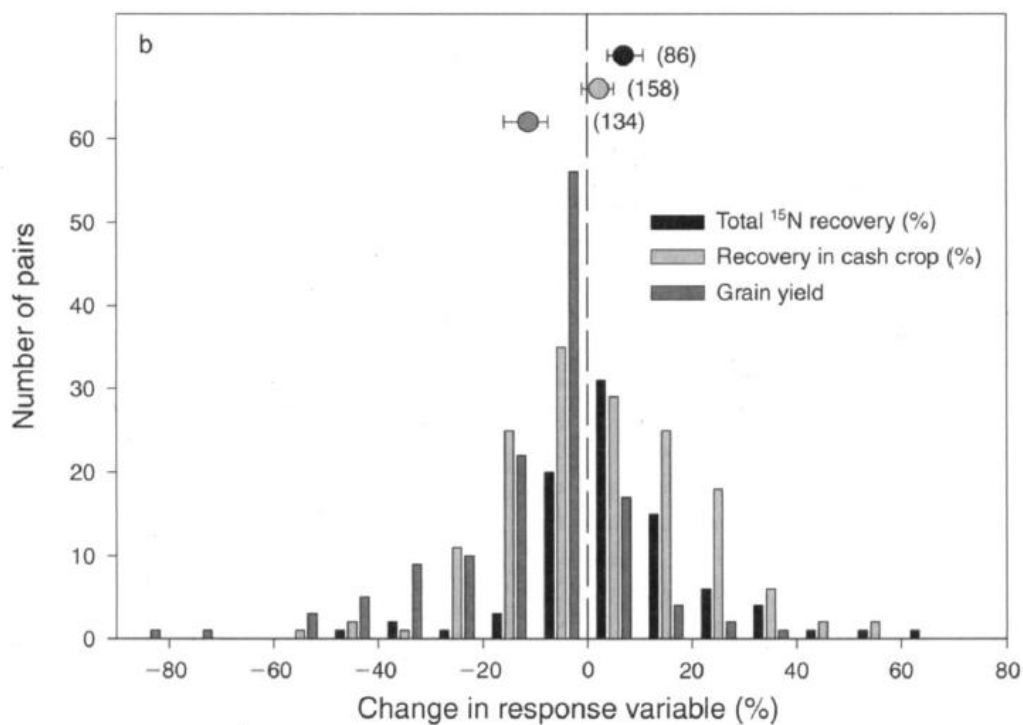


Abbildung 41: Relative Änderung in der Wiederfindung von ^{15}N im gesamten Boden-Pflanze-System und in der Kultur sowie im Korntrag beim Vergleich einer reduzierten N-Düngungsgabe (Gardner and Drinkwater, 2009). Säulen zeigen die Anzahl der untersuchten Paarvergleiche, bei denen eine gegebene Änderung der Wiederfindung beobachtet wurde.

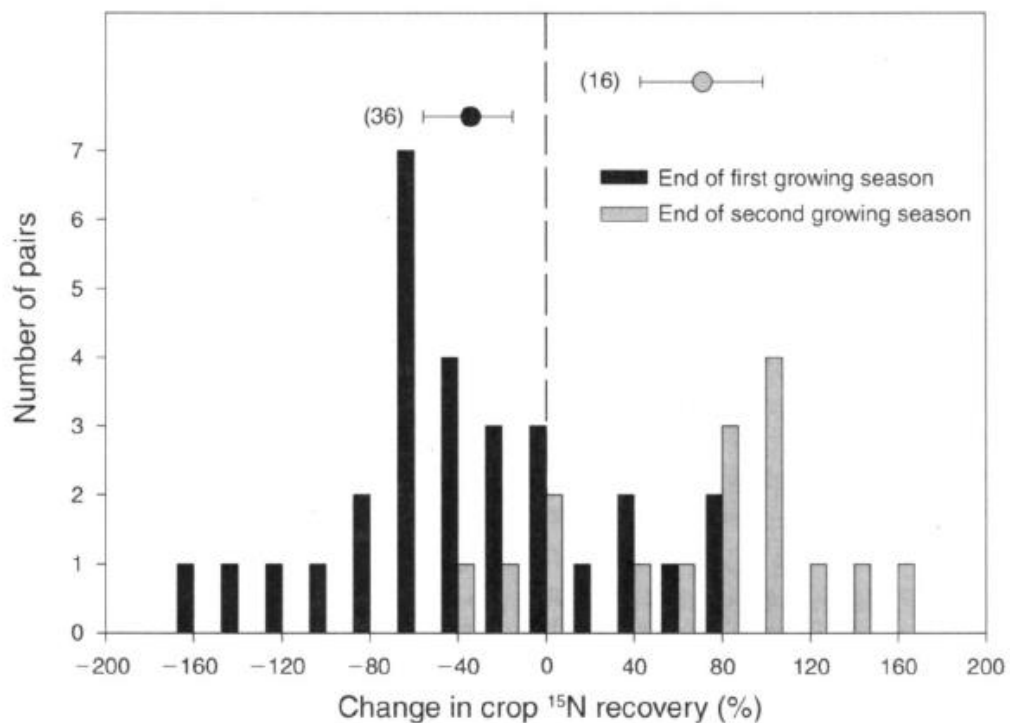


Abbildung 42: Relative Änderung in der Wiederfindung von ^{15}N aus organischen vs. mineralischen N-Düngern in der Pflanze in Abhängigkeit von der zeitlichen Betrachtung (Gardner and Drinkwater, 2009)

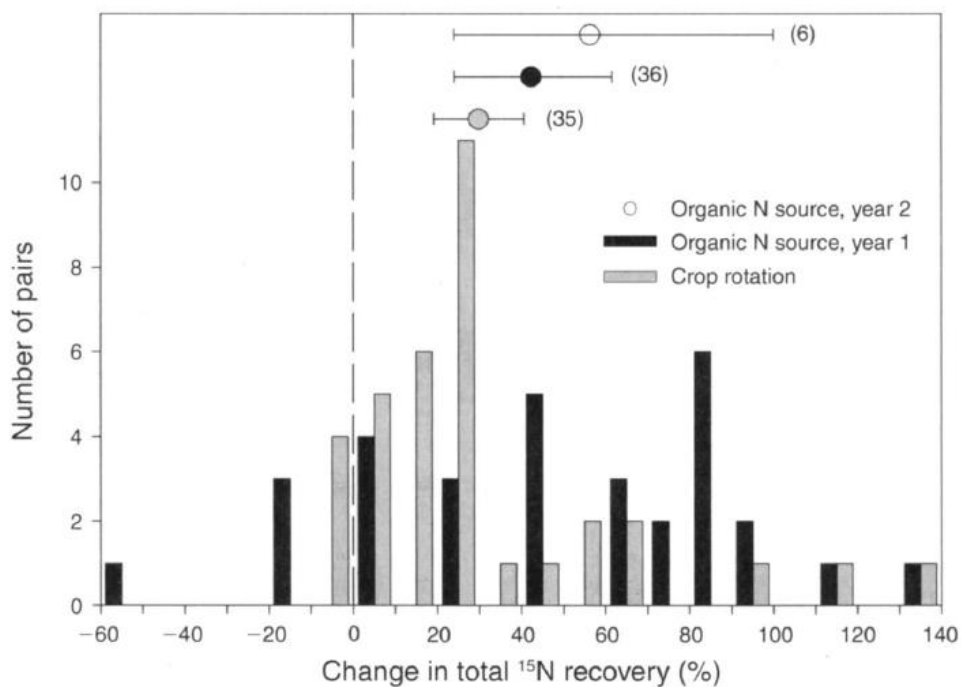


Abbildung 43: Relative Änderung in der ^{15}N -Wiederfindung im Boden-Pflanze-System durch organische N-Dünger in Abhängigkeit von der zeitlichen Betrachtung und durch diversere Fruchtfolgen (Gardner and Drinkwater, 2009)

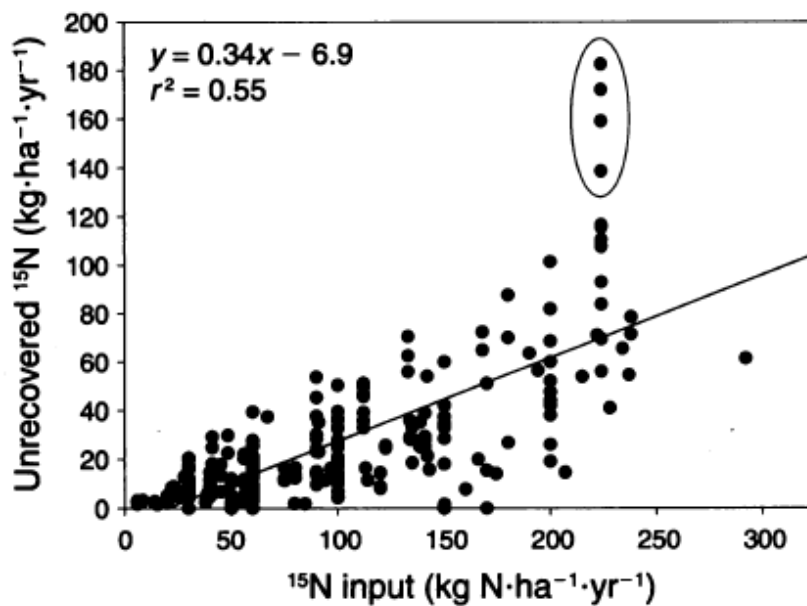


Abbildung 44: Abhängigkeit der ^{15}N -Verluste von der Höhe der N-Gaben in Studien mit Daten zur ^{15}N -Wiederfindung im Boden-Pflanze-System (Gardner and Drinkwater, 2009). Eingekreiste Datenpunkte stammen aus einer Studie mit hohen N-Gaben im Herbst. Die Höhe der N-Gaben erklärt in diesem Datensatz 55% der Variabilität in den ^{15}N -Verlusten.

Zum Vergleich von **Biogasgüllen** und herkömmlichen Güllen in Bezug auf Nitratauswaschung gibt es zwei Literaturstudien (Nkoa, 2014; Möller, 2015), aber keine quantitative Auswertung. Während Nkoa (2014) darlegt, dass die bisher veröffentlichten Ergebnisse inkonsistent sind, kommt Möller (2015) zum Schluss, dass die **anaerobe Vergärung von Gülle keine direkte Auswirkung auf die Nitratauswaschung** hat. Dagegen gibt es indirekte Auswirkungen von Biogasanlagen auf Anbausystem und Nährstoffmanagement, wie z.B. Änderungen in der Fruchtfolge, Vergrößerung der Güllelagerkapazitäten und vermehrte Abfuhr von Ernterückständen im Herbst.

Eine Möglichkeit, Stickstoffverluste aus Gülle und auch Mineraldünger zu verringern, ist die Anwendung von **Nitrifikationsinhibitoren**, die die Oxidation von Ammonium zu Nitrat und dabei entstehende Lachgasemissionen verhindern sollen. Der längere Verbleib von Ammonium im Boden könnte aber auch die Auswaschung von Nitrat beeinflussen. Eine Literaturstudie (Di and Cameron, 2016) kam zum Schluss, dass bei einer Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren auf Weiden Nitratauswaschung um bis zu 83% reduziert werden könnte. Eine Metaanalyse von Lysimeterversuchen mit Urinausbringung auf Kunstwiesen (Boy-Roura *et al.*, 2016) zeigte ebenfalls eine Verringerung der Nitratauswaschung durch Nitrifikationsinhibitoren (Abbildung 45). Für die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren im Ackerbau gibt die ¹⁵N-Studie von (Gardner and Drinkwater, 2009) erste Hinweise. Während sich die Wiederfindung von ¹⁵N in den Pflanzen durch Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren nicht änderte (Abbildung 39), erhöhte sich die Wiederfindung im Gesamtsystem um 7%. Eine erste Metaanalyse zur Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren in Ackerbau und Grasland (Qiao *et al.*, 2015) zeigte eine **mittlere Verringerung der Nitratauswaschung um 47%** (Abbildung 46), wobei die Reduktion im Ackerbau bei 37% und in Weidesystemen bei 52% lag. Dabei stiegen jedoch die Ammoniakverluste im Mittel um 20% an. Allerdings war die Zunahme der Ammoniakverluste nur bei DCD, nicht aber bei anderen Nitrifikationsinhibitoren wie DMPP zu finden, und sie war auch nur im Ackerbau signifikant. Zudem war die Wirksamkeit der Nitrifikationsinhibitoren abhängig von der Bodentextur. Andere Studien haben ebenfalls gezeigt, dass Nitrifikationsinhibitoren **besser in sandigen als in tonigen Böden** wirken (Volpi *et al.*, 2017; Barth *et al.*, 2019). Eine zweite Metaanalyse evaluierte spezifisch die Wirkung der **Nitrifikationsinhibitoren DCD und DMPP** (Yang *et al.*, 2016). Beide **verringerten die Nitratauswaschung um etwa 60%** (Abbildung 47), dabei nahmen Ammoniakverluste und auch Methanemissionen teilweise aber zu. Eine Metaanalyse von Studien aus China zeigt ebenfalls die Risiken einer erhöhten Ammoniakverflüchtigung und Ammoniumauswaschung, kommt aus Umweltsicht und in einer ökonomischen Kosten-Nutzen-Betrachtung aber zum Schluss, dass die Vorteile von Nitrifikationsinhibitoren gegenüber den Risiken überwiegen (Gao *et al.*, 2020). **Nitrifikationsinhibitoren** sollten nicht eingesetzt werden, um Erträge zu steigern, sondern **um N-Düngergaben ohne Ertragsverluste zu verringern** (Rose *et al.*, 2018).

Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass **Nitrifikationsinhibitoren in Kombination mit einer Verringerung der Düngergaben** eingesetzt werden müssen, um unerwünschte Nebenwirkungen auf andere Verlustpfade zu verringern.

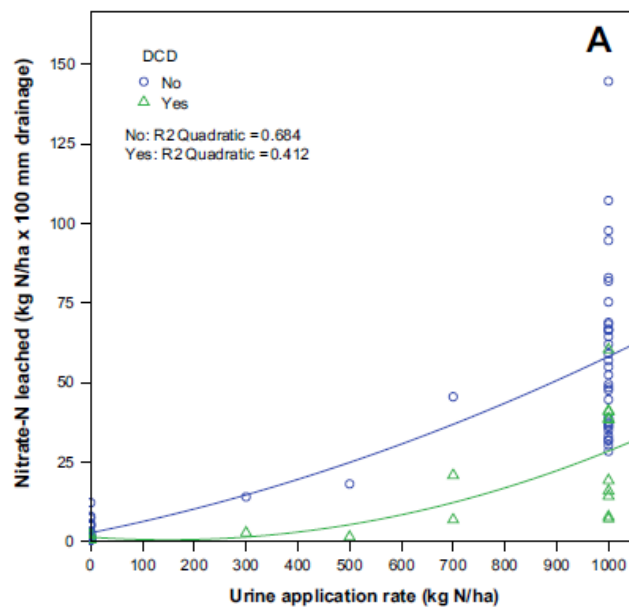


Abbildung 45: Nitratauswaschung mit (grün) und ohne (blau) Anwendung von DCD (10 kg/ha) als Nitrifikationsinhibitor in Abhängigkeit der Urinapplikationsrate in Lysimeterversuchen unter Kunstwiese (Boy-Roura et al., 2016)

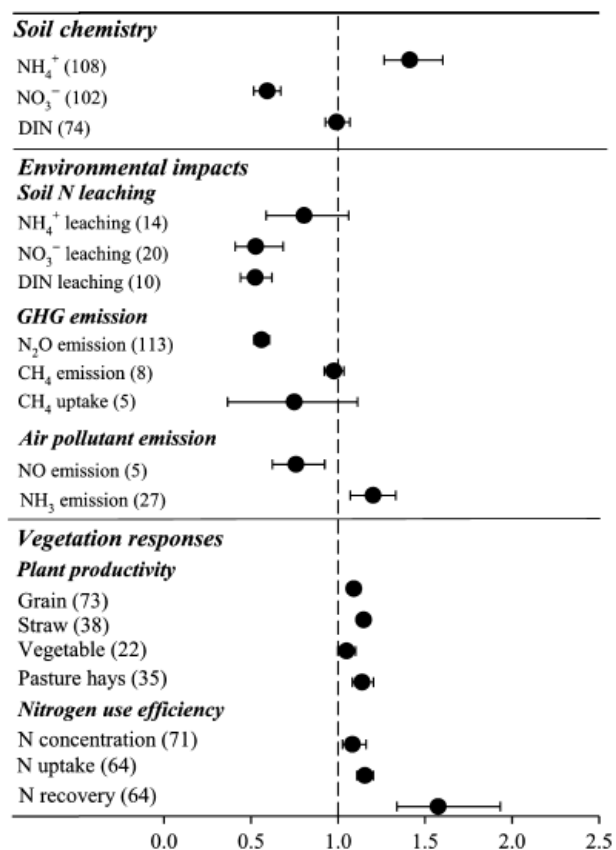


Abbildung 46: Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf Bodenchemie, N-Verluste in die Umwelt und Pflanzenparameter (Qiao et al., 2015)

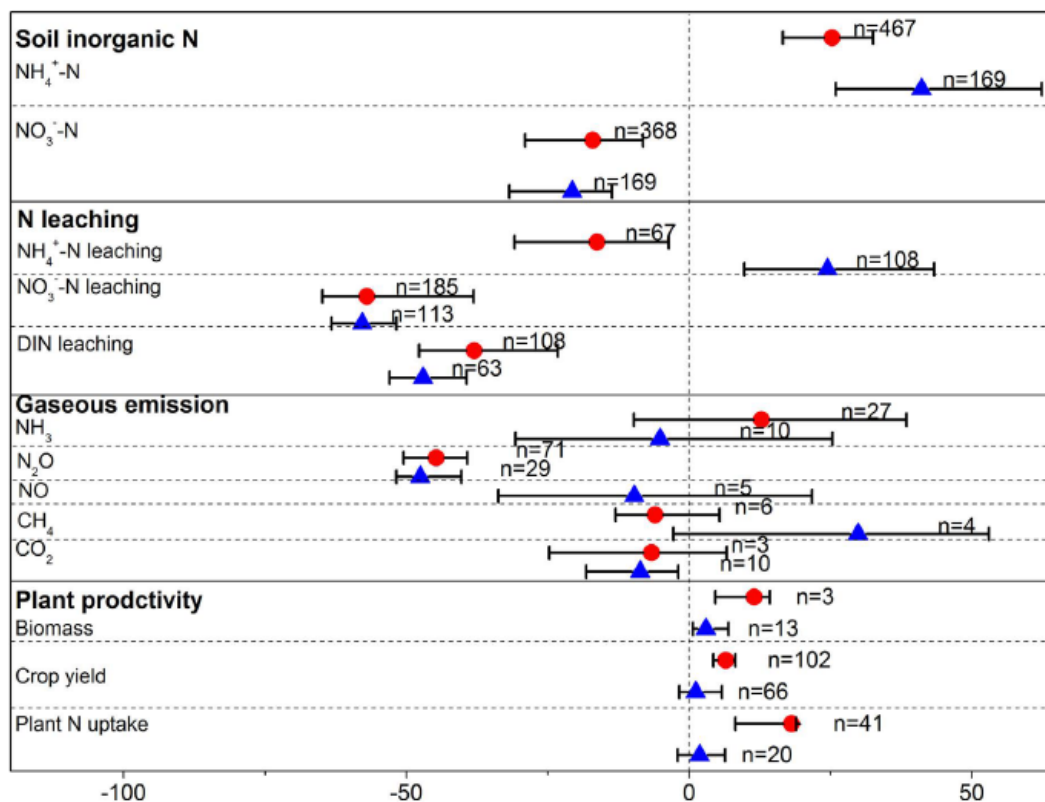


Abbildung 47: Wirkung der Nitrifikationsinhibitoren DCD (rote Kreise) und DMPP (blaue Dreiecke) auf N-Flüsse und Produktivität (Yang *et al.*, 2016)

In den letzten Jahren wurden die vielfältigen Wirkungen von **Pflanzekohle** auf Bodenqualität, Bodenfunktionen und Pflanzenwachstum diskutiert. Inzwischen sind zwei Metaanalysen erschienen, die sich der Wirkung von Pflanzekohle auf Nitratauswaschung, Lachgasemissionen und weitere Prozesse im N-Kreislauf widmen (Liu *et al.*, 2018; Borchard *et al.*, 2019). Die umfassendere Analyse von Borchard *et al.* (2019) zeigte, dass **sich die Nitratauswaschung durch Anwendung von Pflanzekohle um 26-32% verringerte**, wenn die Studien länger als einen Monat dauerten (Abbildung 48). Allerdings war die Wirkung abhängig von der Menge an Pflanzekohle, die ausgebracht wurde (Abbildung 49): Erst **bei Ausbringung von mehr als 10 t/ha** verringerte sich die Nitratauswaschung. Zudem beeinflussten Düngerform und Höhe der N-Düngung die Wirkung der Pflanzekohle in Bezug auf Nitratverluste. Eine weitere Studie weist darauf hin, dass es **nur wenige Feldstudien** zur Wirkung von Pflanzekohle auf Nitratauswaschung gibt, und dass die **Wirkung im Feld häufig geringer** ist als unter kontrollierten Bedingungen (Blanco-Canqui, 2019). Die Art der Pflanzekohleherstellung (Ausgangsmaterial, Pyrolysetemperatur *etc.*), Ausbringungsmengen sowie Bodeneigenschaften (Textur, pH) beeinflussen den Effekt von Pflanzekohle auf Nitratauswaschung ganz erheblich, und mehrjährige umfassende Felduntersuchungen fehlen noch (Blanco - Canqui, 2020). Daher kann Pflanzekohle aktuell nicht als wirksame Massnahme empfohlen werden.

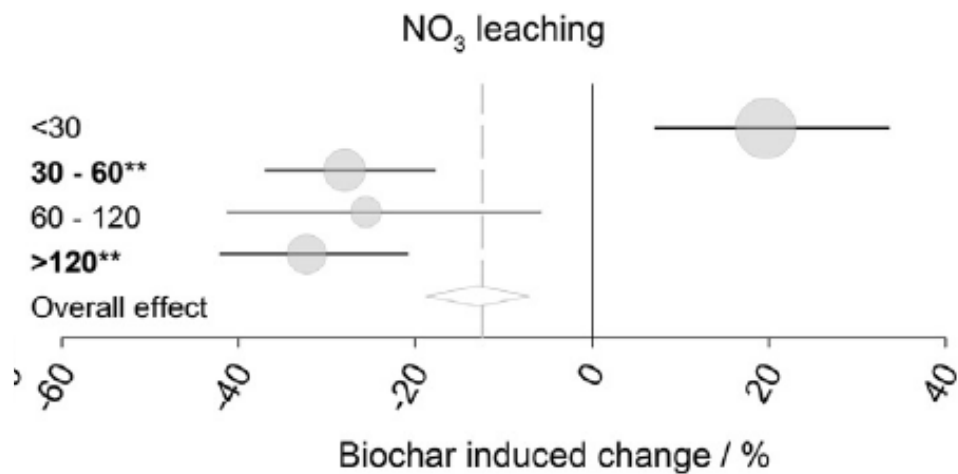


Abbildung 48: Einfluss von Pflanzenkohle auf Nitratverluste in Abhängigkeit von der Dauer der Studie von <30 bis >120 Tagen (Borchard et al., 2019)

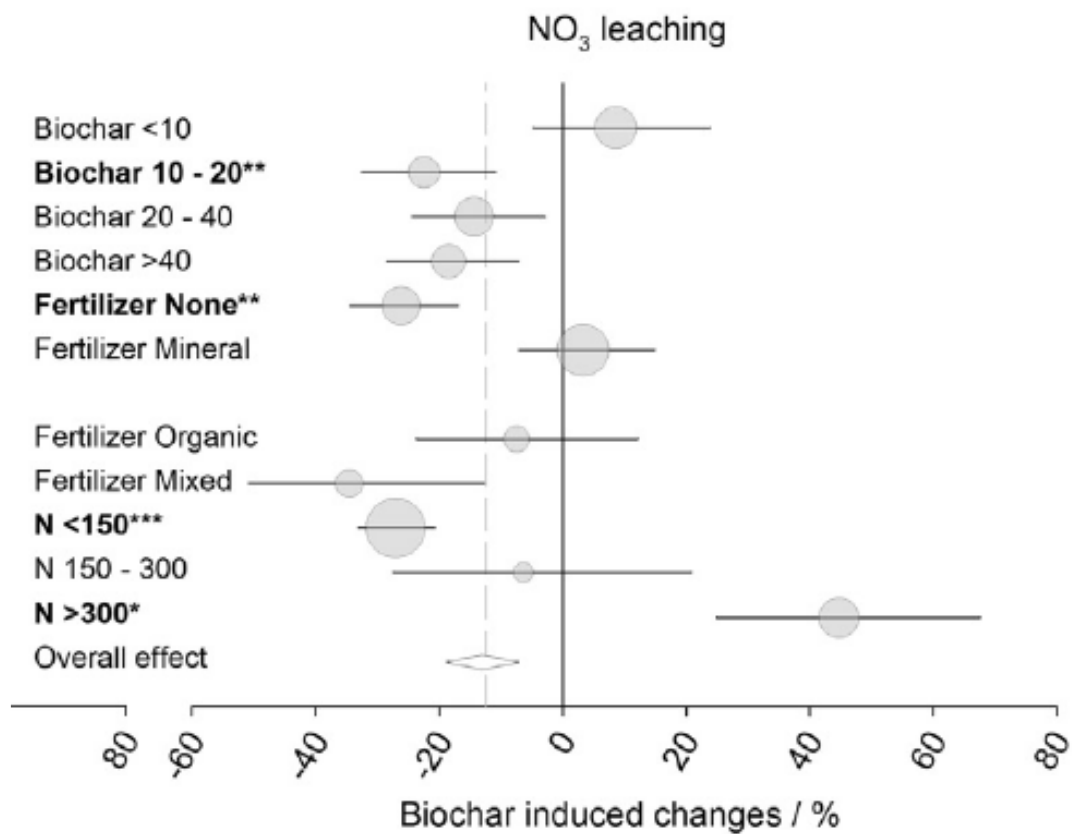


Abbildung 49: Einfluss von Pflanzenkohle auf Nitratauswaschung in Abhängigkeit von der applizierten Menge an Biokohle (<10 bis > 40 t/ha), Düngerform (ohne Düngung, mineralische, organische oder mineralisch-organische gemischte Düngung) und N-Düngungsrate (<150 bis >300 kg N/ha) (Borchard et al., 2019)

Mulch

Eine mögliche Massnahme zur Verbesserung der Nährstoffausnutzung, die bislang noch wenig Beachtung gefunden hat, ist die **Bodenbedeckung durch Strohmulch oder Plastikfolien**. Die Metaanalyse von Qin *et al.* (2015) zur Wirkung dieser Massnahmen auf Erträge und Ausnutzungseffizienz von Wasser und Stickstoff lässt nur indirekte Schlüsse auf die Nitratauswaschung zu (Abbildung 50). Da die Stickstoffausnutzung (definiert als Ertrag pro kg N-Dünger) sowohl im Weizen als auch im Mais durch Bodenbedeckung verbessert wird, bleibt weniger Düngerstickstoff im Boden zurück, der potentiell ausgewaschen werden kann. Allerdings steigt die Wirkung der Bodenbedeckung mit zunehmender Trockenheit, wogegen das Risiko für Nitratauswaschung primär von den Winterniederschlägen abhängt. Bodenbedeckung durch Mulch ist also in erster Linie bei Sommertrockenheit in Kombination mit feuchten Wintern eine mögliche Massnahme, um Nitratauswaschung zu verringern.

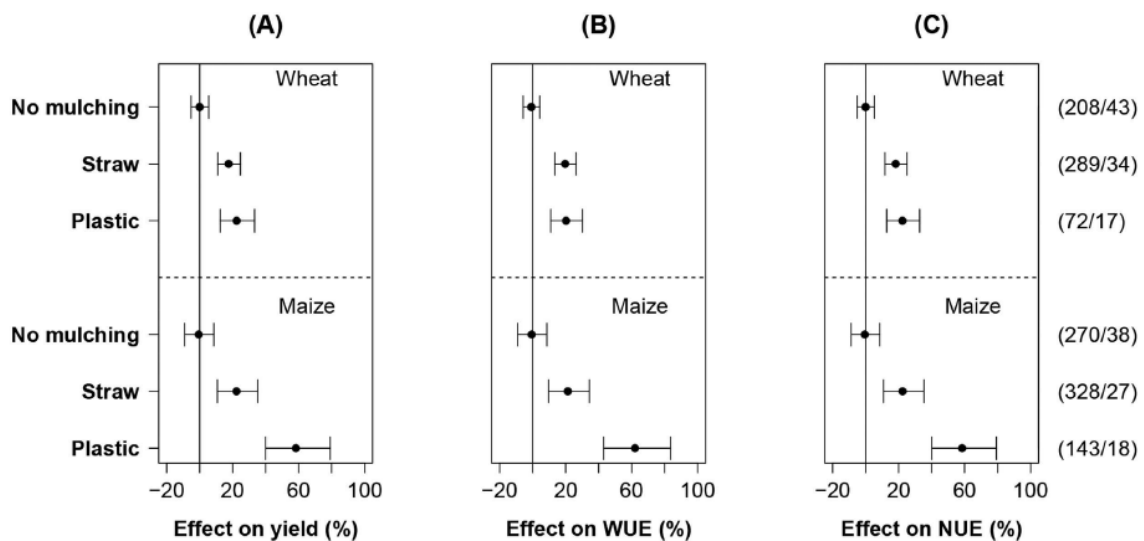


Abbildung 50: Einfluss von Bodenbedeckung durch Strohmulch oder Plastikfolie in Weizen und Mais auf Erträge (A) und Ausnutzungseffizienzen von Wasser (B) und Stickstoff (C). Dargestellt sind Mittelwerte und 95% Konfidenzintervalle, mit Anzahl Beobachtungen/Anzahl Studien in Klammern (Qin *et al.*, 2015).

5.1.2 Quantitativer Review von Nitratauswaschung unter Ackerkulturen

Allgemeine Zahlen:

In einem Review aus Grossbritannien (Goulding, 2000) wurden Daten zur jährlichen Nitratauswaschung unter verschiedenen Ackerkulturen gezeigt (Abbildung 51). Hier ergab sich die Reihenfolge **Zuckerrüben < extensives Grasland, Wintergetreide < Sommergerste, Raps, intensives Grasland < Kartoffeln < Erbsen < Brache**.

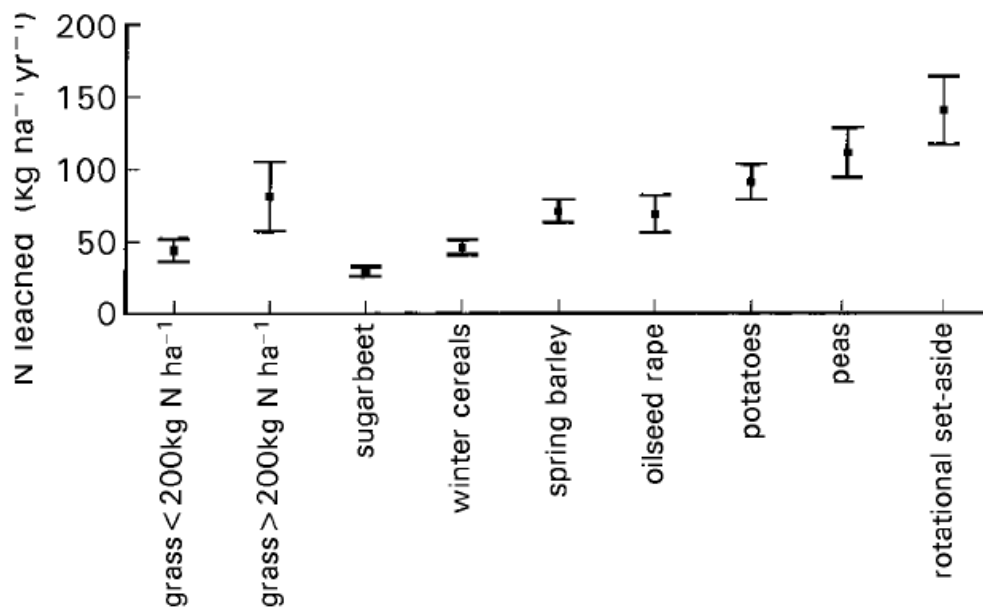


Abbildung 51: Jährliche Nitratauswaschung unter Ackerkulturen und Grasland bei Düngung gemäss ökonomischem Optimum (Goulding, 2000)

In einer Betrachtung über die zukünftige Nitratauswaschung in Grossbritannien im Rahmen der globalen Klimaveränderung stellten Stuart *et al.* (2011) Schätzwerte für die Nitratauswaschung unter verschiedenen Kulturen zusammen (Tabelle 8). Neuere Kulturen wie Soja, Mais und Sonnenblumen liessen sie dabei bewusst aus, da ausreichende Daten nur für wärmere Klimazonen vorhanden seien. Dabei zeigte sich eine Zunahme der Nitratauswaschung in der Reihenfolge **Grasland < Getreide < Zuckerrüben < Körnerleguminosen < Raps < Kartoffeln < Gemüse**.

Tabelle 8: Geschätzte mittlere Nitratauswaschung unter verschiedenen Kulturen in Nordwesteuropa und Kanada (Stuart et al., 2011)

Estimated annual nitrate leaching losses beneath individual crops in northwest Europe and Canada (ADAS, 1991; Gasser et al., 2003; Johnsson et al., 2002; MAFF, 1999).

Crop	Nitrate leaching (kg N ha ⁻¹)
Outdoor vegetables	120
Potatoes	80–120
Oilseed rape	65–100
Peas & beans	60–80
Sugar beet	45–60
Indoor vegetables and flowers	60
Barley	35–50
Oats	48
Wheat	40–50
Grazed grass (250 kg N ha ⁻¹ applied)	40
Cut grass (250 kg N ha ⁻¹ applied)	20
Ungrazed or fertilised grass	10

Daten von TerrAquat :

Die mittlere Nitratauswaschung lag in den drei untersuchten Kulturkombinationen auf Feldern im Main-Tauber-Kreis (Deutschland) zwischen 21 (SG-Ra) und 26 (WW-ZK-SG) kg N/ha/Jahr (Abbildung 52). Der Median differenzierte stärker zwischen den Kulturkombinationen und war am tiefsten bei SG-Ra (11 kg N/ha/Jahr) und am höchsten bei WW-ZK-SG (26 kg N/ha/Jahr). Die Boxplots zeigen aber auch die **grosse Bandbreite der absoluten Auswaschung**. Diese wurden zum Teil durch die **unterschiedlichen klimatischen Bedingungen in den verschiedenen Jahren** verursacht (Abbildung 53). Der Zeitraum 2003/2004 war durch grosse Trockenheit geprägt, während 2004/2005 eher durchschnittliche und 2005/2006 überdurchschnittliche Niederschläge aufwiesen. Es gab aber auch **grosse Unterschiede zwischen den untersuchten Feldern**, bei denen die mittlere Nitratauswaschung zwischen 8 ± 6 kg N/ha/Jahr und 57 ± 25 kg N/ha/Jahr variierte. Das zeigt, wie stark andere Faktoren wie **Textur, Wasserhaushalt der Böden** und **vorherige Bewirtschaftung** die Nitratauswaschung und auch den Vergleich zwischen den Kulturkombinationen beeinflussen.

Wenn man die drei untersuchten Kulturkombinationen mit dem Nitratindex vergleichen will, ist wegen der Zwischenfrucht die Basispunktzahl weniger relevant. Daher wurden gleiche (konservierende) Bodenbearbeitung auf allen Flächen und eine Aussaat der überwinternden Zwischenkultur zwischen 1.8. und 15.8. bzw. von Winterraps und Winterweizen zwischen 1.9. und 1.10. bei Flächengrößen von jeweils 1 ha angenommen. Somit ergibt sich ein Nitratindex von 24 für SG-Ra, 19 für Ra-WW und 19 für WW-ZK-SG. Für Ra-WW wäre der Wert bei späterer Herbstaussaat (1.10.-15.11.) bei 23, für SG-Ra wäre er bei früherer Aussaat (15.8.-1.9.) bei 22 Punkten. Sowohl von

der gemessenen Auswaschung (Abbildung 53) als auch vom Nitratindex her sind die drei untersuchten Kulturkombinationen also als relativ ähnlich zu betrachten. Allerdings weist der Vergleich darauf hin, dass **Sommergerste bezüglich Nitratauswaschungspotential im Nitratindex möglicherweise überbewertet und Raps und Winterweizen als Vorkulturen eher unterbewertet** sind, da die Mediane in Abbildung 52 von 11, 18 und 26 kg N/ha für SG-Ra, Ra-WW und WW-ZK-SG ansteigen, während der Nitratindex von 24 (22) für SG-Ra, 19 (22) für Ra-Ww und 19 für WW-ZK-SG gegenläufig ist.

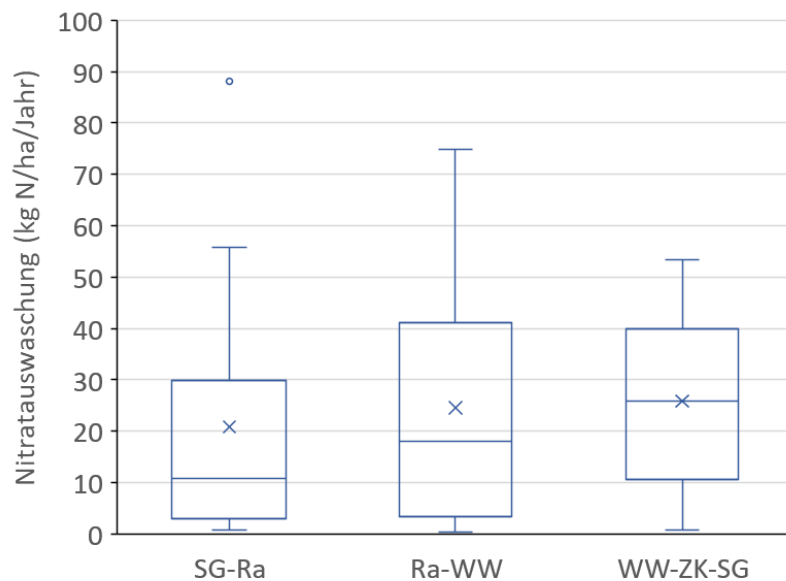


Abbildung 52: Jährliche Nitratauswaschung unter verschiedenen Kulturkombinationen (Vor-/Hauptkultur) über die Jahre 2003-2007 verteilt (n=12 bei SG-Ra und Ra-WW, n=16 bei WW-ZK-SG; min. 2, max. 6 Felder pro Jahr). X = Mittelwert (bzw. Einzelwert), Boxplots: Rahmen zeigt 25-75%-Bereich, horizontale Linie im Boxplot: Median, Fehlerbalken zeigen Minimum bzw. Maximum, abgesehen von Ausreißern (Kreis). Nach Daten von TerrAquat.

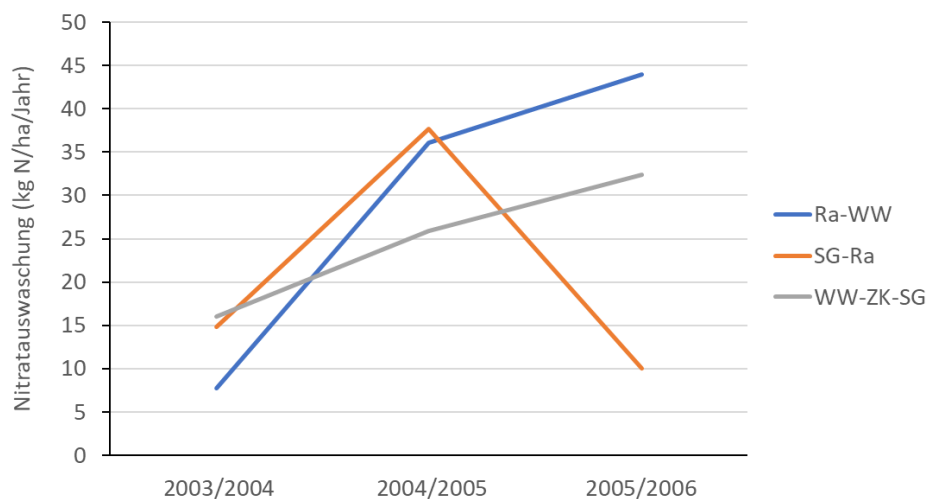


Abbildung 53: Jährliche Nitratauswaschung in Abhängigkeit von Kulturkombinationen und Messperiode. Messperiode jeweils Herbst bis Herbst. Nach Daten von TerrAquat.

SchALVO:

Die **Herbstbeprobungen in Baden-Württemberg** der Jahre 2013-2016 (Finck, 2017) ergaben die **höchsten Werte unter Gemüse, Kartoffeln und Spargel** (Mittelwerte 70-80 kg N_{min}/ha), während die **tiefsten Werte** (Mittelwerte 19-22 kg N_{min}/ha) **nach Tabak, Rüben, Futterleguminosen einschliesslich Kunstwiesen, Dauergrünland und Getreide** gefolgt von **Zwischenfrüchten** zu finden waren (Abbildung 54). **Körnerleguminosen, Getreide ohne Zwischenfrucht, Ölfrüchte (v.a. Raps) und Mais** wiesen **mittlere Werte** von 50-59 auf kg N_{min}/ha. Bei Getreide konnten verschiedene Zwischenfrüchte den N_{min}-Herbstvorrat folglich deutlich absenken.

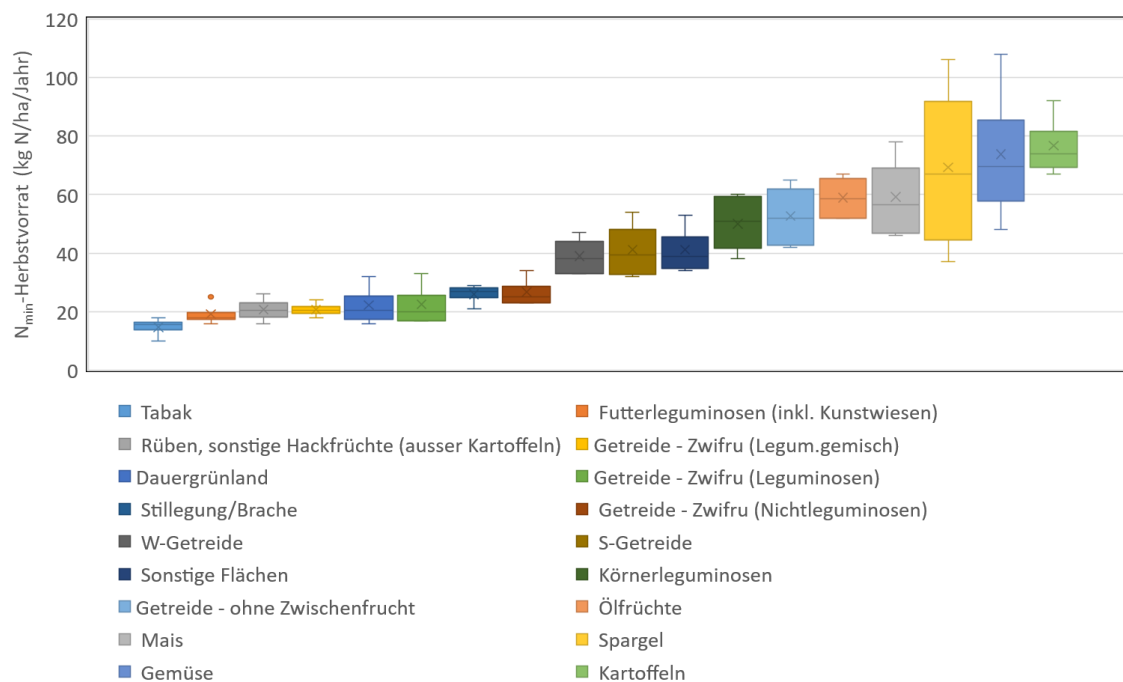


Abbildung 54: N_{min}-Herbstvorräte in Abhängigkeit von der Kultur. Boxplots basierend auf den Mittelwerten der Jahre 2013-2016. Nach Finck (2017).

N_{min}-Herbstvorräte in Hessen

Im deutschen Bundesland **Hessen** werden die **N_{min}-Herbstvorräte** jährlich auf 700-800 Dauerbeobachtungsflächen auf 158 Betrieben gemessen (Beisecker *et al.*, 2018). Bei Darstellung der Ergebnisse der Jahre 2011-2016 nach der Erntekultur (=Vorkultur) ergab sich folgende Gruppierung des N_{min}-Herbstvorrats: **Zuckerrüben, Kunstwiesen < Sommergetreide < Wintergetreide, Mais, Kartoffeln < Raps, Körnerleguminosen < Kohl** (Abbildung 55). Signifikant verschieden waren dabei allerdings nur N_{min}-Vorräte unter Zuckerrüben und Kunstwiesen von N_{min} unter Kohl. Auch die Hauptkultur hatte einen signifikanten Einfluss auf die Höhe der N_{min}-Vorräte, denn die höchsten Werte wurden jeweils unter Wintergetreide gefunden und die tiefsten unter Kunstwiesen und Zwischenfrüchten (Beisecker *et al.*, 2018).

Die Daten wurden auch auf einen möglichen Einfluss des Betriebstyps geprüft. Dabei fanden sich signifikant **tiefere $N_{\min}$ -Vorräte unter ökologisch bewirtschafteten Flächen** als unter allen anderen Betriebstypen. Über den gesamten Datensatz hinweg wurde ein **hochsignifikanter Zusammenhang zwischen dem Bewirtschafter und den $N_{\min}$ -Vorräten** gefunden, der je nach Messperiode zwischen 49 und 55% der gesamten Variabilität erklären konnte. Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor war die **Witterung im Herbst**, wobei warm-feuchte Witterung zu höheren $N_{\min}$ -Herbstvorräten führte als kühl-nasse oder trockene Witterung. Auch die **Intensität der Bodenbearbeitung im Herbst** beeinflusste die $N_{\min}$ -Vorräte: während ein einmaliger Durchgang mit dem Grubber noch keine Veränderung im $N_{\min}$ -Vorrat bewirkte, stieg dieser beim zweiten und noch mehr beim dritten Durchgang stark an (Beisecker *et al.*, 2018).

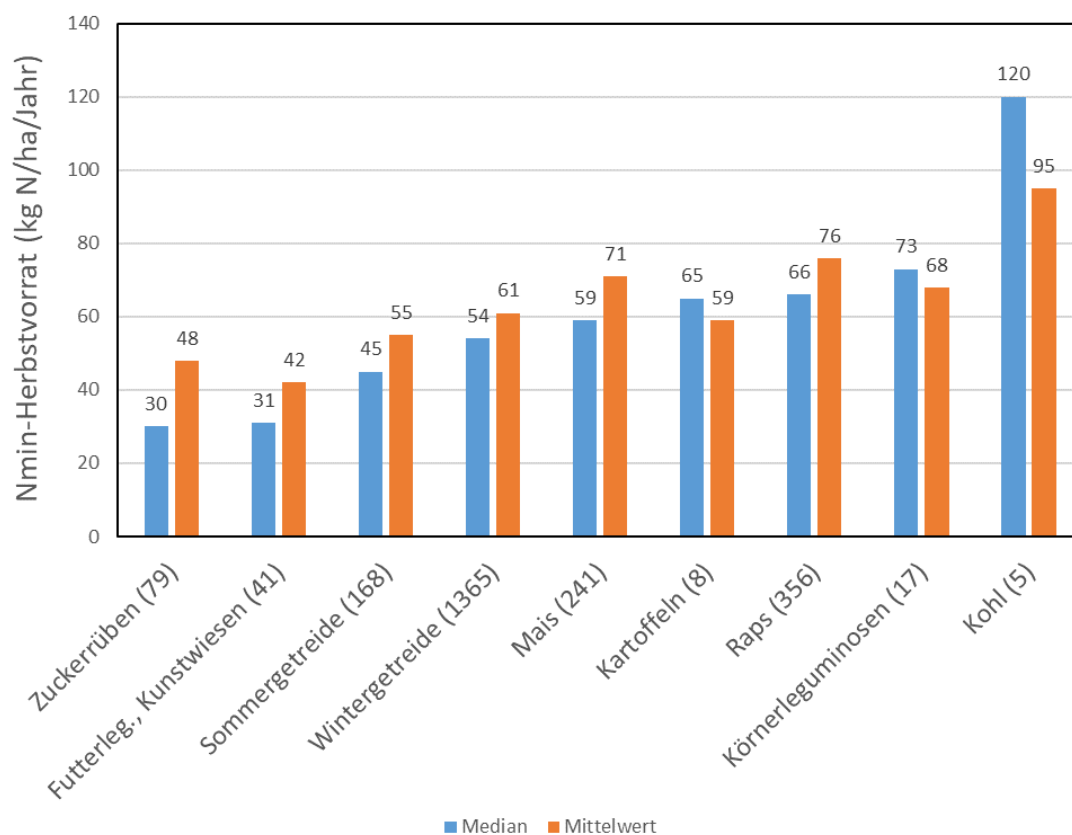


Abbildung 55: Mediane und Mittelwerte von $N_{\min}$ -Herbstvorräten in Hessen (2011-2016). Anzahl beprobter Flächen in Klammern (Beisecker *et al.*, 2018).

Dauertestflächen in Thüringen

Auf den Dauertestflächen in **Thüringen** wurden die **höchsten $N_{\min}$ -Gehalte unter Gemüse** gefunden, gefolgt von **Kartoffeln und Silomais** (Abbildung 56). Die **tiefsten $N_{\min}$ -Gehalte traten unter Erdbeeren, Dinkel, Futterpflanzen, Grünland, Hafer und Rüben** auf. Es gab einen deutlichen Zusammenhang zwischen dem N-Saldo einer Kultur und dem $N_{\min}$ -Gehalt nach der Ernte.

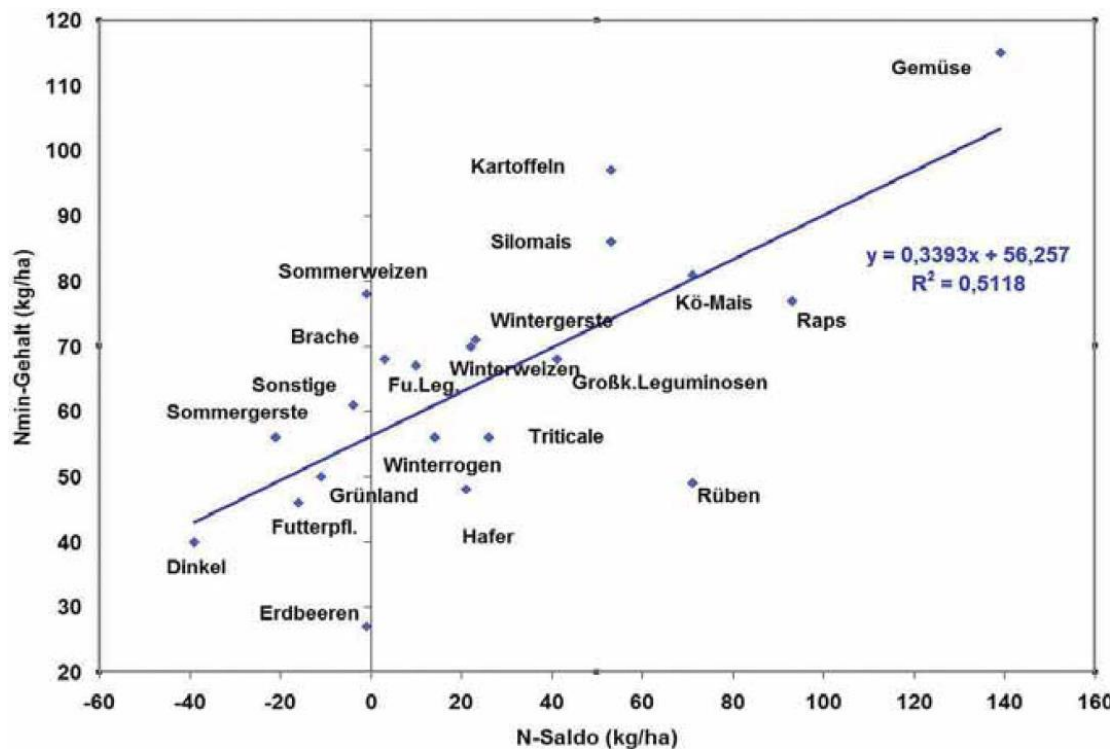


Abbildung 56: Abhängigkeit der N_{min} -Gehalte nach der Ernte vom N-Saldo der Kultur auf Dauertestflächen in Thüringen (König et al., 2011).

Lysimetertagung Gumpenstein:

Die Zusammenstellung von kulturspezifischen Jahresdaten zur Nitratauswaschung aus 10 Lysimeterstudien (Abbildung 57) zeigte eine relativ grosse Variabilität und lieferte einige Daten zu Kulturen wie Kürbis oder Winterroggen, die in den vorher gezeigten Datensätzen nicht enthalten waren. Regelmässige **Nitratauswaschung unter 50 kg N/ha/Jahr** wurde unter **Dauergrünland, Kunstwiese und anderen Futterpflanzen wie Luzerne-Gras-Mischungen und Rotklee** gefunden, aber auch **unter Kürbis, Sommergerste und Triticale**. Bei **Mais, Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe** lagen **Median und Mittelwert ebenfalls unter 50 kg N/ha/Jahr**, es gab aber auch **Einzelwerte darüber**, insbesondere bei Mais. **Winterroggen, Kartoffeln und insbesondere Eiweisserbsen** wiesen **deutlich höhere Nitratauswaschungswerte** auf als die anderen Kulturen.

Die Lysimeterstudie von Spiess et al. (2013) zeigte dabei deutlich, wie sehr **Jahreswerte für Nitratauswaschung in Kulturkombinationen** von der Witterung und insbesondere **von den Jahresniederschlägen abhängig** sind (Abbildung 58).

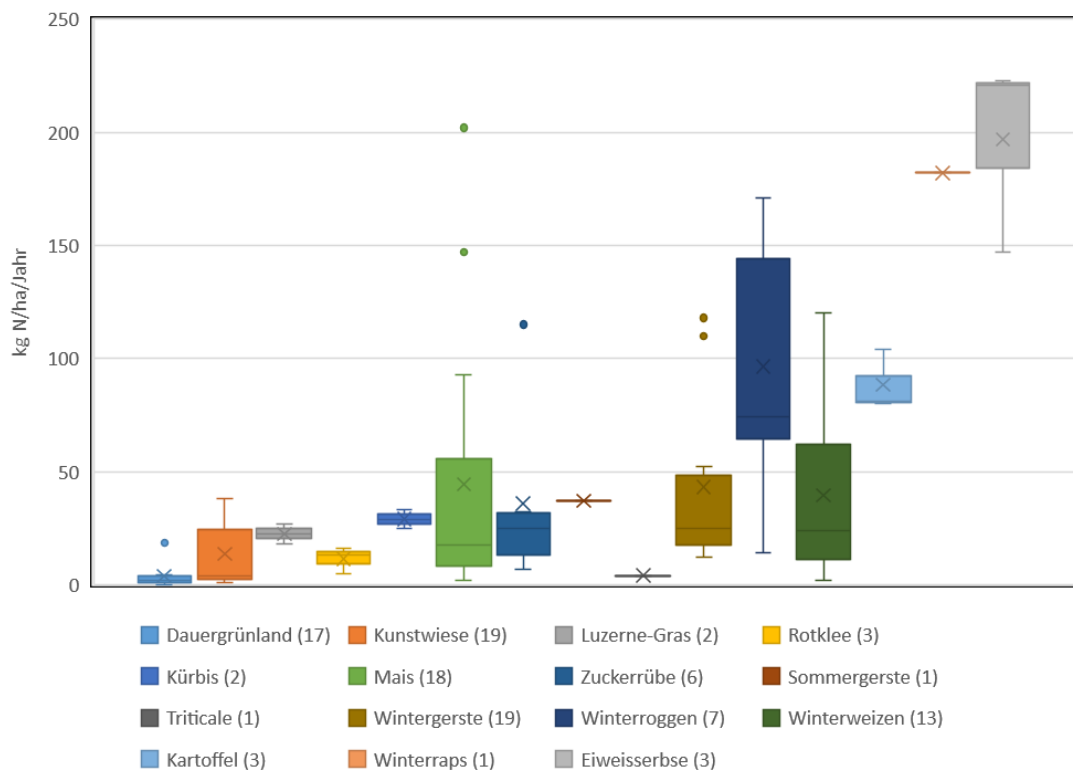


Abbildung 57: Nitratauswaschung in Abhängigkeit von der Kultur in zehn Lysimeterstudien (Eder, 2001; Knappe and Haferkorn, 2001; Bohner, 2007; Herndl et al., 2013; Prasuhn et al., 2013; Spiess et al., 2013; Klammner and Fank, 2015; Spiess et al., 2015; Tauchnitz et al., 2015; Murer, 2017). Boxplots: Rahmen zeigt 25-75%-Bereich, horizontale Linie im Boxplot: Median, Fehlerbalken zeigen Minimum bzw. Maximum, abgesehen von Ausreißern (Kreis). Anzahl Datenpunkte in Klammern.

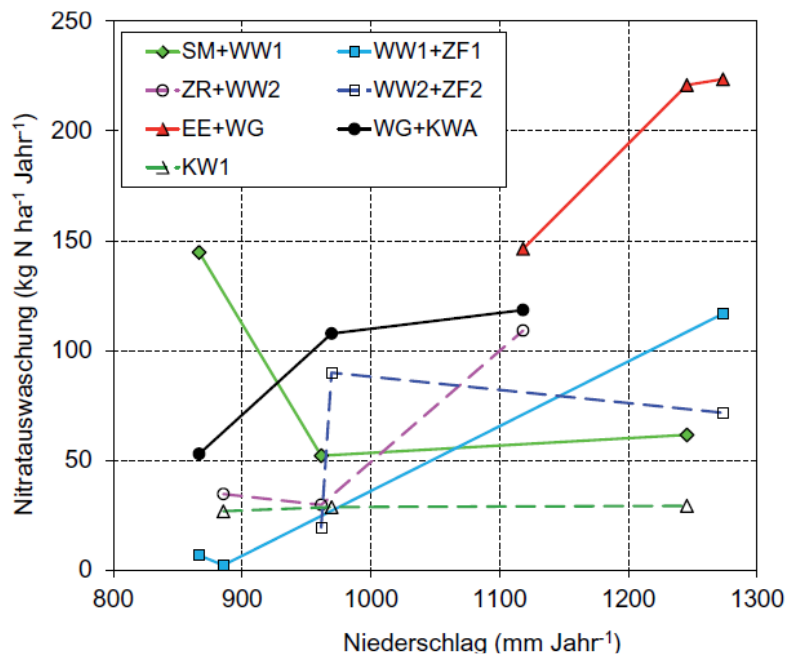


Abbildung 58: Interaktion von Kulturkombinationen und Jahresniederschlägen in Lysimeterversuchen (Spiess et al., 2013)

Um eine **Abfolge der Kulturen betreffend Nitratauswaschungspotential** zu erstellen, wurden die oben genannten und einzeln vorgestellten Datenquellen gemeinsam mit absoluten Auswaschungswerten aus Metaanalysen zu Mais, Weizen und *Miscanthus* (Anhang 5) übergreifend dargestellt (Abbildung 59). Dadurch sind für einige Kulturen und Kulturgruppen besser abgesicherte Aussagen möglich, während für andere Kulturen die Datenbasis immer noch sehr schmal bleibt. Basierend auf Kulturen mit mind. 3 Datenpunkten lässt sich folgende Abfolge der Kulturen in Bezug auf das Nitratauswaschungspotential aufstellen: **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* ist die Streuung zu gross, um eine Aussage zu machen. Auch bei Mais treten einige sehr hohe Werte auf, die als Ausreisser dargestellt werden.

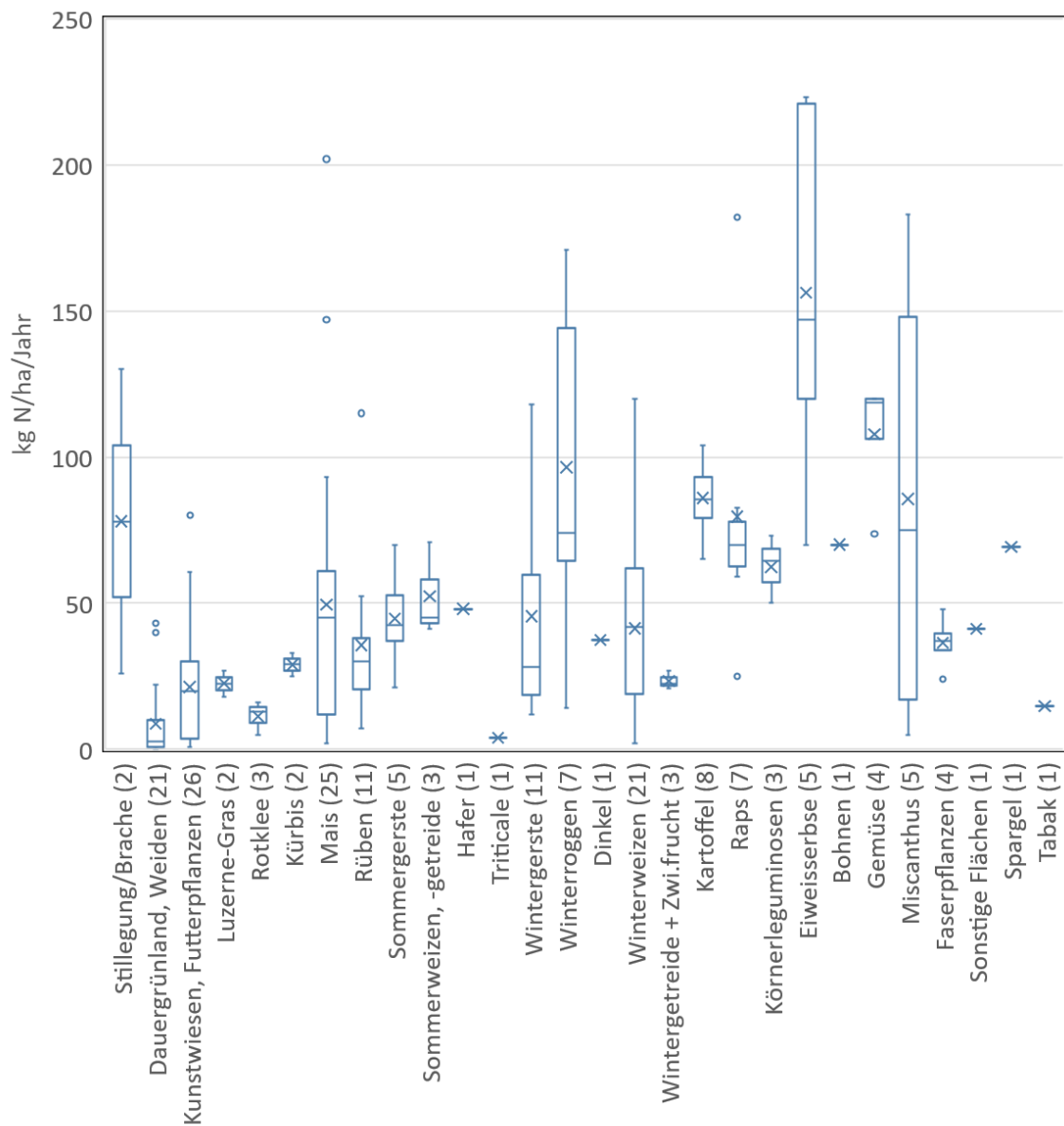


Abbildung 59: Quantitativer Review kulturspezifischer Nitratauswaschung, basierend auf gemessener und potentieller Nitratauswaschung (allgemeine Reviews, Daten von TerrAquat, Lysimeterstudien sowie Nmin-Daten SchALVO, Hessen, Thüringen), unter der Annahme, dass der Nmin-Herbstvorrat der Jahresauswaschung 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.

5.2 $N_{\min}$ -Feldkampagnen in der Region Gäu-Olten

Im Oktober 2017, 2018 und 2019 wurden **auf insgesamt 54 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 60) zeigte sich, dass **Ackerbohne** (n=2) und **Raps** (n=6) immer zu **$N_{\min}$ -Vorräten über 100 kg N/ha** führten. Bei Kartoffel trat dies in 3 von 4 Fällen und bei Mais in 8 von 11 Fällen auf. **Intensives Wintergetreide** (Winterweizen, Wintergerste, Triticale) als Vorkultur war mit 5 von 11 Werten über 100 kg N/ha **variabel**. Bei **Kunstwiese** lagen dagegen **9 von 11 Werte unter 100 kg N/ha**, und bei **Dinkel** (n=3) und **extensiver Wiese** (n=4) lagen **alle Werte darunter**. Bei den mindestens dreimal wiederholten **Kulturkombinationen** waren **Median-Werte bis zu 100 kg N/ha** bei **extensiver Wiese, Kunstwiese** (beide als Vor- und Hauptkultur), **Mais/Dinkel, Winterweizen/Gründüngung** und **Winterweizen/Kunstwiese** zu finden.

Die **Gruppierung nach Hauptkultur** (Abbildung 61) identifizierte vor allem **Winterweizen und Wintergerste als potentiell problematische Hauptkulturen**, mit $N_{\min}$ -Vorräten über 100 kg N/ha in 16 von 18 Fällen. Bei **Raps** als Hauptkultur lagen die $N_{\min}$ -Vorräte in 3 von 4 Fällen über 100 kg N/ha und bei Kunstwiese in 5 von 18. Möglicherweise ist ein Teil dieser hohen $N_{\min}$ -Vorräte auf Herbsdüngung zurückzuführen.

Die Verteilung der Daten über die drei Jahre (Anhang 1) zeigt, dass Mittelwert und Median 2018 am höchsten waren. Allerdings waren die verschiedenen Kulturkombinationen nicht gleichmässig über die drei Jahre verteilt. So stammten 6 von 7 Werten der Kombination Mais/Winterweizen aus dem Jahr 2018, das sich durch besondere Trockenheit im Sommer auszeichnete. Der Vergleich der Jahre für andere Kulturkombinationen wie Kunstwiese/Kunstwiese oder Raps-Winterweizen (Anhang 2) zeigt aber keine grossen Unterschiede zwischen den Jahren. Dennoch wäre es wünschenswert, noch weitere Datenpunkte insbesondere zur Kombination Mais/Winterweizen aus anderen Jahren zu haben.

Insgesamt deutet der **Vergleich der beiden Darstellungen** (Abbildung 60, Abbildung 61) darauf hin, dass sowohl Vor- als auch Hauptkultur die gemessenen $N_{\min}$ -Vorräte beeinflusst haben. Da im Gäu Mais häufig nach einem Wiesenumbruch 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 den Studien aus **Deutschland** (Abbildung 54, Abbildung 55 und Abbildung 56) sind die **Werte aus dem Gäu deutlich höher** (Abbildung 62). 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, erweist sich die **Basispunktzahl von Kartoffel als überhöht** (Abbildung 63).

Ohne Kartoffel als Vorfrucht ist ein linearer Zusammenhang zwischen Basispunktzahl und $N_{\min}$ -Herbstvorrat zu erkennen. 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 7 von 11 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 (Anhang 3).

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 64). Durch die grosse Streuung in beiden Datensätzen ist der Vergleich der Mittelwerte aber nur bedingt aussagekräftig.

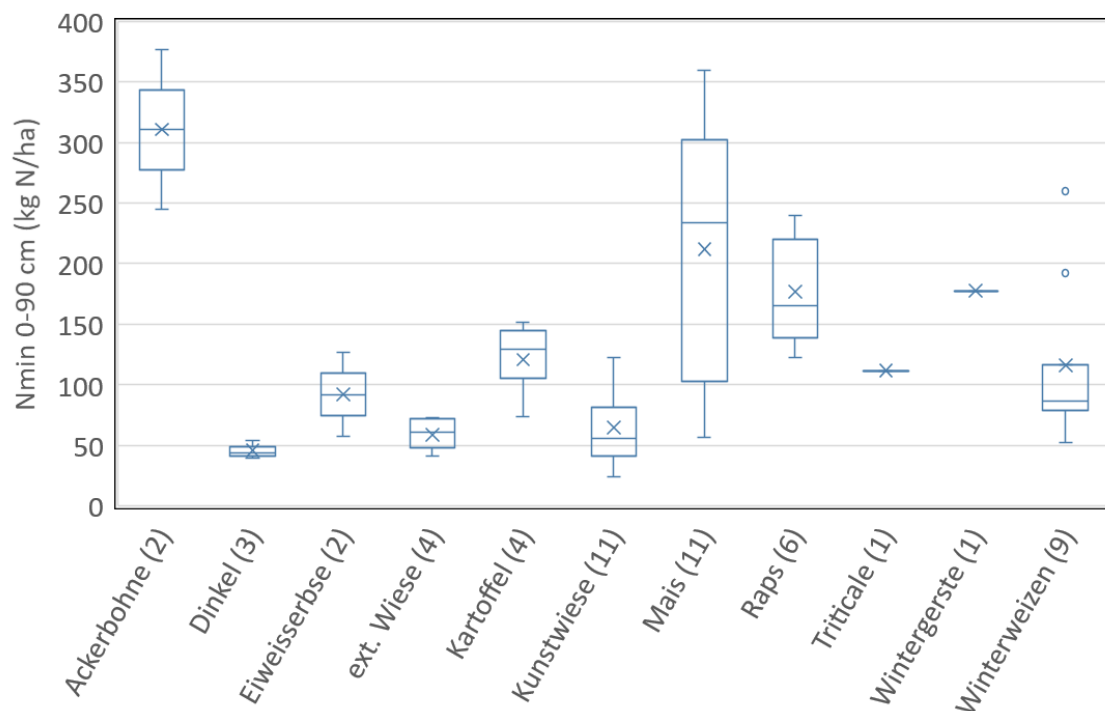


Abbildung 60: Vorrat an mineralischem N im Oktober 2017, 2018 und 2019 auf 54 Ackerflächen im Gäu, geordnet nach Vorkultur. Anzahl der beprobten Flächen in Klammern. X = Mittelwert (bzw. Einzelwert), Boxplots: Rahmen zeigt 25-75%-Bereich, horizontale Linie im Boxplot: Median, Fehlerbalken zeigen Minimum bzw. Maximum, abgesehen von Ausreissern (Kreis).

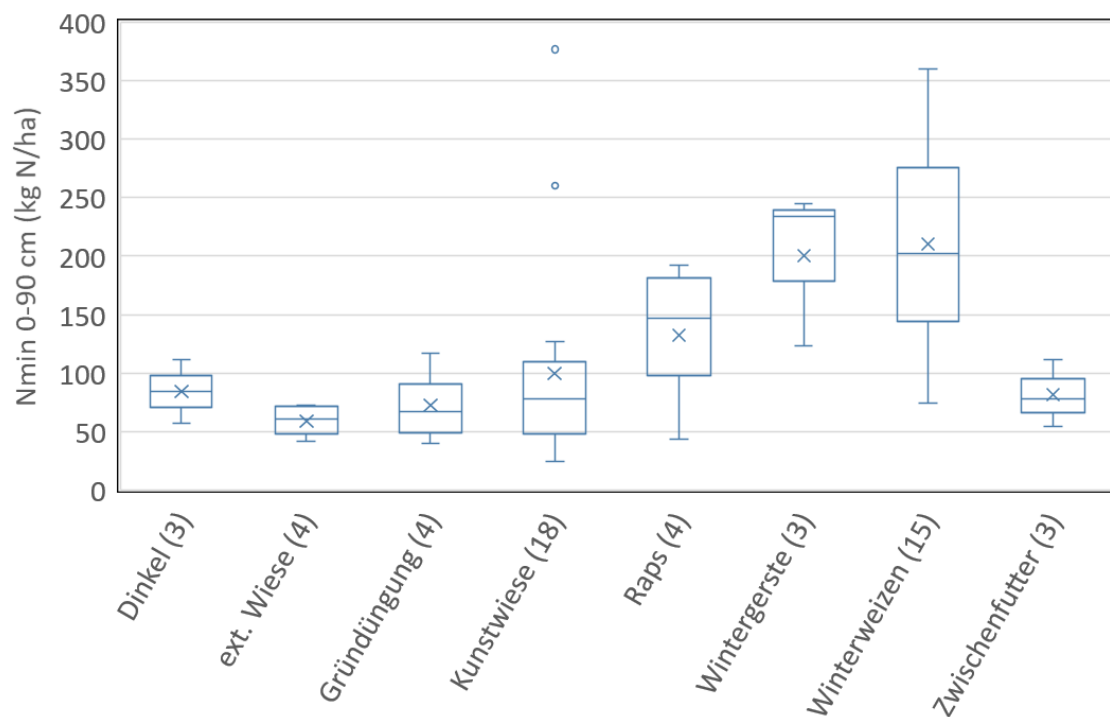


Abbildung 61: Vorrat an mineralischem N im Oktober 2017, 2018 und 2019 auf 54 Ackerflächen im Gäu, geordnet nach Hauptkultur. Weitere Erläuterungen: s. Abbildung 60.

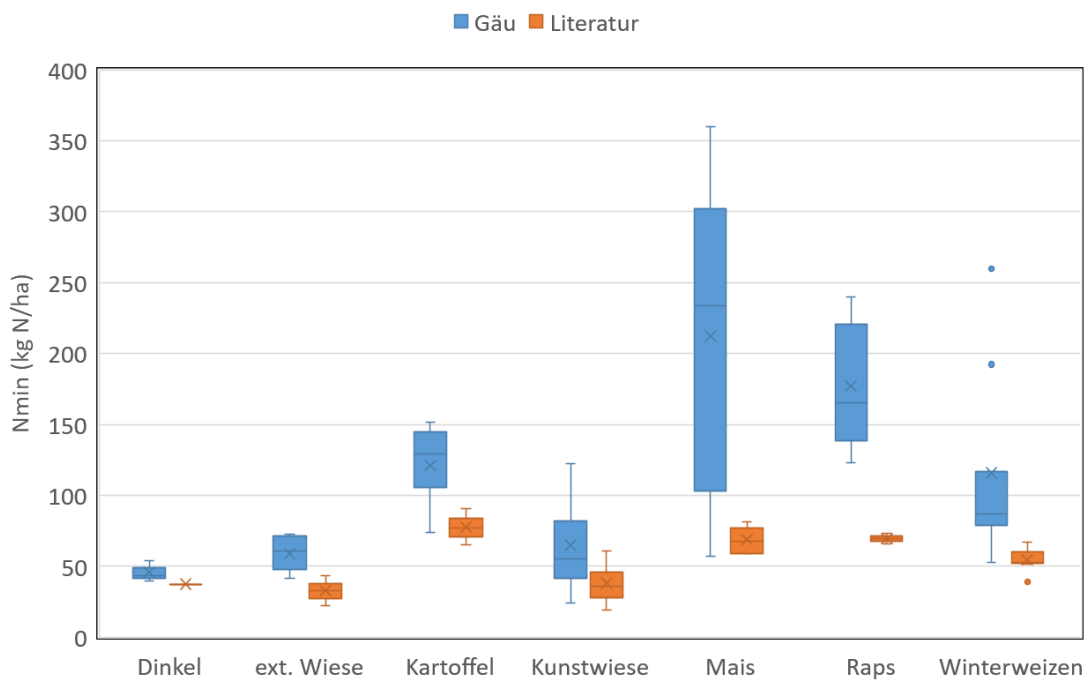


Abbildung 62: N_{min} -Herbstvorräte im Gäu (nach Vorkultur) und in verschiedenen Regionen Deutschlands (König et al., 2011; Finck, 2017; Beisecker et al., 2018). X = Mittelwert (bzw. Einzelwert), Boxplots: Rahmen zeigt 25-75%-Bereich, horizontale Linie im Boxplot: Median, Fehlerbalken zeigen Minimum bzw. Maximum, abgesehen von Ausreißern (Kreis).

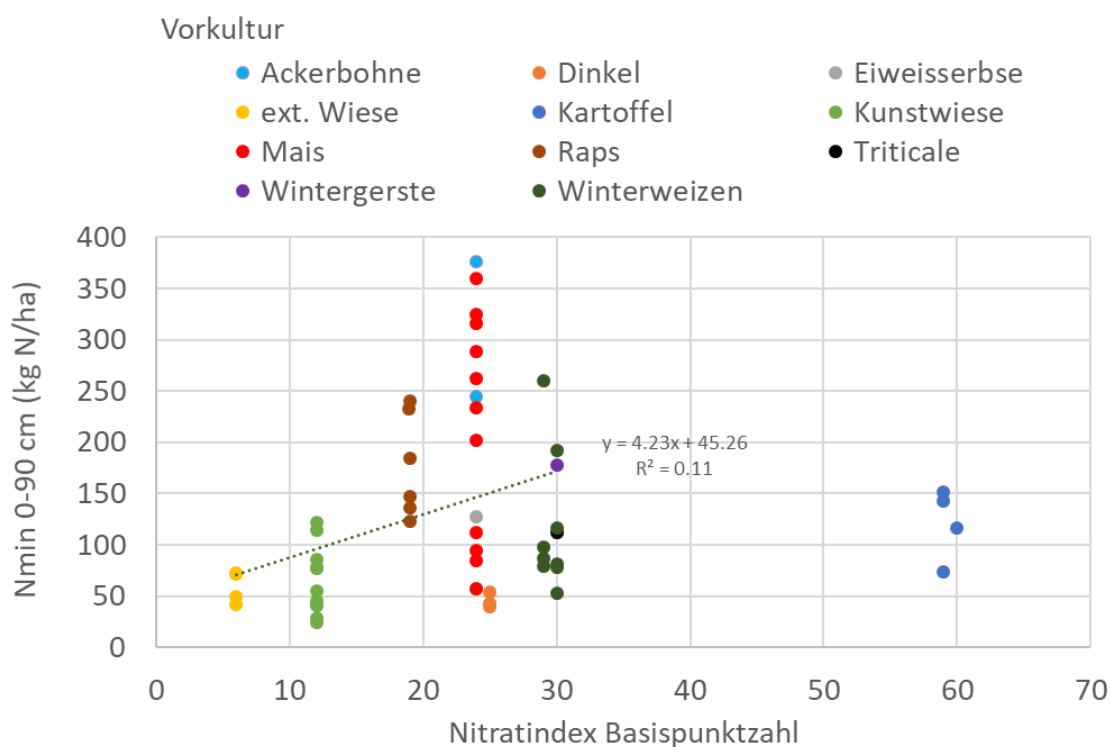


Abbildung 63: Gemessene N_{min} -Herbstvorräte im Gäu (n=54) in Abhängigkeit von der Basispunktzahl gemäss Nitratindex. Bezeichnung der Datenpunkte nach Vorkultur.

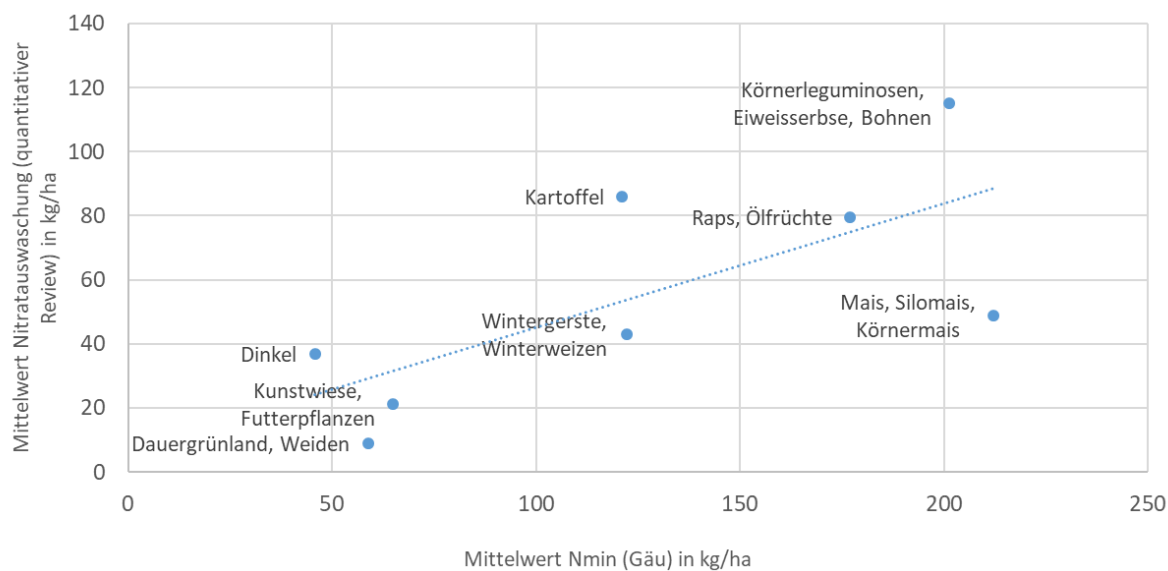


Abbildung 64: Mittlere im Gäu gemessene N_{min} -Herbstvorräte nach Vorkultur (Abbildung 60) vs. Mittelwert Nitratauswaschung gemäss quantitativem Review (Abbildung 59)

6. Diskussion

In der Region Gäu-Olten darf bei einer Grundwasserneubildungsrate von 400 mm/Jahr die jährliche Nitratauswaschung maximal 36 kg N/ha betragen, um das Qualitätsziel von 25 mg Nitrat/l im Grundwasser zu gewährleisten. Im regionalen Nitratprojekt wird der sogenannte **Nitratindex** benutzt, um das Auswaschungspotential von Nitrat aus landwirtschaftlich genutzten Flächen anhand der Faktoren Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Saatzeitpunkt im Herbst sowie Winterbedeckung zu bewerten. Die Düngung wurde dagegen im Punktesystem nicht explizit berücksichtigt, weil eine bedarfs- und zeitgerechte Düngung vorausgesetzt wurde. Dies ist aus mehreren Gründen erstaunlich. Einerseits wurde schon bei der Entwicklung des Nitratindex von den Landwirten angemahnt, «dass der Fruchtfolge eine zu hohe Bedeutung beigemessen würde und weitere Faktoren wie Bodenbearbeitung, Art und Einsatz der Dünger sowie Bodeneigenschaften ebenfalls berücksichtigt werden müssten» (Heim, 2000). Andererseits 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 Fruchtfolgemaassnahmen nur halb so oft genannt wurden (Abbildung 8).

Um ein umfassendes Bild über den aktuellen Kenntnisstand zu möglichen Massnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung im Ackerbau zu gewinnen, wurden in dieser Studie 54 Übersichtsartikel und Metaanalysen ausgewertet, von denen jede einzelne wiederum bis zu 217 Studien analysierte. Dabei zeigte sich in mehreren Studien, dass der **N-Überschuss** ein **guter Indikator für N-Verluste** ist und somit im Gäu reduziert werden müsste, um das Qualitätsziel für Nitrat im Grundwasser mittelfristig zu erreichen. Die im Vergleich zu verschiedenen Regionen in Deutschland sehr hohen $N_{\min}$ -Herbstvorräte im Gäu, auch unter extensiver Wiese (Abbildung 62), weisen darauf hin, dass es auf den vorherrschenden schweren Böden bei entsprechenden Winterniederschlägen eine relativ **hohe unvermeidbare Auswaschung** gibt. Langfristig muss diese unvermeidbare N-Auswaschung durch die Düngung wieder ersetzt werden, so dass ein N-Überschuss in Höhe der unvermeidbaren Auswaschung akzeptabel bleibt, auch wenn es wichtig ist, die N-Fracht möglichst stark zu verringern (Knoblauch, 2018). Die N-Düngungsmenge darf daher nicht auf eine optimale Ertragserwartung abzielen, sondern muss etwas darunter bleiben (Kirchmann and Bergström, 2001). Eine auf den Standort, die aktuellen Witterungsbedingungen und das Ertragspotential mengenmässig und zeitlich angepasste Düngung verringert den N-Überschuss und kann so die Nitratauswaschung deutlich verringern. Für einen solchen wissenschaftsbasierten Ansatz und eine **dynamische Düngungsplanung** müssen die Landwirte unterstützt werden, z.B. durch software-basierte Hilfsmittel (Morris et al., 2018).

Erst nach einer deutlichen Begrenzung der N-Überschüsse könnte man die **Umsetzung weiterer Massnahmen** dann möglicherweise analog zum jetzigen Nitratindex mit faktoriellen Korrekturen bewerten, die auf Wirkungsgraden beruhen könnten, die sich aus der Literatur ableiten lassen (Tabelle 9).

So können beispielsweise **neuartige Mineraldünger** mit verzögerter N-Freisetzung (Timilsena et al., 2015; Zhang et al., 2019) oder allenfalls auch sogenannte «Dünger-Briketts» (Adu-Gyamfi et al., 2019) einen gewissen Beitrag zur Verringerung der Nitratauswaschung aus Düngern leisten (etwa 20% Reduktion). 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. Für platzierte oder auf mehrere Gaben aufgeteilte Düngung gilt ebenfalls, dass sie mit einem tieferen N-Düngungsniveau einhergehen sollte.

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). Temporäres Grasland dagegen verursacht in Folge des Umbruchs für den Anbau von Ackerkulturen hohe Nitratauswaschung, so dass im **Management der Kunstwiesen** ein wichtiger Ansatzpunkt für Massnahmen innerhalb der Fruchtfolge ist. 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, den Zeitpunkt des Umbruchs, die Düngungsintensität der Kunstwiese sowie die Kulturabfolge im ersten Jahr und insbesondere im ersten Winter nach dem Umbruch zu optimieren. Die Bedeutung der **Artenzusammensetzung** einer Kunstwiese, insbesondere das Vorhandensein von Kräutern und besonders tiefwurzelnenden 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 Kunstwiesenumbbruch zu verringern.

Für die Nitratauswaschung nach dem Umbruch 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 Kunstwiesenumbbruch exponentiell mit der N-Bilanz ansteigt (Abbildung 14). Es sollte daher geprüft werden, wie sehr das Unterlassen der Düngung einer Kunstwiese im letzten Jahr vor dem Umbruch die Nitratauswaschung verringern könnte. Eine solche Massnahme könnte dann entsprechend in einem Punktesystem honoriert werden und bedeutet wahrscheinlich eine eher geringe Abnahme der Futterproduktion.

Ein **Kunstwiesenumbbruch** im Frühjahr ist einem Umbruch im Herbst wahrscheinlich vorzuziehen (Velthof et al., 2010). 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). 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). 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). In der Schweiz wurde bereits vor über 20 Jahren ein möglicher Ersatz von Silomais durch Kunstwiese bzw. Körnermais durch andere Futtergetreide als wichtige Einsparungsmassnahme in Bezug auf Nährstoffverluste angesehen (Prasuhn et al., 1997).

Anders als 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). Bei der **Bewertung des Saatzeitpunktes** im Nitratindex gibt es sicher Verbesserungsmöglichkeiten, da die maximale Stickstoffaufnahme nicht für jede Pflanzenart deutlich vom Saatzeitpunkt abhängt. Im Gäu ist der Anbau von Zwischenfrüchten deshalb schwierig, weil für die Aussaat der nachfolgenden Sommerung die Böden im Frühjahr häufig zu feucht sind.

Die **Bewertung der Kulturkombinationen (Vor-/Hauptkultur) im Nitratindex** weist einen deutlichen Bezug zur Nitratmatrix auf, die von Agroscope für Modiffus verwendet wird (Abbildung 7). Die Basispunktzahl aus dem Nitratindex passte mit Ausnahme von Kartoffeln (Basispunktzahl zu hoch) auch etwa zur Abfolge der im Gäu gemessenen $N_{\min}$ -Vorräte, wobei Ackerbohne, Mais und Raps durch die Basispunktzahl teilweise unterbewertet waren (Abbildung 63). In der internationalen Literatur gibt es keinen vergleichbaren Datensatz mit Kombinationen von Vor- und Hauptkultur, und auch zur Nitratauswaschung unter verschiedenen Ackerkulturen wurde keine umfassende Auswertung gefunden. Unsere Auswertung verschiedener Literaturquellen ergab eine **Abfolge des Nitratauswaschungspotentials der Kulturen** (Abbildung 59), die etwa **mit den gemessenen $N_{\min}$ -Herbstvorräten im Gäu korrelierte** (Abbildung 64), wobei manche Kulturen wie (Zucker-)Rüben in der $N_{\min}$ -Beprobung fehlten. Insbesondere die Abweichung beim Mais mit höheren gemessenen $N_{\min}$ -Vorräten, als aufgrund der Literatur zu erwarten gewesen wäre, verdeutlicht aber, dass die Werte immer auch von den aktuellen klimatischen Bedingungen sowie der Fruchtfolge insgesamt abhängen, im Fall von Mais im Gäu also fast immer durch den vorherigen Kunstwiesenumbruch geprägt sind. Zudem sind kulturspezifische Werte nicht von der N-Düngung und der N-Bilanz zu trennen. Insofern muss überlegt werden, ob eine Bewertung der Kulturkombinationen noch sinnvoll ist, wenn die N-Düngung bzw. die N-Bilanz direkt in die Beurteilung des Nitratauswaschungspotentials einfließen.

Während die Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungsweisen auf die Nitratauswaschung widersprüchlich sind und der aktuelle Faktor 1.1 für **Pflugeinsatz** im Nitratindex daher beibehalten werden sollte (Tabelle 9), zeigt eine aktuelle Metaanalyse eine deutliche **Verringerung der flächenbezogenen Nitratauswaschung** durch den **Biolandbau** (Sanders and Hess, 2019). Bio-Ackerbau könnte daher mit einem Faktor von 0.8 bewertet werden, die Punktzahl einer Fruchtfolge also nach unten korrigieren. Da die Erträge im Biolandbau aber tiefer sind, würde diese Massnahme zu einer teilweisen Externalisierung der Umweltwirkung führen.

Tabelle 9: Wirkungsgrade der Massnahmen gemäss Metaanalysen und mögliche faktorielle Umsetzung in einem Punktesystem

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	Einsatz könnte belohnt werden
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

7. Schlussfolgerungen

Im Nitratindex ist die N-Düngung nicht explizit enthalten. Da der N-Überschuss, der sich aus einer Bilanzierung ergibt, der beste Indikator für N-Verluste in die Umwelt ist, sollten strukturelle N-Überschüsse im Gäu prioritär reduziert werden. Erst danach könnten weitere Düngungsmassnahmen, Fruchtfolgen und weitere Faktoren wie Saatzeitpunkt, Anbausystem und Bodenbearbeitung analog zum jetzigen Nitratindex in einem Punktesystem umgesetzt werden.

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.
- Adu-Gyamfi, R., Agyin-Birikorang, S., Tindjina, I., Manu, Y., Singh, U., 2019. Minimizing nutrient leaching from maize production systems in northern Ghana with one-time application of multi-nutrient fertilizer briquettes. *Sci Total Environ* 694, 133667.
- Agridea, 2017. Gewässerschutz und produktiver Ackerbau durch Low Input Systeme und Agroforst im Einklang.
- BAFU, 2019. Zustand und Entwicklung Grundwasser Schweiz - Ergebnisse der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA, Stand 2016 Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1901: 138 S.
- 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. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 182, 694-700.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2019. Landwirtschaft und Grundwasserschutz in den Gebieten Hohenthann, Pfeffenhausen und Rottenburg an der Laaber - Abschlussbericht Projektphase 1 (2014-2018).
- 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.
- 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. *Agronomy Journal* 110, 1633-1647.
- Blanco-Canqui, H., 2019. Biochar and Water Quality. *J Environ Qual* 48, 2-15.
- Blanco - Canqui, H., 2020. Does biochar improve all soil ecosystem services? *GCB Bioenergy* 13, 291-304.
- Bohner, A., 2007. Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem.

- 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.
- 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.
- 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 Research* 52, 621-636.
- Carey, P.L., Cameron, K.C., Di, H.J., Edwards, G.R., Chapman, D.F., 2016. Sowing a winter catch crop can reduce nitrate leaching losses from winter - applied urine under simulated forage grazing: a lysimeter study. *Soil Use and Management* 32, 329-337.
- Chapman, D., Pinxterhuis, I., Ledgard, S., Parsons, T., 2020. White clover or nitrogen fertiliser for dairying under nitrate leaching limits? *Animal Production Science* 60, 78.
- 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.
- 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.
- Decrem, M., Spiess, E., Richner, W., Herzog, F., 2007. Impact of Swiss agricultural policies on nitrate leaching from arable land. *Agronomy for Sustainable Development* 27, 243-253.
- 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. *Journal of Soils and Sediments* 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.
- 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 Science Society of America Journal* 81, 1191-1202.
- Eder, A., Bloschl, 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. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 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.
- 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.
- Finck, M., Reinsch, M., Hartwig, H., 2014. Welchen Beitrag leistet der Ökolandbau zur Verringerung der Nitrat-Auswaschung? *Landinfo* 1, 12-15.
- 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. *Environmental Science & Policy* 63, 76-90.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mader, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109, 18226-18231.

- Goulding, K., 2000. Nitrate leaching from arable and horticultural land. *Soil Use and Management* 16, 145-151.
- 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.
- Heim, P., 2000. Umsetzung einer grundwasserverträglichen und nachhaltigen Landbewirtschaftung im Gäu Kt. Solothurn / Nitratindex SHL. Semesterarbeit 4. Semester, Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft, Zollikofen.
- 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. *Environmental Science & Policy* 11, 655-668.
- Kay, P., Edwards, A.C., Foulger, M., 2009. A review of the efficacy of contemporary agricultural stewardship measures for ameliorating water pollution problems of key concern to the UK water industry. *Agricultural Systems* 99, 67-75.
- Kesser, V., Hartmann, D., 2013. Grundlagenammlung Projekte nach Artikel 62a GSchG Nitratprojekte. BAFU - AG Nitrat.
- Kirchmann, H., Bergström, L., 2001. Do Organic Farming Practices Reduce Nitrate Leaching? *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 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, Irnding, 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. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 105, 1-23.
- Liu, Q., Zhang, Y., Liu, B., Amonette, J.E., Lin, Z., Liu, G., Ambus, P., Xie, Z., 2018. How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis. *Plant and Soil* 426, 211-225.

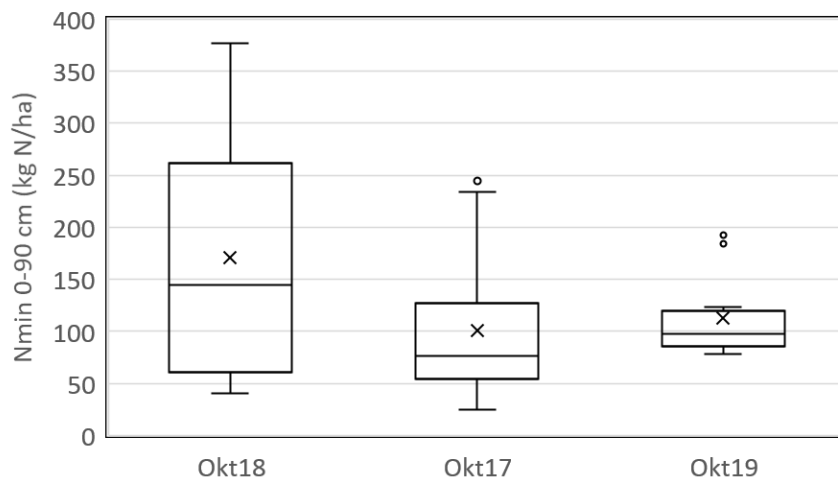
- Liu, X.M., Mang, X.Y., Zhang, M.H., 2008. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. *Journal of Environmental Quality* 37, 1667-1674.
- Lori, M., Symnaczik, S., Mäder, P., De Deyn, G., Gattinger, A., 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity – A meta-analysis and meta-regression. *PLoS One* 12, e0180442.
- Mayer, P.M., Reynolds, S.K., McCutchen, M.D., Canfield, T.J., 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality* 36, 1172-1180.
- 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.
- 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. *Agronomy Journal* 110, 1-37.
- Murer, E., 2017. Nitrataustrag eines intensiv genutzten Grünlands im Alpenvorland. 17. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, 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.
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20, 3-16.
- 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.
- 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.
- 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., Koppe 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.
- 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.
- 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.
- Sieling, K., Kage, H., 2010. Efficient N management using winter oilseed rape. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 271-279.
- 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.
- 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., 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.
- 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

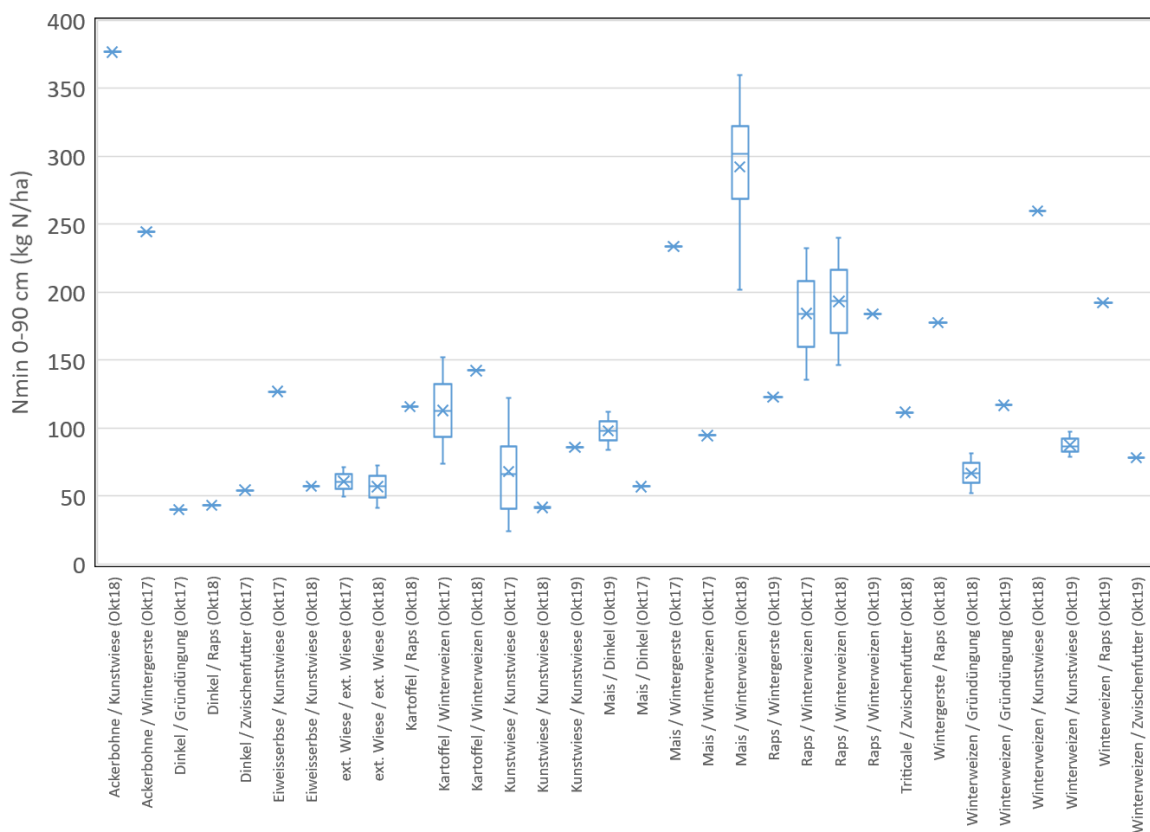
- Nitratauswaschung anhand von Lysimeteruntersuchungen. 16. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 51-56.
- Teixeira, E.I., Johnstone, P., Chakwizira, E., Ruiter, J.d., Malcolm, B., Shaw, N., Zyskowski, R., Khaembah, E., Sharp, J., Meenken, E., Fraser, P., Thomas, S., Brown, H., Curtin, D., 2016. Sources of variability in the effectiveness of winter cover crops for mitigating N leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 220, 226-235.
- 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. *Journal of Environmental Quality* 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.
- Thorup-Kristensen, K., Rasmussen, C.R., 2015. Identifying new deep-rooted plant species suitable as undersown nitrogen catch crops. *Journal of Soil and Water Conservation* 70, 399-409.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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., Dolfing, 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. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 86, 401-412.
- Velthof, G.L., Lesschen, J.P., Webb, J., Pietrzak, S., Miatkowski, Z., Pinto, M., Kros, J., Oenema, O., 2014. The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000-2008. *Science of the Total Environment* 468, 1225-1233.
- Vetsch, A., 2000. Nitratindex. Dokumentation zum "Einschätzungssystem der landwirtschaftlichen Beirrschaftung bezüglich der Gefährdung von Nitratauswaschung ins Grundwasser". p. 22.

- Vibart, R.E., Vogeler, I., Dodd, M., Koolgaard, J., 2016. Simple versus Diverse Temperate Pastures: Aspects of Soil-Plant-Animal Interrelationships Central to Nitrogen Leaching Losses. *Agronomy Journal* 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.
- Waloszcyk, K., 1995. Einfluss von Lufttemperatur und Bestandesdichte auf das Wachstum von Winterweizen von Aufgang bis Vegetationsbeginn im Frühjahr. *Archives of Agronomy and Soil Science* 39, 379-387.
- Wang, L., Butcher, A.S., Stuart, M.E., Gooddy, D.C., Bloomfield, J.P., 2013. The nitrate time bomb: a numerical way to investigate nitrate storage and lag time in the unsaturated zone. *Environ Geochem Health* 35, 667-681.
- 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.
- Wick, K., Heumesser, C., Schmid, E., 2012. Groundwater nitrate contamination: Factors and indicators. *Journal of Environmental Management* 111, 178-186.
- 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.
- Ying, H., Xue, Y., Yan, K., Wang, Y., Yin, Y., Liu, Z., Zhang, Q., Tian, X., Li, Z., Liu, Y., Cui, Z., 2020. Safeguarding Food Supply and Groundwater Safety for Maize Production in China. *Environ Sci Technol* 54, 9939-9948.
- 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. *Journal of Environmental Quality* 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 and Soil* 374, 977-991.

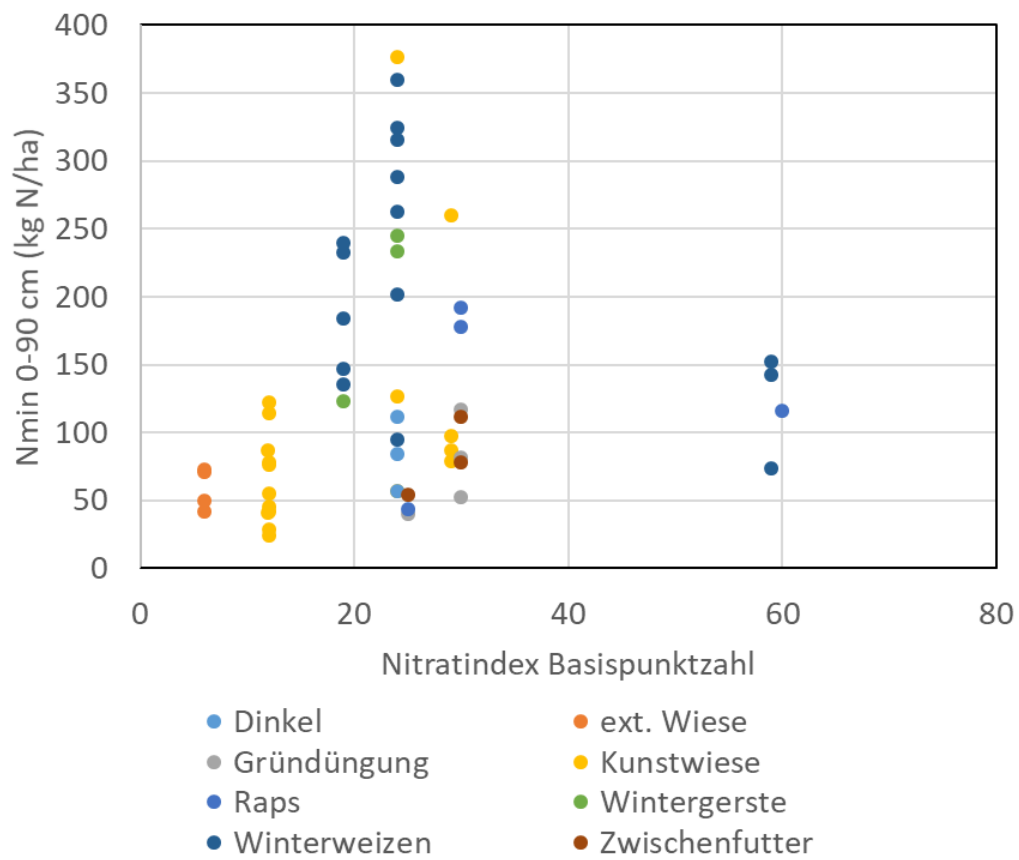
9. Anhang



Anhang 1: Vorrat an mineralischem N im Oktober 2017, 2018 und 2019 auf 54 Ackerflächen im Gäu, geordnet nach Jahr. X = Mittelwert (bzw. Einzelwert), Boxplots: Rahmen zeigt 25-75%-Bereich, horizontale Linie im Boxplot: Median, Fehlerbalken zeigen Minimum bzw. Maximum.



Anhang 2: Vorrat an mineralischem N im Oktober 2017, 2018 und 2019 auf 54 Ackerflächen im Gäu, geordnet nach Vorkultur und Jahr. X = Mittelwert (bzw. Einzelwert), Boxplots: Rahmen zeigt 25-75%-Bereich, horizontale Linie im Boxplot: Median, Fehlerbalken zeigen Minimum bzw. Maximum.



Anhang 3: Gemessene N_{min} -Herbstvorräte im Gäu ($n=54$) in Abhängigkeit von der Basispunktzahl gemäss Nitratindex. Bezeichnung der Datenpunkte nach Hauptkultur.

Anhang 4: Ausführlicher Massnahmenkatalog, basierend auf den 6 Hauptberichten (Tabelle 6) 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	Clevering	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				

		Tiefwurzelnde 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						
		Streifenfrässaat Mais	x						
		Mulchsaat 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 Saat von Winterweizen				x			
		Maisengsaat zur Erhöhung der Stickstoffausnutzung			x				
		Grünlanderneuerung ohne Umbruch			x				
Düngung	Ausbringungs	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		

Düngemenge	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		
	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 5: 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 (Abbildung 12)	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 (Abbildung 13).	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 (Abbildung 14).	Metaanalyse (40 Studien, davon 12 mit Nitratmessung), Kunstwiesen (2-9 Jahre) in Finnland, Norwegen und Schweden	N/A
	Agroforstsysteme	(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 (Abbildung 15); Breite sollte 10 m betragen (Abbildung 16), 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	Review	Bio 1.0

			konventionellen und 11% Steigung im biologischen Anbau.		
		(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 (Abbildung 2).	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	Metaanalyse (30 Studien, 90 Paarvergleiche)	Bio 0.7

			mit Modellierung und Ökosystemanalyse im Mittel 41% tiefere N-Auswaschung.		
Fruchtfolge	Zwischenfrüchte	(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	Zwischenfrucht 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 Nitratauswaschung um 35% (26 kg N ha ⁻¹ Jahr ⁻¹), Ertragseinbusse nicht-signifikant (3%) (Abbildung 28)	Metaanalyse (35 Studien), Untersaaten in Sommergetreide in Dänemark, Schweden, Norwegen, Finnland	Untersaat 0.5
	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 <i>et al.</i> , 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 Studien) von Drainagestudien in den USA	Reduziert 0.6-1.0 Pfluglos 0.4-0.6
		(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
Saatzeitpunkt	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% (Abbildung 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 (Abbildung 45)	Metaanalyse (12 Studien), Lysimeter-	N/A

				versuche unter Klee gras in Neuseeland	
		(Zhao <i>et al.</i> , 2016)	Ertragsbezogene N-Auswaschungsverluste steigen exponentiell mit dem N-Überschuss an (Abbildung 33). 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 (Abbildung 32).	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 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.	Metaanalyse von Studien mit ¹⁵ N-markierten Düngern (217 Studien) in Körnermais-, Soja- und Getreideanbau in gemässigten Breiten	Herbst-düngung 1.3 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 (Abbildung 38).	Metaanalyse (25 Studien), Maisanbau USA	Düngeraus-bringung 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 Studien, Paarvergleiche)	(17 36	CRU 0.75
	Anaerobe Vergärung	(Nkoa, 2014)	Anaerob vergorene Dünger (Biogasgülle und flüssiges Gärgut) haben mindestens dasselbe Nitratauswaschungspotential wie herkömmliche Gülle.	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 (Abbildung 45)	Metaanalyse Studien, Lysimeterversuche unter Klee gras in Neuseeland	(6	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% (Abbildung 46)	Metaanalyse (62 Studien), Ackerbau und Grasland	0.5
		(Yang <i>et al.</i> , 2016)	DCD und DMPP verringern Nitratauswaschung um etwa 60% (Abbildung 47)	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> , 2018)	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	Metaanalyse (88 Studien) zu Pflanzenkohle	Pflanzenkohle 0.75

			Studien, die länger als 30 Tage dauerten (Abbildung 48, Abbildung 49)		
		(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 Boden- bedeckung mit Strohmulch oder Plastikfolie um 20-60% gesteigert (Abbildung 50).	Metaanalyse (74 Studien) zu Mulch in Mais und Weizen	Strohmulch 0.8

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 und Rainer Hug
- 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
- Das Gutachterbüro TerrAquat für die Daten und Rückmeldung zum Bericht
- Florian Hediger und Tamas Mengesha für Literatursuche und Erstellung von Grafiken