



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Agroscope

A. Uebersax *et al.* | 30. Juni 2017 | überarbeitet 28. August 2017

Bericht | Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Fachliche Überprüfung der im Gewässer- schutzgesetz festgelegten Limitierung der Düngerausbringung pro Hektare Nutzfläche

Auftraggeber:

Bundesamt für Umwelt BAFU, 3003 Bern

Auftragnehmer:

Agroscope

Forschungsbereich Produktionssysteme Tiere und Tiergesundheit & Forschungsbereich Agrarökologie und Umwelt, Reckenholzstrasse 191, 8046 Zürich

Unterauftragnehmer:

Agrofutura AG

Schöngrund 26, 6343 Rotkreuz

Autoren:

A. Uebersax¹, S. Jenni¹, B. Koch¹, W. Richner² und O. Huguenin-Elie²

¹ Agrofutura AG

² Agroscope

Diese Studie wurde im Auftrag des BAFU verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	7
1 Auftrag, Fragestellungen, Grundlagen, Vorgehen	10
1.1 Gesetzliche Limitierung der Düngung.....	10
1.2 Berechnung der DGVE eines Betriebs in der Praxis.....	12
1.3 Nährstoffbedarf der Kulturen und Deckung mit Hofdüngern.....	12
1.4 Vorgehen für die Literaturstudie	17
2 Anteil Betriebe mit Limitierung der Tierhaltung durch das Gewässerschutzgesetz	18
2.1 Betriebe ohne Beteiligung am ÖLN-Programm des Bundes	18
2.2 Ausgeglichene „Suisse-Bilanz“ trotz mehr als 3 DGVE pro ha.....	20
3 Auswirkungen der organischen N-Düngermenge auf die Nitratauswaschung	22
3.1 Kurzfristiger Zusammenhang zwischen organischer N-Düngermenge und Nitratauswaschung.....	22
3.1.1 Generelle Einflussfaktoren auf die Nitratauswaschung	22
3.1.2 Einfluss des Bodens und der Niederschläge auf die Nitratauswaschung	22
3.1.3 Nitratauswaschung bei organischer im Vergleich zu mineralischer Düngung	25
3.1.4 Nitratauswaschung in Abhängigkeit der organischen N-Düngermenge unter Grasland	26
3.1.5 Nitratauswaschung unter Ackerland in Abhängigkeit der organischen N- Düngermenge.....	29
3.1.6 Einfluss des Hofdüngermanagements auf die Nitratauswaschung.....	30
3.2 Stickstoffverluste in die Oberflächengewässer bei einer jährlichen organischen Düngung von 3 DGVE pro ha	31
3.2.1 N-Verluste in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung.....	31
3.3 Effekt des ausgebrachten Flüssigkeitsvolumens und der Standorteigenschaften auf das Nährstoffverlustrisiko	32
3.4 Langfristiger Effekt der organischen Düngung auf den Aufbau des organischen Stickstoffgehalts im Boden	33
3.4.1 Ackerbau	33
3.4.2 Grasland.....	35
4 Auswirkungen der organischen Düngermenge auf die Phosphorverluste in die Gewässer	39
4.1 Input-Output-Phosphorbilanzen auf Parzellenebene bei einer jährlichen organischen Düngung von 3 DGVE pro ha	39
4.2 Zusammenhang zwischen Menge an ausgebrachter Gülle und niederschlagsbedingtem Phosphorabtrag mit dem Sickerwasser und durch Oberflächenabfluss	40
4.2.1 Eintragspfade von Phosphor in die Gewässer	40
4.2.2 Abschwemmung von Boden-P in die Gewässer	41

4.2.3	Direkte Abschwemmung von Hofdünger-P in die Gewässer	42
4.2.4	Auswaschung von Hofdünger-P in die Gewässer	44
4.2.5	Bedeutung kleinräumiger Strukturen und des Gewässeranschlusses für den P-Austrag	45
4.3	Phosphorverluste in die Gewässer bei einer jährlichen organischen Düngung pro ha von 3 DGVE	45
5	Schlussfolgerungen bezüglich der im Gewässerschutzgesetz festgelegten Limitierung der Düngerausbringung pro ha Nutzfläche	47
6	Literatur	49

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Gründigkeit und Skelettgehalt des Bodens in der Schweiz.	24
Abbildung 2:	Nitratkonzentration im Grundwasser und Ackeranteil im Jahr 2013.	24
Abbildung 3:	Diffuse Stickstoffeinträge in die Gewässer.	25
Abbildung 4:	Kumulierte N-Verluste durch Auswaschung nach mineralischer und organischer Düngung in einem langjährigen Lysimeterversuch.	26
Abbildung 5:	Einfluss der N-Düngung bzw. der Beweidung auf die N-Verluste durch Auswaschung.	27
Abbildung 6:	Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer im Wassereinzugsgebiet des Greifensees, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Eintragspfaden.	31
Abbildung 7:	Entwicklung des Gehalts an organischem Kohlenstoff während 150 Jahren in einem Ackerbauversuch im Rothamsted (UK).	35
Abbildung 8:	Stickstoffentzug durch einen Graslandbestand in Abhängigkeit von der gedüngten N-Menge (N_{ges}) am Anfang des Langzeitversuch Hillsborough (UK) und 38 Jahre später.	36
Abbildung 9:	Entwicklung des Ertragsunterschieds zwischen mit Mist und mit Mineraldünger gedüngten Verfahren für den Zeitraum 1976 bis 2015 im Langzeitversuch „Palace Leas Hay Meadow“ (UK).	37
Abbildung 10:	Effekt einer zunehmenden Düngung mit Rinder- oder Schweinegülle auf die N-Akkumulierungsrate im Boden im Grasland-Langzeitversuch Hillsborough (UK).	37
Abbildung 11:	Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer im Einzugsgebiet des Greifensees, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden.	41
Abbildung 12:	P-Verluste durch Abschwemmung aus Hofdüngerfeststoffen auf Ackerflächen in Herefordshire (UK) im Durchschnitt von vier Untersuchungsjahren.	43

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Heutige Vollzugspraxis bezüglich der Umsetzung von GSchG und GSchV	14
Tabelle 2a:	Nährstoffbedarf der Kulturen gemäss GRUD 2017 und Bedarfsdeckungsgrad durch P und N aus Hofdüngern von 3 DGVE/ha in Abhängigkeit des N-Ausnutzungsgrades.	15
Tabelle 2b:	Anzahl DGVE/ha in Abhängigkeit der Höhenlage, die eine 100%-Deckung des Nährstoffbedarfs von intensiv bewirtschafteten Wiesen auf Parzellenebene gemäss GRUD 2017 entsprechen würde.	15

Tabelle 3: Übersicht Betriebe mit Tierhaltung.....	18
Tabelle 4: Übersicht der schweizerischen Tierhaltungsbetriebe nach Bewirtschaftungsform 2015.	19
Tabelle 5: Aufteilung der schweizerischen Tierhaltungsbetriebe nach Tierdichtenklassen für die Bewirtschaftungsformen ÖLN (ohne Bio), Bio oder ohne Beteiligung am ÖLN-Programm im Jahr 2015.	19
Tabelle 6: Effekt der Bodenart und der Bodendurchlässigkeit auf die Nitratauswaschung unter beweideten Raigrasbeständen und N-Gaben von rund 250 kg N _{verf} pro ha und Jahr zusätzlich zu den Ausscheidungen der Tiere.	22
Tabelle 7: Einfluss der jährlichen Düngung mit mineralischem Stickstoff auf das N- Auswaschungsrisiko auf Weiden.	28
Tabelle 8: N-Auswaschung unter verschiedenen Fruchtfolgen in der Bretagne bei Winterniederschlägen von über 400 mm.	29
Tabelle 9: Maximale Einzelgaben an flüssigen Düngern in Abhängigkeit der Belastbarkeit des Standorts und resultierende minimale Anzahl Gaben pro Jahr für eine totale Gülleausbringung von 130 m ³	32
Tabelle 9: Ergebnisse aus Langzeitversuchen im Ackerbau zur zeitlichen Veränderung der N- und C-Gehalte des Bodens.	33

Abkürzungsverzeichnis

AP 14-17	Agrarpolitik 2014-2017 des Bundes
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BFF	Biodiversitätsförderflächen
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
DF	Düngbare Fläche
DGVE	Düngergrossvieheinheit (gemäss Art. 23, Gewässerschutzverordnung)
dt	Dezitonne
DZV	Direktzahlungsverordnung
EZG	Einzugsgebiet
GRUD	Grundlagen für die Düngung
GSchG	Gewässerschutzgesetz
GSchV	Gewässerschutzverordnung
GVE	Grossvieheinheiten (gemäss Art. 27, Landwirtschaftliche Begriffsverordnung, 910.91)
ha	Hektare
INRA	Institut national de la recherche agronomique
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
N	Stickstoff
N _{ges}	Gesamter Stickstoff (vom Nutztier ausgeschiedener Stickstoff nach Abzug der kaum vermeidbaren Verluste im Stall und bei der Hofdüngerlagerung)
NPr-Futter	Stickstoff- und phosphorreduziertes Futter
N _{tot}	Totaler Stickstoff (vom Nutztier ausgeschiedener Stickstoff, ohne Abzug für Verluste)
N _{verf}	Pflanzenverfügbarer Stickstoff
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
OS	Organische Substanz
P	Phosphor
TS	Trockensubstanz

Zusammenfassung

Das BAFU will die im Bundesgesetz über den Schutz von Gewässern (Gewässerschutzgesetz, GSchG; SR 814.20) festgelegte Limitierung der Düngerausbringung pro Hektare Nutzfläche fachlich überprüfen und hat dafür eine Literaturstudie finanziert. Das GSchG legt fest, dass auf Betrieben mit Nutztierhaltung auf 1 ha Nutzfläche der Dünger von höchstens drei Düngergrossvieheinheiten (DGVE) ausgebracht werden darf. Diese Obergrenze muss nach GSchG herabgesetzt werden, wenn die Standortbedingungen es erfordern. Die Gewässerschutzverordnung (GSchV; SR 814.201) definiert den Stickstoff- und Phosphoranfall einer DGVE als 105 kg totalen Stickstoff (N_{tot}) und 15 kg Phosphor (P) pro Jahr. Dazu verlangen das GSchG von Betrieben mit Nutztierhaltung sowie die Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV; SR 910.13) von Betrieben mit Direktzahlungen im Rahmen des ÖLN eine ausgeglichene Nährstoffbilanz. Das Vollzugsinstrument für die Berechnung dieser Nährstoffbilanz wird „Suisse-Bilanz“ genannt. Die durchgeführte Literaturstudie führte zu den folgenden Schlussfolgerungen:

Nährstoffbedarf der Kulturen und Deckung mit Hofdüngern: Der mögliche Deckungsgrad des Nährstoffbedarfs der Kulturen mit der Nährstoffmenge von 3 DGVE/ha hängt vom Ausnutzungsgrad des ausgeschiedenen Stickstoffs (N) ab. Dieser ist von der Tierkategorie (beziehungsweise dem Anteil an unvermeidbaren N-Verlusten), dem Hofdüngersystem (vorwiegend Gülle oder Vollmist) und dem Anteil an offener Ackerfläche abhängig. Bei guter Ausnutzung des ausgeschiedenen Stickstoffs kann der N-Bedarf fast aller Futter- und Ackerkulturen mit Hofdüngern von 3 DGVE/ha gedeckt werden. Für Betriebe mit dem Anfall von nur oder teilweise Vollmist, mit mehrheitlich Schweinen und einem sehr hohen Anteil an offener Ackerfläche oder mit mehrheitlich Geflügel ist dies nicht der Fall. Auf genügend mit P versorgten Böden deckt eine Düngung mit Hofdüngern von 3 DGVE/ha den P-Bedarf aller Ackerbau- und Futterbaukulturen, ausser bei Futterrüben, Mais, sowie Wiesen mit einem Ertrag von mehr als 125 dt TS pro ha und Jahr.

Betriebe mit Limitierung der Nährstoffausbringung ausschliesslich durch das GSchG: In der Schweiz gab es 2015 2'073 Tierhaltungsbetriebe mit insgesamt 50'738 GVE, welche sich nicht am ÖLN-Programm des Bundes beteiligten. Diese Betriebe bewirtschafteten nur 1 % der von den Tierhaltungsbetrieben bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzfläche. Die Flächenintensität dieser Betriebe war mit durchschnittlich 6.1 GVE pro ha LN rund 4.5 Mal höher als die durchschnittliche Flächenintensität von ÖLN-Betrieben. Der grösste Teil dieser Betriebe muss aufgrund privatrechtlicher Marken- und Labelvorgaben (z. B. QM Schweizer Fleisch, IP-Suisse) trotzdem eine ausgeglichene „Suisse-Bilanz“ vorweisen. Daraus kann abgeleitet werden, dass heute nur für einen sehr kleinen Teil der Betriebe (schätzungsweise weniger als 20) die Nährstoffausbringung auf die landwirtschaftliche Nutzfläche ausschliesslich durch die Gewässerschutzgesetzgebung limitiert wird.

Ausgeglichene „Suisse-Bilanz“ trotz mehr als 3 DGVE pro ha: Nur intensiv bewirtschaftete Graslandbetriebe oder Mais-Graslandbetriebe an klimatisch sehr günstigen Lagen im Talgebiet können bei Tierbesätzen leicht über 3 DGVE pro ha DF und ohne Hofdüngerabgabe potenziell ausgeglichene „Suisse-Bilanzen“ ausweisen. In Kantonen mit vergleichsweise hohen Tierdichten haben schätzungsweise 0.5 % der Betriebe ausgeglichene Nährstoffbilanzen bei Tierbelastungen von über 3 DGVE pro ha DF und ohne Hofdüngerabgabe. In der Methode „Suisse-Bilanz“ kann ein Fehlerbereich von 10 % auf Ebene Gesamtbilanz berücksichtigt werden.

Nitratauswaschung bei organischer im Vergleich zu mineralischer Düngung: Eine zeit- und bedarfsgerechte organische N-Düngung von Ackerkulturen und Grasland führt kurzfristig im Vergleich zur mineralischen N-Düngung nicht generell zu höherer Auswaschung. Entscheidend für die N-Verluste sowohl aus organischen wie aus mineralischen Düngern sind v. a. das Wetter und der Bodenzustand bei und nach der Ausbringung (Zeitpunkt der Gabe), sowie die zeitliche und mengenmässige Übereinstimmung der Gabe mit dem Bedarf der Kulturen.

Nitratauswaschung in Abhängigkeit der organischen N-Düngermenge: Unter Grasland ist bei Mähnutzung kurzfristig erst ab N_{verf} -Gaben von 400 kg pro ha und Jahr und bei Weidenutzung bei N_{verf} -Gaben über 200 kg pro ha und Jahr mit exponentiell steigenden Nitratverlusten von über 40 kg N pro ha und Jahr zu rechnen. Solche Gaben entsprechen theoretisch ungefähr der N-Menge von 3.7 (Weidenutzung) bis 7.4 (Mähnutzung) DGVE pro ha. Die Flächen, auf denen die Versuche zu diesen Werten geführt haben, wurden jedoch teilweise mit mineralischem Dünger gedüngt. Bei Ackerkulturen sind hinsichtlich Nitratauswaschung ganz besonders der Zeitpunkt der organischen N-Gabe, die Höhe der Einzelgabe, die Abstimmung der Gabe auf den Bedarf der Kultur sowie die Gestaltung des Überganges zwischen den Kulturen bzw. die Gestaltung der Fruchtfolge relevant.

N-Verluste durch Abschwemmung: Das N-Abschwemmungsrisiko steigt generell mit zunehmender organischer N-Düngung. Die N-Abschwemmung spielt jedoch als Eintragspfad für N in die Gewässer im Vergleich zur N-Auswaschung eine untergeordnete Rolle.

Langfristiger Effekt der organischen Düngung auf den Aufbau des organischen N-Gehalts im Boden: Je nach Düngungsmenge, Hofdüngerform und langfristiger Bewirtschaftungsgeschichte der Parzelle kann der N-Gehalt im Boden bei einer Jahr für Jahr wiederholten Düngung mit Hofdüngern entweder abnehmen (nur im Ackerbau), stabil bleiben oder zunehmen. Zwei Versuche zeigen einen leichten Anstieg des N-Gehalts des Bodens bei einer langfristigen Düngung mit einer Güllemenge von 3 DGVE/ha auf Grasland (nach Umrechnung und Linearinterpolation der publizierten Daten). Weitere Untersuchungen sind erforderlich für die Quantifizierung des langfristigen Effekts regelmäßiger Hofdüngergaben auf den N-Gehalt im Boden, die Verluste an reaktiven N-Verbindungen und die N-Düngewirkung des Hofdüngers unter unterschiedlichen Bedingungen.

Input-Output-Phosphorbilanz auf Parzellenebene: Die P-Düngung beeinflusst den P-Austrag in die Gewässer durch ihren Einfluss auf den P-Gehalt des Bodens. Dieser Einfluss wird durch den langfristigen P-Bilanzsaldo der Parzelle und nicht durch die Höhe einzelnen Düngergaben bestimmt. Die P-Verluste steigen generell mit zunehmenden P-Saldoüberschüssen und damit mit zunehmender P-Versorgung des Bodens. In genügend mit P versorgten Böden liegt die Düngung einer P-Menge von 3 DGVE pro ha nur für Kunstwiesen, Futterrüben, Silo- und Körnermais sowie für intensiv bewirtschaftetes Grasland mit Erträgen von mindestens 125 dt TS pro ha und Jahr nicht über dem P-Bedarf der Kultur.

P-Verluste durch Abschwemmung: Die Abschwemmung kolloidaler oder partikulärer P-haltiger Stoffe ist nach Bodenerosion der zweitwichtigste Austragspfad von P von Landwirtschaftsflächen in die Gewässer. Die Abschwemmung von Hofdünger-P direkt mit Hofdüngerpartikeln steigt mit zunehmenden Hofdünger-P-Gaben, macht jedoch nur einen kleinen Teil der abgeschwemmten P-Fracht aus. Die ersten 10 Tage nach der Hofdünger-Ausbringung sind entscheidend für die direkte Abschwemmung von Hofdünger-P.

Auswaschung von Hofdünger-P: Die P-Auswaschung spielt vor allem auf hoch mit P versorgten, künstlich drainierten Parzellen eine Rolle. Eine ungefähr 3 DGVE/ha entsprechende organische Düngung scheint das Risiko für P-Auswaschung nicht zu erhöhen, so lange die Düngung nicht zu einer Erhöhung des totalen P-Gehalts des Bodens führt. Weitere Untersuchungen wären jedoch für eine abschliessende Beurteilung notwendig.

Die in der Literatur verfügbaren Werte zum Zusammenhang zwischen Düngung und Nährstoffverlusten in die Gewässer liegen stark auseinander. Die Haupteinflussfaktoren auf diesen Zusammenhang sind in der Literatur beschrieben, eine Quantifizierung der Effekte bleibt jedoch mit einer grossen Unsicherheit verbunden. Die Limitierung der Düngung auf die Ausbringung der Dünger von höchstens 3 DGVE/ha nach GSchG liegt innerhalb der Grössenordnung an N-Einträgen, die das Boden-Pflanzen-System, gemäss wissenschaftlicher Literatur, unter den Anbaubedingungen des Schweizer Mittellandes ohne überproportionale Steigerung der N-Verluste in die Gewässer verwerten kann. Die jährliche Düngung einer N-Menge von 3 DGVE (315 kg N_{tot}) entspricht jedoch

je nach Kultur bzw. Fruchtfolge, Produktionspotenzial des Standorts, Hofdüngerart (Vollmist, Vollgülle) und Anteil offener Ackerfläche auf dem Betrieb einer Unter- bis einer Überversorgung der Kulturen. Bezüglich Phosphor liegt die GSchG-Obergrenze zur Hofdüngerausbringung von 3 DGVE/ha nur für Graslandbetriebe mit Graserträgen über 125 dt TS/ha und für Fruchtfolgen mit besonders bedürftigen Kulturen (Futtermühen, Mais, Kunstwiesen) nicht über dem P-Bedarf der Kulturen und kann somit auch nur für solche Situationen langfristig eine P-Akkumulierung im Boden vermeiden. Eine ausgeglichene P-Bilanz im Sinne des GSchG, welche eine Anpassung des Düngungsniveaus an das Produktionspotenzial bedingt, ist deshalb eine wichtige ergänzende Massnahme. Die ÖLN-Richtlinien sorgen mit der „Suisse-Bilanz“ für eine ausgeglichene Nährstoffbilanz für die weit überwiegende Mehrheit der Betriebe (95%), beziehungsweise für 99% der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Die Vielzahl an miteinander interagierenden Faktoren erschwert die Bestimmung der Beziehungen zwischen Nährstoffeinträgen und -verlusten. Der aktuelle Stand der Kenntnisse erlaubt deshalb nicht, genaue Nährstoffeintrags-Verlust-Kurven für unterschiedliche Anbau- und Standortbedingungen zu erstellen.

1 Auftrag, Fragestellungen, Grundlagen, Vorgehen

Agroscope wurde vom BAFU beauftragt, die im Gewässerschutzgesetz festgelegte Limitierung der Düngerausbringung pro Hektare Nutzfläche fachlich zu überprüfen. Agrofutura bearbeitet dabei im Unterauftrag von Agroscope die folgenden Fragestellungen:

- 1) Einschätzung des Anteils an landwirtschaftlichen Betrieben mit Tierhaltung, für welche der Tierbesatz durch das Gewässerschutzgesetz und nicht durch andere begrenzende Bestimmungen wie z. B. die „Suisse-Bilanz“ oder Labelvorgaben limitiert ist.
- 2) Literaturstudie über die Auswirkungen der Höhe der organischen N-Düngung auf die Nitratauswaschung und Verfassen einer Synthese dazu. Dabei sollten folgende Frage behandelt werden:
 - Stand des Wissens über den kurzfristigen Zusammenhang zwischen Menge an organischen N-Düngern und Nitratauswaschung unter unterschiedlichen Standortbedingungen.
 - Stand des Wissens über die Stickstoffverluste in die Oberflächengewässer bei einer jährlichen organischen Düngung von 3 DGVE pro ha (ausgebracht und verteilt während der Vegetationsperiode gemäss guter landwirtschaftlicher Praxis).
- 3) Literaturstudie über die Effekte der Höhe der organischen Düngung auf die Phosphorverluste in die Gewässer und Verfassen einer Synthese dazu. Dabei sollten folgende Aspekte behandelt werden:
 - Input-Output-Phosphorbilanzen auf Parzellenebene bei einer jährlichen organischen Düngung pro ha von 3 DGVE.
 - Stand des Wissens über den Zusammenhang zwischen Menge an ausgebrachter Gülle und dem niederschlagsbedingten Austrag dieser Gülle mit dem Sickerwasser und dem Oberflächenabfluss (Gülle ausgebracht und verteilt während der Vegetationsperiode gemäss guter landwirtschaftlicher Praxis).
 - Stand des Wissens über die Phosphorverluste in die Gewässer bei einer jährlichen organischen Düngung von 3 DGVE pro ha (ausgebracht und verteilt während der Vegetationsperiode gemäss guter landwirtschaftlicher Praxis).

Agroscope überprüfte den Inhalt des Berichtes und übernahm die Bearbeitung von folgenden Fragestellungen:

- 4) Frühere Grundlagen für die Festlegung der ab 1992 geltenden Limitierung der Düngerausbringung von 3 DGVE pro Hektare Nutzfläche.
- 5) Literaturstudie über die langfristige potenzielle Akkumulierung von organischem Stickstoff im Boden bei über Jahrzehnte wiederholten Hofdüngergaben, die auf Basis ihres Gehalts an verfügbarem Stickstoff bemessen werden.

1.1 Gesetzliche Limitierung der Düngung

Artikel 14 des Bundesgesetzes über den Schutz von Gewässern (Gewässerschutzgesetz, GSchG; SR 814.20) vom 24. Januar 1991 (Stand am 1. Januar 2017) richtet sich an Betriebe mit Nutztierhaltung. Absatz 4 legt die maximale Menge an N und P fest, die auf eine Hektare landwirtschaftliche Nutzfläche ausgebracht werden dürfen:

Art. 14, Abs. 4 GSchG:

„Auf 1 ha Nutzfläche darf der Dünger von höchstens drei Düngergrossvieheinheiten ausgebracht werden. Wird ein Teil des im Betrieb anfallenden Hofdüngers ausserhalb des ortsüblichen Bewirtschaftungsbereichs verwertet, so dürfen nur so viele Nutztiere gehalten wer-

den, dass mindestens die Hälfte des im Betrieb anfallenden Hofdüngers auf der eigenen oder gepachteten Nutzfläche verwertet werden kann.“

Art. 14 GSchG verlangt dazu:

Abs. 1: „Auf jedem Betrieb mit Nutztierhaltung ist eine ausgeglichene Düngerbilanz anzustreben.“

Abs. 6: „Die kantonale Behörde setzt die pro ha zulässigen Düngergrossvieheinheiten herab, soweit Bodenbelastbarkeit, Höhenlage und topographische Verhältnisse dies erfordern.“

Die Vollzugshilfe Umweltschutz (BAFU und BLW, 2012) beschreibt die Umsetzung des Abs. 6 wie folgt: „Nach Artikel 14 Absatz 6 GSchG setzt die kantonale Behörde die maximal zulässige Nährstoffmenge herab, soweit Bodenbelastbarkeit, Höhenlage und topographische Verhältnisse dies erfordern. Dies ist nicht erforderlich für Landwirtschaftsbetriebe, welche anhand einer anerkannten Bilanzierungsmethode eine ausgeglichene Nährstoffbilanz nachweisen bzw. für ÖLN-Betriebe, welche die in Anhang 2 Ziffer 2.1 Absatz 7 DZV aufgeführten Bedingungen erfüllen und somit keine gesamtbetriebliche Nährstoffbilanz berechnen müssen“.

Artikel 13 der Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV; SR 910.13) vom 23. Oktober 2013 (Stand am 7. Februar 2017) verlangt von Betrieben mit Direktzahlungen im Rahmen des ÖLN eine ausgeglichene Nährstoffbilanz. Kapitel 2 des Anhangs 1 legt Details bezüglich des Nachweises einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz fest.

Art. 13 DZV: Ausgeglichene Düngerbilanz

„¹ Die Nährstoffkreisläufe sind möglichst zu schliessen. Anhand einer Nährstoffbilanz ist zu zeigen, dass kein überschüssiger Phosphor und Stickstoff ausgebracht werden. Die Anforderungen für die Erstellung der Nährstoffbilanz sind in Anhang 1 Ziffer 2.1 festgelegt.

² Die zulässige Phosphor- und Stickstoffmenge bemisst sich nach dem Pflanzenbedarf und dem betrieblichen Bewirtschaftungspotenzial.

³ Zur Optimierung der Düngerverteilung auf die einzelnen Parzellen müssen auf allen Parzellen mindestens alle zehn Jahre Bodenuntersuchungen nach Anhang 1 Ziffer 2.2 durchgeführt werden“.

Die Beteiligung landwirtschaftlicher Betriebe mit Nutztierhaltung am ÖLN-Programm sowie diverse Betrachtungen bezüglich Düngerbilanz nach Anhang 1 DZV werden wegen des Vollzugs des Art. 14, Abs. 6 GSchG in diesem Bericht besprochen.

Kapitel 4 der Gewässerschutzverordnung (GSchV; SR 814.201) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Mai 2017) legt Anforderungen für Betriebe mit Nutztierhaltung fest. Artikel 23 definiert den N- und P-Anfall einer Düngergrossvieheinheit:

Art. 23 GSchV: Düngergrossvieheinheit (DGVE)

„Für die Umrechnung der Nutztiere eines Betriebs auf DGVE (Art. 14 Abs. 4 GSchG) ist ihre jährlich ausgeschiedene Nährelementmenge massgebend. Diese beträgt für eine DGVE 105 kg Stickstoff und 15 kg Phosphor.“

Diese Mengen entsprechen der Nährstoffausscheidung einer Milchkuh mit 600 kg Lebendgewicht und 6'000 kg Milchleistung nach den „Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau der Forschungsanstalten“, Ausgabe 2001 (Walther *et al.*, 2001). Mit der neusten Revision diesen Grundlagen (Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz – GRUD 2017; Richner und Sinaj, 2017) entsprechen diese Mengen im Durchschnitt von N und P der Nährstoffausscheidung einer Milchkuh mit 6'035 kg Jahres-Milchleistung (104 kg N_{tot} und 15,3 kg P; Richner und Sinaj, 2017). Diese Menge unterscheidet sich deutlich von der Nährstoffausscheidung einer 600 bis 700 kg schweren Mutterkuh gemäss GRUD 2017 (85 kg N_{tot} und 12 kg P). Für diesen

Bericht haben wir uns deshalb einzig auf Art. 23 GSchV gestützt und nicht auf Art. 14, Abs. 8 GSchG („Eine Düngergrossvieheinheit entspricht dem durchschnittlichen jährlichen Anfall von Gülle und Mist einer 600 kg schweren Kuh.“).

Es war uns im Rahmen dieser Studie nicht möglich, Informationen zu den fachlichen Grundlagen der Herleitung des Werts von 3 DGVE pro ha Nutzfläche aufzufinden. Gemäss einer damaligen verwaltungsexternen Einschätzung entsprach die Herabsetzung des vorher gültigen Werts von 4 auf 3 DGVE pro ha einer „zunächst verwaltungsintern zwischen Bundesamt für Umweltschutz und Bundesamt für Landwirtschaft erzielten Kompromissformel“ (Knoepfel, 1989).

1.2 Berechnung der DGVE eines Betriebs in der Praxis

Bei der Umsetzung von GSchG und GSchV stellen sich die in Tabelle 1 zusammengefassten Fragen. Die von der AGRIDEA angebotenen und vom BLW für den ÖLN akkreditierten EDV-Produkte „Nachweis“, „Betvor“ und „Nachweis-PLUS“ zur Berechnung der „Suisse-Bilanz“ liefern meistens in der Praxis die DGVE- und Flächen-Angaben, die für die Umsetzung von GSchG und GSchV genutzt werden. Sie geben deshalb den heute schweizweit geltenden Konsens wieder. Er ist so von den kantonalen und den Bundesbehörden akzeptiert und wird im Vollzug, wie in der Tabelle 1 unter „Heutige Vollzugspraxis“ beschrieben, umgesetzt.

1.3 Nährstoffbedarf der Kulturen und Deckung mit Hofdüngern

Agroscope beziffert den Nährstoffbedarf von Acker- und Spezialkulturen sowie Grasland unter Schweizer Anbaubedingungen in den „Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz – GRUD 2017“ (Richner und Sinaj, 2017). In diesem Dokument wird auch die Verfügbarkeit des Hofdünger-N für die Kulturen quantifiziert.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über den Nährstoffbedarf der wichtigsten Acker- und Graslandkulturen gemäss GRUD 2017. Sie zeigt zudem, wie weit dieser Bedarf unter Berücksichtigung der betrieblichen DGVE-Limite nach GSchG und GSchV mit N und P aus Hofdüngern gedeckt werden kann. Dabei werden vier mögliche Szenarien für die Umrechnung von totalem Stickstoff (N_{tot}) auf verfügbaren Stickstoff (N_{verf}) aufgezeigt.

1. Das Szenario „maximaler N-Ausnutzungsgrad der Hofdünger“ geht von 15 % unvermeidbaren N-Verlusten im Stall und bei der Hofdüngerlagerung aus (Rindvieh in Anbindestallsystemen gemäss GRUD 2017, sowie Raufutterverzehr allgemein, ausser Pferde, gemäss Wegleitung „Suisse-Bilanz“, Auflage 1.13, Oktober 2016). Zudem wird angenommen, dass die Hofdünger nicht in Form von Vollmist anfallen und fast nicht auf der offenen Ackerfläche ausgebracht werden, und deswegen die mittelfristige N-Verfügbarkeit bei 60 % des N_{ges} liegt (N_{verf} von Vollgülle im Futterbau = 50-70 % von N_{ges} gemäss GRUD 2017). Dieses Szenario trifft zum Beispiel auf Betriebe mit Raufutterverzehrern im Hügel- und Berggebiet zu.
2. Das Szenario „mittlerer N-Ausnutzungsgrad der Hofdünger RM“ am Beispiel eines Rindvieh-Ackerbau-Mischbetriebs (RM = Rindvieh-Mischbetrieb) mit Laufstall und 50 % N-Anfall in Form von Vollmist rechnet mit 20 % unvermeidbaren Verlusten im Laufstall und bei der Hofdüngerlagerung (gemäss GRUD 2017 für Rindvieh in Laufstall-Systemen). Zudem wird davon ausgegangen, dass 50 % der Hofdünger auf der offenen Ackerfläche ausgebracht werden ($N_{\text{verf}} = 46,5$ % von N_{ges}).
3. Das Szenario „mittlerer N-Ausnutzungsgrad der Hofdünger SA“ rechnet mit 20 % unvermeidbaren Verlusten im Stall und bei der Hofdüngerlagerung, wie sie die GRUD 2017 und die Wegleitung „Suisse-Bilanz“ (Auflage 1.13, Oktober 2016; Art. 3.5) für Schweine festlegt (SA = Schweine-Ackerbau). Zudem wird davon ausgegangen, dass 100 % der Hofdünger auf der offenen Ackerfläche ausgebracht werden ($N_{\text{verf}} = 46,5$ % von N_{ges}). Dieses Szenario könnte zum Beispiel auf Ackerbaubetriebe mit Schweinehaltung zutreffen. Einen ähnlichen N-Ausnutzungsgrad der Hofdünger haben Futterbaubetriebe mit nur Vollmist (< 10 % Gülle).
4. Das Szenario „minimaler N-Ausnutzungsgrad der Hofdünger“ geht von 50 % unvermeidbaren Verlusten im Stall und bei der Hofdüngerlagerung aus, wie sie die Wegleitung „Suisse-Bilanz“ (Auflage 1.13, Oktober 2016; Art. 3.5) für Legehennen mit Kotgrube festlegt. Zudem wird davon ausgegangen, dass 100 % der Hofdünger in Form von Vollmist anfallen und zu 100 % auf der offenen Ackerfläche ausgebracht werden ($N_{\text{verf}} = 33$ % von N_{ges}). Dieses Szenario könnte auf Ackerbaubetriebe mit mehrheitlicher Geflügelhaltung als Tierproduktionszweig zutreffen. Dieses Szenario ist als Extremfall zu betrachten.

Tabelle 1: Heutige Vollzugspraxis bezüglich der Umsetzung von GSchG und GSchV. Quelle: Eigene Zusammenstellung 2017; Auswahl relevanter Themen, ohne Anspruch auf Vollständigkeit.

Thema	Heutige Vollzugspraxis
Sind mit „Dünger“ in Art. 14, Abs. 4 GSchG nur Hofdünger gemeint? Oder sind alle auf dem Betrieb ausgebrachten Dünger (also auch Mineral- und Recyclingdünger) eingeschlossen?	<p>Für die Berechnung der Anzahl DGVE/ha berücksichtigen die vom BLW für die Berechnung der Suisse-Bilanz akkreditierten und in der Praxis am weitesten häufigsten eingesetzten Instrumenten „Nachweis“ und Nachweis-PLUS der AGRIDEA nur den Hofdüngeranfall. Die Beurteilung der Anzahl DGVE/ha der Betriebe für die Umsetzung von GSchG und GSchV stützt sich nach unserem Wissen meistens auf diese Berechnung.</p> <p>Die Berechnung einer ausgeglichen Nährstoffbilanz mit der Methodik „Suisse-Bilanz“ berücksichtigt auch organische und mineralische Handelsdünger sowie Recyclingdünger.</p>
Ist mit „Nutzfläche“ in Art. 14 Abs. 4 GSchG die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) oder die düngbare Fläche (DF) gemeint?	Die AGRIDEA-Instrumente zur Berechnung der „Suisse-Bilanz“ berechnen sowohl DGVE/ha LN wie auch DGVE/ha DF. Auf welche Grösse sich die Kantone im Vollzug des GSchG stützen, wurde unseres Wissens nicht systematisch erhoben und ist uns nicht bekannt.
Ist die maximale Düngermenge, die auf die Nutzfläche ausgebracht werden darf, nach dem N-Anfall, dem P-Anfall oder dem Mittel aus dem Anfall beider Stoffe zu berechnen?	<p>Berechnung der DGVE-Belastung eines Betriebs nach dem Mittel zwischen N (105 kg N/DGVE) und P (15 kg P bzw. 35 kg P₂O₅/DGVE) in den vom BLW für die Berechnung der Suisse-Bilanz akkreditierten und in der Praxis am weitesten häufigsten eingesetzten Instrumenten „Nachweis“ und Nachweis-PLUS</p> $\frac{(N_{\text{tot}}\text{-Anfall Tierhaltung} / 105) + (P_{2O_5}\text{-Anfall Tierhaltung} / 35)}{2}$
Ausgeglichene Düngerbilanz	Die Suisse-Bilanz gemäss Anhang 1, Kapitel 2 der DZV wird verwendet.

Tabelle 2a: Nährstoffbedarf der Kulturen gemäss GRUD 2017 (Richner und Sinaj, 2017) und Bedarfsdeckungsgrad durch P und N aus Hofdüngern von 3 DGVE/ha in Abhängigkeit des N-Ausnutzungsgrades (Sz.: Szenario, N/P: gemäss dem Mittel zwischen N und P).

	Düngungs-norm		Bedarfsdeckungsgrad durch P und N aus Hofdüngern von 3 DGVE/ha bei maximalem zu minimalem N-Ausnutzungsgrad								
	N _{verf} (kg/ha)	P (kg/ha)	nach P (%)	Sz. maximal ¹⁾		Sz. mittel RM ²⁾		Sz. mittel AS ³⁾		Sz. minimal ⁴⁾	
				nach N (%)	N/P (%)	nach N (%)	N/P (%)	nach N (%)	N/P (%)	nach N (%)	N/P (%)
Wiesen intensiv											
150 dt TS/ha [‡]	180	54	83	89	86	65	74	63	73	29	56
130 dt TS/ha [‡]	156	47	96	103	99	75	85	73	84	33	65
100 dt TS/ha [‡]	120	36	125	134	129	98	111	95	110	43	84
Silomais	110	46	98	146	122	107	102	103	100	47	73
Futterrüben	100	52	87	161	124	117	102	113	100	52	69
Futterweizen	140	33	136	115	126	84	110	81	109	37	87
Speisekartoffeln	160	36	125	100	113	73	99	71	98	32	79
Frühkartoffeln	150	31	145	107	126	78	112	76	110	35	90
Winterraps	150	28	161	107	134	78	119	76	118	35	98
Körnermais	110	46	98	146	122	107	102	103	100	47	73
Zuckerrüben	100	40	113	161	137	117	115	113	113	52	82
Winterweizen	140	27	167	115	141	84	125	81	124	37	102
Wintergerste	110	28	161	146	153	107	134	103	132	47	104
Wintertriticale	110	24	188	146	167	107	147	103	145	47	117
Dinkel	100	24	188	161	174	117	152	113	150	52	120
Winterroggen (Hybridsorten)	90	30	150	179	164	130	140	126	138	58	104

- 1) 105 kg N_{tot} entspricht unter Berücksichtigung von minimal 15 % (Rindvieh) unvermeidbaren N-Verlusten im Stall und bei der Lagerung und einem maximalen Ausnutzungsgrad des Hofdünger-N von 60 % (keine Hofdünger in Form von Vollmist, fast keine Ausbringung von Hofdüngern auf die offene Ackerfläche) 53.5 kg N_{verf}.
- 2) 105 kg N_{tot} entspricht unter Berücksichtigung von 20 % unvermeidbaren N-Verlusten im Stall (Rindvieh im Laufstall gemäss GRUD 2017) und bei der Lagerung und einem Ausnutzungsgrad des Hofdünger-N von 46,5 % (50 % N-Anfall in Form von Vollmist und 50 % Ausbringung der Hofdünger auf die offene Ackerfläche) 39.1 kg N_{verf}.
- 3) 105 kg N_{tot} entspricht unter Berücksichtigung von 20 % unvermeidbaren N-Verlusten im Stall (Schweine) und bei der Lagerung und einem Ausnutzungsgrad des Hofdünger-N von 45 % (100 % Ausbringung der Hofdünger auf die offene Ackerfläche) 37.8 kg N_{verf}.
- 4) 105 kg N_{tot} entspricht unter Berücksichtigung von 50 % unvermeidbaren N-Verlusten im Stall und bei der Lagerung (Geflügel Kotgrube) und einem Ausnutzungsgrad des Hofdünger-N von 33 % (100 % N-Anfall in Form von Vollmist, 100 % Ausbringung der Hofdünger auf die offene Ackerfläche) 17.3 kg N_{verf}.
- ‡ Für eine intensive Wiese entspricht ein Ertrag von 130 dt TS/ha/Jahr einer Wiese in einer günstigen Lage im Talgebiet (höchstens 500 m ü. M.), ein Ertrag von 150 dt TS/ha/Jahr dem Höchstertrag einer Wiese in einer klimatisch sehr günstigen Lage im Talgebiet und ein Ertrag von 100 dt TS/ha/Jahr einer Wiese auf 1000 m Höhe.

Tabelle 2b: Anzahl DGVE/ha in Abhängigkeit der Höhenlage, die eine 100%-Deckung des Nährstoffbedarfs von intensiv bewirtschafteten Wiesen auf Parzellenebene gemäss GRUD 2017 entsprechen würde. Die Berechnungen wurden für Wiesen mit durchschnittlichen Erträgen am Beispiel der Szenarien „maximaler N-Ausnutzungsgrad der Hofdünger“ (Sz. maximal) und „mittlerer N-Ausnutzungsgrad der Hofdünger RM“ (Sz. mittel RM) durchgeführt. N/P: gemäss dem Mittel zwischen N und P.

Höhenlage (m ü. M.)	Durchschnitts- ertrag (dt TS/ha)	Düngungsnorm		Anzahl DGVE/ha für 100% Bedarfsdeckung				
		N _{verf} (kg/ha)	P (kg/ha)	nach P	Sz. maximal ¹⁾		Sz. mittel RM ²⁾	
					nach N	N/P	nach N	N/P
≤ 500	130	156	47	3.1	2.9	3.0	4.0	3.6
600	124	149	45	3.0	2.8	2.9	3.8	3.4
700	119	143	43	2.9	2.7	2.8	3.7	3.3
900	107	128	39	2.6	2.4	2.5	3.3	2.9
1100	96	115	34	2.3	2.2	2.2	2.9	2.6
1300	83	100	30	2.0	1.9	1.9	2.5	2.3

1) 105 kg N_{tot} entspricht unter Berücksichtigung von minimal 15 % (Rindvieh) unvermeidbaren N-Verlusten im Stall und bei der Lagerung und einem maximalen Ausnutzungsgrad des Hofdünger-N von 60 % (keine Hofdünger in Form von Vollmist, fast keine Ausbringung von Hofdüngern auf die offene Ackerfläche) 53.5 kg N_{verf}.

2) 105 kg N_{tot} entspricht unter Berücksichtigung von 20 % unvermeidbaren N-Verlusten im Stall (Rindvieh im Laufstall gemäss GRUD 2017) und bei der Lagerung und einem Ausnutzungsgrad des Hofdünger-N von 46,5 % (50 % N-Anfall in Form von Vollmist und 50 % Ausbringung der Hofdünger auf die offene Ackerfläche) 39.1 kg N_{verf}.

Die Tabelle 2 zeigt:

- Der Nährstoffbedarf nach GRUD 2017 der meisten Kulturen kann unter Berücksichtigung unvermeidbarer N-Verluste von 15 % im Stall und bei der Hofdüngerlagerung und einer Ausnutzung des Hofdünger-N von 60 % mit der Nährstoffmenge von 3 DGVE/ha gedeckt werden. Dies entspricht dem maximalen N-Ausnutzungsgrad der Hofdünger gemäss „Suisse-Bilanz“.
- Auf intensiven Graslandbetrieben im Talgebiet mit besonders hohen Erträgen oder mit nur Vollmist können auf Einzelbetrieben Situationen angetroffen werden, wo der Nährstoffbedarf des Graslands mit Hofdüngern von 3 DGVE/ha nicht vollständig gedeckt werden kann.
- Auf Mischbetrieben mit Laufstall und einem Teil des N-Anfalls im Form von Vollmist, sowie auf ackerbauorientierten Betrieben mit Schweinehaltung (20 % unvermeidbare N-Verlust und bei mittlerem N-Ausnutzungsgrad von 46,5 bzw. 45 %) kann der N-Bedarf nach GRUD 2017 von verschiedenen einzelnen Kulturen mit der N-Menge von 3 DGVE/ha nicht vollständig gedeckt werden. Der P-Bedarf nach GRUD 2017 der grossen Mehrheit der Kulturen kann aber mit der P-Menge von 3 DGVE/ha gedeckt werden.
- Auf Ackerbaubetrieben mit mehrheitlicher Geflügelhaltung als Tierproduktionszweig könnte der N-Bedarf verschiedener Ackerkulturen bei rein theoretischer Betrachtung nicht ausschliesslich mit dem anfallenden Geflügelmist gedeckt werden. In der Praxis ist die ausschliessliche Versorgung der Kulturen mit Geflügelmist jedoch kein relevantes Thema und bereitet bei der Umsetzung von GSchG/GSchV sowie ÖLN deshalb unseres Wissens kaum Probleme.
- Für intensiv bewirtschaftete Wiesen nimmt die Anzahl DGVE/ha für eine 100%-Deckung des P-Bedarfs der Wiesen von 0,14 DGVE/ha pro 100 m Höhenlage ab. Für intensiv bewirtschaftete Wiesen mit durchschnittlichen Erträgen gemäss GRUD 2017 wird der P-Bedarf der Kultur mit dem Dünger von 3 DGVE/ha ab einer Höhenlage von mehr als 600 m ü. M. überschritten.

Fazit 1:

Der mögliche Deckungsgrad des Nährstoffbedarfs der Kulturen mit der Nährstoffmenge von 3 DGVE/ha hängt vom Ausnutzungsgrad des ausgeschiedenen Stickstoffs ab. Dieser ist von der Tierkategorie (bzw. dem Anteil an unvermeidbaren N Verlusten), dem Hofdüngersystem (vorwiegend Gülle oder Vollmist) und dem Anteil an offener Ackerfläche abhängig. Bei guter Ausnutzung des ausgeschiedenen Stickstoffs kann der Nährstoffbedarf von fast allen Futter- und Ackerkulturen mit Hofdüngern von 3 DGVE/ha gedeckt werden. Für Stickstoff ist dies nicht der Fall für Betriebe mit viel Vollmist, sowie für Betriebe mit mehrheitlich Schweinen oder Geflügel und einem sehr hohen Anteil an offener Ackerfläche.

Eine bedarfsgerechte Düngung von Ackerkulturen mit Hofdüngern liegt unter Schweizer Verhältnissen im Fall von Getreidearten meistens unter den maximal erlaubten N-Gaben pro ha von 3 DGVE gemäss GSchG/GSchV. Eine Deckung des N-Bedarfs der Ackerkulturen ausschliesslich mit Hofdüngen ist aufgrund der Differenzen zwischen dem N:P-Verhältnis in den Hofdüngern und den N- und P-Ansprüchen der Kulturen ohne Überdüngung mit Phosphor sowie wegen technischer Limitierungen der Gülleausbringung in wachsenden Beständen in einigen Ackerkulturen kaum möglich.

Der Deckungsgrad des Nährstoffbedarfs der Kulturen mit der Nährstoffmenge von 3 DGVE/ha hängt von der Produktivität des Standortes ab.

1.4 Vorgehen für die Literaturstudie

Für die Eruiierung von Schweizer Betrieben, deren Tierhaltung ausschliesslich durch die Gewässerschutzgesetzgebung limitiert wird, wurden landwirtschaftliche Strukturdaten des Bundesamts für Landwirtschaft (BLW) des Jahres 2015 bezogen und ausgewertet.

Um mit dem vorgegebenen knappen finanziellen und zeitlichen Budget möglichst breit abgestützte Informationen aufzuarbeiten, konzentrierten wir uns für Stickstoff auf die Analyse grösserer europäischer Review-Arbeiten, welche die Erkenntnisse zahlreicher Forschungsprojekten vertieft durchleuchtet haben. Es waren dies insbesondere die Review-Arbeit der INRA (Peyraud *et al.*, 2012) sowie die Arbeit von Webb *et al.* (2013). Dazu wurden gezielt Schweizer und vereinzelt österreichische und andere Forschungsergebnisse, welche unter der Schweiz ähnlichen Bedingungen erarbeitet wurden, beigezogen. Eine schon existierende, umfassende Literaturlauswertung zum Thema des langfristigen Effekts der organischen Düngung auf den Aufbau des organischen Stickstoffgehalts im Boden wurde nicht gefunden. Diese Frage wurde nur relativ selten in Langzeitversuchen untersucht. Deshalb, und weil der Gehalt an organischem N im Boden in Verbindung mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (C) im Boden steht (Persson und Kirchmann, 1994; Maltas *et al.*, 2013), wurde die Literatur zum Hofdüngereffekt auf die C-Speicherung im Boden auch berücksichtigt.

Zu den Fragenstellungen im Zusammenhang mit Phosphor ist nach unserem Wissen keine umfassende Review-Arbeit verfügbar. Die P-Problematik wurde in der Schweiz im Rahmen der Sanierung von mehreren Mittellandseen seit den 1980er Jahren mit einer Vielzahl von wissenschaftlichen Arbeiten umfangreich untersucht (Prasuhn, 2010). Im Bereich Phosphor ist deshalb eine Abstützung auf vorwiegend Schweizer Forschungsergebnisse, insbesondere von ETH, EAWAG und Agroscope, möglich und sinnvoll.

2 Anteil Betriebe mit Limitierung der Tierhaltung durch das Gewässerschutzgesetz

2.1 Betriebe ohne Beteiligung am ÖLN-Programm des Bundes

Zusätzlich zur Gewässerschutzgesetzgebung limitieren der ökologische Leistungsnachweis sowie ggf. privatrechtliche Labelvorgaben die Nährstoffmenge aus Hofdüngern.

Um herauszufinden, wie viele Schweizer Betriebe sich nicht am ÖLN beteiligen und damit bezüglich Tierhaltung und Nährstoffanfall potenziell ausschliesslich durch die Gewässerschutzgesetzgebung limitiert sind, wurden Strukturdaten des Bundesamtes für Landwirtschaft ausgewertet. Die Auswertung umfasst Ganzjahresbetriebe und Betriebsgemeinschaften des Jahres 2015 (BLW, 2015).

2015 hielten insgesamt 43'811 Ganzjahresbetriebe und Betriebsgemeinschaften total 1,327 Mio Grossvieheinheiten (GVE) bei einer durchschnittlichen Intensität von 1,37 GVE pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (Tabelle 3).

Tabelle 3: Übersicht Betriebe mit Tierhaltung. Quelle: BLW (2015)

Betriebsform	Anzahl Betriebe			LN ha	Anzahl GVE			GVE/ha
	Total	ÖLN & Bio	Bio		Total	Davon Schweine	Davon Geflügel	
Ganzjahresbetrieb	43'077	41'005	5'851	922'756	1'264'064	188'402	66'886	1,37
Betriebsgemeinschaften	734	733	64	44'054	63'437	8'697	3'639	1,44
Total Betriebe	43'811	41'738	5'915	966'810	1'327'501	197'100	70'526	1,37

Tabelle 4 fasst die Tierhaltungsbetriebe mit ihren Flächen und dem Tierbesatz nach Bewirtschaftungsform zusammen. Sie zeigt, dass sich der grösste Teil der Schweizer Betriebe (95 %) an den beiden Programmen „ÖLN“ und „Bio“ des Bundes beteiligt. Diese Betriebe müssen jährlich mit einer Anfalls-Bedarfs-Bilanz (die so genannte „Suisse-Bilanz“) einen ausgeglichenen Nährstoffhaushalt belegen.

Von den 43'811 Tierhaltungsbetrieben beteiligen sich 2'073 Betriebe (= 5 %) nicht am ökologischen Leistungsnachweis. Die 5 % der Betriebe ohne Beteiligung am ÖLN bewirtschaften nur ca. 1 % der landwirtschaftlichen Nutzflächen (LN), halten jedoch 4 % aller GVE. Die Flächenintensität dieser Betriebe ist mit 6,1 GVE pro ha LN entsprechend hoch. Die Nährstoffverwertung auf diesen Betrieben ist durch das Gewässerschutzgesetz limitiert. Der grösste Teil dieser Betriebe (> 99 %, Schätzung Qualinova) muss aufgrund privatrechtlicher Label- und Markenvorgaben (z. B. QM Schweizer Fleisch, IP-Suisse) ebenfalls eine ausgeglichene „Suisse-Bilanz“ vorweisen. Nur für einen kleinen Teil der Betriebe ohne Direktzahlungen (< 1 %, Schätzung Qualinova) ist für die Limitierung des Nährstoffaustrags allein die Gewässerschutzgesetzgebung massgebend.

Tabelle 4: Übersicht der schweizerischen Tierhaltungsbetriebe nach Bewirtschaftungsform 2015. Quelle: BLW (2015).

Bewirtschaftungsform	Betriebe		LN		GVE		Davon Schweine		Davon Geflügel		GVE pro ha LN
	Anzahl	%	ha	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl
ÖLN inkl. Bio	41'738	95	958'501	99	1'276'763	96	159'191	81	68'344	97	1,33
Nicht ÖLN	2'073	5	8'308	1	50'738	4	37'998	19	2'181	3	6,11
Total	43'811	100	966'810	100	1'327'501	100	197'100	100	70'526	100	1,37

Tabelle 5 zeigt die Intensität der Tierhaltungsbetriebe, aufgeteilt nach der jeweiligen Bewirtschaftungsform. Insgesamt halten 93 % der Tierhaltungsbetriebe bis höchstens 3 DGVE/ha LN (Stand 2015). 622 Betriebe ohne ÖLN halten mehr als 3 GVE pro ha (in der Tabelle orange markiert). Diese Betriebe halten auf einer Fläche von 570 Hektaren total 42'429 GVE (davon 37'679 GVE von Schweinen und 2'097 GVE von Geflügel). Betriebe mit einer Tierdichte von über 10 GVE pro ha beteiligen sich mehrheitlich nicht am ÖLN.

Tabelle 5: Aufteilung der schweizerischen Tierhaltungsbetriebe nach Tierdichtenklassen für die Bewirtschaftungsformen ÖLN (ohne Bio), Bio oder ohne Beteiligung am ÖLN-Programm im Jahr 2015. Die Tabelle zeigt die Anzahl Betriebe pro Kategorie sowie den Anteil jeder Kategorie an der gesamten Tierhaltungsbetriebszahl (%). Quelle: BLW (2015).

Bewirtschaftungsform		Anzahl GVE pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche										Total	
		≤ 1	>1-2	>2-3	>3-4	>4-5	>5-6	>6-7	>7-8	>8-9	>9-10		> 10
ÖLN	Anzahl	11'681	17'548	4'246	1'223	463	220	99	57	29	29	228	35'823
	%	26,7	40,1	9,7	2,8	1,1	0,5	0,2	0,1	0,1	0,1	0,5	81,8
Bio	Anzahl	2'868	2'692	300	45	6	2	0	1	0	0	1	5'915
	%	6,5	6,1	0,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,5
kein ÖLN	Anzahl	626	611	214	94	38	16	14	12	6	6	436	2'073
	%	1,4	1,4	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	4,7

Fazit 2: In der Schweiz gab es 2015 2'073 Tierhaltungsbetriebe mit insgesamt 50'738 GVE, welche sich nicht am ÖLN-Programm des Bundes beteiligen. Diese Betriebe machten 5 % aller Tierhaltungsbetriebe aus und bewirtschafteten nur 1 % der von den Tierhaltungsbetrieben bewirtschafteten LN. Die Flächenintensität dieser Betriebe war mit durchschnittlich 6,1 GVE pro ha LN rund 4,5 Mal höher als die durchschnittliche Flächenintensität von ÖLN-Betrieben. Der grösste Teil dieser Betriebe musste aufgrund privatrechtlicher Marken- und Labelvorgaben (z. B. QM Schweizer Fleisch, IP-Suisse) trotzdem eine ausgeglichene „Suisse-Bilanz“ vorweisen.

Daraus kann abgeleitet werden, dass heute nur für einen sehr kleinen Teil der Betriebe (schätzungsweise weniger als 20 Betriebe, bzw. 0,05 % der Tierhaltungsbetriebe) die Nährstoffausbringung auf die landwirtschaftliche Nutzfläche ausschliesslich durch die Gewässerschutzgesetzgebung limitiert wird.

2.2 Ausgeglichene „Suisse-Bilanz“ trotz mehr als 3 DGVE pro ha

Die Tierhaltung von Betrieben, welche die Anforderungen des ÖLN und der Bioproduktion erfüllen, wird in der Regel nicht durch die DGVE-Beschränkung gemäss Abs. 4, Art 14 GSchG limitiert, sondern durch die „Suisse-Bilanz“. Auf Parzellenebene wird dies durch den P-Bedarf der Kulturen (Tabelle 2) gezeigt. Für die Berechnung des Nährstoffbedarfs der Kulturen ist die Berücksichtigung eines Fehlerbereichs in der Methode „Suisse-Bilanz“ nicht zugelassen. Die in der Tabelle 2 angegebenen Werte berücksichtigen dementsprechend keinen Fehlerbereich. Die „Suisse-Bilanz“ erlaubt jedoch die Berücksichtigung eines 10%-Fehlerbereichs für die Anfall-Bedarfs-Bilanz auf Betriebsebene (Anhang 1, Kapitel 2, DZV). In der „Suisse-Bilanz“ wird bei hohem Tierbesatz die Limitierung der Düngerausbringung pro Flächeneinheit durch das zuerst nicht mehr ausgeglichene Element (meistens P) bestimmt, und nicht durch den Mittelwert zwischen N und P. Die „Suisse-Bilanz“ kann auch bei hoher Tierdichte erfüllt werden, wenn stickstoff- und phosphorreduziertes Futter (NPr-Futter) eingesetzt wird und/oder Hofdünger abgegeben werden. Auf Betriebsebene führt aber die „Suisse-Bilanz“ (inkl. 10%-Fehlerbereich) in der Regel zu einer Düngerausbringung von weniger als 3 DGVE/ha, auch bei Tierdichten von mehr als 3 DGVE/ha (zwingt zu Hofdüngerabgabe bei hohen Tierdichten).

Die Normdüngung der intensiv bewirtschafteten Wiesen wird gemäss GRUD 2017 (Richner und Sinaj, 2017) mit einem Koeffizient von 0,36 kg P pro dt TS Ertrag gerechnet. Eine Normdüngung von 45 kg P/ha wird damit mit einem TS Ertrag von 125 dt/ha erreicht. Folglich können nur Betriebe in günstigsten Tallagen mit ganzflächig intensiv bewirtschafteten Wiesen mit Durchschnittserträgen von mehr als 125 dt TS pro ha oder Betriebe mit solchen intensiven Wiesen und Maisanbau mit einem P-Bedarf von 46 kg P/ha in der „Suisse-Bilanz“ theoretisch einem P-Bedarf über 45 kg P pro ha LN haben (Tabelle 3; kein Fehlerbereich ist für die Berechnung des Nährstoffbedarfs der Kulturen zugelassen). In der Praxis sind solche Betriebe kaum anzutreffen, da

- alle ÖLN-Betriebe einen Mindestanteil an Biodiversitätsförderflächen (BFF) an der LN von 7 % ausweisen müssen. BFF haben immer einen tieferen Nährstoffbedarf als intensive Wiesen.
- viele Betriebe auch weiden. Für Weiden wird mit einem tieferen Ertrag als für Schnittwiesen gerechnet.

Der P-Bedarf von Futterrüben liegt mit 52 kg P pro ha zwar ebenfalls über der P-Menge von 3 DGVE. Der Anbau von Futterrüben ist aber gering und findet normalerweise in einer Fruchtfolge mit weniger bedürftigen Kulturen statt. Auf gesamtbetrieblicher Ebene führt er deshalb nicht zu Überschreitungen der 3-DGVE-Limite.

Laut mündlicher Auskunft der Qualinova (Furrer, 2017) weisen in den tierstarken Zentralschweizer Kantonen rund 0,5 % der Betriebe eine ausgeglichene „Suisse-Bilanz“ (inklusive 10%-Fehlerbereich gemäss Anhang 1, Kapitel 2, DZV) bei einer Tierdichte von über 3 DGVE pro ha düngbare Fläche (DF) aus. Für solche Betriebe ist die DGVE/ha-Limitierung gemäss Abs. 4, Art. 14 GSchG, einschränkender als das ÖLN-Programm des Bundes.

Ein Tierbesatz von 3 DGVE/ha nach Abs. 4, Art. 14 GSchG ist als Belastungsgrenze bestimmt worden. Das GSchG berücksichtigt, dass diese Grenze bei tiefem Produktionspotenzial oder verlustfördernden Standortbedingungen über der Belastbarkeit des Standorts liegt. Absatz 6 des Artikels 14 GSchG bestimmt, dass die pro ha zulässigen Düngergrossvieheinheiten herabzusetzen sind, wenn Bodenbelastbarkeit, Höhenlage und topographische Verhältnisse dies erfordern. Die Vollzugshilfe Umweltschutz, Modul „Nährstoffe und Verwendung von Düngern in der Landwirtschaft“ (BAFU und BLW, 2012), besagt, dass die Beteiligung der Betriebe mit Nutztierhaltung am ÖLN-Programm des Bundes genügt, um diese Anforderung zu erfüllen.

Fazit 3: Nur intensiv bewirtschaftete Graslandbetriebe oder Mais-Graslandbetriebe an klimatisch sehr günstigen Lagen im Talgebiet können bei Tierdichten leicht über 3 DGVE pro ha düngbare Fläche (DF) und ohne Hofdüngerabgabe potenziell ausgeglichene „Suisse-Bilanzen“ für N und P ausweisen. In Kantonen mit vergleichsweise hohen Tierdichten haben schätzungsweise 0,5 % der Betriebe ausgeglichene Nährstoffbilanzen (inklusive 10%-Fehlerbereich gemäss Anhang 1, Kapitel 2, DZV) bei Tierbelastungen von über 3 DGVE pro ha DF und ohne Hofdüngerabgabe.

3 Auswirkungen der organischen N-Düngermenge auf die Nitratauswaschung

3.1 Kurzfristiger Zusammenhang zwischen organischer N-Düngermenge und Nitratauswaschung

3.1.1 Generelle Einflussfaktoren auf die Nitratauswaschung

Der Haupteintragspfad für N in die Gewässer ist die Nitratauswaschung. Hürdler *et al.* (2015) fassen in ihrem Bericht zum Modell MODIFFUS 3.0 den aktuellen Stand des Wissens bezüglich Faktoren, welche die Nitratauswaschung beeinflussen, zusammen. MODIFFUS berücksichtigt die folgenden Einflussfaktoren:

- *Sickerwassermenge*: Mit zunehmender Sickerwassermenge nimmt die N-Auswaschung trotz Verdünnungseffekt leicht zu.
- *Höhe über Meer*: Sie wirkt sich über die anthropogene Luftverschmutzung, via Temperatur auf die Dauer der Vegetationszeit, die mineralisierte N-Menge, den Entzug durch die Pflanzen und die Denitrifikation aus. Mit zunehmender Höhe nimmt die Nitratauswaschung ab.
- *Boden*: Je flachgründiger, skelettreicher und durchlässiger ein Boden ist, desto geringer ist das Wasserspeichervermögen des Bodens und desto höher ist das Auswaschungsrisiko. Hürdler *et al.* (2015) gewichten das Wasserspeichervermögen in ihrem Modell MODIFFUS als Hauptkriterium für die N-Auswaschungsgefahr doppelt.
- *Tierdichte*: Im Modell wird davon ausgegangen, dass der Hofdüngereintrag pro Flächeneinheit mit zunehmender Tierdichte steigt, und dass damit das N-Auswaschungsrisiko steigt. MODIFFUS berücksichtigt nur die Hofdünger, da zum Mineraldüngereinsatz keine Daten verfügbar sind. Im Prinzip gilt aber für Mineraldünger dasselbe wie für Hofdünger: Je höher der Einsatz, desto höher das Risiko für Emissionen in die Umwelt. Die N-Verluste steigen insbesondere bei Überschreiten der optimalen N-Düngung (N-Düngungsnormen) deutlich an.
- *Intensität der Graslandnutzung*: Extensiv und wenig intensiv bewirtschaftete Flächen werden weniger gedüngt, deshalb wird weniger Nitrat ausgewaschen als aus intensiv genutzten Graslandflächen.
- *Boden-Wasser-Haushalt*: Ist die Wasserdurchlässigkeit gehemmt, ist der Bodenwassergehalt höher und die Sauerstoffzufuhr beeinträchtigt. Je grösser der Sauerstoffmangel, desto höher sind die Denitrifikationsverluste und desto geringer die Nitratverluste.
- *Drainage*: Aus drainierten Böden wird mehr Nitrat ausgewaschen als aus nicht drainierten.

Weitere wichtige Einflussfaktoren auf die Nitratauswaschung werden im Modell MODIFFUS nicht abgebildet, weil Daten dazu nicht in ausreichender Auflösung vorliegen. Dies sind die Bodenbearbeitung, die Bodenbedeckung während des Winters (Premrov *et al.*, 2014) und der Anteil an Weiden an der Graslandfläche (siehe unten).

3.1.2 Einfluss des Bodens und der Niederschläge auf die Nitratauswaschung

Die Bodenart ist ein wichtiger Einflussfaktor für die N-Auswaschung. Vertès *et al.* (2007) gehen für verschiedene Bodentypen unter intensiv bewirtschafteten Weiden mit Raigrasbeständen und N-Gaben zusätzlich zu den Ausscheidungen der Tiere von rund 250 kg N pro ha und Jahr von unterschiedlichen N-Auswaschungsmengen zwischen 15 kg N/ha (schwere, wenig durchlässige Böden) und 72 kg N/ha (gut durchlässige sandige Böden) aus (Tabelle 6).

Tabelle 6: Effekt der Bodenart und der Bodendurchlässigkeit auf die Nitratauswaschung unter beweideten Raigrasbeständen und N-Gaben von rund 250 kg N_{verf} pro ha und Jahr zusätzlich zu den Ausscheidungen der Tiere. Quelle: Vertès *et al.* (2007).

Bodentextur	Durchlässigkeit	Nitratauswaschung (kg N/ha/Jahr)
Sandig-lehmig	Gut durchlässig	62 – 72
	mittel durchlässig	45 – 51
Lehmig	Gut durchlässig	57 – 68
	mittel durchlässig	38 – 43
Tonig-lehmig	Gut durchlässig	56 – 66
	Mässig durchlässig	14 – 15

In einem Lysimeter-Versuch wurde der Effekt des Bodentyps auf die Nitratauswaschung unter Grasbeständen untersucht (Decau *et al.*, 2003). Die Bestände wurden mit 150 kg mineralischem N pro ha und Jahr gedüngt und bekamen dazu 525 kg Urin-N pro ha und Jahr auf 20 % der Fläche (Nachahmung einer Harnstelle). Drei Bodentypen wurden verglichen: ein lehmiger Schluff mit 17 % Sand, ein Lehmboden mit 32 % Sand und ein sandiger Lehm mit 48 % Sand. Im Durchschnitt von zwei Jahren war die Nitratauswaschung im Vergleich zum lehmigen Schluff 1,6 Mal höher aus dem Lehmboden und 3,2 Mal höher aus dem sandigen Lehm.

Vertès *et al.* (2007) zeigen, dass die Nitratauswaschung umso höher ist, je mehr die N-Gaben das N-Aufnahmevermögen der Pflanzen übersteigen und je grösser die Sickerwasserbildung ist.

Webb *et al.* (2013) gehen davon aus, dass die Mineralisierung von Hofdünger-N mit zunehmendem Ton- und Schluffgehalt sinkt. Dementsprechend wird N aus Hofdüngern in leichten sandigen Böden rascher mineralisiert und ist damit auch auswaschungsgefährdeter, falls die Mineralisierung nicht während einer Periode hoher N-Aufnahme durch die Kultur stattfindet.

Hürdler *et al.* (2015) rechnen mit höheren auswaschungsbedingten Verlusten auf flachgründigen, skelettreichen Böden. Webb *et al.* (2013) halten fest, dass die Nitratauswaschung auf sandigen Böden am grössten und auf schweren Böden am geringsten ist.

Obwohl der Boden bezüglich N-Auswaschung eine relevante Rolle spielt, ist die Nitratproblematik in der Schweiz nicht dort am grössten, wo die Böden skelettreich, flachgründig und/oder wasser-durchlässig und damit bezüglich N-Auswaschung gefährdet sind. Sie ist vor allem dort zu finden, wo die Böden intensiv landwirtschaftlich und insbesondere acker- und gemüsebaulich genutzt werden (Abbildungen 1 bis 3).

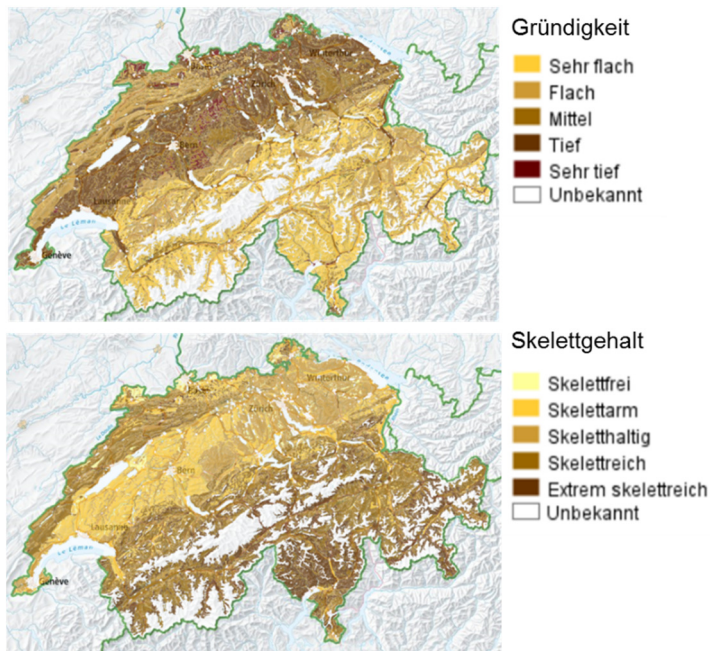


Abbildung 1: Gründigkeit und Skelettgehalt des Bodens in der Schweiz. Quelle: <https://maps.geo.admin.ch>; abgefragt im April 2017.

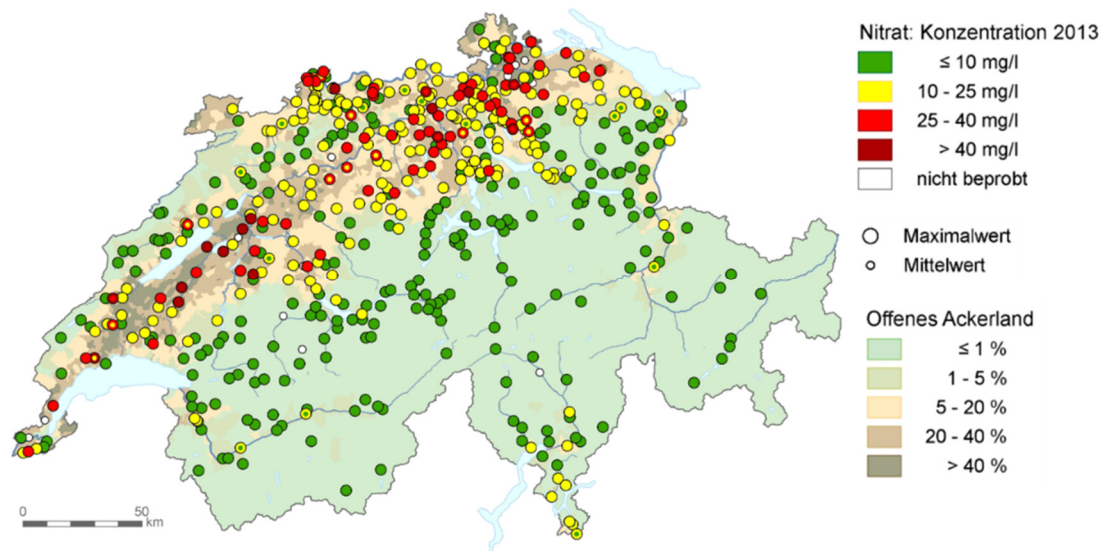


Abbildung 2: Nitratkonzentration im Grundwasser und Ackeranteil im Jahr 2013. Quelle: www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-des-grundwassers/grundwasser-qualitaet/nitrat-im-grundwasser.html; abgefragt im Mai 2017.

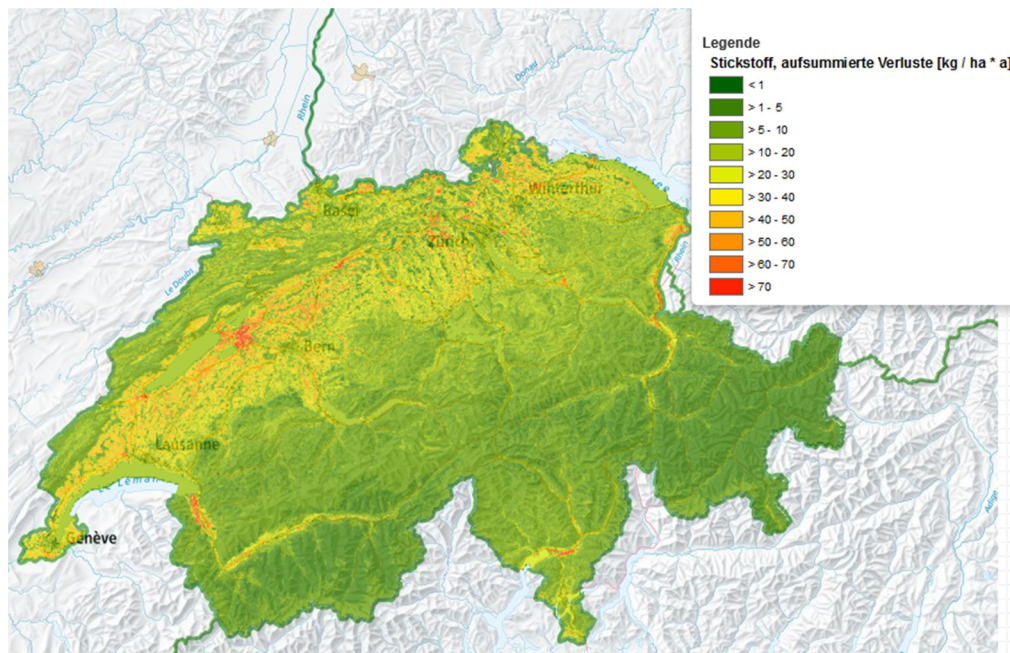


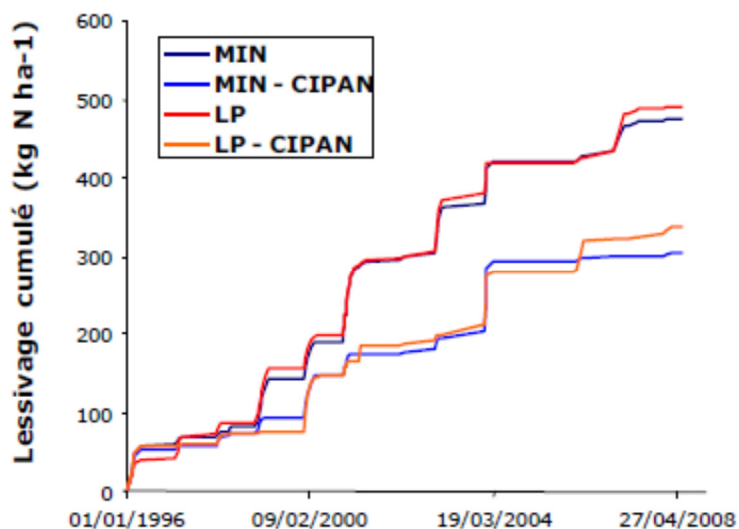
Abbildung 3: Diffuse Stickstoffeinträge in die Gewässer. Quelle: <https://map.geo.admin.ch>; abgefragt im April 2017.

Im einem Lysimeterversuch von Spiess *et al.* (2011) beeinflusste die Niederschlagsmenge die N-Auswaschung mehr als die Düngerform. Der hohe Einfluss der Niederschlagsmenge und deren Verteilung auf die Nitrat auswaschung wird von zahlreichen Studien bestätigt (z. B. Peyraud *et al.*, 2012; Spiess *et al.*, 2011).

3.1.3 Nitratauswaschung bei organischer im Vergleich zu mineralischer Düngung

Der Einfluss der Form der N-Gabe (organisch, mineralisch, organisch-mineralisch) auf die Nitratauswaschung wurde von zahlreichen Autoren untersucht. Laut einer umfassenden Literaturstudie von Peyraud *et al.* (2012) belegen zahlreiche Studien aus den 1980er und 1990er Jahren zur N-Verfügbarkeit, dass die Düngung mit Hofdüngern nicht generell zu höheren N-Verlusten führt im Vergleich zur Düngung mit Mineraldünger-N, wenn sie dem Bedarf der Kulturen angepasst ausgebracht wird. Bei Hofdüngergaben im Frühling ist das in der Regel der Fall, vorausgesetzt der N-Gehalt der Gülle ist bekannt und der Gesamtbedarf der Kulturen wird durch mehrere Teilgaben gedeckt.

Leterme und Morvan (2010) fanden bei einer Mais-Weizen-Fruchtfolge in einem langjährigen Lysimeterversuch (15 Jahre) keinen Unterschied bezüglich N-Auswaschung bei rein mineralischer und bei sachgerechter organischer Düngung mit Schweinevollgülle bei gleichen Erträgen. Die Frühlingsdüngung des Mais in Form von gelagertem sowie von kompostiertem Rindermist führte zu denselben Ergebnissen. Im gleichen Lysimeterversuch erwies sich das Anbauen von Zwischenkulturen bezüglich N-Auswaschung deutlich relevanter als die Form der N-Düngung (Abbildung 4).



Legende:

Min: mineralische Düngung

Min – CIPAN: mineralische Düngung und Zwischenkultur

LP: Organische Düngung mit Schweinevollgülle

LP – CIPAN: Organische Düngung mit Schweinevollgülle und Zwischenkultur

(CIPAN = Culture intermédiaire piège à nitrate)

LP = Lisier de porcs)

Abbildung 4: Kumulierte N-Verluste durch Auswaschung nach mineralischer und organischer Düngung in einem langjährigen Lysimeterversuch. Quelle: Leterme und Morvan (2010).

Drei verschiedene Düngungsverfahren (mineralisch, organisch und mineralisch kombiniert, nur organisch) unterschieden sich in einem siebenjährigen Lysimeterversuch von Agroscope bezüglich N-Auswaschung nicht wesentlich (Spiess *et al.*, 2011). Stauffer und Spiess (2005) stellten in einem sechsjährigen Lysimeterversuch bei Klee gras geringere, jedoch bei einer reinen Mais und bei einer Fruchtfolge mit Mais und Sommergerste (dazwischen Schwarzbrache oder Gründüngung) höhere Nitratverluste bei organischer im Vergleich zu mineralischer Düngung fest.

Im ersten Versuchsjahr eines Lysimeterversuchs mit Schweinegülle oder mineralischem Dünger auf Getreide beobachteten Bergström und Kirchmann (2006) bei der Ausbringung der gleichen N_{verf} -Menge von 100 kg N_{verf} pro ha und Jahr (gerechnet mit den Versuchsdaten) eine 1,4 Mal höhere Nitrat auswaschung mit der Gülle als mit der mineralischen Düngung. Die Düngung wurde jedoch mit einer Einzelgabe von entsprechend 106 m³ Gülle/ha verabreicht. Dieses Güllevolumen ist deutlich grösser als das in der Schweiz als maximale Einzelgabe auf normal belastbaren Böden betrachtete Volumen von 60 m³/ha (Richner und Sinaj, 2017). Der Unterschied in der Nitrat auswaschung wurde zudem im zweiten Versuchsjahr nicht beobachtet.

Fazit 4: Eine zeit- und bedarfsgerechte organische N-Düngung von Ackerkulturen und Grasland führt kurzfristig im Vergleich zur mineralischen N-Düngung nicht generell zu höherer Auswaschung. Entscheidend für die N-Verluste sowohl aus organischen wie aus mineralischen Düngern sind v. a. der Zeitpunkt der Gabe und die Übereinstimmung der Gabe mit dem Bedarf der Kulturen.

3.1.4 Nitrat auswaschung in Abhängigkeit der organischen N-Düngermenge unter Grasland

Vertès *et al.* (2008) zeigen auf der Basis einer umfassenden europäischen Literaturrecherche zu Düngungsversuchen auf Grasland, dass die N-Verluste durch Auswaschung auf Weiden ab N-Düngergaben von über 200 kg N-Mineraldüngeräquivalenten pro ha und auf Mähwiesen von über 400 kg N-Mineraldüngeräquivalenten pro ha exponentiell ansteigen (Abbildung 5). Das N-

Mineraldüngeräquivalent entspricht ungefähr dem Konzept des N_{verf} , das in der „Suisse-Bilanz“ verwendet wird. In Vertès *et al.* (2008) wird der Anteil der mineralischen Düngung an der totalen N-Düngung nicht angegeben, was eine Umrechnung der N_{verf} -Mengen in N_{ges} -Mengen verunmöglicht. Aus der Analyse von Ergebnissen aus mehreren Untersuchungen schliessen Vertès *et al.* (2007), dass das Nitratauswaschungsrisiko auf Weiden bis zu einem Weidebesatz von 550 Weidetage•GVE pro Jahr gering bleibt. Diese Anzahl Weidetage•GVE entspricht der Beweidung mit 3 GVE/ha während 183 Tagen oder 2,5 GVE/ha während 220 Tagen.

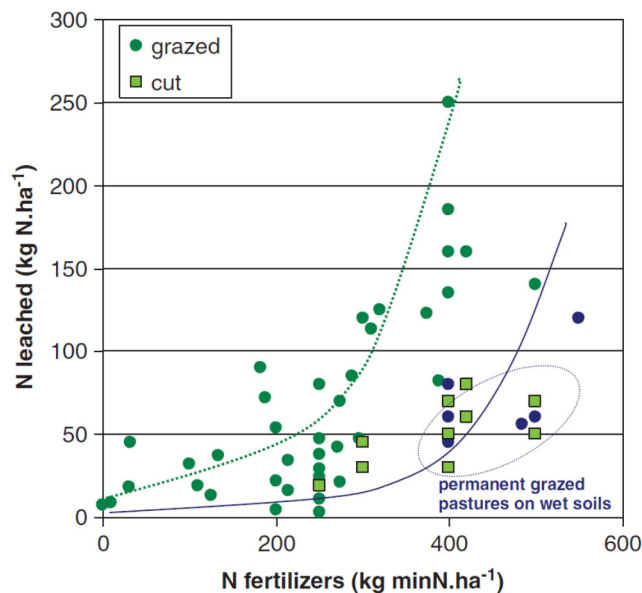


Abbildung 5: Einfluss der N-Düngung bzw. der Beweidung auf die N-Verluste durch Auswaschung. Synthese aus Forschungsergebnissen von Walther (1989), Simon *et al.* (1997), Vertès *et al.* (2007) und Laurent *et al.* (2000). Quelle: Vertès *et al.* (2008) in Delaby *et al.* (2014); minN: N-Mineraldüngeräquivalent.

Peyraud *et al.* (2012) bestätigen in ihrer sehr umfassenden europäischen Studie zu den N-Flüssen auf Tierhaltungsbetrieben die Arbeiten von Vertès *et al.* (2008). Es kann davon ausgegangen werden, dass die von Vertès *et al.* (2008) sowie Peyraud *et al.* (2012) umschriebenen Daten zur N-Auswaschung in Abhängigkeit der N-Düngung dem heutigen Stand des Wissens auf europäischer Ebene entsprechen.

Prasuhn *et al.* (2013) massen in einem Schweizer Lysimeterversuch in Eschikon/Lindau, dass die Düngung einer intensiven Mähwiese mit vier Güllegaben à 30 kg N_{verf} /ha (total 120 kg) im Durchschnitt dreier Jahre nur zu einer minimalen Auswaschung von 1,2 kg Nitrat-N pro ha führte. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen von Nyfeler (2009) für Kunstwiesen: Mit einer mineralischen Düngung von 150 kg N_{verf} pro ha und Jahr wurde eine sehr tiefe Nitratkonzentration im Bodenwasser gemessen, auch für kleereiche Bestände. Die Versuchsergebnisse von Nyfeler *et al.* (2011) zeigen, dass mit einer Düngung von 150 kg N_{verf} pro ha und Jahr das Nitratauswaschungsrisiko unter produktiven Klee-gras-Wiesen gegenüber reinen Grasbeständen trotz bedeutendem Kleeanteil nicht erhöht ist. Stauffer und Spiess (2005) zeigen in Lysimeterversuchen unter mit 116 kg Ammonium-N (bzw. 219 kg N_{ges} ; entspricht ca. 130 kg N_{verf}) aus Rindergülle gedüngtem Klee-gras im Durchschnitt von sechs Jahren Auswaschungen von 13 kg Nitrat-N pro ha und Jahr, im Vergleich zu 224 kg N pro ha und Jahr unter einer nicht gedüngten Schwarzbrache. Diese Ergebnisse

bestätigen die von Vertès und anderen Autoren auf europäischer Ebene beschriebenen Beobachtungen für Schweizer Bedingungen.

Herndl *et al.* (2013) massen in einem dreijährigen Lysimeter-Feldversuch in Österreich unter ähnlichen klimatischen Bedingungen wie in der Schweiz (durchschnittlicher Jahresniederschlag von 1040 mm) bei organischen N-Gaben auf Grasland mit Rindergülle von bis zu 140 kg N_{ges} pro ha ausgewaschene Nitratmengen von maximal 5 kg pro ha. In diesem Versuch entsprach aber die Düngung einer Nährstoffmenge von nur 1,3 DGVE/ha.

Anhand von Modellrechnungen zeigen Peyraud *et al.* (2012) einen Zusammenhang zwischen der zusätzlichen mineralischen N-Düngung der Weideflächen und der Anzahl Weidetage einerseits, und dem Risiko für Nitratauswaschung andererseits (Tabelle 7).

Tabelle 7: Einfluss der jährlichen Düngung mit mineralischem Stickstoff auf das N-Auswaschungsrisiko auf Weiden. Quelle: Peyraud *et al.* (2012).

Fertilisation (kg N/ha)	0	100	320
Jours de pâturage (/ha)	456	550	689
Teneur en N de l'herbe (g/kg MS)	25,1	28,4	35,4
Herbe ingérée	176	238	369
Autres aliments	55	64	82
Lait	56	66	83
Fèces ⁽¹⁾	62 (12)	74 (15)	93 (19)
Urine ⁽¹⁾	113 (23)	161 (33)	276 (55)
Risque de lessivage	28	44	161

(1) dont quantités émises hors parcelle liées à la traite

Troxler *et al.* (2010) verglichen die N Auswaschung unter einem reinen Grasbestand, welcher pro ha mit 120 kg Mineraldünger-N plus entweder 71–260 kg N_{ges} in Form von Rinderkot oder 144–536 kg N_{ges} in Form von Rinderharn gedüngt wurde. Bei mit Kot gedüngten Flächen wurde wesentlich weniger N ausgewaschen als bei N-Gaben in Form von Harn. Bei einer ähnlichen N-Düngungsmenge wurde 2-3 Mal mehr N in den Harn- als in den Kotverfahren ausgewaschen.

Langjährige Lysimeterversuche in Gumpenstein (AU) lassen darauf schliessen, dass unter Dauergrasland bei in Österreich üblichen Viehdichten unter 2 GVE pro ha, gleichmässiger Verteilung der Hofdünger und Verzicht auf zusätzlichen Mineraldünger-Stickstoff weniger als 3 kg N pro ha pro Jahr ausgewaschen werden (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, 2012).

Fazit 5: Unter Grasland ist bei Mähnutzung kurzfristig erst ab N_{verf}-Gaben von 400 kg pro ha und Jahr und bei Weidenutzung bei N_{verf}-Gaben über 200 kg pro ha und Jahr mit exponentiell steigenden Nitratverlusten von über 40 kg N pro ha und Jahr zu rechnen. Solche Gaben entsprechen theoretisch ungefähr der N-Menge von 3.7 (Weidenutzung) bis 7.4 (Mähnutzung) DGVE pro ha. Die Flächen auf denen die Versuche zu diesen Werte geführt haben, wurden jedoch teilweise mit mineralischem Dünger gedüngt.

3.1.5 Nitratauswaschung unter Ackerland in Abhängigkeit der organischen N-Düngermenge

Auf Ackerland werden in der Schweiz vermutlich meistens weniger organische Dünger ausgebracht als auf Grasland. Dies vor allem, weil

- die Mehrheit der Hofdüngermenge auf Graslandbetrieben anfällt (in der Schweiz sind ca. 80 % der GVE raufutterverzehrende Tiere; Tabelle 4).
- die meisten Ackerkulturen während einer kurzen Zeit im Frühling einen hohen N-Bedarf haben und das N:P-Verhältnis des Nährstoffbedarfs der Kulturen mit jenem in den Hofdüngern nicht übereinstimmt (Tabelle 2), so dass eine ausgeglichene Düngung ausschliesslich in Form von Hofdüngern in der Regel schwierig ist.
- sich die N-Nachwirkung hoher organischer Düngergaben bei verschiedenen Ackerkulturen negativ auf die Qualität der Ernteprodukte auswirken kann (z. B. Kartoffeln, Zuckerrüben).
- die Ausbringung von Hofdüngern in die stehenden Beständen zu späteren Zeitpunkten ohne Schädigung der Kultur technisch nicht mehr möglich ist.

Vertès *et al.* (2008), Peyraud *et al.* (2012) und Webb *et al.* (2013) beschreiben die hohe Relevanz der Übergänge zwischen Kulturen auf die Nitratauswaschung. Es ist deshalb zwingend, bei der Diskussion von Nitratauswaschung nach Hofdüngergaben im Ackerbau die gesamte Fruchtfolge zu betrachten. In der Schweiz wird in Nitratgebieten deshalb mit Instrumenten wie dem Nitratindex, welcher das durch die Bewirtschaftungsmassnahmen bedingte Nitratauswaschungspotenzial über Fruchtfolgen abschätzt, gearbeitet.

Die Höhe und der Zeitpunkt der N-Einzelgaben, die Ausrichtung nach dem Bedarf der Kultur und die Kulturübergänge sind bezüglich Nitratauswaschung unter Ackerkulturen entscheidend.

Spieß *et al.* (2011) massen bei nach GRUDAF 2001 bemessenen N-Gaben von 102 bis 123 kg N_{lös} in einer Fruchtfolge mit verschiedenen Ackerkulturen im Mittel von sieben Jahren Nitratauswaschungen zwischen 5 kg N (Trockenjahr 2003/04) und 200 kg N (sehr nasses Jahr 2006/2007) pro ha. Die Niederschlagsmenge beeinflusste die N-Auswaschung mehr als die Düngerform (rein mineralisch, mineralisch-organisch, rein organisch).

Peyraud *et al.* (2012) geben für verschiedene in der Bretagne auf Betrieben mit Tierhaltung üblichen Fruchtfolgen die in Tabelle 8 zusammengefassten N-Auswaschungsmengen an.

Tabelle 8: N-Auswaschung unter verschiedenen Fruchtfolgen in der Bretagne bei Winterniederschlägen von über 400 mm. Quelle: Peyraud *et al.* (2012).

Kulturen in der Fruchtfolge (FF)	N-Auswaschung (kg/ha/Jahr)
Silomais - Zwischenfrucht - Silomais - Getreide - Zwischenfrucht	38
Silomais - Getreide - Zwischenfrucht	40
Silomais - Getreide - Raps - Getreide - Zwischenfrucht	42

Fazit 6: Bei organischen N-Gaben sind bei Ackerkulturen hinsichtlich Nitrat auswaschung ganz besonders der Zeitpunkt der Gabe, die Höhe der Einzelgaben (Splitting hoher Gaben), die Abstimmung der Gabe auf den Bedarf der Kultur sowie die Gestaltung der Übergänge zwischen den Kulturen bzw. der Fruchtfolge relevant. In einem Schweizer Lysimeterversuch variierten die ausgewaschenen N-Mengen bei gleicher Düngung zwischen Nass- und Trockenjahren um den Faktor 40 (5 kg vs. 200 kg pro ha). Ob die Gaben in mineralischer oder organischer Form erfolgen spielt dagegen mittelfristig eine untergeordnete Rolle.

3.1.6 Einfluss des Hofdüngermanagements auf die Nitrat auswaschung

Neben den in den Kapiteln 3.1.1 bis 3.1.5 beschriebenen Einflussfaktoren auf die Nitrat auswaschung spielt das Düngungsmanagement eine entscheidende, die übrigen Faktoren oftmals über-treffende Rolle bezüglich Nitrat auswaschung.

Der Ausbringzeitpunkt sowie die Höhe der N-Einzelgaben sind wesentliche und gut dokumentierte Einflussfaktoren der Nitrat auswaschung (z. B. Webb *et al.*, 2001; Webb *et al.*, 2013; Vertès *et al.*, 2008). Eine nicht zeitgerechte und nicht an den Bedarf der Kulturen angepasste organische Dün-gung kann zu erhöhten N-Auswaschungen führen. Webb *et al.* (2013) weisen in einer umfassen- den europäischen Literaturübersicht zur N-Effizienz von Hofdüngern auf den entscheidenden Ein- fluss des Zeitpunkts organischer Düngergaben auf die Nitrat auswaschung in Regionen mit middle- ren bis hohen Winterniederschlägen hin.

Herbstgaben organischer Dünger in Regionen mit mittleren bis hohen Herbst- und Winternieder- schlägen verursachen auf verschiedenen Böden in der Regel höhere Nitratverluste als Frühlings- gaben (z. B. Webb *et al.*, 2013; Vertès *et al.*, 2007; Vertès *et al.*, 2008; Thomsen, 2005; Simon und Le Corre, 1988 in Peyraud *et al.*, 2012). Ebenso bergen die Harnstellen bei Herbstweiden ein er- höhtes Auswaschungsrisiko (Troxler *et al.*, 2010; Peyraud *et al.*, 2012; Vertès *et al.*, 2008).

Wissenschaftliche Studien aus verschiedenen europäischen Ländern zeigen, dass der Ausbring- zeitpunkt und die N-Aufnahmefähigkeit durch die Pflanzen die Nitratverluste stärker beeinflussen als die ausgebrachte N-Menge (Leterme und Morvan, 2010; Peyraud *et al.*, 2012; Wolf und Laser, 2015).

Vertès *et al.* (2007) fanden eine signifikante Beziehung zwischen N-Saldoüberschüssen und N- Auswaschung auf Grasland: Ca. 40 bis 50 % des überschüssigen N wurden ausgewaschen. Schröder *et al.* (2010) ziehen denselben Schluss insbesondere für Grasland auf sandigen Böden. N-Importe auf die Betriebe (in Form von Futter- oder Düngemitteln) sind in der Regel der treibende Einfluss auf das Ausmass der N-Überschüsse (McCarthy *et al.*, 2015).

Braun und Prasuhn (1997) schlagen sieben Massnahmen zur Reduktion der N-Auswaschung vor:

1. Fruchtfolgen anpassen
2. Untersaaten, integrierte Beikrautregulierung
3. Konservierende Bodenbearbeitung bei Graslandumbruch
4. Standortgerechter Ackerbau, standortgerechte Düngung
5. bedarfsgerechte Düngung, ausgeglichene N-Bilanz
6. zeitgerechte Düngung
7. ökologische Ausgleichsflächen

Fazit 7: Die Menge an organischer N-Düngung ist nur eine von vielen sich gegenseitig beeinflussenden Faktoren, welche die Nitratauswaschung aus Landwirtschaftsflächen mitbestimmen. Von den Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern nicht beeinflussbare Standortfaktoren (Boden, Niederschlag, weitere) beeinflussen die Effekte der N-Hofdüngergaben. Bei guter landwirtschaftlicher Praxis ist das Hofdüngermanagement (insbesondere Höhe der Einzelgaben, Ausrichtung auf den Bedarf der Kulturen/Ausbringzeitpunkt) bezüglich Nitratverlusten entscheidend.

3.2 Stickstoffverluste in die Oberflächengewässer bei einer jährlichen organischen Düngung von 3 DGVE pro ha

3.2.1 N-Verluste in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung

Die Abschwemmung erfolgt über den Oberflächenabfluss und hängt von Niederschlag, Landnutzung, Hofdüngermanagement, Hangneigung und Bodendurchlässigkeit ab. Der Haupteintragspfad von N in die Gewässer ist die Nitratauswaschung; die Abschwemmung spielt eine untergeordnete Rolle. N-Einträge durch Abschwemmung machen im Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen (REZGUS) ca. 1 % der gesamten diffusen N-Einträge aus (Braun und Prasuhn, 1997; Hürdler *et al.*, 2015). Im Einzugsgebiet des Greifensees trägt die N-Abschwemmung rund 1 % zur Belastung der Oberflächengewässer bei (s. Bsp. Einzugsgebiet Greifensee, Abbildung 6). Stickstoff kann entweder direkt von der Oberfläche in Gewässer abgeschwemmt oder über Schächte oder Drainagen in Oberflächengewässer eingetragen werden. Der N kann dabei direkt aus der Gülle an der Oberfläche oder aus gelöstem N aus der obersten Bodenschicht stammen.

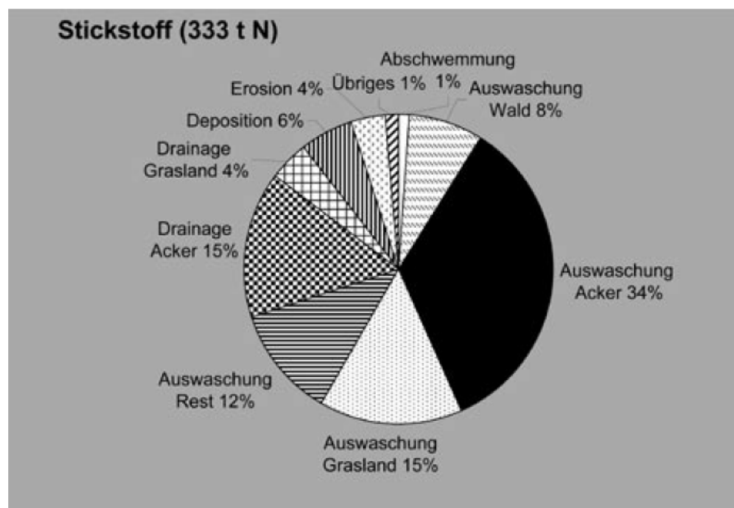


Abbildung 6: Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer im Wassereinzugsgebiet des Greifensees, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Eintragspfaden. Quelle: Prasuhn *et al.* 2004.

Prasuhn *et al.* (2013) unterscheiden bei N im Gegensatz zu P nicht zwischen partikulärem und gelöstem N, da der Anteil der partikulären N-Einträge an der gesamthaft in die Gewässer eingetragenen N-Menge mit ca. 7 % vergleichsweise gering ist.

Grundsätzlich ist das N-Abschwemmungsrisiko umso höher, je höher die Düngung mit Hofdüngern ist. Abschwemmung von Nährstoffen in die Oberflächengewässer wurde vor allem im Zu-

sammenhang mit der Eutrophierung von Seen untersucht. Dabei wurde der Fokus v. a. auf P gelegt, da dieser bezüglich Gewässereutrophierung in der Schweiz relevanter ist als N, was die vergleichsweise spärlichen wissenschaftlichen Untersuchungen zur Abschwemmung von N erklärt.

Die aktuelle Forschung von Agroscope zeigt, dass relativ kleinräumige Flächen einen überproportional grossen Beitrag zum Eintrag von Stoffen in die Gewässer beitragen. Die Erkenntnisse wurden in den Gewässeranschlusskarten publiziert (<https://maps.geo.admin.ch>) und auch ins Modell MODIFFUS einbezogen (Hürdler *et al.*, 2015).

Smith *et al.* (2001a) stellen in einer englischen Studie fest, dass die Gefahr von N-Abschwemmung bei Güllegaben über ca. 50 m³ pro ha (2.5-3 t TS/ha) rasch ansteigt.

Fazit 8: Das N-Abschwemmungsrisiko steigt generell mit zunehmender organischer N-Düngung. Die N-Abschwemmung spielt jedoch als Eintragspfad für N in die Gewässer im Vergleich zur N-Auswaschung eine untergeordnete Rolle.

3.3 Effekt des ausgebrachten Flüssigkeitsvolumens und der Standorteigenschaften auf das Nährstoffverlustrisiko

Flüssige Dünger können direkt nach der Ausbringung oberflächlich abfliessen, durch Niederschläge oberflächlich abgeschwemmt werden oder über Makroporen bis ins Grundwasser versickern. Das Risiko für den Transport von Nährstoffen aus flüssigen Düngern in Oberflächengewässer oder Grundwasser hängt vom Volumen und dem Nährstoffgehalt der Einzelgaben sowie von den Standortverhältnissen ab. Die Belastbarkeit der Standorte mit flüssigen Düngern wurde anhand von Porenzustand des Bodens, Mächtigkeit des Bodenfilters, Rückhaltevermögen des Bodenfilters, Bepflanzung der Parzelle und den topographischen Verhältnissen im Kapitel „Düngung und Umwelt“ der GRUD 2017 (Richner *et al.*, 2017) in drei Kategorien eingeordnet und das maximale Volumen der Einzelgaben an flüssigen Düngern für jede dieser Kategorien definiert (Tabelle 9). Drei DGVE produzieren pro Jahr 130 m³ Gülle 1:1 mit Wasser verdünnt (übliche Verdünnung von Vollgülle) bei einem Aufstallungssystem, in welchem nur Gülle (und kein Mist) produziert wird (Berechnungsbasis = Milchkühe mit einer Milchleistung von 7500 kg und einem Hofdüngeranfall von 23 m³ unverdünnte Vollgülle pro Jahr nach GRUD 2017, umgerechnet auf DGVE anhand des Verhältnis N-Ausscheidung einer DGVE:N-Ausscheidung einer Milchkuh mit Milchleistung von 7500 kg/Jahr). In der 1994er Version der „Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau“ (Walther *et al.*, 1994) hatte die Norm-Milchkuh eine Milchleistung von 5000 kg/Jahr und schied 105 kg N und 15 kg P aus. Sie entsprach also genau 1 DGVE. Der unverdünnte Vollgülleanfall dieser Kuh wurde damals auf 20 m³ geschätzt. Der hier geschätzte Anfall von 130 m³ 1:1 verdünnte Vollgülle für 3 DGVE ist also 10 m³ höher als der Vollgülleanfall von 3 DGVE gemäss Walther *et al.* (1994). Um das maximale Volumen der Einzelgaben gemäss GRUD 2017 nicht zu überschreiten, muss bei normaler Belastbarkeit des Standorts das verdünnte Güllevolumen von 3 DGVE/ha in 2,2 Gaben pro Jahr ausgebracht werden. Diese minimale Anzahl Gaben muss auf 3,2 und 5,2 erhöht werden, wenn der Standort reduziert oder beziehungsweise wenig belastbar ist (Tabelle 9). Eine Aufteilung der Gülleausbringung in 2-3 Gaben stellt pflanzenbaulich kein Problem dar. Dagegen ist eine Aufteilung in 5 oder mehr Gaben bei kurzer Vegetationsperiode (Berggebiet) oder bei Kulturen, bei welchen Gülle anbautechnisch nur während einer kurzen Zeit einsetzbar ist (z. B. Mais), schwierig zu erreichen. Auf wenig belastbaren Standorten kann also das Güllevolumen von 3 DGVE/ha (1:1 verdünnt) nur dann sachgemäss ausgebracht werden, wenn die Vegetationsperiode und die Kultur (bzw. die Fruchtfolge) 5-6 Güllegaben pro Jahr erlaubt (z. B. intensiv bewirtschaftete

Wiesen im Talgebiet). An Standorten, die wegen ihren Bodeneigenschaften als wenig belastbar für flüssige Dünger gelten (z. B. flachgründige oder verdichtete Böden), sind jedoch auch unterdurchschnittliche Erträge zu erwarten, sodass der Nährstoffbedarf der Kultur auf solchen Standorten kaum die Nährstoffmenge von 3 DGVE/ha erreichen wird.

Tabelle 9: Maximale Einzelgaben an flüssigen Düngern in Abhängigkeit der Belastbarkeit des Standorts (Richner et al., 2017) und resultierende minimale Anzahl Gaben pro Jahr für eine totale Gülleausbringung von 130 m³.

Belastbarkeit	Maximale Einzelgabe (m ³ /ha)	Minimale Anzahl Gaben für 130 m ³ Gülle
Normal	60	2,2
Reduziert	40	3,2
Wenig	25	5,2

3.4 Langfristiger Effekt der organischen Düngung auf den Aufbau des organischen Stickstoffgehalts im Boden

Ein Teil des N in Gülle und Mist ist organisch gebunden und für die Pflanzen nicht unmittelbar verfügbar. Dieser N wird Bestandteil der organischen Substanz des Bodens und wird erst durch zum Teil Jahre dauernde Abbauprozesse mineralisiert. Der Anteil des mittelfristig pflanzenverfügbaren N (N_{verf}) wird in der „Suisse-Bilanz“ mit 60 % des N_{ges} für Gülle (Basis-N-Ausnutzungsgrad) und 48 % des N_{ges} für Mist geschätzt (Wegleitung „Suisse-Bilanz“, Auflage 1.13, Oktober 2016). Für Gülle entspricht dieser Wert dem Mittelwert der in den GRUD 2017 (Richner und Sinaj, 2017) angegebenen $N_{\text{verf}}/N_{\text{ges}}$ -Verhältnisse für Rindervollgülle oder Schweinegülle. Für Mist entspricht dieser Wert gemäss GRUD 2017 ungefähr dem Mittelwert der $N_{\text{verf}}/N_{\text{ges}}$ -Verhältnisse für Schaf-, Ziegen- oder Schweinemist und dem maximalen Wert für Laufstallmist. Viele Flächen der Regionen mit einem grossen Anteil an Viehhaltungsbetrieben werden aber Jahr für Jahr mit Hofdüngern gedüngt. Es stellt sich also die Frage, in welchem Umfang der organische N sich im Boden anhäuft, immer mehr zur Ernährung der Pflanzen beiträgt, oder aus dem System als reaktive oder nicht-reaktive N-Verbindungen verloren geht. Eine schon existierende, umfassende Literaturlauswertung mit dem Ziel, diese Fragen zu beantworten, wurde nicht gefunden. Diese Fragen wurden nur relativ selten in Langzeitversuchen untersucht. Deshalb, und weil der Gehalt an organischem N im Boden in Verbindung mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (C) im Boden steht (Persson und Kirchmann, 1994; Maltas *et al.*, 2013), wurde die Literatur zum Hofdüngereffekt auf die C-Speicherung im Boden auch berücksichtigt.

3.4.1 Ackerbau

Ein Agroscope-Versuch verglich die Wirkung der Düngungsform auf den Gehalt an organischer Substanz und an totalem N in einem ackerbaulich genutzten Boden. Ein Verfahren war nur mineralisch gedüngt, ein Verfahren bekam jährlich 22 m³ Gülle pro ha und zwei Verfahren bekamen 12 t Mist pro ha und Jahr (jährlich oder alle 3 Jahre verabreicht). Nach 12 Jahren unterschiedlicher Düngungsform unterschied sich der Gehalt an organischer Substanz und an totalem N im Boden der Verfahren mit Hofdünger nicht signifikant von demjenigen im Boden der Verfahren mit nur Minerale Dünger (Maltas *et al.*, 2013; Tabelle 10). In einem weiteren Langzeit-Ackerbauversuch von Agroscope war nach 34 Jahren unterschiedlicher Düngungsform der N-Gehalt im Boden nur im Verfahren mit der höchsten Mistdüngung (70 t/ha alle 3 Jahre) höher als im rein mineralisch gedüngten Verfahren. Die Verfahren mit 35 t/ha Mist alle 3 Jahre oder 40 m³/ha Gülle pro Jahr zeig-

ten keinen signifikanten Unterschied zum rein mineralisch gedüngten Verfahren (Maltas *et al.*, 2012). Im DOK-Versuch (CH) hat in den 27 Jahren zwischen 1977 und 2004 der Gehalt an organischer Substanz im Boden abgenommen, auch in den immer mit Hofdünger gedüngten Verfahren (Leifeld *et al.*, 2009). Eine deutliche Zunahme des Gehalts an organischer Substanz im Boden wurde in einem Langzeitversuch mit Getreiden im Rothamsted (UK) im Verfahren mit einer jährlichen Ausbringung von 35 t Mist/ha beobachtet (Johnston *et al.*, 2009). In Bezug auf das gesamte N (N_{ges}) entsprach diese Hofdüngermenge ca. 2.5 DGVE/ha. Nach 150 Jahren schien sich der organische C-Gehalt des Bodens bei 2,8 % zu stabilisieren (gegenüber 1,1 % im mineralisch gedüngten Verfahren; Johnston *et al.*, 2009; Abbildung 7).

Tabelle 10: Ergebnisse aus Langzeitversuchen im Ackerbau zur zeitlichen Veränderung der N- und C-Gehalte des Bodens. Die Tabelle zeigt den Unterschied im N-Gehalt des Bodens (N) und im Gehalt an organischer Substanz (OS) oder organischem Kohlenstoff (C_{org}) gegenüber den rein mineralisch gedüngten Verfahren am Ende des Versuches und/oder gegenüber dem Zustand am Anfang des Versuches. ns: kein signifikanter Unterschied; + bzw. -: signifikant positiv, bzw. negativ; (+) bzw. (-): Trend für einen positiven bzw. negativen Unterschied, jedoch statistisch nicht signifikant. Die kursiven Zeichen zeigen, dass der Unterschied in der originalen Publikation nicht statistisch ausgewertet wurde.

Versuch	Anzahl Jahre	Hofdünger			Unterschied mit			Referenz
		Typ	Menge/ha/Jahr		mineralischer Düngung		Versuchsanfang	
			t oder m ³	N_{ges}	N	OS, C_{org}	OS, C_{org}	
Changins(1) (CH)	12	Mist	12 t	55	ns	ns	<i>ns</i>	Maltas <i>et al.</i> , 2013
		Gülle	22 m ³	31	ns	ns	<i>ns</i>	
Changins(2) (CH)	34	Mist	11.7 t	64	ns		(-)	Maltas <i>et al.</i> , 2012
		Mist	23.3 t	128	+		(+)	
		Gülle	41 m ³	69	ns		(-)	
DOK (CH)	27	Mist & Gülle	2,27 t OS ^{a)}	100		(+)	-	Leifeld <i>et al.</i> , 2009
			2,27 t OS ^{a)}	157 ^{b)}		(+)	-	
Rothamsted (UK)	150	Mist	35 t	(230) ^{c)}		+	+	Johnston <i>et al.</i> , 2009
Tetto Frati (I)	23	Mist	(30 t) ^{c)}	152	+			Zavattaro <i>et al.</i> , 2016
		Mist	(60 t) ^{c)}	292	+			
		Gülle	(60 m ³) ^{c)}	133	(+)			
		Gülle	(120 m ³) ^{c)}	254	(+)			

^{a)} OS = Organische Substanz.

^{b)} Inklusiv ca. 50 kg mineralischer N pro ha und Jahr.

^{c)} Geschätzt aus unvollständigen Angaben.

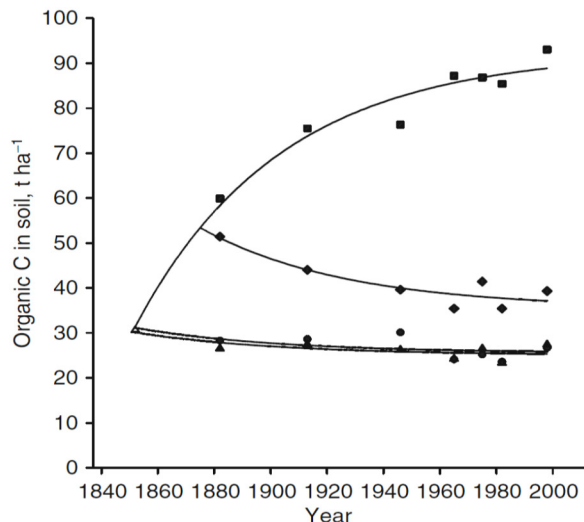


Abbildung 7: Entwicklung des Gehalts an organischem Kohlenstoff während 150 Jahren in einem Ackerbauversuch (durchgehend Getreideanbau) im Rothamsted (UK) für die Verfahren „ohne Düngung ▲“, „mineralisch gedüngt ●“ und „gedüngt mit 35 t Mist pro ha und Jahr ■“ (◆: 35 t Mist von 1852 bis 1871, dann ohne Düngung). Quelle: Johnston *et al.* (2009).

Spieß *et al.* (2011) stellten in einem Lysimeterversuch bei einer siebenjährigen Fruchtfolge bei gleichen N-Düngermengen (Basis N_{verf}) leicht höhere Erträge fest bei organischen gegenüber mineralischen Düngerformen. Sie schlussfolgern, dass das im Versuchsmassstab mögliche optimale Hofdüngermanagement dazu führte. Es gab keine deutliche zeitliche Entwicklung des Ertragsunterschieds zwischen den zwei Düngerformen. Dieser scheint eher kulturabhängig gewesen zu sein (kein Ertragsunterschied bei den Ackerkulturen im Durchschnitt über die 7 Jahre und ein deutlicher Unterschied bei den Zwischenkulturen und Kunstwiese).

3.4.2 Grasland

Schröder *et al.* (2007) konzipierten einen Versuch, um die Entwicklung der N-Mineraldünger-Äquivalenz von einer über 4 Jahren wiederholten Ausbringung von Hofdünger auf Grasland zu verfolgen. Die ausgebrachten Hofdüngermengen entsprachen einer N-Düngung von ungefähr 300 kg N_{ges} pro ha und Jahr und waren also in der Größenordnung von 3 DGVE pro ha und Jahr. Die Mineraldünger-Äquivalenz zeigt die Ertragswirkung der Hofdünger-Düngung im Vergleich zur mineralischen Düngung in kg mineralischem N-Äquivalent per 100 kg ausgebrachtem N_{ges} . In der „Suisse-Bilanz“ wird der Anteil an pflanzenverfügbarem N (N_{verf}) im Hofdünger im Sinne der Mineraldünger-Äquivalenz gehandhabt. In der Studie von Schröder *et al.* (2007) und für breitverteilte Gülle stieg die N-Mineraldünger-Äquivalenz von 49 im ersten Jahr auf 54 im vierten Jahr. Für Mist war die N-Mineraldünger-Äquivalenz im ersten Jahr 34 und im vierten Jahr 37. Trotz leichtem Anstieg blieb die N-Mineraldünger-Äquivalenz in diesem Versuch auch im vierten Jahr mit konsekutiver Hofdüngerdüngung tiefer als die für die „Suisse-Bilanz“ verwendeten N_{verf} -Werte (60 % für Gülle und 48 % für Mist).

Ein paar wenige Langzeitversuche mit Betrachtung der Entwicklung des Gehalts an Boden-N in unterschiedlich gedüngten Verfahren stehen für Grasland zu Verfügung. Einer davon ist der Langzeitversuch auf einer Dauerwiese in Hillsborough (UK): Nach 38 Jahren unterschiedlichen Düngungsniveaus mit Gülle beobachteten Müller *et al.* (2011) bei den zwei höchsten Gülleleveln eine bessere Wirkung des Gülle-N auf den N-Entzug durch den Bestand von 2007-2009 als am Anfang des Versuches (*i. e.* eine Zunahme der N-Wirkung; Abbildung 8, Verfahren SM und SH). Diese Zunahme wurde jedoch für das tiefste Güllelevel nicht beobachtet (Verfahren SL). In diesem

Versuch entspricht das tiefste Gülleeniveau (= 150 kg N_{ges} pro ha und Jahr für einen Durchschnittsertrag von 62 dt TS pro ha und Jahr, also umgerechnet 1,45 kg N_{verf}/dt TS) dem Düngungslevel des intensiv bewirtschafteten Graslandes in der Schweiz. Bei den zwei weiteren Gülleeniveaus wird in diesem Versuch sehr bzw. extrem viel Gülle verabreicht: Verfahren SM = 300 kg N_{ges} pro ha und Jahr für einen Durchschnittsertrag von 93 dt TS pro ha und Jahr, also 1,9 kg N_{verf}/dt TS; Verfahren SH = 600 kg N_{ges} pro ha und Jahr für einen Durchschnittsertrag von 105 dt TS pro ha und Jahr, also 3,4 kg N_{verf}/dt TS. Die Bilanz zwischen der N-Düngung und dem N-Entzug durch den Bestand zeigt dementsprechend im Verfahren SH einen extremen Überschuss (ca. + 470 kg N_{ges} pro ha und Jahr) und kann mit den Düngungslevelaus in der Schweiz, auch für intensiv bewirtschaftete Wiesen, nicht verglichen werden.

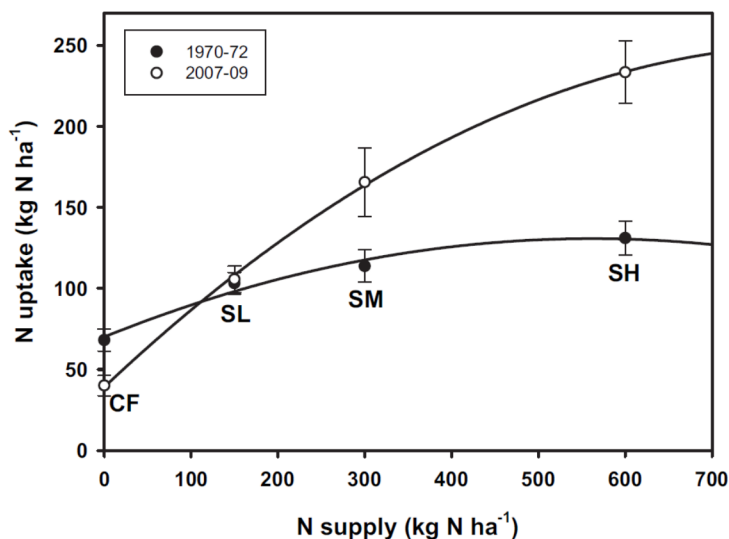


Abbildung 8: Stickstoffentzug durch einen Graslandbestand in Abhängigkeit von der gedüngten N-Menge (N_{ges}) am Anfang des Langzeitversuch Hillsborough (UK) (1970-72) und 38 Jahre später (2007-09). CF: nicht gedüngtes Verfahren; SL: Gülledüngung, 150 kg N_{ges}/ha/Jahr; SM: Gülledüngung, 300 kg N_{ges}/ha/Jahr; SH: Gülledüngung, 600 kg N_{ges}/ha/Jahr. Quelle: Müller *et al.* (2011).

Keine Steigerung der Ertragswirkung von Mistgaben gegenüber derjenigen einer Mineraldüngung wurde im „Palace Leas Hay Meadow“ Langzeitversuch (UK) zwischen 1976 und 2015 beobachtet (Abbildung 9; Daten aus Kidd *et al.*, 2017). In diesem Versuch wurden die mit Mist gedüngten Verfahren mit umgerechnet 0,8 und bzw. 0,5 kg N_{verf}/dt TS gedüngt, was ungefähr den Empfehlungen für mittelintensiv bzw. wenig intensiv bewirtschaftete Wiesen in der Schweiz entspricht.

Mit den Daten von 43 Versuchsjahren aus dem Langzeitversuch Hillsborough (UK, siehe oben) haben Fornara *et al.* (2016) die N-Akkumulierungsrate im obersten Bodenhorizont (0-15 cm) berechnet. Sie beobachteten eine N-Akkumulierungsrate im Boden von zwischen 20 und 80 kg N pro ha und Jahr in den unterschiedlich gedüngten Verfahren. Dabei gab es einen sehr grossen Unterschied zwischen den Verfahren mit Schweinegülle oder Rindergülle; dieser Unterschied konnte nicht erklärt werden. Die Abbildung 10 wurde mit den Daten aus dieser Publikation erstellt: Werden die Gülleeniveaus in DGVE-Äquivalente umgerechnet, resultiert bei entsprechend 3 DGVE/ha eine N-Akkumulierungsrate von 23 kg N pro ha und Jahr mit der Rindergülle und von nur 4 kg N pro ha und Jahr mit der Schweinegülle. Wird der Mittelwert zwischen den zwei Gülletypen betrachtet (13,5 kg N pro ha und Jahr, entsprach die N-Akkumulierungsrate im Boden in diesem Versuch jährlich nur 0,25 % der gesamten N-Menge in der Bodenschicht von 0-15 cm (ca. 5'500 kg N/ha). Weitere Untersuchungen wären notwendig, um den erstaunlichen Unterschied zwischen Rinder- und

Schweinegülle bei ähnlicher N-Düngungsmenge zu bestätigen. In einem 20-jährigen Versuch haben Angers *et al.* (2010) eine N-Akkumulierungsrate von 15 und bzw. 45 kg N pro ha und Jahr bei einer Schweinegülle-Düngung von entsprechend 2,2 bzw. 4,5 DGVE pro ha und Jahr gemessen (bei Linearinterpolation: 25 kg N pro ha und Jahr für eine Gülleapplikation von 3 DGVE pro ha und Jahr). In diesem Versuch wurden jedoch die mit Gülle gedüngten Verfahren mit einem gar nicht gedüngten Verfahren verglichen, was den Vergleich der N-Akkumulierungsrate zwischen mineralisch und organisch gedüngten Wiesen bei einer ähnlichen Bewirtschaftungsintensität nicht ermöglicht. In der oben beschriebenen Untersuchung von Fornara *et al.* (2016) war zum Beispiel die N-Akkumulierungsrate im mit Mineraldünger gedüngten Verfahren 8 kg N pro ha und Jahr höher als im nicht gedüngten Verfahren.

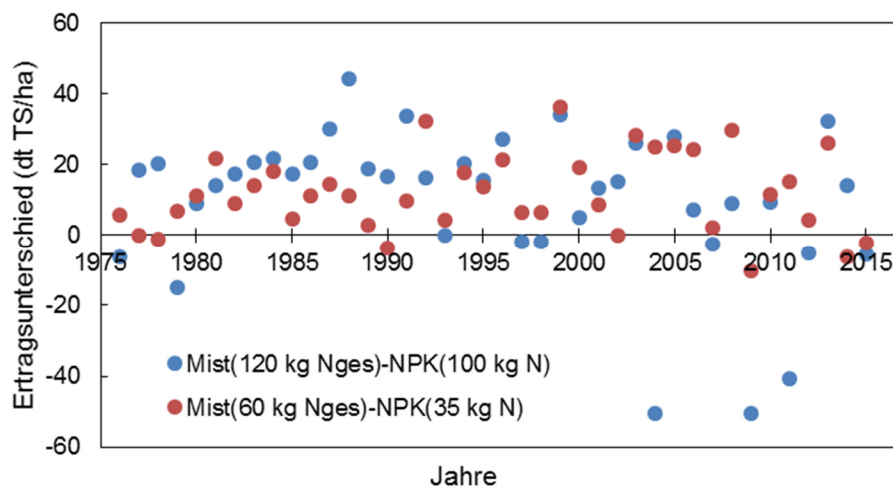


Abbildung 9: Entwicklung des Ertragsunterschieds zwischen mit Mist und mit Mineraldünger gedüngten Verfahren für den Zeitraum 1976 bis 2015 im Langzeitversuch „Palace Leas Hay Meadow“ (UK). Daten aus Kidd *et al.* (2017).

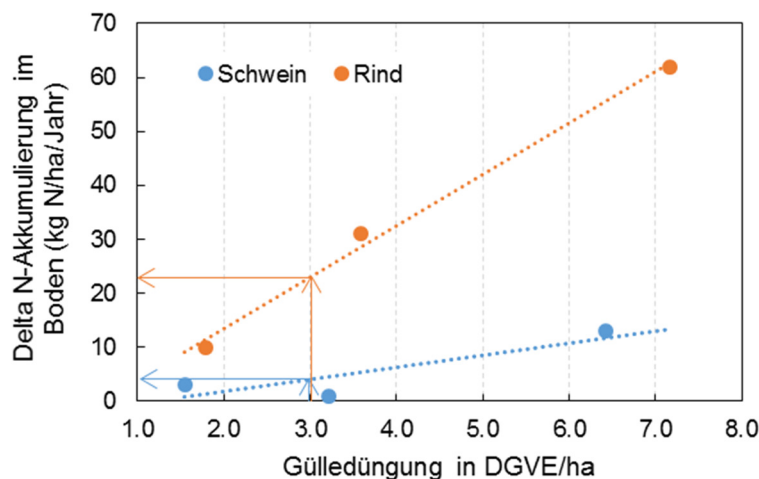


Abbildung 10: Effekt einer zunehmenden Düngung mit Rinder- oder Schweinegülle auf die N-Akkumulierungsrate im Boden im Grasland-Langzeitversuch Hillsborough (UK). Die Ordinate stellt den Unterschied in der N-Akkumulierungsrate zwischen den mit Gülle gedüngten Verfahren und dem mit Mineraldünger gedüngten Verfahren dar. Daten aus Fornara *et al.* (2016).

Die oben beschriebenen Versuchsergebnisse zeigen, dass starke Unterschiede im langfristigen Effekt der organischen Düngung auf den Aufbau des N-Gehalts im Boden beobachtet wurden. Dieser Effekt hängt nicht nur von der Menge an verabreichtem Hofdünger und von seiner Form ab, aber auch von der langfristigen Bewirtschaftungsgeschichte der betroffenen Parzelle, wie die Ergebnisse des Rothamsted-Versuches zeigen (Abbildung 7). Die Arbeit von Soussana und Lemaire (2014) zur C-Speicherung im Boden zeigt dazu, dass die C-Speicherung im Boden (*i. e.* die Speicherung von organischer Substanz im Boden) mit einer zunehmenden Bewirtschaftungsintensität des Graslands zuerst zunimmt und dann deutlich abnimmt. Es besteht also ein nicht-linearer Effekt der Bewirtschaftungsintensität des Graslands auf den Zusammenhang zwischen Düngung und N-Akkumulierungsrate im Boden, was die zum Teil widersprüchlichen Versuchsergebnisse erklären könnte. Ein weiterer erschwerender Aspekt ist die Tatsache, dass stabile organische Substanz im Boden zu einem wesentlichen Teil in tieferen Bodenschichten (unter 20 cm Bodentiefe) gelagert wird (Beniston *et al.*, 2014, Follett *et al.*, 2005, Rumpel und Kogel-Knabner, 2011), und diese tieferen Bodenschichten in agronomischen Feldversuchen relativ selten untersucht werden. Deswegen wären weitere prozessorientierte Untersuchungen für die Quantifizierung des langfristigen Effekts der Hofdünger-Düngung auf den N-Gehalt im Boden und auf die N-Düngewirkung des Hofdüngers unter unterschiedlichen Bedingungen erforderlich.

Fazit 9: Je nach Düngungsmenge, Hofdüngerform und langfristiger Bewirtschaftungsgeschichte der Parzelle kann der N-Gehalt im Boden bei einer Jahr für Jahr wiederholten Düngung mit Hofdüngern entweder abnehmen (nur im Ackerbau), stabil bleiben oder zunehmen.

Zwei Versuche zeigen einen leichten Anstieg des N-Gehalts des Bodens bei einer langfristigen Düngung mit einer Güllemenge von 3 DGVE/ha auf Grasland (nach Umrechnung und Linearinterpolation der publizierten Daten).

Weitere Untersuchungen sind für die Quantifizierung des langfristigen Effekts regelmässiger Hofdüngergaben auf den N-Gehalt im Boden, die Verluste an reaktiven N-Verbindungen und die N-Düngewirkung des Hofdüngers unter unterschiedlichen Bedingungen erforderlich.

4 Auswirkungen der organischen Düngermenge auf die Phosphorverluste in die Gewässer

4.1 Input-Output-Phosphorbilanzen auf Parzellenebene bei einer jährlichen organischen Düngung von 3 DGVE pro ha

Phosphor (P) ist im Vergleich zu N im Boden weniger mobil und wird weniger ausgewaschen als N, da er an Bodenpartikel adsorbiert und im Boden gespeichert wird.

Hofdüngergaben beeinflussen die P-Verluste generell, indem sie den Pool an verfügbarem P im Boden erhöhen. Organische Dünger können den oberflächlichen Abfluss zudem beeinflussen, indem sie den Gehalt an organischer Substanz und somit die Wasserdurchlässigkeit des Bodens beeinflussen (Smith *et al.*, 2001b; Hahn *et al.*, 2012).

Dass regelmässige P-Gaben (egal, ob mineralisch oder organisch) über dem Bedarf der Pflanzen zu einer Akkumulation von P im Boden führen, ist seit langem bekannt und wissenschaftlich gut belegt. Mit zunehmendem P-Gehalt des Bodens steigt das Risiko von P-Abträgen in die Gewässer generell an. Überversorgte Böden tragen unabhängig von der Düngung mit Hof- oder Mineraldüngern und sogar bei fehlender Düngung zum P-Eintrag in Gewässer bei (Gächter und Müller, 1999; Hahn *et al.*, 2012). King *et al.* (2015) fassen in ihrer Review zur P-Auswaschung zusammen, dass drainierte Parzellen mit hoher P-Versorgung der Böden und P-Gaben über den Empfehlungen ein grösseres Potenzial zur P-Auswaschung bergen. Nicht nur in der Schweiz und insbesondere in der Region der bezüglich P-Belastung problematischen Gewässer Hallwiler-, Sempacher- und Baldeggersee, sondern auch in anderen Ländern (Grossbritannien, Niederlande, China) zeigen Langzeitstudien einen eindeutigen Zusammenhang zwischen hohen P-Gehalten in Böden und der Tierdichte einer Region (Roger *et al.*, 2014). Die Problematik von mit P überversorgten Böden ist v. a. eine Problematik hoher Tierdichten (aktuell oder in der Vergangenheit).

Tabelle 2 zeigt den Nährstoffbedarf der wichtigsten Schweizer Acker- und Graslandkulturen. In genügend mit P versorgten Böden (Versorgungsklasse C) übersteigt die Düngung einer P-Menge von drei DGVE pro ha (= 45 kg P pro ha) bei den Ackerbaukulturen mit bedeutenden Anbauflächen ausser Kunstwiesen, Futterrüben, Silo- und Körnermais den P-Bedarf der Kultur und kann damit zu einer Akkumulation von P im Boden führen. Für intensiv bewirtschaftetes Grasland übersteigt die Düngung einer P-Menge von drei DGVE den P-Bedarf, wenn der Ertrag des Graslands weniger als 125 dt TS pro ha und Jahr beträgt.

In den Niederlanden stellten Forschende bei ausgeglichener P-Bilanz von Mähweiden (total P-Input mit Düngemittel = P-Output mit Erntegut pro ha) gegenüber P-Bilanzen mit P-Überschüssen von bis 18 kg P pro ha auch bei gut mit P versorgten Böden eine Ertragsreduktion fest. Sie führten dies auf die uneinheitliche Verteilung des P aus den Ausscheidungen der Tiere zurück (van Middelkoop *et al.*, 2016). Es ist jedoch nach unserem Wissen die einzige publizierte Untersuchung, die zum Schluss kommt, dass der Ersatz durch die Düngung des P-Entzugs mit dem Erntegut (*i. e.* eine ausgeglichene P-Bilanz) die Produktivität des Standortes nicht aufrechterhalten würde.

Die Gewässerschutzgesetzgebung limitiert die P-Ausbringung pro Hektare Landwirtschaftsfläche. Theoretisch können bei der heutigen Vollzugspraxis (Berechnung auf Betriebsebene) einzelne Flächen mit mehr als der P-Menge von 3 DGVE gedüngt werden, was zur Akkumulation von P auf einzelnen, z. B. hofnahen Flächen führen kann. Aufgrund der gesamtbetrieblichen Limitierung durch die „Suisse-Bilanz“ kommt dies in der Praxis jedoch bei korrektem Umgang mit den Hofdüngern vermutlich selten vor, weil es zur Unterdüngung anderer Betriebsflächen führen würde.

Fazit 10: Unausgeglichene P-Bilanzen (Input > Output) führen zur Anreicherung von P im Boden. Die P-Verluste steigen generell mit zunehmenden P-Saldoüberschüssen und damit mit zunehmender P-Versorgung des Bodens sowohl auf Schlag- wie auf Betriebsebene an. In genügend mit P versorgten Böden liegt die Düngung einer P-Menge von 3 DGVE pro ha nur für Kunstwiesen, Futterrüben, Silo- und Körnermais sowie für intensiv bewirtschaftetes Grasland mit Erträgen von mindestens 125 dt TS pro ha und Jahr nicht über dem P-Bedarf der Kultur.

4.2 Zusammenhang zwischen Menge an ausgebrachter Gülle und niederschlagsbedingtem Phosphorabtrag mit dem Sickerwasser und durch Oberflächenabfluss

4.2.1 Eintragspfade von Phosphor in die Gewässer

Die Haupteintragspfade von P von Landwirtschaftsflächen in die Gewässer sind die Bodenerosion, die Abschwemmung und die P-Einträge aus Drainagen (Hürdler *et al.*, 2015; Prasuhn, 2010, Prasuhn *et al.*, 2004). Dabei kann P einerseits durch Abschwemmung von Hofdüngern nach Niederschlagsereignissen direkt in die Gewässer eingetragen werden. Andererseits kann gelöster oder an Bodenpartikel gebundener P aus mit P angereicherten Oberböden unabhängig von einer vorgängigen Hofdüngergabe in die Gewässer abgeschwemmt oder ausgewaschen werden.

Gemäss Hürdler *et al.* (2015) wird gelöster P von Graslandflächen vor allem über den Pfad „Abschwemmung“ in Gewässer eingetragen, partikulär gebundener P vor allem über den Pfad „Erosion von Ackerstandorten“.

Abbildung 11 zeigt die mengenmässige Bedeutung der verschiedenen Eintragspfade von P am Beispiel des Einzugsgebiets des Greifensees. Die Anteile der einzelnen Eintragspfade am gesamten P-Eintrag kann je nach Landnutzung (Acker-, Grasland), klimatischen Verhältnissen (Niederschlagsmengen, -verteilung), Bodenbeschaffenheit, Bodenversorgung mit P, Vorhandensein von Drainagen und lokalen kleinräumigen Strukturen variieren.

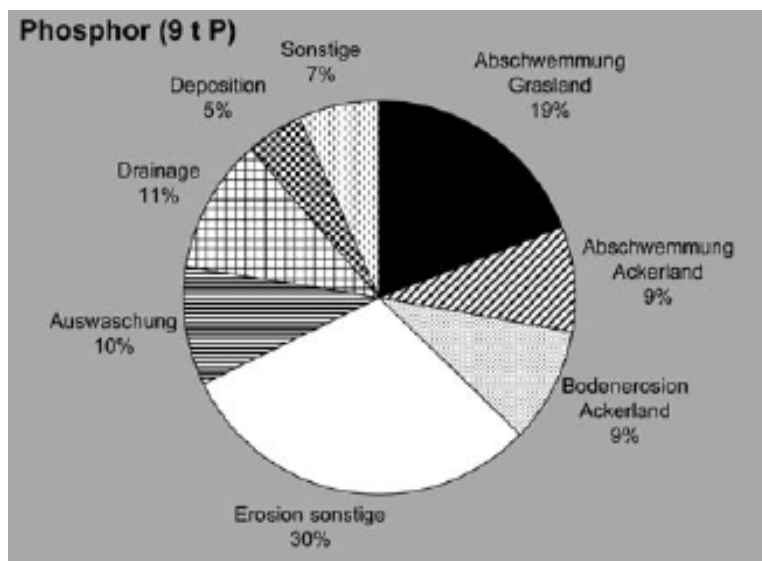


Abbildung 11: Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer im Einzugsgebiet des Greifensees, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden. Quelle: Prasuhn *et al.* (2004).

4.2.2 Abschwemmung von Boden-P in die Gewässer

Hohe P-Gehalte im Boden sind sowohl bei Grasland- wie bei Ackerflächen eine entscheidende Einflussgrösse für den P-Austrag in die Gewässer (Hahn *et al.*, 2013; Prasuhn und Lazzarotto, 2005). Im Einzugsgebiet (EZG) des Lippenrüttibachs, eines Zuflusses des bezüglich P-Belastung problematischen Sempachersees, waren Anfang der 2000er Jahre über die Hälfte aller Parzellen mit P überversorgt (Versorgungsklassen D und E) (Prasuhn und Lazzarotto, 2005). Im EZG des gesamten Sempachersees waren 1996 zwei Drittel der Böden mit P überversorgt. In diesem EZG erachteten die Forschenden deshalb den hohen P-Versorgungsgrad der Böden als Hauptursache für die P-Belastung des Sees (Gächter und Müller, 1999, zitiert in Prasuhn und Lazzarotto, 2005). Bei den Untersuchungen von Hahn *et al.* (2012) war der P-Austrag aus begüllten Versuchsflächen zwar höher als aus unbegüllten, der Einfluss der Bodenversorgung war aber stärker als jener der Güllegaben.

Auf Ackerflächen werden in der Schweiz im Durchschnitt weniger Nährstoffe in Form von Hofdüngern ausgebracht als auf Grasland (Hürdler *et al.*, 2015). Ackerflächen sind jedoch anfälliger auf Erosion und damit auf die Abschwemmung von partikulär gebundenem P. Im EZG des Greifensees stellten Prasuhn *et al.* (2004) P-Verluste durch Erosion von durchschnittlich 263 g pro ha Ackerfläche und Jahr fest. Je höher die Ackerböden mit P versorgt sind, desto mehr Boden-P kann bei Erosionsereignissen abgetragen und desto mehr gelöster P kann ausgewaschen oder abgeschwemmt werden.

Eine einmalige hohe P-Gabe scheint das P-Verlustrisiko kaum zu erhöhen: Smith *et al.* (2001b) stellten auch bei sehr hohen P-Gaben von bis zu 146 kg P pro ha und Vegetationsperiode (= 9.7 DGVE nach GSchG/ha) innerhalb von einem Jahr maximale P-Austräge aus gepflügten Ackerflächen in Herefordshire (UK) von 2 kg pro ha und Jahr fest.

Einzelne starke Regenereignisse leisten einen wesentlichen Beitrag zur gesamten Abschwemmung von P von Grasland (Prasuhn, 2011). Dabei ist der Anteil des ereignisbezogenen Austrags von P, der in direktem Zusammenhang mit der letzten Düngerausbringung steht, gering und der überwiegende Teil der P-Fracht wird vom P-Gehalt im Boden bestimmt (Prasuhn und Lazzarotto, 2005; Prasuhn, 2011).

Fazit 11: Die P-Düngung beeinflusst den P-Austrag in die Gewässer durch ihren Einfluss auf den P-Gehalt des Bodens. Dieser Einfluss wird durch den langfristigen P-Bilanzsaldo der Parzelle und nicht durch die Höhe einzelner Düngergaben bestimmt.

4.2.3 Direkte Abschwemmung von Hofdünger-P in die Gewässer

Es ist wissenschaftlich gut belegt, dass intensive Niederschlagsereignisse überproportional zum P-Eintrag in Oberflächengewässer durch Abschwemmung beitragen und für die Jahresfrachten entscheidend sind (z. B. Prasuhn und Lazzarotto, 2005; Owens und Shipitalo, 2006; Prasuhn, 2010; Prasuhn, 2011).

Bei der Ausbringung von Gülle im Winter wurde in einer Schweizer Studie von einer begüllten Graslandfläche zehnmal mehr P abgeschwemmt als von einer nicht begüllten (Braun und Leuenberger, 1990; Braun, 1990, zitiert in Braun und Prasuhn, 2011). Das Düngeverbot im Winter ist deshalb heute europaweit ein zentrales Element des Gewässerschutzes.

Versuche mit Gülleausbringung während der Vegetationszeit zeigten, dass die Zeitdauer zwischen Gülleausbringung und Niederschlagsereignis entscheidend ist für die direkte Abschwemmung von Gülle-P in die Gewässer. Innerhalb von 10 Tagen nach der Güllegabe besteht das grösste Abschwemmungsrisiko. Gemäss Prasuhn (2011) ist auf begüllten Graslandflächen mit ca. 3.5 Mal mehr P-Abschwemmung als auf unbegüllten zu rechnen (700 versus 200 g P/ha im Sommer). In den Versuchen von Braun *et al.* (1993) im EZG des Sempachersees wurde ca. 1 % der jährlich ausgebrachten P-Menge in der Gülle abgeschwemmt (Prasuhn, 2011). Lewis *et al.* (2013) gehen in Irland davon aus, dass aus landwirtschaftlich genutzten Böden rund 1 bis 5 % des ausgebrachten Dünger-P (egal ob mineralisch oder organisch) ausgetragen wird. Nach diesen Autoren steigt mit zunehmender P-Menge das Risiko von direkter Abwaschung von Gülle-P proportional an. Dies wird im Modell MODIFFUS für die Schweiz berücksichtigt.

Hahn *et al.* (2012) stellten fest, dass auf begüllten Flächen zwar mehr P abgeschwemmt wird als von unbegüllten. Der Einfluss der Bodenversorgung mit P beeinflusste die P-Abschwemmung jedoch weit stärker als die Gölledüngung.

Auf gepflügten Ackerflächen in England nahmen die P-Verluste durch Abschwemmung mit zunehmender Menge an ausgebrachter organischer Substanz (OS) aus Hofdüngern (Rindergülle oder Mist) zu. Ab Gaben von ca. 3 t Gülle-OS nahmen die P-Verluste deutlich zu (Abbildung 12). Diese Menge entspricht 67 m³ Gülle, 49 kg P oder der P-Menge von 3.3 DGVE (im Durchschnitt über die 4 Versuchsjahre), die in nur einer oder zwei Gaben pro Jahr verabreicht wurde. Die jährliche Ausbringung der P-Menge von 3 DGVE in nur einer oder zwei Güllegaben auf Ackerflächen wäre damit nach dieser Studie bezüglich P-Abschwemmung an der Grenze der deutlichen Zunahme an P-Abschwemmung. Dieses Ergebnis stammt jedoch aus nur einer Studie mit nur einem Standort und darf deshalb nicht verallgemeinert werden. Ein zunehmender Feststoffanteil in den Hofdüngern führte in dieser Studie zu abnehmender Wasserversickerung im Boden, was zu zunehmender Abschwemmung führte (Smith *et al.*, 2001b).

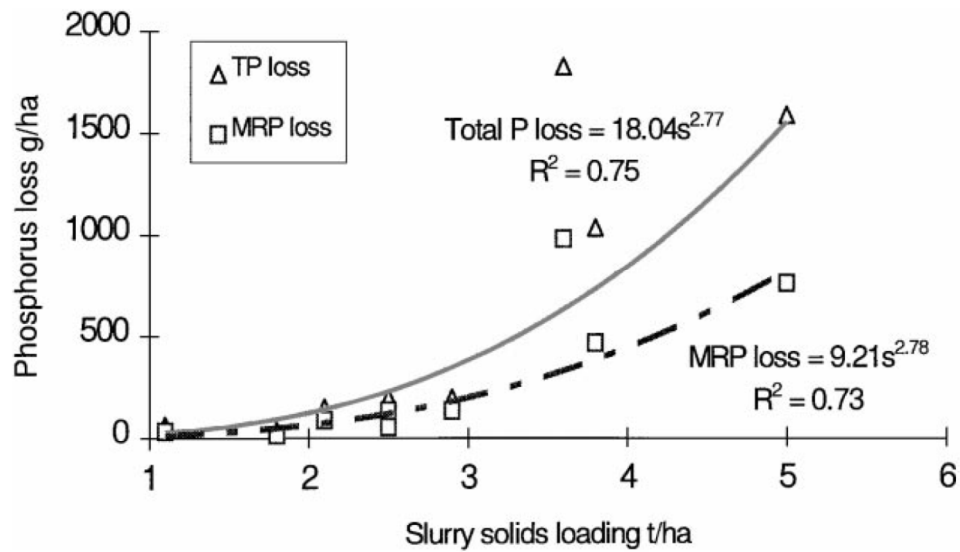


Abbildung 12: P-Verluste durch Abschwemmung aus Hofdüngerfeststoffen auf Ackerflächen in Herefordshire (UK) im Durchschnitt von vier Untersuchungsjahren (1993-1997). Quelle: Smith *et al.* (2001b). TP = Total P; MRP = Molybdate-reactive P, Slurry solids: Entspricht dem Gehalt an organischer Substanz (OS).

Die direkt mit der Ausbringung von Hofdüngern in Zusammenhang stehende Abschwemmung von P in Gewässer ist im Vergleich zur gesamten P-Fracht gering (Prasuhn und Lazzarotto, 2005; Hürdler, *et al.*, 2015). Prasuhn und Lazzarotto (2005) folgern daraus, dass die gute landwirtschaftliche Praxis bei der Hofdüngerausbringung überwiegend befolgt wird.

Fazit 12: Von mit Hofdüngern gedüngten Flächen wird mehr P in die Gewässer abgeschwemmt als von nicht gedüngten. Die ersten 10 Tage nach der Hofdünger-Ausbringung sind entscheidend für die direkte Abschwemmung von Hofdünger-P. Die direkte Abschwemmung von P steigt mit zunehmenden Hofdünger-P-Gaben, macht jedoch nur einen kleinen Teil der gesamthaft ausgetragenen P-Fracht aus.

4.2.4 Auswaschung von Hofdünger-P in die Gewässer

Die P-Auswaschung aus Flächen ohne künstliche Drainagen leistet einen vergleichsweise geringen Beitrag zum Gesamtaustrag von P in die Gewässer (Abbildung 11; Smith *et al.*, 2001b). Die Auswaschung von P von Acker- und Graslandflächen mit künstlichen Drainagen ist dagegen ein wesentlicher Eintragspfad für P in die Gewässer. Der schnelle Transport von P von der Bodenoberfläche zu den Drainagen über präferentielle Fließwege kann einen relevanten Beitrag zur Auswaschung leisten. Prasuhn *et al.* (2004) massen im EZG des Greifensees, bei Niederschlägen zwischen 1'000 und 1'600 mm und bei einem durchschnittlichen Viehbesatz von 1.2 GVE pro ha DF, unter drainiertem Ackerland P-Verluste von 462 g pro ha und Jahr und unter drainiertem intensivem Grasland von 408 g pro ha und Jahr. Der P-Austrag von nicht drainierten Acker- und Graslandflächen unterschied sich im EZG des Greifensees nicht. Er betrug durchschnittlich 65 g P pro ha DF und Jahr.

Hürdler *et al.* (2015) berücksichtigen bei der Modellierung der P-Auswaschung mit dem Modell MODIFFUS generell die folgenden Faktoren:

- *Sickerwassermenge* (analog Nitratauswaschung): Mit zunehmender Sickerwassermenge nimmt die P-Auswaschung zu.
- *Boden*: Je flachgründiger, skelettreicher und durchlässiger ein Boden ist, desto geringer ist das Wasserspeichervermögen des Bodens und desto höher ist das Auswaschungsrisiko.
- *Bodenversorgung mit P*: Je höher die P-Versorgung des Bodens, desto höher die Auswaschung von P.
- *Tierdichte beziehungsweise Hofdüngeranfall*: Mit zunehmendem Hofdüngeranfall in einer Region steigt das Abschwemmungsrisiko. MODIFFUS berücksichtigt nur die Hofdünger, da zum Mineraldüngereinsatz keine Daten verfügbar sind. Im Prinzip gilt aber für Mineraldünger dasselbe wie für Hofdünger: Je höher der Einsatz, desto höher das Risiko von Emissionen in die Umwelt.
- *Drainage*: Von drainierten Böden wird deutlich mehr P ausgewaschen als von nicht drainierten.

Die Bedeutung der P-Auswaschung aus Drainagen wurde in den letzten Jahren vermehrt untersucht. Eine neuere nordamerikanische Review-Arbeit zum P-Transport unterhalb der Bodenoberfläche bestätigt die hohe Bedeutung von Drainagen für die P-Auswaschung aus Einzugsgebieten mit hoher P-Bodenversorgung und geringer P-Adsorptionsfähigkeit der Böden (King *et al.*, 2015). Heute ist wissenschaftlich generell gut belegt, dass die Einrichtung künstlicher Drainagen die Auswaschung von P erhöht, den Oberflächenabfluss und damit auch den P-Austrag durch oberflächliche Abschwemmung jedoch reduziert.

Im Kanton Freiburg wurden auf Ackerland zwar geringere Gesamtmengen an P im Boden gemessen als bei Grasland. Dafür war die Menge an pflanzenverfügbarem sowie löslichem und damit potenziell von Auswaschung gefährdetem P wesentlich höher als bei Grasland (Roger *et al.*, 2014).

Eine englische Studie stellte bei nicht drainierten Ackerflächen keine Auswirkungen auf die P-Auswaschung bei Hofdünger-Gaben von bis zu 43 kg P pro ha gegenüber Flächen ohne P-Düngung fest (Smith *et al.*, 2001b). Mit Bodenproben aus einem Langzeit-Düngungsversuch untersuchten Vanden Nest *et al.* (2014) die P-Auswaschung nach acht Jahren unterschiedlicher Düngung. In einem Verfahren wurde die Fruchtfolge mit Gülle gedüngt und in einem zweiten Verfahren mit Mist. Im Gülle-Verfahren wurde durchschnittlich 56 kg P pro ha und Jahr (entspricht 3,7 DGVE/ha) verabreicht und im Mist-Verfahren 69 kg P pro ha und Jahr (entspricht 4,6 DGVE/ha). Die Erträge waren deutlich höher in den gedüngten Verfahren als im nicht gedüngten Kontrollverfahren (ca. +75%), aber nicht signifikant unterschiedlich zwischen den 56-kg-P- und den 69-kg-P-Verfahren. Nach den acht Versuchsjahren war der P-Gehalt im Boden im Vergleich zum Kontrollverfahren deutlich erhöht im 69-kg-P-Verfahren (+10 % totales P im Boden), aber nicht im 56-kg-P-Verfahren. Gegenüber dem Kontrollverfahren war die P-Auswaschung entsprechend doppelt so hoch im 69-kg-P-Verfahren. Dagegen war die P-Auswaschung nicht signifikant höher im 56-kg-P-Verfahren als im nicht gedüngten Kontrollverfahren.

Fazit 13: Die P-Auswaschung spielt vor allem auf hoch mit P versorgten, künstlich drainierten Parzellen eine Rolle. Eine ungefähr 3 DGVE/ha entsprechende organische Düngung scheint das Risiko für P-Auswaschung nicht zu erhöhen, so lange die Düngung nicht zu einer Erhöhung des totalen P-Gehalts des Bodens führt. Weitere Untersuchungen wären jedoch für eine abschliessende Beurteilung notwendig.

4.2.5 Bedeutung kleinräumiger Strukturen und des Gewässeranschlusses für den P-Austrag

Neuere Studien der EAWAG zeigen, dass der Stoffaustrag auf Gebietsebene komplexen Prozessketten unterliegt, bei welchen kleinräumige Strukturen (z. B. Topografie mit Mulden, in denen sich P-haltiges Wasser ansammelt, Abschwemmung in tiefer gelegene Parzellen) eine relevante Rolle spielen (Doppler *et al.*, 2012; Pärn *et al.*, 2012).

Der Anschluss landwirtschaftlicher Flächen an Gewässer ist eine entscheidende Grösse bezüglich des Austrags von Stoffen in die Gewässer. Die zahlreichen dazu gewonnenen wissenschaftlichen Erkenntnisse der letzten Jahre wurden in den beiden Gewässeranschlusskarten „GAK“ und „GAK erweitert“ publiziert (Bundesamt für Landestopografie swisstopo, abgefragt im April 2017). Die Gewässeranschlusskarten zeigen auf, welche Flächen bei unbedecktem Boden bei nicht standortgerechter Bewirtschaftung ein erhebliches Risiko für Stoffeinträge in Gewässer bergen. Mit dem Gewässeranschlussmodell kann für jede Rasterzelle (Rastergrösse: 2 x 2 m) der Erosionsrisikokarte 2 berechnet werden, wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass erodierte Bodenpartikel in ein Gewässer gelangen (Alder *et al.*, 2013).

4.3 Phosphorverluste in die Gewässer bei einer jährlichen organischen Düngung pro ha von 3 DGVE

Die Menge an organischem P, die während einer einzigen Vegetationsperiode auf eine Parzelle ausgebracht wird, ist bezüglich P-Verlusten keine entscheidende Grösse (s. Kap. 4.2). Wesentlich ist die langfristige P-Bilanz zwischen Input und Output pro Flächeneinheit. Anbei trotzdem einige allgemeine Erkenntnisse zu P-Verlusten bei einer organischen Düngung von 45 kg P pro ha während einer Vegetationsperiode:

- Das Risiko für P-Verluste aus Landwirtschaftsflächen nimmt generell mit zunehmender Düngung mit P (sowohl mineralisch wie organisch) zu (Hahn *et al.*, 2012; Hürdler *et al.*, 2015).
- Wird davon ausgegangen, dass auf Grasland ca. 1 bis 5 % (Prasuhn, 2011; Lewis *et al.*, 2013) des ausgebrachten Gülle-P abgeschwemmt wird, ist bei Hofdünger-Gaben von 3 DGVE mit einer direkten Abschwemmung von durchschnittlich 0,45 bis 2,25 kg Gülle-P pro ha Grasland und Jahr zu rechnen.
- Auf Ackerland in England wurden auf mit bis zu 146 kg P pro ha begüllten Ackerflächen P-Austräge von maximal 2 kg pro ha (= 1,4 % des gedüngten P; Abschwemmung plus Auswaschung) gemessen. Die Güllegaben beeinflussten dabei zwar die P-Abschwemmung, nicht aber die P-Auswaschung (Smith *et al.*, 2001b).
- Unter künstlich drainierten Flächen ist mit deutlich höherer P-Auswaschung zu rechnen als auf nicht drainierten (King *et al.*, 2015; Prasuhn, 2010).

Fazit 14: Langfristig steigt die Gefahr von P-Verlusten in die Gewässer generell mit zunehmender Menge an P-haltigem Dünger, die auf eine Parzelle ausgebracht wird, an. Die während einer Vegetationsperiode auf eine Fläche ausgebrachte Menge an organischem P ist bezüglich der gesamten ausgetragenen Fracht jedoch nicht die entscheidende Grösse.

5 Schlussfolgerungen bezüglich der im Gewässerschutzgesetz festgelegten Limitierung der Düngerausbringung pro ha Nutzfläche

2'073 Betriebe mit Tierhaltung (= 5 % der Schweizer Tierhaltungsbetriebe), welche insgesamt nur 1 % der LN von Tierhaltungsbetrieben bewirtschaften und 4 % aller GVE halten, beteiligen sich nicht am ÖLN-Programm des Bundes (Angaben für das Jahr 2015). Mit durchschnittlich 6,1 GVE pro ha LN sind diese Betriebe bedeutend tierstärker als der Durchschnitt der übrigen Betriebe mit 1,3 GVE pro ha LN. Die meisten dieser Betriebe müssen aufgrund von Marken- und Labelvorgaben der Abnehmer (z. B. QM Schweizer Fleisch, IP-Suisse) die ÖLN-Bedingungen trotzdem erfüllen und eine ausgeglichene „Suisse-Bilanz“ vorweisen. Nur für die restlichen Betriebe (max. 1 % der Betriebe ohne Direktzahlungen, Schätzung Qualinova, was 0,05 % aller Tierhaltungsbetriebe entspricht) sind damit allein das GSchG und die GSchV bezüglich Nährstoffausbringung auf dem Betrieb limitierend.

Die „Suisse-Bilanz“ soll einerseits eine gute landwirtschaftliche Produktion ermöglichen, andererseits die Grundlage zur Erreichung einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz auf Betriebsebene bieten. Sie ist heute das wichtigste Vollzugsinstrument zur Limitierung der Nährstoffflüsse auf Schweizer Landwirtschaftsbetrieben. Dank der Direktzahlungsverordnung und privatrechtlicher Regelungen stellt das DGVE-Limit nach Abs. 4, Art. 14 GSchG heute für die meisten Betriebe (Ausnahme: sehr intensive Futterbaubetriebe in Tallagen) kaum eine Restriktion bezüglich Tierhaltung dar. Mit der Limitierung der Düngerausbringung auf 3 DGVE pro ha stellt aber Abs. 4, Art. 14 GSchG eine von der Agrarpolitik und privatrechtlichen Regelungen unabhängige feste Obergrenze für Nährstoffgaben auf Landwirtschaftsflächen dar. Damit ist sie als unabhängiges Standbein bezüglich Regelung von Nährstoffflüssen auf Betriebsebene eine wichtige Ergänzung zur Verhinderung von Nährstoffexzessen.

Die jährliche Düngung einer N-Menge von 3 DGVE (315 kg N_{tot}) entspricht je nach Kultur bzw. Fruchtfolge, Produktionspotenzial des Standorts, Hofdüngerart (Vollmist, Vollgülle) und Anteil offener Ackerfläche auf dem Betrieb einer Unter- bis einer Überversorgung der Kulturen. Eine bedarfsgerechte N-Düngung von Getreidekulturen liegt unter Schweizer Verhältnissen meistens unter den maximal erlaubten N-Gaben pro ha von 3 DGVE. Für intensiv bewirtschaftete Wiesen decken 315 kg N_{tot} aus Rindviehhaltungssystemen den N-Bedarf für Futtererträge zwischen ca. 95 und 135 dt TS/ha (je nach N-Ausnutzungsgrad). Bei N sind neben der Höhe der während einer Vegetationsperiode gesamthaft gedüngten Menge vor allem die Höhe und der Zeitpunkt der Einzelgaben sowie die Abstimmung auf den Pflanzenbedarf hinsichtlich des N-Austrags in die Gewässer entscheidend. Kurzfristig muss bei Grasland bei N-Gaben über 200 kg N_{verf} auf Weiden (= ca. 390 kg N_{tot} = ca. 3.7 DGVE nach GSchV) und 400 kg N_{verf} (ca. 780 kg N_{tot} = ca. 7.4 DGVE nach GSchV) auf Mähwiesen mit exponentiell ansteigenden Nitratverlusten von über 40 kg pro ha und Jahr gerechnet werden. Auf Grasland ist bei einer alljährlichen Hofdüngerausbringung entsprechend der Menge von 3 DGVE/ha langfristig mit einem leichten Anstieg des N-Gehalts des Bodens und somit mit einem Anstieg der N-Verluste aus dem System zu rechnen. Der heutige Stand der Kenntnisse erlaubt jedoch nicht, den langfristigen Effekt auf die N-Verluste zu quantifizieren.

Die jährliche Düngung von Ackerflächen mit der P-Menge von 3 DGVE pro ha würde bei den meisten Kulturen auf genügend mit P versorgten Böden (Ausnahmen: Futterrüben, Mais, Kunstwiesen, intensives Grasland im Talgebiet) einer Gabe über dem P-Bedarf der Kulturen entsprechen. Das würde zu einer Akkumulation von P im Boden und damit längerfristig zu einem erhöhten Austragsrisiko führen. Mit P überversorgte Böden tragen unabhängig von der während einer Vegetationsperiode ausgebrachten P-Düngermenge (egal ob in organischer oder mineralischer Form) zum P-Eintrag in die Gewässer bei. Um die Anreicherung von P in Böden zu verhindern dürfen die P-Einträge auf der Parzelle die P-Entzüge mit dem Erntegut nicht übertreffen. Mittel- bis langfristig gilt es, den P-Gehalt überversorgter Böden besonders an kritischen Standorten mit hohem Ge-

wässeranschluss zu senken. Dafür ist es notwendig, die P-Versorgung des Bodens bei der Bemessung des P-Düngebedarfs der Kulturen zu berücksichtigen.

Diese Literaturstudie zur Einfluss der Hofdüngerdüngung auf den Nährstoffeintrag in die Gewässer zeigt, dass ein allgemeiner Grenzwert der Hofdüngerdüngung zur Vermeidung einem erhöhten Nährstoffeintragsrisiko nicht genau definiert werden kann, weil die dafür in der Literatur verfügbare Werte stark auseinander liegen. Dies unterstreicht die Wichtigkeit der Anpassung des Düngungsniveaus an den Standorteigenschaften und somit die Relevanz des Abs. 6, Art. 14 GSchG. Die Limitierung der Düngung auf die Ausbringung der Dünger von höchstens 3 DGVE/ha nach Abs. 4, Art. 14 GSchG liegt innerhalb der Grössenordnung an N-Einträgen, die das Boden-Pflanzen-System, gemäss wissenschaftlicher Literatur, unter den Anbaubedingungen des Schweizer Mittelandes ohne überproportionale Steigerung der N-Verluste in die Gewässer verwerten kann. Wie oben erwähnt, muss jedoch die Düngung an jede Situation angepasst werden, um eine optimale Versorgung der Kulturen zu erreichen. Bezüglich Phosphor liegt die GSchG-Obergrenze zur Hofdüngerausbringung von 3 DGVE/ha nur für Graslandbetriebe mit Graserträgen über 125 dt TS/ha und für Fruchtfolgen mit besonders bedürftigen Kulturen (Futterrüben, Mais, Kunstwiesen) nicht über dem P-Bedarf der Kulturen und kann somit auch nur für solche Situationen langfristig eine P-Akkumulierung im Boden vermeiden. Eine ausgeglichene P-Bilanz im Sinne von Abs. 1, Art. 14 GSchG, welche eine Anpassung des Düngungsniveaus an das Produktionspotenzial bedingt, ist deshalb eine wichtige ergänzende Massnahme. Die Vielzahl an miteinander interagierenden Faktoren erschwert die Bestimmung der Beziehungen zwischen Nährstoffeinträgen und -verlusten. Der aktuelle Stand der Kenntnisse erlaubt deshalb nicht, genaue Nährstoffeintrags-Verlust-Kurven für unterschiedliche Anbau- und Standortbedingungen zu erstellen.

6 Literatur

- Alder S., Herweg K., Liniger H., Prasuhn V., 2013. Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Gewässeranschlusskarte der Erosionsrisikokarte der Schweiz (ERK2) im 2x2-Meter-Raster. CDE Universität Bern und ART Zürich-Reckenholz.
- Angers D.A., Chantigny M.H., MacDonald J.D., Rochette P., Côté D., 2010. Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. *Nutrient Cycling In Agroecosystems* 86, 225-229.
- BAFU und BLW, 2012. Nährstoffe und Verwendung von Düngern in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug. Nr. 1225, 62 S.
- Beniston J.W., DuPont S.T., Glover J.D., Lal R., Dungait J.A.J., 2014. Soil organic carbon dynamics 75 years after land-use change in perennial grassland and annual wheat agricultural systems. *Biogeochemistry* 120, 37-49.
- Bergström L., Kirchmann H., 2006. Leaching and crop uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry as affected by different application rates. *Journal of Environmental Quality* 35, 1803-1811.
- BLW, 2015. *Landwirtschaftliche Strukturdaten*. Bern.
- Braun M., Leuenberger J., 1990. Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten. *Landwirtschaft Schweiz* 4, 555-560.
- Braun M., Prasuhn V., 1997. Massnahmen, um die Gewässerbelastung zu vermeiden. *Agrarforschung* 4 (8), 339-342.
- Braun M., Prasuhn V., 2011. Gülleabschwemmung von Graslandflächen - Versuchsergebnisse aus der Schweiz. In: Internationale Tagung Gülle 11. Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland. 17. + 18.10., Hrsg. Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg, Kloster Reute. 2011, pp. 185-189.
- Braun M., 1990. *Zusammenhänge zwischen Schneedecke, gefrorenem Boden und Gülleabschwemmung*, Zürich: Diss ETH Nr. 9170.
- Braun M., Hurni P., Albertini N., 1993. Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees. *Landwirtschaft Schweiz* 6 (10), 615-620.
- Bundesamt für Landestopografie swisstopo, abgefragt im April 2017. *Gewässeranschlusskarten*. [Online] URL: <https://map.geo.admin.ch> [Zugriff April 2017].
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, 2012. *EU-Nitratrichtlinie 91/676/EWG, Österreichischer Bericht*, Wien.
- Decau M.L., Simon J.C., Jacquet A., 2003. Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality* 32, 1405-1413.
- Delaby L., Dourmad J.-Y., Béline F., Lescoat P., Faverdin P., Fiorelli J.-L., Vertès F., Veysset P., Morvan T., Parnaudeau V., Rochette P., Peyraud J.-L., 2014. Origin, quantities and fate of nitrogen flows associated with animal production. *Advances in Animal Biosciences* 5 (S1), 28-47.
- Doppler T., Camenzuli L., Hirzel G., Krauss M., Lück A., Stamm C., 2012. Spatial variability of herbicide mobilisation and transport at catchment scale: insights from a field experiment. *Hydrology and Earth System Sciences* 16, 1947-1967.
- Follett R.F., Shafer S.R., Jawson M.D., Franzluebbers A., 2005. Research and implementation needs to mitigate greenhouse gas emissions from agriculture in the USA. *Soil & Tillage Research* 83, 159-166.
- Fornara D.A., Wasson E.-A., Christie P., Watson C.J., 2016. Long-term nutrient fertilization and the carbon balance of permanent grassland: any evidence for sustainable intensification? *Biogeochemistry* 13, 4975-4984.
- Furrer S., 2017. mündliche Auskunft. April.
- Gächter R., Müller B., 1999. Die bodenbürtige P-Belastung des Sempachersees. *Gas Wasser Abwasser* 6, 460-466.

- Hahn C., Prasuhn V., Stamm C., Lazzarotto P., Evangelou M.W.H., Schulin R., 2013. Prediction of dissolved reactive phosphorus losses from small agricultural catchments: calibration and validation of a parsimonious model. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 3679-3693.
- Hahn C., Prasuhn V., Stamm C., Schulin R., 2012. Phosphorus losses in runoff from manured grassland of different soil P status at two rainfall intensities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 153, 65-74.
- Herndl M., Schink M., Kandolf M., Bohner A., Buchgraber K., 2013. Nährstoffauswaschung im Grünland in Abhängigkeit vom Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungssystem. In: 15. *Gumpensteiner Lysimetertagung* "Lysimeterforschung als Bestandteil der Entscheidungsfindung". 16. - 17. April, Ed. LFZ, Raumberg-Gumpenstein. pp. 25-30.
- Hürdler J., Prasuhn V., Spiess E., 2015. Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Gewässer der Schweiz, MODIFFUS 3.0 : Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Hrsg. Agroscope INH, Zürich. Juli 2015, 117 S.
- Johnston A.E., Poulton P.R., Coleman K., 2009. Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. *Advances in Agronomy* 101, 1-57.
- Kidd J., Manning P., Simkin J., Peacock S., Stockdale E., 2017. Impacts of 120 years of fertilizer addition on a temperate grassland ecosystem. *PLoS ONE* 12(3): e0174632.
- King K. W., Williams M.R., Macrae M.L., Fausey N.R., Frankenberger J., Smith D.R., Kleinman P.J.A., Brown L.C., 2015. Phosphorus transport in agricultural subsurface drainage: A review. *Journal of Environmental Quality* 44, 467-485.
- Knöpfel, P., 1989. Wenn drei dasselbe tun..., ist es nicht dasselbe. Unterschiede in der Interessenvermittlung in drei Sektoren der Umweltpolitik (Industrie/Gewerbe, Landwirtschaft und staatliche Infrastrukturpolitiken). Ein Beitrag zur Diskussion zum Neokorporatismus. In: Hartwich, H.-H. (Hrsg.), *Macht und Ohnmacht politischer Institutionen*. Tagungsbericht 17. Wissenschaftlicher Kongress der DVPW, 12.-16. September 1988 in der Technischen Hochschule Darmstadt, Westdeutscher Verlag, Opladen, pp. 177-209.
- Laurent F., Vertès F., Farrugia A., Kerveillant P., 2000. Effet de la conduite de la prairie pâturée sur la lixiviation du nitrate. Propositions pour une maîtrise du risque à la parcelle. *Fourrages* 164, 397-419.
- Leifeld J., Reiser R., Oberholzer H., 2009. Consequences of conventional versus organic farming on soil carbon: results from a 27-year field experiment. *Agronomy Journal* 101, 1204-1218.
- Leterme P., Morvan T., 2010. Mieux valoriser la ressource dans le cadre de l'intensification écologique. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France* 1, 101-118.
- Lewis C., Rafique R., Foley N., Leahy P., Morgan G., Albertson J., Kumar S., Kiely G., 2013. Seasonal exports of phosphorus from intensively fertilised nested grassland catchments. *Journal of Environmental Sciences* 25, 1-11.
- Maltas A., Charles R., Jeangros B., Sinaj S., 2013. Effect of organic fertilizers and reduced-tillage on soil properties, crop nitrogen response and crop yield: Results of a 12-year experiment in Changins, Switzerland. *Soil and Tillage Research* 126, 11-18.
- Maltas A., Oberholzer H., Charles R., Bovet V., Sinaj S., 2012. Langfristige Wirkung von organischen Düngern auf die Bodeneigenschaften. *Agrarforschung Schweiz* 3 (3), 148-155.
- McCarthy J., Delaby L., Hennessy D., McCarthy B., Ryan W., Pierce K.M., Brennan A., Horan B., 2015. The effect of stocking rate on soil solution nitrate concentrations beneath a free-draining dairy production system in Ireland. *Journal Dairy Science* 98, 4211-4224.
- Müller C., Laughlin R., Christie P., Watson C.J., 2011. Effects of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1362-1371.
- Nyfelner D., 2009. Productivity and nitrogen utilisation in productive agricultural grassland: effects of species combinations, species proportions and nitrogen fertilisation. Diss. ETH No. 18219, 171 S.
- Nyfelner D., Huguenin-Elie O., Suter, M., Frossard, E. und Lüscher, A., 2011. Grass-legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen up-

- take from symbiotic and non-symbiotic sources. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, 155-163.
- Owens L.B., Shipitalo M., 2006. Surface and subsurface phosphorous losses from fertilized pasture systems in Ohio. *Journal of Environmental Quality* 35, 1101-1109.
- Persson J., Kirchmann H., 1994. Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51, 249-255.
- Peyraud J.-L., Cellier P., (coord.), Aarts F., Béline F., Bockstaller C., Bourblanc M., Delaby L., Donnars C., Dourmad J.Y., Dupraz P., Durand P., Faverdin P., Fiorelli J.L., Gaigné C., Girard A., Guillaume F., Kuikman P., Langlais A., Le Goffe P., Le Perchec S., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Peyraud J.-L., Réchauchère O., Rochette P., Vertès F., Veysset P., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France), 527 p.
- Pärn J., Pinay G., Mander Ü., 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators* 22, 4-15.
- Prasuhn V., Lazzarotto P., 2005. Abschwemmung von Phosphor aus Grasland im Einzugsgebiet des Sempachersees. *Schriftenreihe FAL*, pp. 95-107.
- Prasuhn V., Herzog F., Schärer M., Frossard E., Flüeler H., Flury C., Zraggen K., 2004. Stoffflüsse im Greifenseegebiet: Phosphor und Stickstoff. *Agrarforschung* 11 (10), 440-445.
- Prasuhn V., 2010. *Phosphorabschwemmung von Graslandflächen in der Schweiz - Eintragspfade und Massnahmen zu Verminderung.*: Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.
- Prasuhn V., 2011. Gülleabschwemmung von Graslandflächen - Versuchsergebnisse aus der Schweiz. *Tagungsband Internationale Tagung "Gülle- und Garrestdüngung auf Grünland"*, 17./18. Oktober, pp. 185-189.
- Prasuhn V., Spiess E., Clay H., 2013. Nitratauswaschung unter intensiv und extensiv genutztem Grünland. In: 15. *Gumpensteiner Lysimetertagung "Lysimeterforschung als Bestandteil der Entscheidungsfindung"*. 16. - 17. April, Ed. LFZ, Raumberg-Gumpenstein., pp. 161-164.
- Premrov, A., Coxon, C.E., Hackett, R., Kirwan, L., Richards, K.G., 2014. Effects of over-winter green cover on soil solution nitrate concentrations beneath tillage land. *Science of the Total Environment*, 470-471, 967-974.
- Richner W., Bretscher D., Menzi H., Prasuhn V., 2017. 7/ Düngung und Umwelt. *Agrarforschung Schweiz* 8 (6), 7/1-7/12.
- Richner W., Sinaj, S., 2017. Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD 2017). *Agrarforschung Schweiz* 8 (6), *Spezialpublikation*, 276 S.
- Roger A., Libohova Z., Rossier N., Joost S., Maltas A., Frossard E., Sinaj S., 2014. Spatial variability of soil phosphorus in the Fribourg canton, Switzerland. *Geoderma* 217-218, 26-36.
- Rumpel C., Kogel-Knabner I., 2011. Deep soil organic matter-a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil* 338, 143-158.
- Schröder J.J., Uenk D., Hilhorst G.J., 2007. Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil* 299, 83-99.
- Schröder J.J., Assinck F.B.T., Uenk D., Velthof G.L., 2010. Nitrate loss from grassland on sandy soils, as affected by soil properties and the rate and nature of the N-input. *Grass and Forage Science* 65, 49-57.
- Simon J.C., Le Corre L., 1988. Lessivage d'azote en monoculture de maïs en sol granitique du Finistère. *Fourrages* 114, 193-207.
- Simon J.C., Vertes F., Decau M.L., Le Corre L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. I- Bilans à l'exploitation et lessivage d'azote sous prairies. *Fourrages* 151, 249-262.
- Smith K., Jackson D., Pepper T.J., 2001a. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 1. Nitrogen. *Environmental Pollution* 112, 41-51.
- Smith K., Jackson D., Withers P., 2001b. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 2. Phosphorus. *Environmental Pollution* 112, 53-60.

- Soussana J.-F., Lemaire G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems and Environment* 190, 9-17.
- Spieß E., Prasuhn V., Stauffer W., 2011. Einfluss organischer und mineralischer Düngung auf die Nährstoffauswaschung. *Agrarforschung* 2 (9), 376-381.
- Stauffer W., Spieß E., 2005. *Einfluss unterschiedlicher Nutzung und Düngung auf Sickerwassermenge und Nitratauswaschung*.
- Thomsen I.K., 2005. Crop N utilization and leaching losses as affected by time and method of application of farmyard manure. *European Journal of Agronomy* 22, 1-9.
- Troxler J., Pittet J.-P., Jaccard H., Jeangros B., 2010. Einfluss von Rinderausscheidungen auf die auswaschungsbedingten Verluste unter einem Gräserrasen. *Agrarforschung* 1 (10), 384-391.
- Vanden Nest T., Vandecasteele B., Ruyschaert G., Coughon M., Merckx R., Reheul D., 2014. Effect of organic and mineral fertilizers on soil P and C levels, crop yield and P leaching in a long term trial on a silt loam soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 197, 309-317.
- van Middelkoop J.C., van der Salm C., Ehlert P.A.I., de Boer I.J.M., Oenema O., 2016. Does balanced phosphorus fertilisation sustain high herbage yields and phosphorus contents in alternately grazed and mown pastures? *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 106, 93-111.
- Vertès F., Simon J.C., Giovanni R., Grignani C., Corson M., Durand P., Peyraud J.-L., 2008. Flux de nitrate dans les élevages bovins et qualité de l'eau: variabilité des phénomènes et diversité des conditions. Académie d'Agriculture, mai 2008. Ed. IDELE (2009), 6-26.
- Vertès F., Simon J.-C., Laurent F., Besnard A., 2007. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages* 192, 423-440.
- Walther U., Menzi H., Ryser J.-P., Flisch R., Jeangros B., Kessler W., Maillard A., Siegenthaler A., Vullioud P.A., 1994. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung Schweiz* 1(7), 1-40.
- Walther U., Ryser J.P., Flisch R., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau (GRUDAF). *Agrarforschung* 8 (6), 1-80.
- Walther W., 1989. The nitrate leaching out of soils and their significance for groundwater. In: Hansen J.A., Henriksen K. (Eds.), *Nitrogen in Organic Wastes applied to Soils*. Academic Press, London, pp. 346-356.
- Webb J., Henderson D., Anthony S., 2001. Optimising livestock manure application to reduce nitrate and ammonia pollution: scenario analysis using MANNER model. *Soil Use and Management* 17, 188-194.
- Webb J., Sørensen P., Velthof G., Amon B., Pinto M., Rodhe L., Salomon E., Hutchings N., Burczyk P., Reid J., 2013. An Assessment of the variation of manure nitrogen efficiency throughout Europe and an appraisal of means to increase manure-N efficiency. *Advances in Agronomy, Volume* 119, 371-442.
- Wolf M., Laser H., 2015. *Nitratauswaschung und Nährstoffeffizienz bei Gülledüngung im Grünland bei erhöhten N-Gaben aus Gülle*. pp. 114-117.
- Zavattaro L., Assandri D., Grignani C., 2016. Achieving legislation requirements with different nitrogen fertilization strategies: Results from a long term experiment. *European Journal of Agronomy* 77, 199-208.