

Eutrophierung und Biodiversität

Auswirkungen und mögliche Stossrichtungen für Massnahmen im Kanton Zürich

Fachbericht als Grundlage für die Ergänzung des Naturschutzgesamtkonzeptes des Kantons Zürich
im Auftrag der Fachstelle Naturschutz, Amt für Landschaft und Natur

Impressum

Auftraggeber

Fachstelle Naturschutz
Stampfenbachstrasse 12
8090 Zürich
043 259 30 32
naturschutz@bd.zh.ch

Auftragnehmer

Akademie der Naturwissenschaften Schweiz
Forum Biodiversität Schweiz
Postfach
3001 Bern
+41 31 306 93 40
biodiversity@scnat.ch

Autor

Jodok Guntern, Forum Biodiversität Schweiz

Fachliche Hinweise

Andreas Grünig, Agroscope
Olivier Huguenin-Elie, Agroscope
Daniela Pauli, Forum Biodiversität Schweiz
Walter Richner, Agroscope
Thomas Walter, Agroscope, Mitglied im Wissenschaftlichen Beirat des Forum Biodiversität
Thomas Wohlgemuth, WSL

Zitiervorschlag

Guntern, J. (2016): Eutrophierung und Biodiversität. Auswirkungen und mögliche Stossrichtungen für Massnahmen im Kanton Zürich. Fachbericht als Grundlage für die Ergänzung des Naturschutzgesamtkonzeptes des Kantons Zürich im Auftrag der Fachstelle Naturschutz, Amt für Landschaft und Natur. Forum Biodiversität Schweiz.

Hinweis

Dieser Fachbericht wurde im Auftrag der Fachstelle Naturschutz des Kantons Zürich erarbeitet. Er dient als eine Grundlage für die Ergänzung des Naturschutzgesamtkonzeptes des Kantons Zürich (NSGK). Der Inhalt fasst den aktuellen Kenntnisstand basierend auf der wissenschaftlichen Literatur, dem Wissen des Autors und den fachlichen Hinweisen von ExpertInnen zusammen. Aus diesem Blickwinkel werden zudem mögliche Stossrichtungen zur Ergänzung des NSGK aufgezeigt. Der Bericht wiedergibt die Einschätzung der Autorinnen und stimmt nicht zwingend mit den Ansichten der Fachstelle Naturschutz überein.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
1 Einleitung.....	7
2 Situation und Entwicklung	8
2.1 Global	8
2.2 Schweiz.....	9
2.2.1 Luft: Emissionen und Immissionen.....	9
2.2.2 Gewässer: Einträge und Konzentrationen	11
2.2.3 Böden: Gehalte.....	12
2.3 Kanton Zürich.....	13
2.3.1 Luft.....	13
2.3.2 Gewässer	14
2.3.3 Böden.....	14
2.4 Voraussichtliche zukünftige Entwicklung.....	15
3 Aktueller Wissensstand zu Wirkungsweise und zu Auswirkungen der Eutrophierung auf die Biodiversität	16
3.1 Umweltverhalten und Wirkungsweise	16
3.1.1 Umweltverhalten von Stickstoff.....	16
3.1.2 Wirkungen von Stickstoff und Phosphor in der Umwelt.....	20
3.1.3 Stickstoff oder Phosphor als limitierender Nährstoff.....	23
3.1.4 Regime Shifts und Tipping Points.....	26
3.1.5 Critical Loads und Critical Levels.....	27
3.2 Auswirkungen auf die Biodiversität.....	28
3.2.1 Arten	28
3.2.2 Lebensräume.....	31
3.2.3 Ökosystemfunktionen und ökologische Interaktionen	39
3.2.4 Zeitliche Dimensionen	40
3.3 Wechselwirkungen mit anderen Einflussfaktoren.....	41
4 Strategische Stossrichtungen für Handlungsmöglichkeiten.....	43
4.1 Emissionsminderung.....	44
4.1.1 Luftreinhaltung	45
4.1.2 Landwirtschaft	47
4.1.3 Konsum.....	53
4.1.4 Kommunikation zu Politik und breiter Öffentlichkeit	53
4.2 Umgang mit Eutrophierung.....	54
4.2.1 Pufferzonen und -streifen.....	54
4.2.2 Weitere Anpassungsmassnahmen im Umfeld von Gebieten.....	57
4.2.3 Wiederherstellung nährstoffarmer Standorte	57
4.2.4 Bewirtschaftung.....	62
4.2.5 Weitere Massnahmenbereiche.....	67
4.2.6 Umgang mit Unsicherheiten.....	67
5 Wissenslücken	68
5.1 Offene Fragen bezüglich der Eutrophierung, ihrer Auswirkungen und dem Umgang damit im Kanton Zürich.....	68
6 Fazit	69
7 Literatur	70
8 Anhang.....	84
8.1 Stickstoffflüsse in der Schweiz 2005 und 2020	84
8.2 Gewässerqualität im Kanton Zürich	86
8.3 Nährstoff-Zeigerwerte der Aktionsplanarten Flora.....	88
8.4 Critical Loads für Lebensräume	89
8.5 Grenzwerte für N in der Bodenlösung und N-Auswaschung von Waldböden	91
8.6 Stickstoffdeposition in der Schweiz.....	92
8.7 Entwicklung der Nährstoffverhältnisse in Mooren der Schweiz	94

8.8 Phosphor Versorgung von landwirtschaftlich genutzten Böden in Schweizer Gemeinden 2010-2012	95
8.9 Massnahmen zu Ammoniakemissionsminderung und ihre Wirksamkeit in der Landwirtschaft.....	96
8.10 Nährstoffentzüge durch Wiese- und Weidenutzung.....	100

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht thematisiert schwerpunktmässig die Auswirkungen der Eutrophierung von Landökosystemen durch Stickstoff auf die Biodiversität und diesbezügliche Handlungsansätze zur Erhaltung der Biodiversität. Unter Eutrophierung wird die Anreicherung von Nährstoffen in einem System verstanden.

Der Stickstoffkreislauf wird seit Mitte des 20. Jahrhunderts durch den Mensch global und regional stark beeinflusst. Neben beabsichtigten Stickstoffflüssen werden dadurch unbeabsichtigte Stickstoffemissionen und -einträge verursacht. Diese führen zu unerwünschten Auswirkungen auf Wasser-, Boden-, Luftqualität, Treibhausgasbilanz, Biodiversität und menschliche Gesundheit.

Belege für negative Auswirkungen von erhöhten Stickstoffeinträgen auf Arten und Lebensräume existieren in grosser Anzahl und für verschiedene räumliche und zeitliche Ebenen. Die Effekte sind direkt oder indirekt und entstehen in Folge toxischer, eutrophierender oder versauernder Wirkung wie auch in Wechselwirkung mit anderen Ursachen wie Landnutzungsänderungen. Die Effekte können je nach Umweltbedingungen innerhalb sehr kurzer oder erst nach langer Zeit sichtbar werden. Eine Wiederherstellung der Standortbedingungen und Lebensgemeinschaften braucht meist deutlich mehr Zeit. In gewissen Fällen sind Auswirkungen einer Eutrophierung irreversibel.

Die Eutrophierung ist eine der Hauptursachen für den Rückgang der Biodiversität. Sie führt zu Veränderungen in den Artenzahlen und -abundanzen, in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften und der Ökosystemfunktionen und kann das lokale bis regionale Aussterben von Arten sowie den Verlust genetischer und funktioneller Diversität verursachen. Die Effekte einer Eutrophierung auf Pflanzen erfolgen tendenziell direkt; Tiere werden indirekt über veränderte Vegetationszusammensetzung, -struktur und -heterogenität oder andere Umweltbedingungen beeinflusst.

Phosphoreinträge in Gewässer und die folgende Eutrophierung wurden in der Schweiz und im Kanton Zürich deutlich reduziert. Allerdings gilt die Gewässerqualität in verschiedenen Seen als unbefriedigend, und landwirtschaftlich genutzten Böden weisen häufig eine Überversorgung auf.

Stickstoffemissionen wurden zwischen 1990 und 2000 reduziert. In den letzten 10 Jahren gibt es aber im Kanton Zürich diesbezüglich keine Fortschritte mehr. 2013 wurden im Kanton Zürich 89% der Ammoniak- und ca. 75% der Nitratemissionen durch die Landwirtschaft und 83% der Stickoxidemissionen durch Verkehr und Feuerungen verursacht. Mit den momentan vorgesehenen Massnahmen ist bis 2020 mit einem Rückgang der Stickoxidemissionen, aber nur mit geringen Veränderungen der Ammoniakemissionen zu rechnen.

In grossen Teilen des Mittellandes und des Juras liegt die Stickstoffgesamtdeposition ein Vielfaches über der geschätzten natürlichen Depositionsrates. Zwei Drittel der N-Gesamtdeposition wird durch landwirtschaftliche Ammoniak-Emissionen, ein Drittel durch Stickoxid-Emissionen verursacht, wobei letztere zu über 80% aus Verkehr, Industrie und Gewerbe stammen.

Kritische Belastungsgrenzen für Stickstoffeinträge aus der Luft – Immissionen, ab denen mit unerwünschten Veränderungen in Ökosystemen gerechnet wird – werden heute auf 100% der Probenahmeflächen in Hochmooren, 95% in Wäldern, 84% in Flachmooren und 42% in Trockenwiesen der Schweiz überschritten. In Zürich ist dies tendenziell verstärkt der Fall. Neben den Stickstoffeinträgen aus der Luft sind nach wie vor auch Einträge durch Düngung und folgende Nährstoffverlagerungen in empfindliche Gebiete mitverantwortlich für die Verschlechterung der Lebensraumqualität.

Für die Optimierung der Nährstoffkreisläufe und Verminderung der Emissionen sind gesamtheitliche, umweltkompartiments- und sektorenübergreifende Ansätze am erfolgversprechendsten: Es werden damit tendenziell höhere Emissionsreduktionen erreicht, und sie sind effizienter als auf einzelne Sektoren, Einzelquellen, Stickstoffformen oder Umweltkompartimente ausgerichtete Ansätze. Zudem wird so eine Verlagerung von stickstoffbezogenen Problemen innerhalb des Stickstoffkreislaufes vermieden.

Handlungsansätze beruhen auf Minderungs- und Anpassungsmassnahmen. Sie sollten unterschiedliche räumliche und zeitliche Dynamiken der Stickstoffproblematik berücksichtigen. Prioritär sind die Reduktion der Hintergrundbelastung durch Emissionen von Stickstoff aus Landwirtschaft und Verkehr, die Verringerung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in stark belastete und

empfindliche Gebiete mit regional und lokal wirksamen Instrumenten, die Verstärkung des lokalen Schutzes durch naturschutzfachliche Maßnahmen und die Erhaltung wenig belasteter Gebiete.

Minderungsmassnahmen sind prioritär. In folgenden Bereichen können die grössten Effekte zur Optimierung des Stickstoffkreislaufes erzielt werden:

- Konsumverhalten: Senkung des Konsums tierischer Proteine und Verminderung des Verkehrsaufkommens
- Landwirtschaft: Verringerung des Stickstoffeinsatzes, Verbesserung der Stickstoffeffizienz in der Tierproduktion sowie im Ackerbau, Verminderung von Ammoniak- und Nitratverlusten
- Verkehr und Industrie: Emissionsarme Prozesse und Energie-effiziente Systeme, wobei darunter auch eine Umstellung auf emissionsarme Energieträger verstanden wird
- Abwasserbehandlung: Recycling von Stickstoff und Phosphor

Anpassungsmassnahmen an erhöhte Nährstoffeinträge betreffen das Umfeld von Gebieten, die Bewirtschaftung von Lebensräumen oder die Wiederherstellung nährstoffarmer Verhältnisse. Es bestehen folgende Ansätze:

Pufferzonen und -streifen sind ein bewährtes und wirksames Instrument für die Verminderung von Stickstoff-, Phosphor-, Schadstoff- und Sedimenteinträgen in terrestrische und aquatische Lebensräume. Neben Kriterien zur Bestimmung deren Lage und Grösse spielt für die Wirksamkeit der Pufferzonen auch ihre Bewirtschaftung eine entscheidende Rolle. Eine konsequente Umsetzung der Pufferzonen ist eine der bedeutendsten Anpassungsmassnahmen an übermässige Nährstoffeinträge. Für Moore liegt in der Schweiz mit dem Pufferzonenschlüssel ein differenzierter Leitfaden zur Ermittlung ausreichender Pufferzonen vor.

Bei der Aufwertung und Wiederherstellung von Lebensräumen spielt die Schaffung nährstoffarmer Standortverhältnisse insbesondere für Magerwiesen, oligo- bis mesotrophe Feuchtgebiete und Gewässer eine entscheidende Rolle. Bei anderen Lebensräumen sind andere Faktoren entscheidender. In den meisten Fällen führt eine Kombination von Massnahmen zum Erfolg. Die Wahl der geeigneten Massnahmen setzt insbesondere bei Feuchtgebieten relativ viel Wissen zu den Standortbedingungen voraus, um unerwünschte Effekte zu vermeiden.

Für eine Ausmagerung durch Mahd oder Beweidung sind Machbarkeit, Zeitbedarf und Erfolg der Massnahme stark von den Bodeneigenschaften, dem Wasserhaushalt und der Vegetation eines Standortes abhängig. In gewissen Fällen ist eine Ausmagerung praktisch nicht möglich.

Der Oberbodenabtrag ist auf Mineralböden eine etablierte Massnahme, die schnell zu einer Senkung des Nährstoffniveaus eines Standortes führt. Auf organischen Böden ist die Durchführung komplexer. Überlegungen zum Wasserhaushalt des Standortes sollten in jedem Fall in die Massnahmenplanung einfließen.

Die Bewirtschaftung von Lebensräumen kann sich zur Verminderung des Nährstoffniveaus an traditionellen Bewirtschaftungspraktiken orientieren. Diese entsprachen oft einer Austragsnutzung. Aufgrund veränderter und erhöhter Nährstoffflüsse sind für die langfristige Erhaltung artenreicher und funktionsfähiger Ökosysteme auch neue Bewirtschaftungsweisen anzudenken und umzusetzen. Zur Vermeidung unerwünschter ökologischer Auswirkungen sollten zudem weitere Nachhaltigkeitsaspekte in die Planung einfließen. Im Grünland und in Feuchtgebieten kann ein zusätzlicher oder vorgezogener Schnitt auf Teilflächen oder alle paar Jahre die Nährstoffniveaus senken. Dabei müssen die Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung beachtet werden.

Weitere Gefährdungsursachen für die Biodiversität und die spezifischen Standortverhältnisse sind in allen Fällen in die Planung von Massnahmen miteinzubeziehen, um unerwünschte Auswirkungen zu vermeiden und die grössten Erfolge für die Lebensgemeinschaften zu erzielen.

Die wichtigsten weitergehenden Inhalte des Berichtes sind jeweils in blau hervorgehobenen Boxen an den Enden der Unterkapitel aufgeführt.

1 Einleitung

Der Kanton Zürich überarbeitet sein Naturschutzgesamtkonzept (NSGK), das 1995 erschien. Als Vorarbeit für die Aktualisierung wurde unter anderem 2012 ein ExpertInnen-Workshop durchgeführt, an dem einerseits die Bedeutung verschiedener Ursachen von Biodiversitätsveränderungen und andererseits neue populationsökologische Erkenntnisse thematisiert wurden. Als besonders relevante und grossräumig wirksame Einflussfaktoren auf die zukünftige Entwicklung der Biodiversität und ihrer Leistungen im Kanton Zürich wurden dabei der Klimawandel, die Eutrophierung und die Siedlungsentwicklung erachtet. In Folge wurde das Forum Biodiversität der Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (scnat) von der Fachstelle Naturschutz beauftragt, den aktuellen Wissensstand zu diesen Einflussfaktoren und zur Populationsökologie in enger Zusammenarbeit mit Wissenschaftlern zusammenzutragen.

Schwerpunktmässig wird im vorliegenden Bericht auf die Eutrophierung von Landökosystemen durch Stickstoff und die Auswirkungen auf die Biodiversität eingegangen. Unter Eutrophierung wird die Anreicherung von Nährstoffen in einem System verstanden, was unter anderem zu Veränderungen in der Artengemeinschaft, der Funktionsfähigkeit und den Ökosystemleistungen von Lebensräumen führt. Dabei sind vor allem die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in ihren unterschiedlichen Formen relevant. Die Eutrophierung von Gewässern durch Phosphor, welche in der Schweiz problematisch war und teilweise noch ist, wird nur am Rande behandelt. Da der Bericht schwerpunktmässig die Auswirkungen einer Eutrophierung auf die Biodiversität thematisiert, wird die Bedeutung von Nährstoffen für das Landwirtschafts- und Ernährungssystem nicht behandelt¹.

Auf den aktuellen Zustand und die Entwicklung der Stickstoffflüsse, Emissionen und Immissionen auf globaler, nationaler und kantonaler Ebene wird in Kapitel 2 eingegangen. Die aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisse zur Wirkungsweise und zu den Auswirkungen der Eutrophierung auf die Biodiversität werden in Kapitel 3 beschrieben. In Kapitel 0 wird auf Wechselwirkungen mit anderen Einflussfaktoren eingegangen. Handlungsmöglichkeiten im Kanton Zürich sind Thema im Kapitel 0. Dabei wird sowohl auf Stossrichtungen und Massnahmen zur Verminderung von Stickstoffeinträgen als auch zum Umgang mit der Eutrophierung eingegangen. Schliesslich werden Wissenslücken aufgezeigt, die zu Unsicherheiten im Verständnis und im Umgang mit dem Einfluss der Eutrophierung auf die Biodiversität führen (Kapitel 5). Die wichtigsten Inhalte der Unterkapitel sind jeweils in blau hervorgehobenen Boxen an deren Enden aufgeführt.

¹ siehe z.B. Kap. 3 *Benefits of nitrogen for food, fibre and industrial production* in Sutton et al. (2011)

2 Situation und Entwicklung

2.1 Global

Stickstoff ist als N_2 mit 78% Hauptbestandteil der Luft. In dieser unreaktiven Form kann er von den meisten Lebewesen aber nicht aufgenommen werden. Reaktive Stickstoffverbindungen wie Ammoniak (NH_3), Ammonium (NH_4^+), Stickoxide (NO_x), Nitrate (NO_3^-), Aminosäuren, Proteine und andere sind unerlässlich für das Leben und limitieren aufgrund ihres natürlicherweise begrenzten Vorkommens das biologische Wachstum. Dadurch war bis zu Beginn des 20. Jh. auch die landwirtschaftliche und industrielle Produktion begrenzt. Seit Beginn der Industrialisierung (Verwendung von fossilen Energieträgern in Verbrennungsprozessen) und den Veränderungen im Landwirtschafts- und Ernährungssystem (Herstellung von Stickstoffdüngern mit dem Haber-Bosch Verfahren nach 1910, Verändertes Konsumverhalten, Intensivierung der Tierhaltung, u.a.) wird der globale Stickstoffkreislauf durch den Menschen stark beeinflusst. Insbesondere seit Mitte des 20. Jh. haben sich die Stickstoffflüsse deshalb stark verändert (Sutton et al. 2011).

Dadurch hat der Mensch die Einträge von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt global mehr als verdoppelt, in Europa mehr als verdreifacht (Abbildung 1, Abbildung 2) (Sutton et al. 2011). Dabei wird ein Teil bewusst eingesetzt, ein grosser aber unbeabsichtigt freigesetzt. Ebenso hat sich der Fluss von Phosphor in der Umwelt von 1960 bis 1990 ca. verdreifacht (Millennium Ecosystem Assessment 2005) und in Europa in vielen Böden akkumuliert. So hat sich der pflanzenverfügbare Phosphor in Europäischen Torfböden von 250–500 $\mu\text{mol L}^{-1}$ in ungedüngten Gebieten auf Werte von 1'000–10'000 $\mu\text{mol L}^{-1}$ in gedüngten Torfböden erhöht (Lamers et al. 2014).

Durch diese Veränderungen in den Stickstoff- und Phosphorkreisläufen treten neben den erwünschten, viele unerwünschte Umweltauswirkungen auf.

Stickstoffbilanzen und -flüsse und deren Veränderungen zeigen Ansatzpunkte für Strategien und Massnahmen im Umgang mit Stickstoffüberschüssen auf. Besonders auffällig in Abbildung 2 ist die Veränderung der Stickstoffflüsse bei den Düngern (Fertilizers) und der Pflanzenproduktion (crop production). Davon wird 80% nicht für die Produktion von pflanzlichen Nahrungsmitteln (bzw. direkt für die menschliche Ernährung), sondern für die tierische Produktion verwendet. Die Tierproduktion und der daraus folgende hohe Futtermittelbedarf ist dadurch der dominierende Treiber des Stickstoffkreislaufes in Europa (Sutton et al. 2011).

Gemäss dem Konzept der Planetary boundaries (Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015) stellen die aktuellen Stickstoff- und Phosphorflüsse ein hohes Risiko für langfristig stabile Lebensbedingungen für die Menschheit dar. Um diese zu erhalten werden die aktuellen Emissionen reaktiven Stickstoffs als ca. vier Mal zu hoch, diejenigen von Phosphor als ca. zwei Mal zu hoch eingeschätzt.

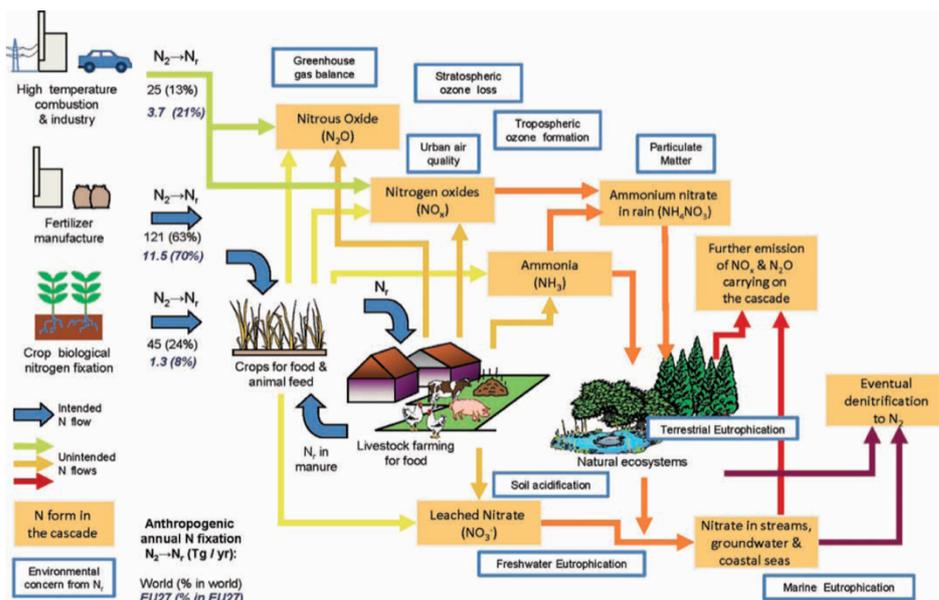


Abbildung 1: Vereinfachte Darstellung der Stickstoffflüsse (Stickstoffkaskade) im anthropogen beeinflussten System (Sutton et al. 2011).

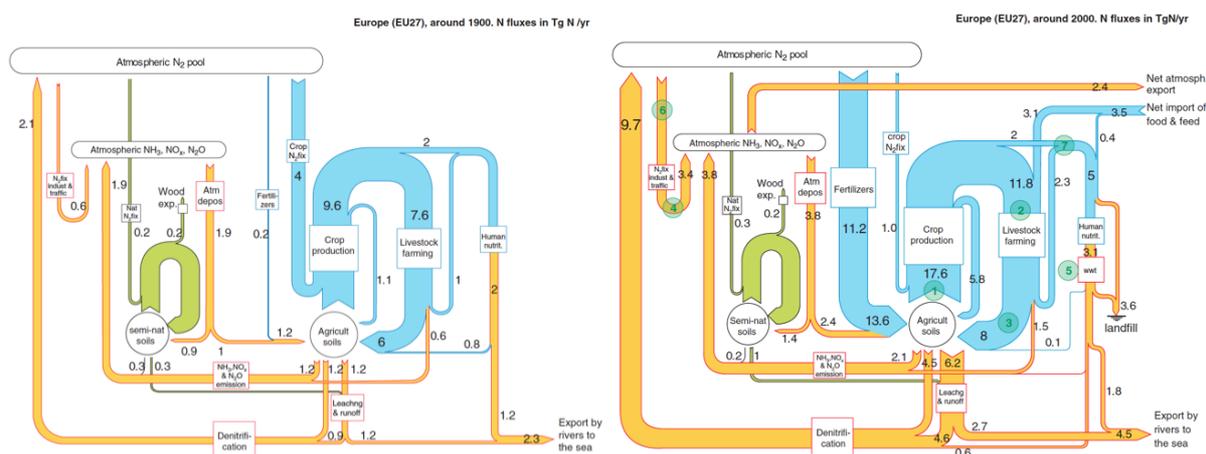


Abbildung 2: Stickstoffflüsse in Europa um 1900 und um 2000 (Sutton et al. 2011), wobei die Ankurbelung des Stickstoffkreislaufes, insbesondere der anthropogen bedingten Flüsse deutlich sichtbar ist. Grün: vorwiegend natürliche Flüsse; blau: absichtlich anthropogen verursachte Flüsse; orange: unabsichtlich anthropogen verursachte Flüsse; grüne Kreise mit Nummern: sieben Schlüsselansatzpunkte für ein integriertes Management des Stickstoffkreislaufes in Europa (siehe Kapitel 4.1).

Box: Situation Global und Europa

- Seit Mitte des 19. Jh. hat der Mensch die Stickstoff- und Phosphorflüsse stark angekurbelt.
- Die aktuellen globalen Stickstoff- und Phosphorflüsse stellen ein hohes Risiko für langfristig stabile Lebensbedingungen der Menschheit dar.
- In Europa ist die Produktion tierischer Nahrungsmittel mit ihren vor- und nachgelagerten Stufen der hauptsächliche Treiber des Stickstoffhaushaltes.

2.2 Schweiz

Für die Schweiz liegen Stickstoff-Stoffflussanalysen für die Jahre 1994, 2005 und 2020 vor (Heldstab et al. 2010b, 2013), spezifisch für die Landwirtschaft auch für 2002 (Herzog & Richner 2005). Diese zeigen, dass die Futter- und Düngemittelimporte, Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft, Stickoxid-Emissionen aus Verbrennungsprozessen und Stickstoffeintrag via Abwasser in Kläranlagen die wichtigsten „treibenden“ Flüsse sind. Diese und die Bodenbearbeitung führen dazu, dass natürliche vorkommende Flüsse verstärkt werden. Über „induzierte“ Flüsse wie die Deposition aus der Luft, Emissionen aus Böden und Einträge in die Gewässer entstehen diverse Umweltprobleme. Die Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft entweichen v.a. als Emissionen in die Atmosphäre (Kapitel 2.2.1) und durch Nitratauswaschung in die Gewässer (Kapitel 2.2.2) (Heldstab et al. 2010b).

Für Phosphor wurde für 2006 eine Schweizer Stoffflussanalyse durchgeführt (Binder et al. 2009) und spezifisch für die Landwirtschaft auch 2002 (Herzog & Richner 2005). Demgemäss ist die Schweiz ein Nettoimporteur. Jedes Jahr werden ca. 16'500 tP importiert und ca. 4000 tP exportiert, was zu einem Wachstum des gesamten Phosphorlagers von ca. 12'500 tP pro Jahr führt. Der Import erfolgt zu 90% über die Landwirtschaft (ca. je zur Hälfte Futter- und Mineraldüngerimporte).

Wie in Europa steht also ein Grossteil der landwirtschaftlichen Stickstoff- und Phosphorflüsse in der Schweiz im Zusammenhang mit der Tierhaltung (Binder et al. 2009). So ist tendenziell die N-Effizienz von Betrieben desto geringer je höher der Hofdüngeranfall ist (BLW 2012).

Der Schweizer Fussabdruck für Stickstoff ist gemäss Dao et al. (2015) deutlich über einem global nachhaltigen bzw. tragbaren Niveau, obwohl der genaue Wert unsicher ist (Kapitel 2.1, planetary boundaries). Für Phosphor konnte dies nicht abgeschätzt werden. Dabei verlagerte sich das Eutrophierungspotenzial von Produktion und Konsum in der Schweiz von 1996 bis 2011 zunehmend ins Ausland (Frischknecht et al. 2014).

2.2.1 Luft: Emissionen und Immissionen

Immissionen

In grossen Teilen des Mittellandes und des Juras beträgt die Stickstoffgesamtdeposition (Total N) über $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Karte in Anhang 8.6). Sie liegt damit um ein Vielfaches über der geschätzten natürlichen Depositionsrate von $0.5\text{-}1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lamers et al. 2014). Je nach Standort schwankt

Eutrophierung und Biodiversität

dieser Wert aber zwischen 3 und über 54 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Koordinationsstelle BDM 2011). Dadurch werden die Critical Loads (kritische Belastungsgrenzen von Lebensräumen) für Stickstoff (Kapitel 3.1.5, Anhang 8.4) in der Schweiz an vielen Standorten mit empfindlichen Ökosystemen deutlich überschritten (Tabelle 1).

Tabelle 1: Anteil der Flächen an den Gesamtflächen ausgewählter Ökosysteme in der Schweiz, auf denen Grenzwerte für kritische Stickstoff-Einträge überschritten werden (Critical Loads für Stickstoff = CLN; Critical Levels für Ammoniak = CLNH₃). Stichprobenpunkte: 5192 vom Hochmoorinventar, 18846 vom Flachmoorinventar, 20039 vom Inventar der Trockenwiesen und -weiden und 10608 vom Landesforstinventar (EKL 2014).

Anteile der Biotop-Inventarflächen	Critical Loads für Stickstoff überschritten	Critical Levels für Ammoniak überschritten
Hochmoore	100 %	55 %
Flachmoore	84 %	10 %
Trockenwiesen	42 %	2 %
Wald (LFI-Flächen)	95 %	18 %

Der gesamte Stickstoffeintrag über die Luft (Immissionen) verteilt sich auf mehrere Stickstoffkomponenten und Eintragspfade (Tabelle 2) (EKL 2014):

- trockene Deposition von gasförmigem Ammoniak (NH₃), Stickoxiden (NO_x) und Salpetersäure (HNO₃)
- trockene Deposition von ammonium- und nitrathaltigen Aerosolen (NH₄⁺, NO₃⁻)
- nasse Deposition von Ammonium (NH₄⁺) und Nitrat (NO₃⁻) mit den Niederschlägen

Tabelle 2: Gesamte Deposition von N-haltigen Luftschadstoffen in der Schweiz (Jahresmittel 2007), berechnet mit einer Auflösung von 1x1 km (EKL 2014).

Komponenten	Total, 41 049 km ² kt N a ⁻¹	Mittelwert pro Hektare kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
nass: NH ₄ ⁺	21,1	5,2
trocken: NH ₄ ⁺ Aerosol	2,9	0,7
NH ₃ Gas	24,8	6,0
Total NH_y-N:	48,9	11,9
nass: NO ₃ ⁻	15,7	3,8
trocken: NO ₃ ⁻ Aerosol	1,2	0,3
NO ₂ Gas	5,8	1,4
HNO ₃ Gas	2,0	0,5
Total NO_y-N:	24,7	6,7
Total N	73,6	17,9

Emissionen

Landwirtschaftliche Ammoniak-Emissionen tragen ca. zwei Drittel zur N-Gesamtd deposition (siehe obenstehend) bei. Ein Drittel wird durch Stickoxid-Emissionen verursacht (Tabelle 2). Die Anteile können aber aufgrund der räumlichen Unterschiede der Ammoniakkonzentration stark variieren (EKL 2014). Emissionen von Industrie und Gewerbe sowie Haushalte tragen mit ca. 11% bzw. 3% nur kleinere Anteile an die Gesamtstickstoffdeposition bei (EKL 2005, Daten von 2000).

Bei den Ammoniakemissionen (NH₃) verursacht die Landwirtschaft mit über 90% (Abbildung 3) den Hauptteil (Jahr 2010). Die NH₃-Emissionen sind weitgehend von der Anzahl gehaltener Nutztiere und von der Produktionstechnik abhängig (BLW 2015). Total nahmen die anthropogenen NH₃-Emissionen von 1990 bis 2010 um 13%, die landwirtschaftlichen Emissionen um 16% ab (Kupper et al. 2013). Dies vor allem aufgrund sinkender Tierzahlen, wobei die Reduktion hauptsächlich vor 2005 erfolgte und Tierwohlprogramme teilweise zu einer Erhöhung führten (BAFU 2014a). Die Emissionen haben sich je nach Bereich zwischen 1990-2010 unterschiedlich entwickelt: +36 bis 46% aus Ställen; +81% von Weiden (aber tiefer Anteil an Gesamtemissionen); -36% bei der Gülleausbringung; -18 bei Hofdüngerlager (BLW 2012; Kupper et al. 2013). 2010 entstanden die grössten Verluste noch beim Ausbringen von Hofdünger, vor allem von Gülle (Abbildung 4).

Bei den Stickoxiden (NO_x) verursacht der Verkehr mit 58% die meisten Emissionen (BAFU 2014a), wobei der Non-Road Sektor (v.a. Bau- und Landwirtschaftsmaschinen) auch bedeutende Emissionen aufweist (Notter & Schmieid 2015). Zwischen 1990 und 2010 haben die NO_x-Emissionen um 44% abgenommen (BAFU 2014a).

Die Lachgasemissionen (N_2O) stammen zu ca. 80% aus der Landwirtschaft, sind zwischen 1990 und 2000 aufgrund rückgängiger Tierzahlen gesunken und blieben danach ungefähr konstant (BAFU 2014a).

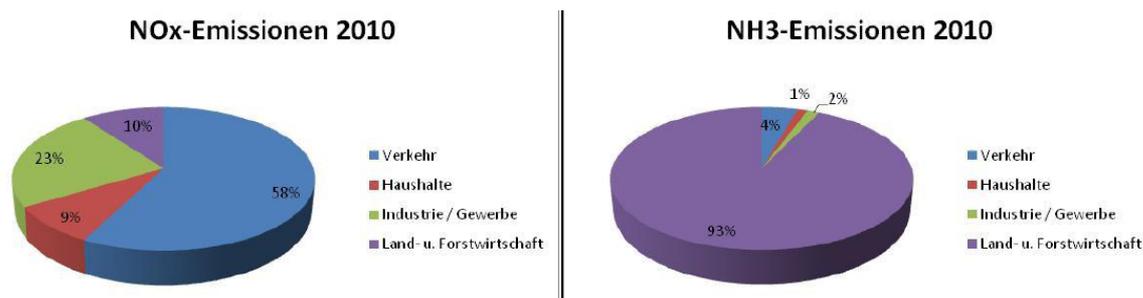


Abbildung 3: Quellenanteile der Emissionen von Stickoxiden und Ammoniak in der Schweiz im Jahr 2010 (BAFU 2014a).

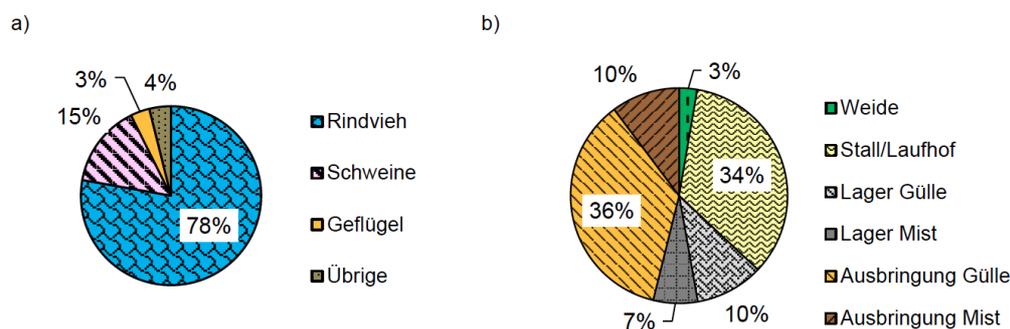


Abbildung 4: a) Anteile der verschiedenen Tierkategorien an den Ammoniak-Emissionen aus der Tierproduktion und b) Anteile verschiedener Prozesse im Bereich der Tierproduktion an den Emissionen (Kupper et al. 2013).

2.2.2 Gewässer: Einträge und Konzentrationen

Gemäss Heldstab et al. (2010b) erfolgen die Stickstoffeinträge in die Gewässer in der Schweiz (ohne Zuflüsse im Wasser aus dem Ausland) 2005 über folgende Wege: gereinigtes Abwasser 31%, ungereinigtes Abwasser 3%, Deposition aus der Luft 4%, Auswaschung aus Landwirtschaftsböden 40%, aus Waldböden 10% und aus übrigen Böden 13%.

Die Nitratreinträge in Gewässer aus landwirtschaftlich genutzten Böden (Anhang 8.1) scheinen leicht rückgängig zu sein. Die Werte sind aber nur mit Unsicherheiten zu bestimmen. Gemäss BAFU (2014a) verursacht die Landwirtschaft ca. 75% der Nitratreinträge in die Gewässer. Aus dem Abwasser, das in die Abwasserreinigungsanlagen gelangt, werden rund 44% des Stickstoffs eliminiert. Der Rest gelangt in die Gewässer (BAFU 2014a). Die Konzentration von Stickstoff und die Frachten von Gesamtstickstoff (bzw. v.a. organisch gebundener Stickstoff) und in geringerem Ausmass von Nitrat nahmen in Oberflächengewässern seit 1995 ab (Heldstab et al. 2010b).

Im Grundwasser wird an 15-20% der NAQUA-Messstellen der Anforderungswert der GSchV von maximal 25 mg Nitrat/L überschritten, wobei in Ackerbaugebieten der Wert an ca. 50% der Messstellen zu hoch liegt (Quelle: Indikator Nitrat im Grundwasser). Die zeitliche Entwicklung seit Mitte der 90er Jahre zeigt je nach Station sowohl Ab- als auch Zunahmen. Das Grundwasser aus Einzugsgebieten mit einem höheren Waldanteil weist meist eine bessere Qualität auf als aus Gebieten mit wenig Waldanteil. Eine hohe Stickstoffdeposition (Kapitel 2.2.1) kann aber, wenn der Boden und die Vegetation den Stickstoff nicht mehr in genügendem Masse aufnehmen können (Stickstoffsättigung), via Sickerwasser die Grundwasserqualität beeinträchtigen. So sind bei einer höheren Stickstoffdeposition ($> 20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) hohe Nitratwerte im Sickerwasser häufiger als bei mittleren oder tiefen Stickstoffeinträgen ($< 20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Rigling et al. 2015).

Der Phosphoreintrag in Gewässer beträgt ca. 2000 tP/a, wobei je ca. die Hälfte aus der Land- und Abfallwirtschaft stammen. Von der Phosphormenge im Abfluss der Kläranlagen stammen 80% vom gereinigten Abwasser und 20% vom Regenüberlauf (Binder et al. 2009). In Fließgewässern können bedeutende Phosphoreinträge durch die Erosion des Ufers entstehen (Kronvang et al. 2005; Koch 2007). Die Phosphorgehalte in Seen nehmen seit Spitzenwerten in den 1970er und 80er Jahren ab, haben in einigen Seen aber die Zielwerte noch nicht erreicht (Kapitel 2.3, Anhang 8.2).

2.2.3 Böden: Gehalte

Landwirtschaftlich genutzte Böden

Gebiete in der Ost- und Zentralschweiz weisen agronomisch gesehen sehr häufig Böden (offenes Ackerland, Futterbauflächen) mit einer Überversorgung von Phosphor auf (Anhang 8.7) (BLW 2012). Gemäss der Nationalen Bodenbeobachtung wurden für die Pflanzennährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium je nach Nutzung unterschiedliche Entwicklungen beobachtet, die noch genauer untersucht werden müssen. Bis 1999 nahmen die Phosphorgehalte in Ackerböden zu und blieben danach auf hohem Niveau konstant. Die Gehalte von Stickstoff und Kalium zeigten keine wesentlichen Veränderungen. Im intensiv genutzten Grünland wurden sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor bis Ende der 1990er Jahre tendenziell eine Zunahme und danach stabile Gehalte festgestellt, für Kalium eine kontinuierliche Zunahme (Gubler et al. 2015).

Waldböden

In Wäldern gilt das C/N-Verhältnis des Auflagehumus – auch wenn abhängig von der Humusform – als Indikator für den N-Status. Nur 14 von 185 Profile des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms weisen ein C/N-Verhältnis von >25 auf, und auch Verhältniszahlen von >20 sind in der Minderheit (43 von 185). Die Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser (gemittelt über 2005-2011) sind in 75% der Flächen grösser als kritische Belastungsgrenzen für die Bodenlösung. Die Stickstoffauswaschung übersteigt in 58% der Fälle Grenzwerte für maximal tolerierbare Auswaschung (Anhang 8.5). Eine zeitliche Veränderung der Stickstoffauswaschung aus Waldböden lässt sich aber nicht erkennen.

Die Überschreitung dieser Grenzwerte bedeutet, dass mit Veränderungen im Ökosystem Wald gerechnet werden muss und Nährstoffungleichgewichte auftreten können.

Für andere Nährstoffe als Stickstoff, wie z.B. Phosphor oder Kalium, sind im Wald eher die Entzüge (Ernte, Auswaschung) problematisch und nicht die Einträge (IAP Schönenbuch 2013). So beträgt der Gesamt-P-Entzug für eine Rotationsperiode von 120 Jahren bei einer Stammernte im Mittel 5.3 (0.4-11.6) kg P ha⁻¹ und bei einer Vollbaumernte 9.7 (0.7-18) kg P ha⁻¹. Auswaschungsverluste von Phosphor aus Waldgebieten betragen in Deutschland ca. 0.04 kg P ha⁻¹ a⁻¹ und seien ähnlich hoch wie der Nettoeintrag (Braun 2015). Gerade für die Phosphoraufnahme sind Mykorrhiza bedeutend. Durch die Stickstoffanreicherung in Waldböden können sie aber beeinträchtigt werden, ebenso die Biomasse von Feinwurzeln der Bäumen (Bobbink & Hettelingh 2011). Die auf vielen Standorten beobachtete schlechte Phosphorversorgung der Waldbäume ist deshalb wahrscheinlich auch auf erhöhte Stickstoffeinträge und folgende verringerte P-Aufnahme zurückzuführen (Braun 2015) oder die geringe Verfügbarkeit von Phosphor wird durch die Stickstoffdeposition verschärft (Bobbink & Hettelingh 2011).

Hinweise auf Boden-Nährstoffgehalte in der Vegetation

Der Indikator E6 des Biodiversitätsmonitorings zeigt den Nährstoffgehalt des Bodens anhand der an einem Standort vorkommenden Pflanzenarten. Die mittlere Nährstoffzahl der Vegetation hat sich zwischen 2004/08-2009/13 kaum verändert. Eine früher in Waldböden beobachtete Zunahme hat sich, zumindest in der montanen Stufe, eher abgeschwächt (Koordinationsstelle BDM 2012). Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich in dem Indikator Veränderungen der Nährstoffgehalte nur via die Vegetation zeigen und diese langsam auf Änderungen reagiert. Insbesondere in der Waldvegetation sind mittlere Nährstoffzahlen zudem schwierig zu interpretieren. So korrelieren Nährstoffzahl und Lichtzahl zum Beispiel negativ (Wohlgemuth et al. 1999).

Allerdings zeigt das Nährstoffangebot im Boden einen nachweisbaren Zusammenhang mit der Stickstoffdeposition aus der Luft. Dies ist teilweise durch die Höhenlage beeinflusst. Wenn man letzteren Effekt statistisch korrigiert, findet man aber zumindest im Wald und auf Wiesen immer noch dort ein höheres Nährstoffangebot, wo höhere N-Deposition aus der Luft stattfindet (Koordinationsstelle BDM 2011).

Box: Situation Schweiz

- Stickstoff- und Phosphorkreislauf werden in der Schweiz hauptsächlich durch das Landwirtschafts- und Ernährungssystem beeinflusst. Stickoxid-Emissionen aus Verbrennungsprozessen und Stickstoffeintrag via Abwasser sind ebenfalls wichtige „treibende“ Flüsse.
- Zwei Drittel der N-Gesamtdeposition wird durch landwirtschaftliche Ammoniak-Emissionen, ein Drittel durch Stickoxid-Emissionen verursacht, wobei letztere zu über 80% aus Verkehr, Industrie und Gewerbe stammen.

- Die Stickstoffdeposition liegt ein Vielfaches über der geschätzten natürlichen Rate und überschreitet auf 100% der national bedeutenden Hochmoore, 84% der Flachmoore, 42% der Trockenwiesen und auf 95% der Waldfläche kritische Belastungswerte (critical loads).
- Die Phosphorgehalte in Gewässern befinden sich nach Spitzenwerten in den 1970er Jahren auf einem relativ guten Niveau. Allerdings sind in verschiedenen Seen die Zielwerte noch nicht erreicht. In gewissen Grundwasserleitern werden Zielwerte für Nitrat überschritten.
- Viele landwirtschaftlich genutzte Böden zeigen eine Überversorgung mit Phosphor. Indikatoren für den N-Status von Waldböden zeigen oft kritische Werte an.

2.3 Kanton Zürich

2.3.1 Luft

In der Luft im Kanton Zürich sind die Ammoniak-Konzentrationen seit Jahren zu hoch, zeigen keinen Veränderungstrend (\pm gleichbleibend) und überschreiten Critical Levels (Abbildung 5, Kapitel 3.1). Die Jahresmittelwerte von NO_2 haben sich nach Fortschritten in den 1980-1990 Jahren seit 2000 kaum verändert (Abbildung 5) und überschreiten die Jahresmittel-Immissionsgrenzwerte in städtischen Gebieten und entlang viel befahrener Strassen deutlich.

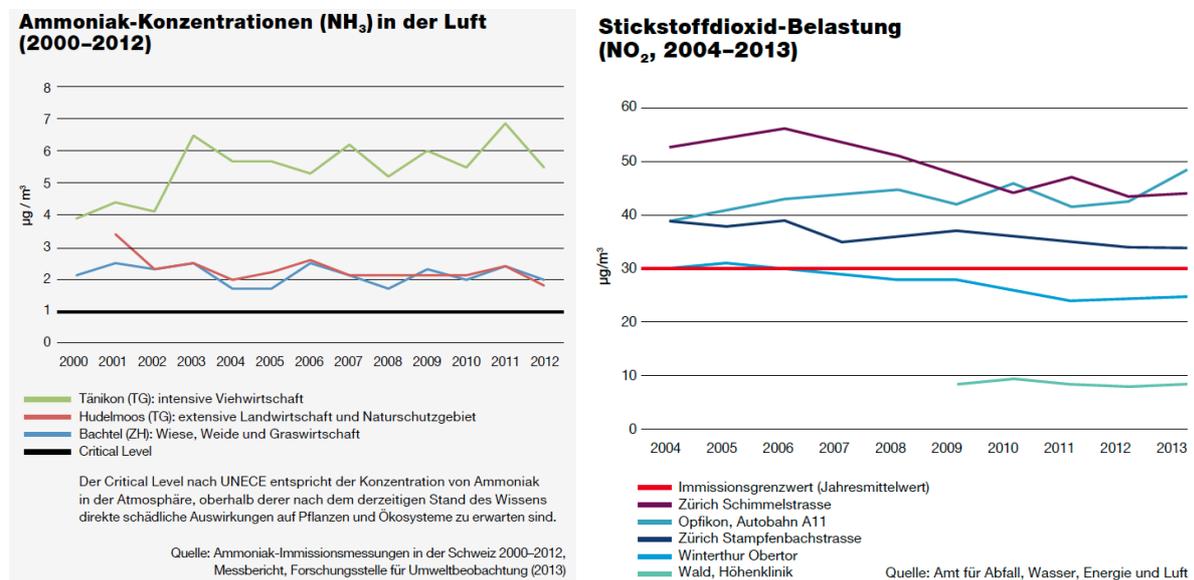


Abbildung 5: Ammoniak (NH_3) und Stickstoffdioxid (NO_2) Konzentrationen in der Luft (Baudirektion Kanton Zürich 2014).

Verursacher der NH_3 - und NO_2 Emissionen im Kanton Zürich sind in Abbildung 6 dargestellt. Ein Fünftel der verkehrsbedingten Stickoxid-Emissionen werden im Kanton durch den Flugverkehr verursacht (Baudirektion Kanton Zürich 2014).

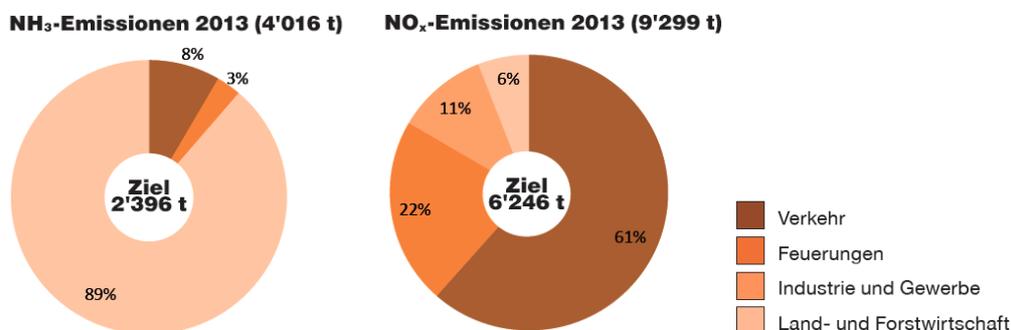


Abbildung 6: Anteil verschiedener Sektoren an den NO_x - und NH_3 -Emissionen im Kanton Zürich im Jahr 2013 (AWEL 2016a).

2.3.2 Gewässer

Im Kanton Zürich werden die Abwässer von 99% der EinwohnerInnen einer Abwasserreinigungsanlage zugeführt. Die Anforderungen an die Entfernung der organischen Abwasserinhaltsstoffe werden bei 89%, die Stickstoff-Umwandlung bei 87% und die Phosphor-Elimination bei 92% der Anlagen erfüllt. Der dabei anfallende Klärschlamm wird gemäss der kantonalen Strategie zur zukünftigen Klärschlamm Entsorgung seit 2015 zentral verwertet und der darin enthaltene Phosphor zurückgewonnen (Baudirektion Kanton Zürich 2014).

Dank den Gewässerschutzmassnahmen seit den 1980er Jahren konnte die Qualität in Fliessgewässern, Seen und im Grundwasser bezüglich Stickstoff und Phosphor verbessert werden (Anhang 8.2). Allerdings weisen gewisse Seen (Greifensee, Hüttnersee) immer noch zu hohe Gehalte an Phosphor auf und die Gehalte gingen in den letzten 15 Jahren kaum mehr zurück. In Folge des hauptsächlich durch Phosphor verursachten Algenwachstums und deren Abbaus sowie Ablagerungen aus früheren Jahren ist das Tiefenwasser aller Seen nach wie vor während mehrerer Monate sauerstofffrei. Die Stickstoffkonzentrationen in den Seen gelten gemäss den Anforderungen an Gewässer, welche zur Trinkwassergewinnung genutzt werden, heute als unproblematisch (Baudirektion Kanton Zürich 2014; AWEL 2015a). In 35% aller Fliessgewässer-Abschnitte zeigen sich jedoch eine mässige bis hohe Belastung durch Nitrat und Phosphat. Das für Wasserlebewesen giftige Ammonium und Nitrit treten nur noch selten in erhöhten Konzentrationen auf.

Die Nitratgehalte im Grundwasser liegen bei einzelnen Trinkwasserfassungen über dem Toleranzwert für Trinkwasser von 40 mg/l und in den letzten fünf Jahren wurde das Qualitätsziel für Nitrat im Grundwasser von 25 mg/l nur bei rund drei Vierteln aller Trinkwasserfassungen erreicht (Baudirektion Kanton Zürich 2014).

2.3.3 Böden

Bei den Standorten des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms, bei dem auch der Kanton Zürich teilnimmt, werden die Critical Loads für Wälder auf 100 % der Standorte überschritten (IAP Schönenbuch 2013). In den 1990er Jahren waren im Kanton Zürich mehr als die Hälfte der untersuchten Wald-Böden bis in 20 cm Tiefe stark versauert ($\text{pH} \leq 4,3$), was unter anderem eine Folge von Stickstoffeinträgen ist (Kapitel 3.1.2). Die Bodenversauerung nahm seither weiter zu (Abbildung 7).

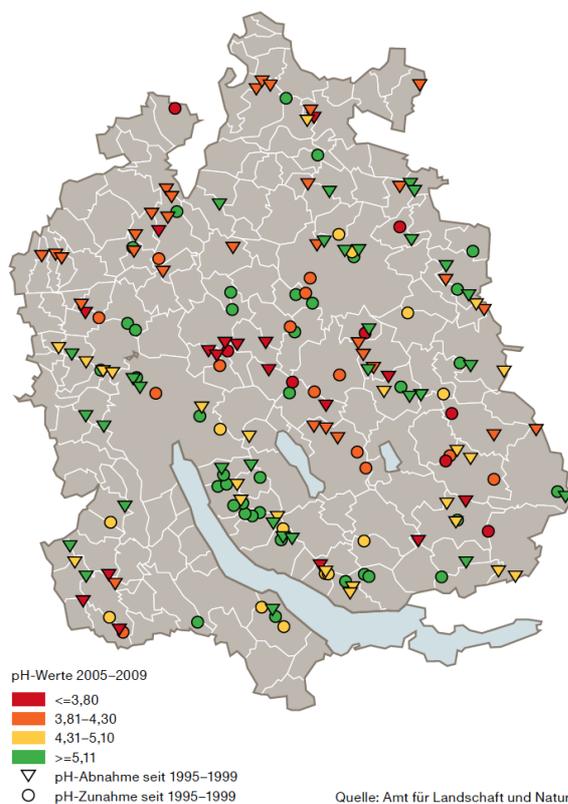


Abbildung 7: Bodenversauerung: pH-Werte in Waldböden (2005–2009) und Veränderungen im Vergleich mit Messungen aus den Jahren 1995–1999 (Baudirektion Kanton Zürich 2014).

Box: Situation Zürich

- Ammoniak- und Stickoxid-Emissionen überschreiten an vielen Standorten im Kanton Zürich Grenzwerte und zeigten in den letzten Jahren keine deutlichen Veränderungen.
- Critical Loads werden in Wäldern auf 100% der Probenahmenstandorte überschritten.
- In gewissen Seen sind die Gehalte an Phosphor noch zu hoch und gingen seit 2000 kaum zurück, sodass das Tiefenwasser aller Seen nach wie vor während mehrerer Monate sauerstofffrei ist.

2.4 Voraussichtliche zukünftige Entwicklung

Global und Europa

Global ist aufgrund des Bevölkerungswachstums und steigendem Energiebedarf mit einer Verstärkung der Eutrophierung sowohl durch Stickstoff als auch Phosphor zu rechnen, wobei die Stickstoff-Emissionen voraussichtlich nicht im gleichen Ausmass zunehmen werden wie im letzten Jahrhundert (Dao et al. 2015).

Auf europäischer Ebene wird bis 2030 eine deutliche Abnahme der NO_x -Emissionen, eine sehr geringe Abnahme bei den NH_3 -Emissionen und konstante Emissionen von N_2O erwartet, wobei der landwirtschaftliche Stickstoffeinsatz die Hauptursache der Emissionen bleiben wird. Bis 2100 zeigen verschiedene Szenarien eine deutliche Abnahme der NO_x -Emissionen, einen leichten Rückgang der N_2O Emissionen und eine Reduktion bis Erhöhung der NH_3 -Emissionen (Sutton et al. 2011), wodurch das Potenzial von Einflussmöglichkeiten deutlich aufgezeigt wird. Auch unter günstigen Landnutzungsszenarien wird erwartet, dass die Einträge von reaktivem Stickstoff in die Umwelt problematisch bleiben werden. Gemäss Modellierungen werden zwar Gebiete mit starken Überschreitungen von Critical Loads bis 2020 deutlich zurückgehen. Auch 2030 besteht aber nach wie vor für viele Gebiete in der EU ein Eutrophierungsrisiko. Ca. 55% der nach EUNIS klassifizierten Gebiete bzw. 65% der Natura 2000 Gebiete werden noch zu hohen N-Depositionen ausgesetzt sein (Slootweg et al. 2014).

Schweiz

In der Schweiz ist gemäss einer Stoffflussanalyse für 2020 bei den NO_x -Emissionen des Verkehrs eine Abnahme zu erwarten. Der Verkehr wird aber voraussichtlich nach wie vor fast die Hälfte zu den NO_x -Emissionen beitragen (Abbildung 8). Beim Abwasser kompensiert die Mehrbelastung durch das Bevölkerungswachstum die technischen Verbesserungen bei der Abwasserreinigung. In der Landwirtschaft sind nur kleine Veränderungen gegenüber 2005 zu erwarten, sodass die Ammoniak- und Lachgasemissionen wenig abnehmen. Der Netto-Import von Nahrungs- und Futtermitteln wird voraussichtlich weiter zunehmen (Heldstab et al. 2013, Anhang 9.2).

Die erwarteten Beiträge verschiedener Sektoren/Bereiche zu den Gesamtemissionen verschiedener Stickstoffformen um 2020 sind in Abbildung 8 dargestellt.

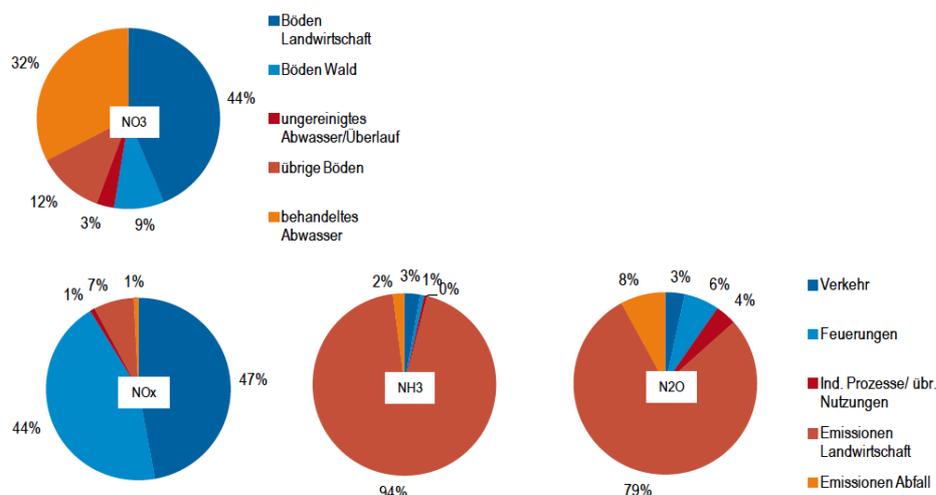


Abbildung 8: Anteile verschiedener Sektoren an den Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen im Jahr 2020 basierend auf einem Basisszenario: Umsetzung bereits beschlossener und vorgesehener Massnahmen, wobei weitere Massnahmen-Möglichkeiten bekannt sind (Heldstab et al. 2013)

Das betrachtete Basisszenario und Wenn-Dann-Analysen zeigen, dass mit den bisher beschlossenen und vorgesehenen Massnahmen die nationalen und internationalen Reduktionsziele für Stickstoff bis 2020 nicht erreicht werden. So ist im Landwirtschaftsbereich gemäss BLW (2015) die Zielerreichung bezüglich Stickstoff- und Phosphorüberschüssen sowie der Ammoniakemissionen bis 2021 ambitioniert und es sind "weitere Massnahmen zur Steigerung der Ressourceneffizienz und zur Senkung der Ammoniakemissionen notwendig."

Kanton Zürich

Prognosen für die NH₃-Emissionen im Kanton Zürich zeigen, dass je nach Szenario bis 2030 eine Zu- oder Abnahme möglich ist (AWEL 2015a). Bis 2020 zeigen sie jedoch kaum eine Veränderung (AWEL 2016a). Für die NO_x-Emissionen zeigen die Prognosen eine Reduktion bis ins Jahr 2020, mit einer Abflachung der Kurve vor 2020. Für die Erreichung der Ziele sind jedoch weitere Massnahmen notwendig.

Mit der Umsetzung der Teilrevision 2016 des Massnahmenplans Luftreinhaltung können zwar bis 2020 bedeutende Emissionseinsparungen erreicht werden. Diese reduzieren aber voraussichtlich die übermässigen Stickoxidemissionen (NO_x) bezüglich der Ziellücken nur um ein Drittel und die übermässigen Ammoniakemissionen (NH₃) sogar nur um rund 5%. In der Landwirtschaft sind bis 2020 trotz den eingeleiteten Massnahmen des kantonalen Ressourcenprojektes Ammoniak und der Agrarpolitik 2014-2017 nur geringe Veränderungen in den Emissionen zu erwarten.

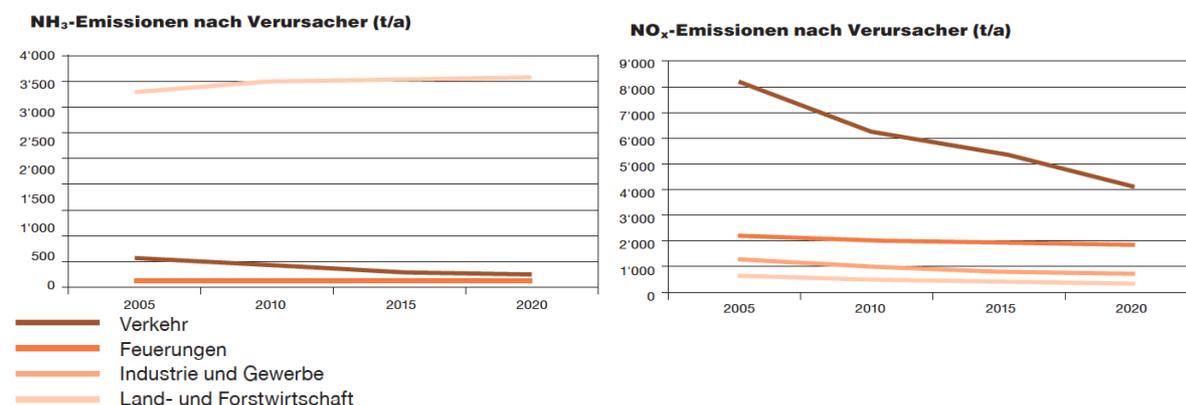


Abbildung 9: Beobachtete und prognostizierte Veränderungen der NO_x- und NH₃-Emissionen nach Verursacher im Kanton Zürich von 2005-2020 (AWEL 2016a).

Box: zukünftige Entwicklung

- In Europa, der Schweiz und im Kanton Zürich ist aufgrund der geplanten Massnahmen mit einer Verminderung der Stickoxid-Emissionen bis 2020 zu rechnen
- Bei den Ammoniak- und Lachgas-Emissionen ist bis 2020 kaum mit relevanten Verbesserungen zu rechnen.
- Für Ammoniak- und Lachgas-Emissionen bleibt das Landwirtschaftssystem zukünftig hauptsächlichlicher Verursacher. Nitrateinträge in Gewässer erfolgen vor allem durch die Landwirtschaft und das behandelte Abwasser. Für Stickoxidemissionen sind vorwiegend der Verkehr und andere Verbrennungsprozesse verantwortlich.

3 Aktueller Wissensstand zu Wirkungsweise und zu Auswirkungen der Eutrophierung auf die Biodiversität

3.1 Umweltverhalten und Wirkungsweise

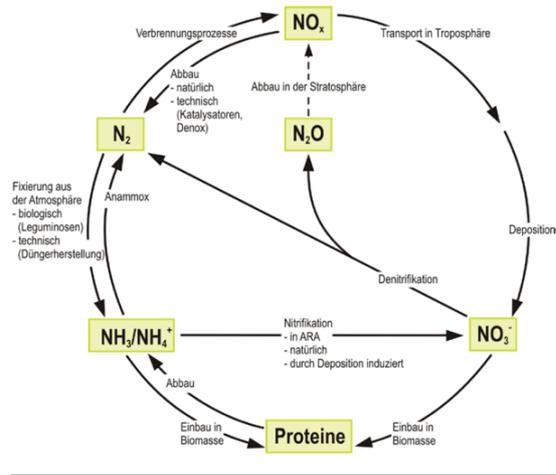
3.1.1 Umweltverhalten von Stickstoff

Die verschiedenen Stickstoffformen wechseln zwischen verschiedenen Umweltkompartimenten (Luft, Boden, Wasser, Biomasse) hin und her und wandeln sich in der Umwelt ineinander um (Abbildung 10). Dadurch kann ein Stickstoffatom bei verschiedenen Effekten in der Umwelt involviert sein (Abbildung 1, Tabelle 3), bevor es in stabileren Formen gebunden oder zu N₂ denitrifiziert wird. So werden Umweltauswirkungen der reaktiven Stickstoffformen mit der Zeit "unabhängig" von ihrer Quelle. Diese Kaskade von Stickstoffformen und Effekten zeigt, dass Strategien bezüglich

Eutrophierung und Biodiversität

verschiedener N-Formen interagieren und gesamtheitliche Ansätze sehr wichtig sind (Kapitel 4.1), um eine Umlagerung von Problemen zwischen verschiedenen Umweltbereichen und N-Formen zu vermeiden und potenzielle Synergien bei der Verminderung und Anpassung zu nutzen (Sutton et al. 2011).

Vereinfachte schematische Darstellung der wesentlichen Umwandlungsprozesse im Stickstoffkreislauf. Im Kreislauf durchläuft Stickstoff verschiedene Umweltkompartimente und Oxidationszustände. N_2 , N_2O , NO_x und NH_3 emittieren in die Luft. Bei der Anammox (Anaerobe Ammonium Oxidation) läuft wie die Denitrifikation unter anaeroben Bedingungen ab.



Teilprozess	Kurzbeschreibung
Fixierung	Umwandlung von elementarem Stickstoff (N_2) aus der Atmosphäre in reaktive Formen. Man unterscheidet dabei die natürliche Fixierung, welche in der Umwelt durch bestimmte Mikroorganismen und physikochemische Aktivitäten stattfindet, von der industriellen (anthropogenen) Stickstofffixierung.
Nitrifikation	Nitrit- und Nitratbakterien oxidieren in einem zweistufigen, aeroben Verfahren unter Energiegewinnung Ammoniak (NH_3) über Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-).
Assimilation	Die anorganischen Stickstoffverbindungen Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) werden dem Boden von Mikroorganismen und Pflanzen entzogen und zum Aufbau stickstoffhaltiger organischer Verbindungen verwendet.
Ammonifikation	Organische Rückstände der abgestorbenen Vegetation oder der Bodenorganismen sowie deren Stoffwechselprodukte werden von Bakterien (Destruenten) zersetzt. Der Stickstoff wird dabei als Ammoniak (NH_3) bzw. Ammonium (NH_4^+) frei und steht wieder als anorganischer Stickstoff zur Aufnahme bereit (s. Nitrifikation).
Denitrifikation	Unter anaeroben Bedingungen werden Nitrat (NO_3^-) und Nitrit (NO_2^-) über mehrere Zwischenstufen von Bakterien zu elementarem Stickstoff (N_2) reduziert, der zum Großteil in die Atmosphäre entweicht.
Anammox-Reaktion	Neben der Denitrifikation die einzige Möglichkeit, reaktiven Stickstoff wieder in elementaren Stickstoff zurückzuführen. Anaerobe Bakterien wandeln in Meeren, Ozeanen und Abwässern Ammonium (NH_4^+) über Nitrit (NO_2^-) zu elementarem Stickstoff (N_2) um.
Verflüchtigung	Gasförmige Stickstofffreisetzung (Stickstoffverlust) als Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O), Stickstoffoxide (NO_x) und elementarer Stickstoff (N_2) aus Dünger und Biomasse in die Atmosphäre.
Versickerung, Auswaschung	Stickstoffverluste durch Versickerung und Auswaschung von Nitrat (NO_3^-) in oberflächennahen Gewässern und Grundwasser sowie in Form gelöster organischer Substanz (DON) bzw. als partikulärer Stickstoff (PON).
Verwitterung	Freisetzung von reaktivem Stickstoff aus Gesteinen durch Wind und Regen.

SRU/SG 2015/Tab. 3-2

Abbildung 10: Umwandlung von Stickstoffverbindungen im Stickstoffkreislauf (Heldstab et al. 2010a) und Kurzbeschreibungen der Prozesse (SRU 2015). Die biologische Stickstofffixierung erfolgt nicht nur durch Leguminosen sondern auch durch gewisse andere Pflanzenarten (z.B. *Alnus sp.*) (Bühlmann et al. 2014) und Mikroorganismen.

Tabelle 3: Die wichtigsten Stickstoffverbindungen, ihre Eigenschaften, Hauptquellen und Auswirkungen (Heldstab et al. 2010a).

Stickstoffverbindung	Chem. Eigensch.	Hauptquelle/Entstehung	Auswirkungen
N_2 Luftstickstoff	Gasförmig, nicht reaktiv (nr)	78 % der Atemluft	Keine
Organisch gebundener Stickstoff R-NH ₂	.	• Biologische Prozesse	• Beim biologischen Abbau von Biomasse in den Gewässern Sauerstoffzehrung
NO_x (NO , NO_2) Stickoxide (Stickstoffmonoxid, -dioxid), Peroxyacetylnitrat PAN	Gasförmig, reaktiv (r)	• Verkehr • Verbrennungsprozesse • Industrie • NO_2 , PAN sind Sekundärschadstoffe, die durch atmosphärische Reaktionen aus NO entstehen	• Bildung von bodennahem Ozon und weiteren Photooxidantien durch chemische Reaktionen mit VOC • Bildung von Aerosolen • Erkrankung der Atemwege • Beitrag zur Eutrophierung von Ökosystemen • Beitrag zur Versauerung von Ökosystemen
NH_3/NH_4^+ Ammoniak/Ammonium(ion)	NH_3 gasförmig NH_4^+ wasserlöslich reaktiv (r)	• Nutztierhaltung in der Landwirtschaft (Umgang mit Wirtschaftsdüngern) • Herstellung und -anwendung von Düngemitteln • Abwassereinleitung in Oberflächengewässer	• Versauerung und Eutrophierung der Böden und Ökosysteme • Bildung von sekundären Aerosolen • Fischgift
N_2O Lachgas	Gasförmig, reaktiv (r)	• Mikrobielle Umwandlungsprozesse in Böden und Gewässern (Denitrifikation) • Landwirtschaftliche Produktion • Bodenverdichtung • Industrieprozesse	• Starkes Treibhausgas (310 mal stärker als CO_2) • Beitrag zur Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht (Erhöhung der Hautkrebs- und Mutationsrate)
NO_3^- Nitrat(ion)	Wasserlöslich, reaktiv (r)	• Oxidationsprodukt aus Stickstoffoxiden, organischen N-Verbindungen und aus Ammonium/Ammoniak • Ackerbau • Industrie- und Kommunalabwässer • Deposition von atmosph. N-Verbindungen	• Belastung von Grund- und Oberflächengewässern • Gesundheitsprobleme bei stark belastetem Trinkwasser (Nitrosaminproblem) • Eutrophierung von Ökosystemen • Belastung von Meeres- und Küstenökosystemen
NO_2^- Nitrit(ion)	Wasserlöslich, kurzlebig, reaktiv (r)	• Zwischenprodukt bei der Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat in Böden und Gewässern	• Fischgift

Verhalten in der Luft

Emittierte reaktive Stickstoffformen werden in der Atmosphäre praktisch nicht zu elementarem Stickstoff (N_2) umgewandelt. Verschiedene Umwandlungsprozesse finden aber infolge der Deposition in Böden und Gewässern statt. Die Deposition von Stickstoffverbindungen erfolgt einerseits in der Nähe ihres Emissionsortes, andererseits verbleiben sie teils lange in der Atmosphäre und wer-

den über weite Distanzen transportiert. Da die Depositionsgeschwindigkeit von Stickoxiden im Mittel sieben Mal tiefer ist als diejenige von Ammoniak, werden erstere im Vergleich zu zweitem weiter transportiert, bevor es zur Deposition kommt. So wird Ammoniak, wenn es in der Atmosphäre keine Reaktionspartner findet, relativ rasch und in der Nähe der Emissionsquelle von der Vegetation aufgenommen (Trockendeposition). Eine niederere Austrittshöhe der Emissionen führt eher zu einer Deposition in der Nähe der Emissionsquelle. Aerosole, an deren Bildung sowohl NO_x als auch NH_3 beteiligt sein können, weisen hingegen eine sehr geringe Depositionsgeschwindigkeit auf, werden deshalb weit transportiert und v.a. durch Nassdeposition bei Niederschlag deponiert (SRU 2015).

Die Deposition hängt zudem von der Oberflächenbeschaffenheit der Landschaft/Vegetation ab. Deshalb sind Wälder aufgrund der grossen Oberfläche ihrer Vegetationsstruktur besonders effiziente Senken für in der Luft transportierte reaktive Stickstoffverbindungen (Braun 2015).

Die Beiträge verschiedener Emissionsquellen zu den Ammoniak-Immissionen an einem bestimmten Standort sind je nach lokaler Situation stark unterschiedlich (EKL 2014). An einem bestimmten Standort „tragen die «lokalen» Ammoniakquellen, im Abstand von 0-1 km zu den untersuchten Ökosystemen, im gesamtschweizerischen Mittel knapp ein Viertel zur gesamten Ammoniakkonzentration an Ökosystem-Standorten bei. Die Quellen im Abstand von 1-4 km tragen einen weiteren Viertel bei, so dass den Quellen im Abstand von über 4 km im Mittel etwa die Hälfte der Immissionen angelastet werden muss. Bei einzelnen Standorten können diese Beiträge deutlich vom gesamtschweizerischen Mittel abweichen.“ Bei Natura2000-Gebieten in den Niederlanden befinden sich ca. die Hälfte der Emissionsquellen von Ammoniak im Umkreis von 10 km, Stickoxide stammen zu 85% aus weiter entfernten Quellen (SRU 2015).

Verhalten im Boden

Abbildung 11 zeigt die Stickstoffbilanz (mögliche Ein- und Austräge) eines landwirtschaftlich genutzten Bodens. Für solche stellen aktiv ausgebrachte Mineral- und Hofdünger die Haupteinträge, Denitrifikation (Ausgasung von N_2 , N_2O) und Auswaschung die Hauptverluste dar. Eine Bindung von Nitrat an Bodenbestandteile erfolgt im Gegensatz zu Phosphat kaum, wobei aber die Rückhaltung je nach Bodentyp variiert (SRU 2015). Bezüglich N-Verlusten sind auch Ammoniak-Emissionen während oder kurz nach der Ausbringung von Hofdünger sehr bedeutend und gehören gesamtschweizerisch zu den wichtigsten Emissionspfaden (Kupper et al. 2013).

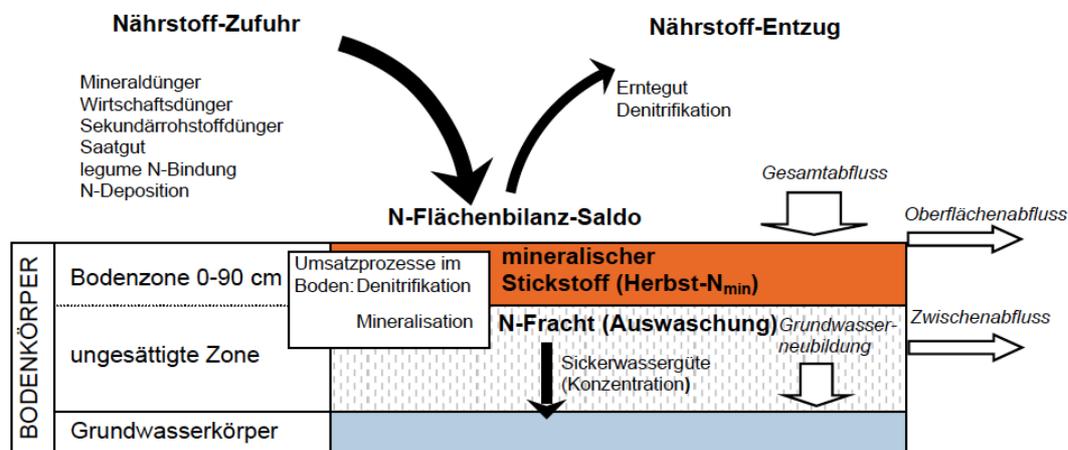


Abbildung 11: Stickstoffbilanz eines landwirtschaftlich genutzten Bodens (SRU 2015), wobei N-Verluste direkt bei der Ausbringung von Dünger nicht dargestellt sind.

Wie schnell und wie weit Nährstoffe im Boden transportiert werden, bevor sie umgewandelt (z.B. Denitrifikation), ausgewaschen oder von der Vegetation aufgenommen werden, wird stark vom Bodentyp, dem Wasserhaushalt und anderen Faktoren (Bewuchs, Landnutzung) beeinflusst (Sutton et al. 2011). Dasselbe gilt für die Pufferkapazität der Böden (siehe untenstehend Versauerung).

Die Denitrifikation ist in Böden mit oberflächennahen Grundwasserkörpern wegen einer tendenziell höheren Wassersättigung, eines grösseren Kohlenstoffangebotes und (temporär) sauerstofflimitierten Bedingungen meist besonders hoch (Tabelle 4). In Böden Deutschlands werden zwischen weniger als 40% (Südwesten) bis über 90% (Nordwesten) des Nitrats, das nicht durch Pflanzen oder Tiere aufgenommen wird, denitrifiziert.

Eutrophierung und Biodiversität

Tabelle 4: Denitrifikationsraten verschiedener Böden (SRU 2015).

Denitrifikationskapazität im Boden	Maximale Denitrifikationsraten (kg/ha a)	Beispiele für Bodentypen
sehr gering	12	Podsole, Bänderparabraunerden, Lockersyrosem, Regosole, Rendzina
gering	30	Braunerden, Pelosole, Parabraunerden, Pseudogley-Pelosole, Kolluvisole, Pseudogley-Parabraunerden, Tschernosem-Parabraunerden, Tschernosem-Pseudogley
mittel	60	Reine Pseudogley, Gley-Pseudogley, Gley-Kolluvisole, Haftnässepseudogley
hoch	100	Anmoorgleye, Gleye, Humusgleye
sehr hoch	300	Moore

Abschätzung für die Bodeneinheiten (Bodentypen) der KBK 25 (Konzeptbodenkarte im Maßstab 1 : 25.000) bzw. der Informationen über

- Wassersättigung
- Gehalt an organischer Substanz
- ausgewiesene Flächenanteile Leitböden / Begleitböden

Quelle: KELLER und WENDLAND 2013

Das durch die Nitrifikation gebildete oder als Dünger ausgebrachte Nitrat wird mit dem Sickerwasser transportiert. Die Pflanzen können umso weniger Nitrat aus dem Sickerwasser aufnehmen, je kürzer dessen Verweilzeit im durchwurzeltten Raum ist. Die Sickerwasserrate wird hauptsächlich vom Niederschlag und vom Bodentyp beeinflusst (SRU 2015). Generell erfolgt die Versickerung von Wasser im Boden sehr heterogen. Besonders hohe und schnelle Nitratausträge erfolgen deshalb einerseits bei starken Niederschlagsereignissen und andererseits wenn der Wasserfluss über sogenannte präferenzielle Fließwege (besser leitende Strukturen, Hohlräume wie Wurzelkanäle, Wurmgänge und Trockenrisse) erfolgt (Gimmi 2004). Nährstoffe werden mit dem Wasser aber nicht nur senkrecht in Richtung Grundwasser, sondern zu einem massgeblichen Teil auch horizontal bzw. parallel zur Hangrichtung in wasserungesättigten Bodenschichten verlagert (Zwischenabfluss in Abbildung 11) (SRU 2015).

In vielen Gebieten Europas übersteigen die Stickstoffeinträge über die Luft, Düngung und Mineralisierung zumindest temporär die von der vorhandenen Vegetation aufgenommenen Stickstoffmengen. Dies kann kurzfristig zu erhöhten N-Austrägen und längerfristig zu einer Veränderung der Vegetation führen. Ein System kann eine Stickstoffanreicherung bis zu einer Sättigung erfahren. Eine Stickstoffsättigung wird unterschiedlich definiert. Gemäss Sutton et al. (2011) ist ein naturnahes Ökosystem N-gesättigt, wenn die gesamten N-Verluste gleich oder grösser sind als die gesamten N-Einträge und dabei praktisch keine weitere N-Aufnahme durch die Vegetation oder Umwandlung durch Mikroorganismen mehr erfolgen kann. Eine Sättigung kann zeitlich und räumlich variieren, da sich Vegetation und Ökosystemprozesse verändern und grundsätzlich auch bei oligotrophen Bedingungen auftreten. Dabei wäre das Pflanzen-Wachstum zumindest zeitweise nicht mehr N-limitiert (Kapitel 3.1.3).

Verhalten in Gewässern

Der Eintrag von Stickstoff in Gewässer erfolgt hauptsächlich durch die Auswaschung aus den Böden und Erosion, den Abfluss aus den Flusseinzugsgebieten, Deposition aus der Luft, dem Eintrag aus Punktquellen sowie der Stickstofffixierung durch Blaualgen (Cyanobakterien). Auf die Situation in der Schweiz und im Kanton Zürich wird in den Kapiteln 2.2.2 bzw. 2.3.2 eingegangen.

Für die Stickstoffumsetzung ist die Aufenthaltszeit des Wassers in einem Wasserkörper der wichtigste Faktor. Dabei treten oxidierte und reduzierte Stickstoff-Verbindungen sowie gelöster organischer und partikulärer Stickstoff auf. Die Konzentrationen von NH_4^+ und NO_2^- sind meist sehr gering, weil NH_4^+ über NO_2^- meist schnell zu NO_3^- umgewandelt wird. Zudem sind all diese N-Formen direkt für Algen und Pflanzen verfügbar.

Box: Umweltverhalten von Stickstoff

- Die verschiedenen Formen des Stickstoffs verlagern sich zwischen Luft, Boden, Wasser und Biomasse und wandeln sich in ineinander um. So werden Umweltauswirkungen der Stickstoffformen "unabhängig" von ihrer Quelle.
- Stickstoffverbindungen verbleiben unterschiedlich lange in der Luft und werden vor einer De-

position über unterschiedlich weite Distanzen transportiert. Im gesamtschweizerischen Mittel tragen Ammoniakquellen im Abstand von 0-1 km und 1-4 km je ca. ein Viertel zur gesamten Ammoniakkonzentration an einem Standort bei. Dies kann lokal beträchtlich variieren.

- ⇒ Vor der Ergreifung von Massnahmen im Umfeld eines bestimmten Gebietes sollten die Quellen genau eruiert werden.
- Der Bodentyp beeinflusst massgeblich das Verhalten von Stickstoff im Boden. Die Denitrifikation ist insbesondere unter wassergesättigten Bedingungen ein bedeutender Austragspfad von Stickstoff aus Böden.
- ⇒ Ein geeignetes Management des Wasserhaushaltes kann Stickstoffausträge fördern.
- Hohe Stickstoffeinträge können zu einer N-Sättigung des Systems führen. Das heisst, die N-Austräge sind gleich oder grösser als die N-Einträge. Dabei erfolgt für zusätzliche N-Einträge kaum mehr eine Aufnahme durch die Vegetation und/oder Umsetzung durch Mikroorganismen.

3.1.2 Wirkungen von Stickstoff und Phosphor in der Umwelt

Das European Nitrogen Assessment unterscheidet die folgenden fünf Hauptgefährdungsbereiche durch reaktive Stickstoffformen: Wasser-, Boden-, Luftqualität, Treibhausgasbilanz sowie Ökosysteme und Biodiversität.

Umweltbeeinträchtigungen in diesen Bereichen sind deutlich sichtbar, gut untersucht und es existiert eine Fülle von Nachweisen/Belegen zu den Quellen, dem Verhalten in der Umwelt und den Auswirkungen der reaktiven Stickstoffformen. Im Folgenden wird hauptsächlich auf die Gefährdung der Ökosysteme und der Biodiversität eingegangen.

Stickstoffeinträge lösen in einem System viele verschiedene ökologische Prozesse aus, die auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Ebenen interagieren (Abbildung 12). Die Wirkungsstärke des Stickstoffs auf Ökosysteme ist abhängig von (Sutton et al. 2011):

- der Dauer und Menge der N Einträge
- der chemischen und physikalischen N-Form
- der Empfindlichkeit der exponierten Organismen
- dem lokalen Klima und anderen abiotischen Bedingungen (Wasserhaushalt, Pufferkapazität, Verfügbarkeit anderer Nährstoffe,...)
- der bisherigen und aktuellen Bewirtschaftung einer Fläche

Infolge dessen zeigt sich auch bei gleichen Einträgen eine grosse Anzahl unterschiedlicher Auswirkungen.

Bei der Beurteilung der Auswirkungen der Stickstoffeinträge über die Luft (siehe Tabelle 2) wird normalerweise aber angenommen, dass diese Komponenten sich gleichwertig auswirken. Allerdings weisen neuere Studien darauf hin (EKL 2014), dass:

- die reduzierten N-Verbindungen (NH_4^+ , NH_3) stärker als die oxidierten (NO_x) (Bobbink & Hettelingh 2011),
- die trockene Deposition von Ammoniak im Vergleich zur nassen Deposition von Ammonium schneller und stärker (Sheppard et al. 2011)

auf die Vegetation wirken.

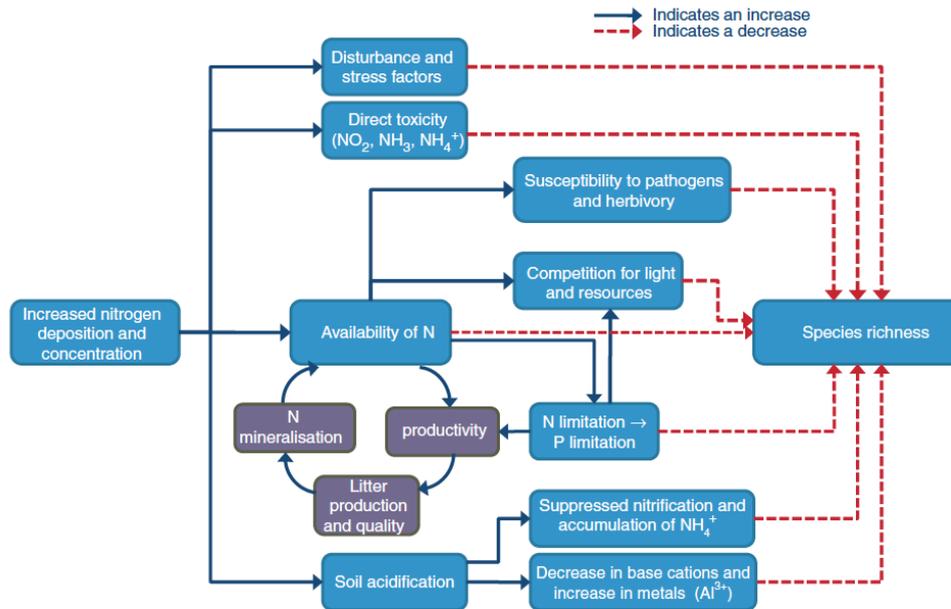


Abbildung 12: Hauptauswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge auf Ökosystemprozesse und die Artenvielfalt (Sutton et al. 2011).

Direkte toxische Effekte durch Stickstoffformen

Bei hohen Konzentrationen können NO_x , NH_3 und NH_4^+ in gasförmiger oder gelöster Form und als Aerosole phytotoxisch sein und Blattschäden, physiologische Veränderungen und eine Beeinträchtigung des Wachstums bewirken. Flechten und Moose gelten als besonders empfindlich auf nasse und trockene Deposition von NH_3 und NH_4^+ (Bobbink & Hettelingh 2011). Deshalb weisen Lebensräume, die wesentlich durch diese Artengruppen geprägt werden, eine hohe Sensibilität gegenüber Stickstoffeinträgen auf (Critical Loads in Anhang 8.4). Bei höheren Pflanzen werden in Europa infolge der Fortschritte in der Luftreinhaltungspolitik keine Schädigungen der Blätter wie in den 1980er Jahren mehr beobachtet (SRU 2015).

Versauerung durch Stickstoffeinträge

Stickstoffeinträge können zu einer Bodenversauerung führen. In der Schweiz tragen die Stickstoffeinträge heute mit ca. 85% den grössten Anteil zu den versauernden Einträgen bei (Augustin und Achermann 2012 zitiert in Braun 2015).

Oxidierete Stickstoffformen (NO_3^-) werden als Anionen zusammen mit basischen Kationen ausgewaschen. Reduzierte Stickstoffformen (NH_4^+) führen bei der Umsetzung (Nitrifikation, Aufnahme in Wurzel) zur Freisetzung von H^+ -Ionen. Dies führt in Kombination und je nach Bodentyp unterschiedlich schnell zu einer Absenkung des pH-Wertes des Bodens. Ebenso können Stickstoffeinträge zu einer Versauerung von Gewässern führen. Infolge einer Versauerung kann es in Böden zur Freisetzung von Metallkationen, insbesondere von Aluminium, einer verminderten Stickstoffumsetzungskapazität (verminderte Nitrifikation oder Aufnahme in Pflanzen), vermindertem Abbau von organischem Material und dadurch zu einer Veränderung des Pflanzenwachstums und der Artenzusammensetzungen kommen (Sutton et al. 2011).

In Wäldern kann dadurch die Nährstoffversorgung der Bäume gestört werden, wodurch diese unter anderem anfälliger auf Windwurf werden. Die Basensättigung der Böden ist ein wichtiger Indikator für das Ausmass der Bodenversauerung (Kapitel 2.2.3). Sinkt sie unter 40%, sind die wichtigsten Pflanzennährstoffe nur noch unzureichend verfügbar. Ebenso sind Grenzwerte für die kritische N-Konzentration in der Bodenlösung und eine maximal tolerierbare N-Auswaschung (Anhang 8.5) festgelegt worden (IAP Schönenbuch 2013).

Eutrophierung durch Stickstoff und Phosphor

Erhöhte Stickstoffeinträge verursachen bereits kurzfristig ein erhöhtes N-Angebot im Boden oder in Gewässern. In einem N-limitierten System führt dies infolge verstärkten Wachstums oder der Einwanderung neuer, produktiverer Pflanzenarten zu einer Erhöhung der Primärproduktion. Langfristig steigt dadurch die Streuproduktion und Stickstoffmineralisation, was wiederum zu einer höheren Stickstoffaufnahme und stärkerem Wachstum führt. Der N-Kreislauf des Systems wird angekurbelt.

Die Reaktionszeiten können je nach Bodentyp und Stickstoffreservoir unterschiedlich sein (Sutton et al. 2011).

Weil die Biomasse/Abundanz einiger Pflanzenarten, die das Stickstoffangebot gut ausnutzen können (nitrophile Arten) steigt, werden unter diesen Verhältnissen konkurrenzschwächere Arten nährstoffärmerer Habitate verdrängt. Dies ist hauptsächlich eine Folge der Konkurrenz um Licht (Hautier et al. 2009). Schlussendlich führt dies zu einer Veränderung der Vegetation und meist zu einer Abnahme der lokalen Artenvielfalt.

Bei einem hohen Stickstoffangebot im Verhältnis zu anderen Nährstoffen, bzw. wenn Stickstoff nicht mehr limitierend wirkt (Kapitel 3.1.3), führen weitere Stickstoffeinträge nicht mehr zu einer Steigerung der Produktivität. Allerdings können sie nach wie vor zu einer Bodenversauerung führen und Nährstoffungleichgewichte verursachen. Mit der Stickstoffdeposition über die Luft und Nährstoffungleichgewichten kann die Empfindlichkeit der Pflanzen gegenüber verschiedenen Faktoren wie Trockenheit, Frost, Pathogenen, Herbivoren und mechanischen Störungen zunehmen (Sutton et al. 2011). All dies kann wiederum die Artenzusammensetzung beeinflussen.

In Gewässern führt eine Steigerung der Nährstoffverfügbarkeit – für Phytoplankton v.a. Phosphor, für Makrophyten eher Stickstoff – ebenfalls zu einer erhöhten Primärproduktion. Im Übermass resultiert daraus ein Ungleichgewicht zwischen Algenwachstum und Algenverzehr, was zu häufigeren, teils toxischen Algenblüten führen kann. Aber auch ohne Algenblüten führt der Abbau der grösseren Menge absinkender Biomasse zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung und damit zu Sauerstoffarmut. Letztere ist während der Zeit der stabilen Seeschichtung (Sommermonate) im Tiefenwasser besonders ausgeprägt, kann aber auch in den Oberflächenschichten zu Fischsterben und generell zur Veränderung der Artenzusammensetzung führen (SRU 2015).

In organischen Böden führen Nährstoffeinträge durch die Förderung der Tätigkeit der Bodenbakterien zu einem erhöhten Abbau organischer Substanz. Dies wurde bei der früher erfolgten Inkulturnahme von Riedland teilweise gezielt genutzt. Bereits vor einem Bodenbruch wurde gedüngt, um die Aktivität der Bodenbakterien und damit die Zersetzung von zähem Pflanzenmaterial im Boden anzuregen (Volkart 1941).

Einfluss des Wasserhaushaltes auf den Nährstoffhaushalt

Veränderungen im Wasserhaushalt bzw. der Wassersättigungsgrad des Bodens beeinflussen den Nährstoffhaushalt. Denn die Diffusion von Sauerstoff, der für den Abbau von organischem Material durch Mikroorganismen an erster Stelle verwendet wird, verläuft im Wasser extrem viel langsamer als in der Luft. Bereits an der Wasser-Sediment-Grenzschicht, wo die Mineralisierung des sedimentierten organischen Materials stattfindet, kann es auf Grund der hohen mikrobiologischen Aktivität und einer langsamen Nachlieferung von Sauerstoff zu einem vollständigen Verbrauch von Sauerstoff kommen. Daher sind aquatische Sedimente zu einem Grossteil anaerob. Dies ist insbesondere in torfbildenden Feuchtgebieten äusserst relevant.

Eine Drainierung/Trockenheit führt infolge einer erhöhten Sauerstoff-Diffusionsrate und den dadurch entstehenden aeroben Bedingungen zu einer Verstärkung der mikrobiellen Aktivität und damit zu einer verstärkten Mineralisierung von organischem Material und zu Kohlenstoff-Verlusten.

Interne Nährstofffreisetzungen

Mit dem Abbau von organischem Material werden auch Nährstoffe intern frei gesetzt und ihre Verfügbarkeit erhöht (Venterink et al. 2002; Lamers et al. 2014). So kann die Mineralisierung der organischen Substanz entwässerter Flachmoore stärker zum Gesamtnährstoffangebot für die Vegetation beitragen als externe Einträge (Grosvernier 2009). So ist bei einem Torfverlust von 1 cm mit einer Freisetzung von 1000 kg N ha⁻¹ zu rechnen (Göttlich & Kuntze (1990) zitiert in Dierssen & Dierssen (2008)).

Nicht nur die Drainierung, sondern auch rasche Wechsel zwischen Austrocknen und Wiedervernässen beeinflussen die Nährstoffdynamik (N, P, K) in Feuchtgebieten. Das Absenken des Wasserspiegels führte in einer Studie infolge verstärkter N-Mineralisation und etwas schwächer auch aufgrund abgeschwächter Denitrifikation zu einer erhöhten N-Verfügbarkeit für Pflanzen (ebenso Kalium, kein Einfluss auf Phosphor), was in N-limitierten Feuchtgebieten zu einer Erhöhung der Produktivität führen kann (Venterink et al. 2002).

In der Schweiz und insbesondere auch im ursprünglich feuchtgebietsreichen Kanton Zürich wurde der Landschaftswasserhaushalt in den letzten 200 Jahren durch Gewässerkorrekturen und Entwässerungsmassnahmen besonders stark verändert (Gimmi et al. 2011; Illi 2015). Wahrscheinlich

haben diese Entwässerungsmassnahmen nicht nur zu einer drastischen Reduktion der Wasserverfügbarkeit an vielen Standorten, sondern in Folge des Abbaus organischen Materials auch zu Nährstofffreisetzungen geführt. Dies kann ergänzend zu anderen Nährstoffquellen zu einer grossflächig erhöhten Nährstoffverfügbarkeit zumindest auf ehemals nassen Flächen geführt haben.

Venterink et al. (2002) stellen in der zuvor erwähnten Studie auch fest, dass die Wiedervernässung die Denitrifikation verstärkte. Die N-Mineralisation wurde nicht wesentlich verändert, die Phosphorverfügbarkeit (vermutlich ausgehend von Ca-PO_4) stark erhöht. Eine Phosphorfreisetzung infolge einer Wiedervernässung wurde auch in anderen Studien sowohl in sauren als auch basenreichen Böden beobachtet und kann in P-limitierten Feuchtgebieten die Biomasseproduktion erhöhen.

Gemäss Zerbe & Wiegler (2009) erhöhen Wasserspiegelschwankungen bzw. temporäre und begrenzte Austrocknungen je nach System und hydrochemischen Umständen die Bindungskapazität von P. Deshalb seien naturnahe Wasserspiegelschwankungen (hohe Wasserspiegel im Winter, tiefere im Sommer) wichtig, um eine interne Eutrophierung zu vermeiden. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass dies wohl nur zutrifft, wenn die internen Phosphorvorräte gross sind, d.h. eine längerfristige Phosphorfreisetzung stattfinden kann, oder bedeutende externe Phosphoreinträge erfolgen.

Eine interne Nährstofffreisetzung von Phosphor kann auch bei Zufluss von Wasser mit einer hohen Alkalinität oder unter anaeroben Bedingungen bei Zufluss von sulfatreichem Wasser erfolgen (Smolders et al. 2006). Sulfat kann anstelle von Sauerstoff und Nitrat als Elektronenakzeptor dienen und den Abbau von organischem Material beschleunigen. Dadurch kann einerseits P von Eisenphosphaten freigesetzt, und andererseits P von Polyphosphaten durch Schwefelbakterien mobilisiert werden. Ob eine solche Sulfat-induzierte Eutrophierung in Torfkörpern auftreten kann, hängt von den P-Gehalten im Boden und den vorhandenen P-Formen ab. Wenn ein Grossteil des Phosphor an Calcium gebunden vorliegt, ist eine P-Freisetzung unwahrscheinlich und geringer als bei Torfen, in denen ein Grossteil des Phosphors an Eisen gebunden ist (Lamers et al. 2014).

In Seen ist eine Mobilisierung bzw. Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment aufgrund ähnlicher Prozesse möglich und kann zur Eutrophierung beitragen (Smolders et al. 2006).

Box: Umweltwirkungen von Stickstoff und Phosphor

- Umweltbeeinträchtigungen durch Stickstoffformen sind deutlich sichtbar. Es existiert eine Fülle von Nachweisen zu Wirkungsketten und Auswirkungen.
- ⇒ Massnahmen zur Reduktion von Stickstoffeinträgen können gut begründet werden.
- Bei gleichen Stickstoff-Einträgen zeigen sich je nach System viele verschiedene, unterschiedlich starke sowie direkte und indirekte Effekte infolge direkt toxischer, eutrophierender oder versauernder Wirkung.
- Eine Eutrophierung kann nicht nur durch externe Einträge, sondern auch durch systeminterne Veränderungen verursacht werden. Es ist wahrscheinlich, dass unter anderem auch die grossflächigen Entwässerungen im Kanton in den letzten 200 Jahren die Nährstoffverfügbarkeit auf ehemals nassen Standorten erhöht haben.
- ⇒ Um in torfbildenden Flachmooren den Abbau von Torf und interne Nährstofffreisetzungen zu vermeiden, muss sich der Wasserspiegel in einem relativ schmalen Schwankungsbereich unter Flur bewegen.

3.1.3 Stickstoff oder Phosphor als limitierender Nährstoff

Ökologisch gesehen besteht eine Nährstofflimitierung, wenn eine zusätzliche Gabe eines bestimmten Nährstoffes die Rate oder den Endpunkt eines Prozesses erhöht (Güsewell 2004). Limitierung ist aber aus Biodiversitätssicht ein schwieriger Begriff und umstritten, denn erst der Mangel an bestimmten Ressourcen führt zu der standorttypischen Lebensgemeinschaft. Eine Erhöhung einer bestimmten Ressource kann längerfristig zum Verschwinden typischer Arten führen. Anders als das Wachstum, das durch die Verfügbarkeit von Ressourcen limitiert ist, ist also das Vorkommen einer Art durch ihre Fitness (im Vergleich zu anderen Arten) für einen bestimmten Lebensraum bestimmt (Körner 2014).

Auf globaler Ebene wird das Pflanzenwachstum in den meisten Ökosystemen durch Stickstoff und/oder Phosphor limitiert. In gewissen Lebensräumen spielen auch Kalium oder Eisen eine Rolle. Lange Zeit bestand die Ansicht, dass Stickstoff vor allem bei terrestrischen und Phosphor vor allem

in aquatischen Lebensräumen für das Wachstum limitierend sind. So ist gemäss Vitousek & Howarth (1991) die Mehrheit der Vegetation in der gemässigten und borealen Zone (Nordhemisphäre) u.a. aufgrund eher junger und damit P-reicher Böden N-limitiert. Allerdings zeigen neuere Metaanalysen auf globalem Niveau, dass N- und P-Limitierung in terrestrischen und Gewässerökosystemen ähnlich häufig sind, wobei starke synergistische Effekte von Stickstoff- und Phosphoranreicherung bezüglich der Steigerung der Biomasseproduktion sowohl in terrestrischen als auch Gewässerlebensräumen verbreitet sind (Elser et al. 2007). Diesbezüglich ist wesentlich, dass die P-Aufnahme oft durch die N-Verfügbarkeit beeinflusst ist und Phosphordüngung das Wachstum von Leguminosen (Stickstofffixierern) erhöhen kann (Güsewell 2004). Wo infolge erhöhter N-Inputs keine Steigerung der Produktivität beobachtet wird, ist eine Limitierung durch andere Nährstoffe/Ressourcen oder eine Co-Limitierung wahrscheinlich (Phoenix et al. 2012).

Die limitierende Ressource kann über längere Zeiträume aufgrund natürlicher² oder anthropogener Ursachen ändern. So wurden Veränderungen in den N:P-Verhältnissen in Böden und eine Umstellung von einer N- zu einer P-Limitierung oder eine Unausgeglichenheiten in der Nährstoffversorgung infolge der seit Jahrzehnten erhöhten anthropogenen Stickstoff-Inputs beobachtet (Peñuelas et al. 2013).

Das N:P-Verhältnis in der Biomasse gibt Hinweise auf die Limitierung des Wachstums einzelner Pflanzen oder der Vegetation, wobei tiefe N:P-Verhältnisse meist eine N-Limitierung anzeigen und bei mittleren und hohen Verhältnissen keine einheitlichen Ergebnisse vorliegen. Gemäss kurzfristigen Düngungsexperimenten wird die Biomasseproduktion auf Ebene der Vegetation bei N:P-Verhältnissen von <10 durch eine Zugabe von Stickstoff und bei >20 durch Zugabe von Phosphor sehr wahrscheinlich erhöht. Dazwischen sind die Veränderungen nicht immer klar zuordenbar. N:P-Verhältnisse korrelieren oft negativ mit der Biomasseproduktion und hohe Verhältnisse fördern eher grasartige und stresstolerante im Vergleich zu anderen Arten (Güsewell 2004). Beziehungen zum Artenreichtum sind hingegen unterschiedlich (Güsewell 2004; Peñuelas et al. 2013).

Feuchtgebiete

Feuchtgebiete sind aufgrund von Stickstoffverlusten durch Denitrifikation und der Akkumulation von Phosphor in organischen Böden (Kapitel 3.1.1) oft N-limitiert. Limitierung durch Phosphor, Kalium oder eine Co-Limitierung treten ebenfalls auf (Venterink et al. 2001; Sutton et al. 2011; Lamers et al. 2014). Insbesondere bei bewirtschafteten Flachmooren sind gemäss Dierssen & Dierssen (2008) Angaben zur Nährstofflimitierung uneinheitlich. Bei sehr produktiven Systemen wie eutrophen Röhrichten sind zudem wahrscheinlich nicht Nährstoffe, sondern andere Faktoren für das Wachstum limitierend.

In Hochmooren (spätere Sukzessionsstadien der Feuchtgebiete) tritt vor allem eine P oder K-Limitierung auf (Egloff 1986; Grosvernier 2009). Auf Artniveau ist dasselbe für Torfmoose (*Sphagnum sp.*) der Fall, da ihre Nährstoffaufnahme im Wesentlichen über ihre Oberfläche aus der Luft erfolgt (Bobbink & Hetteling 2011).

Verschiedene Studien, auch aus der Schweiz, zeigen bei Flachmooren ebenfalls teilweise ein primäre P-Limitierung, sekundär auch durch Kalium und Stickstoff (Klötzli et al. 2010). Z.B. identifizierte Egloff (1986) bei Düngeversuchen von Pfeifengraswiesen (*Molinion*) auf Mineralböden im Reusstal und auch auf Niedermoorböden in Kloten Phosphor als primär limitierenden Nährstoff für ihre Vegetation. Derselbe Autor fasst zusammen: „Für Kleinseggen- und Kopfbinsenrieder darf wohl festgehalten werden, dass primär kein Mineralstoff allein, sondern mindestens gleichwertig der hohe Bodenwassergehalt bzw. die geringe Durchlüftung des Oberbodens limitierend ist. Eine Eutrophierung wird deshalb kurzfristig allenfalls andeutungsweise, aber erst in trockeneren Jahren oder nach Grundwasser- oder Seespiegelabsenkungen deutlich sichtbar. (Beobachtungen an den in der Nähe von Zürich gelegenen Katzenseen bestätigen diese Annahme (Klötzli mündl.).“ Experimente in kalkreichen Flachmooren in der Nordostschweiz (800-1400 m.ü.M.) zeigen, dass die oberirdische Biomasse der Pflanzengemeinschaft durch Stickstoffgaben zwar erhöht werden, die Zunahme bei der Gabe einer Nährstoffmischung (N, P, K) aber deutlich grösser ist (Pauli et al. 2002). Dies weist auf eine Co-Limitierung hin (Abbildung 13). Nach zwei Jahren konnten zwar noch keine signifikanten Veränderungen der Gesamtartenzahlen oder der Anzahl Habitatsspezialisten festgestellt werden, allerdings war die Anzahl Generalisten in den mit der Nährstoffmischung gedüngten Flächen bereits angestiegen. Längerfristig dürfte sich dadurch aber die Artenzahl und -zusammensetzung verändern.

² Veränderung der Stickstofffixierung oder der Phosphornachlieferung aus Gestein (Menge et al. 2012)

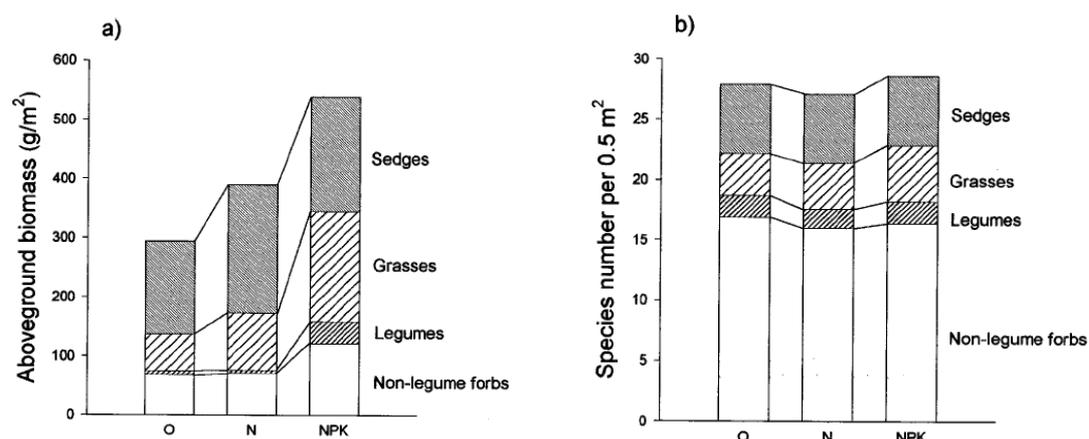


Abbildung 13: Effekte der Düngung mit Stickstoff oder einer Nährstoffmischung (Stickstoff, Phosphor, Kalium) auf die Vegetation von 18 kalkreichen Kleinseggenriedern (*Caricion davalliana*). Einfluss auf a) die oberirdische Biomasse, b) auf die Häufigkeit von Feuchtgebietsarten verschiedener funktioneller Gruppen (Pauli et al. 2002).

Gefährdete Pflanzenarten sind in Feuchtgebieten und feuchtem bis nassem Grünland Eurasiens mit einer P-Limitierung häufiger als in N-limitierten Flächen (Güsewell 2004; Fujita et al. 2014). Zudem nehmen sie mit zunehmender P-Limitierung zu³ (Wassen et al. 2005).

Fujita et al. (2014) erklären diesen Sachverhalt mit der unterschiedlichen Investition der Pflanzen in Wachstum und Reproduktion: Pflanzen, die an P-limitierte Bedingungen angepasst sind und die in der Studie betrachteten gefährdeten Arten, investieren weniger in ihre Reproduktion (Samen, kürzere Blühperiode, späterer Blühbeginn, längere Lebenszeit). Ebenso sind sie kleiner (geringere Konkurrenzskraft um Licht) als an N-limitierte Bedingungen angepasste und nicht gefährdete Pflanzenarten. Gemäss Wassen et al. (2005) könnten bodeninterne P-Freisetzen und die P-Eutrophierung von Gewässern zu einer erhöhten P-Verfügbarkeit führen. Dadurch würde die Produktivität der Vegetation erhöht, worauf die beobachteten Artenverluste zurückgeführt werden könnten.

Grünland

Für Kalkmagerrasen in Europa zeigen verschiedene Studien, dass sowohl eine N- als auch eine P-Limitierung der Vegetation auftritt (Bobbink & Hettelingh 2011). Unter P-Limitierung können aber Stickstoffeinträge trotzdem negative Auswirkungen, z.B. auf Moose, haben (Kapitel 3.2.1).

In extensiv genutztem sauren Grünland Europas mit Arten des *Violion caninae* Verbandes (Borstgrasrasen des Tieflandes, die in der Schweiz kaum so vorkommen)⁴ fanden Ceulemans et al. (2013) 62 N-limitierte, 49 P- und 21 co-limitierte Flächen. Die Anzahl an Pflanzenarten, Kräuterarten und gefährdeten Pflanzenarten war negativ mit dem P-Gehalt der Böden korreliert. Der N-Gehalt der Böden und die Stickstoff-Deposition korrelierten negativ mit der Anzahl von Kräuterarten und gefährdeten Arten. P-limitierte Flächen zeigten eine höhere Anzahl an Pflanzenarten, Kräuterarten und gefährdeten Arten. Basierend darauf betonen die Autoren die Bedeutung einer gleichzeitigen Reduktion von N- und P-Inputs. Für Bergwiesen zeigt die Meta-Analyse von Humbert et al. (2015) stärkere negative Effekte auf die Anzahl Pflanzenarten, wenn N, P und K gemeinsam zugegeben werden als bei einer alleinigen Gabe von N.

Gemäss Schweizer Experten kann ein solcher negativer Einfluss von hohen Boden-P-Gehalten in der Vegetation magerer Wiesenstandorte eintreten. In Fromentalwiesen sind direkt negative Effekten der P-Verfügbarkeit auf die Anzahl Pflanzenarten allerdings eher unwahrscheinlich, Verschiebungen in den Anteilen verschiedener Arten treten aber je nach Nährstoffzusammensetzung und Menge von Nährstoffeinträgen ebenfalls auf. Die Erträge von Fromentalwiesen können in der Schweiz sowohl mit N- als auch mit P-Düngung gesteigert werden (Philipp et al. 2004; Huguenin-Elie et al. 2006).

³ Annahme der P-Limitierung bei N:P-Verhältnis in Biomasse >16; N-Limitierung <13.5; Co-Limitierung bei 13.5 < N:P-Verhältnis < 16

⁴ Annahme der P-Limitierung bei N:P-Verhältnis in Biomasse >16; N-Limitierung <14; Co-Limitierung bei 14 < N:P-Verhältnis < 16

Wälder

Das Wachstum der meisten Waldbaumarten in der Nordhemisphäre ist N-limitiert. Lange anhaltende erhöhte Stickstoffdeposition könnte aber zu einer N-Sättigung führen, womit die Wahrscheinlichkeit zunimmt, dass andere Nährstoffe wie P und K limitierend werden (Bobbink & Hettelingh 2011).

Gewässer

Ebenso besteht in europäischen Gewässern nicht nur eine P-Limitierung, sondern zumindest temporär sind eine N-Limitierung (z.B. Genfersee) oder N-P-Co-Limitierung (z.B. Bodensee) für Phytoplankton, Periphyton oder Makrophyten nicht allzu selten. Insbesondere benötigen Makrophyten beinahe doppelt soviel Stickstoff wie Phytoplankton (Sutton et al. 2011).

Box: Limitierende Nährstoffe

- Der Mangel an bestimmten Ressourcen führt zu den standorttypischen Lebensgemeinschaften. Eine Erhöhung der Verfügbarkeit einer bestimmten Ressource verändert die Standort und damit die Lebensgemeinschaften, was zum Verschwinden typischer Arten führen kann.
- ⇒ Für die Förderung der Lebensgemeinschaften nährstoffarmer Standorte müssen wieder vermehrt – wie in früheren Jahrhunderten durch die Nutzung in verschiedenen Ökosystemen erfolgt – „Mangel-Bedingungen“ geschaffen werden.
- Das Pflanzenwachstum in den meisten Ökosystemen ist Stickstoff oder Phosphor limitiert, wobei temporär oder im Verlauf der Zeit die limitierende Ressource wechseln kann.
- Das N:P-Verhältnis in der Biomasse gibt Hinweise auf die Limitierung des Wachstums einzelner Pflanzen oder der Vegetation, wobei auch Co-Limitierungen auftreten: Stickstofflimitierung bei N/P-Verhältnissen <10 ; Phosphorlimitierung bei $N/P >20$.
- Gefährdete Feuchtgebiets-Pflanzenarten scheinen in Europa häufiger und in höheren Anzahlen in P-limitierten als in N-limitierten Feuchtgebieten vorzukommen. Ein ähnlicher Zusammenhang könnte in magerem Grünland vorliegen.
- ⇒ Die Ermittlung der limitierenden Nährstoffe für das Wachstum der Vegetation und einzelner Arten an einem bestimmten Standort kann hilfreich sein für die Planung und den Erfolg von Massnahmen.
- ⇒ Bei Lebensräumen, deren Produktivität zur Förderung der Biodiversität gesenkt werden soll, ist nicht nur auf die Verminderung der Stickstoff-, sondern auch auf die Reduktion anderer Nährstoffeinträge zu achten.

3.1.4 Regime Shifts und Tipping Points

Regime shifts sind relativ grosse, oft schwierig umkehrbare Wechsel von einem Systemzustand zu einem relativ stabilen, alternativen Zustand, wobei Struktur und Prozesse des Ökosystems oder auch von sozio-ökonomischen Systemen verändert werden (Scheffer & Carpenter 2003). Massgebliche Änderungen können graduell oder auch ab einem bestimmten Bereich (tipping point, threshold) plötzlich auftreten (Hughes et al. 2013). Verschiedene Ursachen wie Veränderungen des Klimas oder des Nährstoffhaushaltes können dies auslösen, wobei ihre Wirkung durch positive Rückkoppelungseffekte verstärkt wird.

Beispiele von regime shifts sind auf lokaler (Lebensräume, Ökosysteme) und regionaler Ebene (Biome) bekannt (Resilience Alliance 2004; Leadley et al. 2010; Stockholm Resilience Centre 2015). Für die kontinentale und globale Ebene wird ein mögliches Eintreten vermutet (Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015). Die Veränderungen können dabei je nach System und regime shift in der Zeitspanne von wenigen Monaten bis Hunderten von Jahren erfolgen (Leadley et al. 2014).

Die Systemwechsel können aus Naturschutzsicht sowohl negativ als auch positiv sein. Das Konzept der regime shifts und tipping points kann für den Naturschutz hilfreich sein. Es hilft, die Mechanismen von extremen Veränderungen zu verstehen und zeigt, welcher Spielraum vorhanden ist. Zudem erlaubt es Grenzbereiche zu identifizieren, die nicht überschritten werden sollten, wenn man extreme Veränderungen vermeiden will bzw. Bereiche die erreicht werden müssen, um eine Regeneration erfolgreich zustande zu bringen. Hingegen ist das Konzept nicht geeignet, Qualitätsziele für einen Lebensraum zu bestimmen, wie das Beispiel der Gewässer im Kapitel 3.2.2 zeigt. Die Nährstoff-Konzentrationen für einen ökologisch guten Zustand eines Gewässers sind deutlich geringer als der Bereich, in dem es zu einem regime shift kommen kann.

Das Konzept der tipping points wird im Zusammenhang mit Nährstoffen auch als zu reduzierend für die Realität betrachtet. Denn real sind Gradienten von nährstoffarm zu nährstoffreich. Allerdings ist auch für terrestrische Systeme eine Umkehrung von nährstoffreichem zu nährstoffarmem Boden aufgrund positiver Feedbacks im Nährstoffhaushalt des Systems (Biomasseakkumulation) oft fast nicht möglich. Es existieren also ebenfalls stabile, alternative Zustände.

3.1.5 Critical Loads und Critical Levels

Im Rahmen der internationalen Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung wurden wirkungsorientierte Critical Loads zur Beurteilung der Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen in Ökosysteme (Luftschadstoffeinträge) und Critical Levels zur Beurteilung der Direktwirkungen von Ammoniak auf die Vegetation (Luftschadstoffkonzentrationen) festgelegt. Immissionen unterhalb dieser Werte sollten keine Gefährdung für Lebensräume und Lebewesen darstellen. Politikwissenschaftlich wird die Verankerung des Critical Load Ansatzes in der internationalen Luftreinhaltepolitik als gelungenes Beispiel für einen Konsens zwischen Wissenschaft und Politik betrachtet (SRU 2015).

Critical Loads gemäss Bobbink & Hettelingh (2011) für verschiedene Lebensräume und eine Einstufung ihrer Zuverlässigkeit finden sich in Anhang 8.4.

Critical Levels für Ammoniak betragen (EKL 2014) für:

- Flechten und Moosen: $1 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ (Jahresmittel)
- höhere Pflanzen: $3 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ (Jahresmittel) (Unsicherheitsbereich 2-4 $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$)

Beide können für die Beurteilung einer Übermässigkeit von Immissionen nach Artikel 2 Absatz 5 der Luftreinhalteverordnung verwendet werden (EKL 2014) und sind den Immissionsgrenzwerten gleichwertig. Allerdings sind gemäss EKL (2014) Critical Loads ein umfassenderes und stärkeres Schutzkriterium als Critical Levels. Zudem ist für Critical Loads die wissenschaftliche Datengrundlage besser und, da Überschreitungen in der Schweiz auf einem grösseren Anteil der Fläche vorhanden sind (Tabelle 1), der Handlungsbedarf besser sichtbar.

Bewusste oder unbewusste Stickstoffeinträge beeinflussen die Lebensräume in der Schweiz und Europa seit langem. Die aktuell festgelegten Critical loads waren oder sind bereits seit Jahrzehnten überschritten (Hirsch 1991). Dadurch hat sich die Vegetation der Lebensräume teilweise den veränderten Nährstoffverhältnissen angepasst. Aufgrund bereits erfolgter Vegetationsveränderungen, oft unbekannter Regenerationsmöglichkeiten und -zeiten und weil Critical Loads oft auf relativ kurzfristigen Stickstoffdüngungsexperimenten beruhen, bestehen Unsicherheiten, wie zuverlässig Critical Loads für die Einstufung der Gefährdung von empfindlichen Lebensräumen oder ihrer Bestandteile sind (Sutton et al. 2011). So sind die Critical Loads für Bergheuwiesen gemäss einer Studie von Roth et al. (2013) eher zu hoch angesetzt. Schädliche Wirkungen können auch bei sehr niedrigen Einträgen beobachtet werden (SRU 2015). Letztere Autoren erwähnen aber, dass Nullemissionen umweltpolitisch nicht praktikabel wären und eine schädliche Wirkung Ökosysteme nicht unbedingt langfristig verändert.

Box: Critical Loads und Levels

- Wenn Immissionen Critical Loads überschreiten, besteht eine Gefährdung von Lebensräumen und Lebewesen. Zusammenfassend gelten folgende kritischen Eintragswerte (Critical Loads), wobei sich diese je nach weiterer Unterteilung der Lebensräume innerhalb der angegebenen Bereiche unterscheiden können:

• Gewässer	3-20 kg N pro Hektar und Jahr
• Hochmoore:	5-10 kg N pro Hektar und Jahr
• Flachmoore:	10-30 kg N pro Hektar und Jahr
• Artenreiche Wiesen (kollin, montan):	10-30 kg N pro Hektar und Jahr
• Nadelwälder	5-15 kg N pro Hektar und Jahr
• Laubwälder:	10-20 kg N pro Hektar und Jahr
 - Für die Direktwirkung von Ammoniak auf die Vegetation wurden zusätzlich Critical Levels (Konzentrationen in der Luft) festgelegt.
- ⇒ Anstrengungen, um eine Überschreitung von Critical Loads zu vermeiden, sollten verstärkt werden, um langfristige und schleichende Biodiversitätsverluste zu vermeiden.
- ⇒ Critical Loads und Levels eignen sich zur Beurteilung einer Übermässigkeit von Immissionen gemäss der Luftreinhalteverordnung.

3.2 Auswirkungen auf die Biodiversität

3.2.1 Arten

Moose, Flechten und Armleuchteralgen

Epiphytische Flechten und Moose nehmen ihre Nährstoffe direkt aus der Luft auf. Sie sind deshalb geeignete Indikatoren für die Luftqualität. Stickoxide und Ammonium verschieben die Konkurrenzbeziehungen der Flechtenarten, sodass an nährstoffarme Standorte angepasste, schwachwüchsige Arten durch nährstoffliebende verdrängt werden. Dies trägt zu einer Verarmung der Flechtenvielfalt bei (Scheidegger & Clerc 2002).

Dasselbe gilt für auch für Torfmoose: So kann z.B. *Sphagnum fallax* Stickstoff besser umsetzen als *Sphagnum magellanicum*, was zur Verschiebung des Konkurrenzgefüges und einer geringeren Torfbildungsrate führt (Dierssen & Dierssen 2008). Das verstärkte Wachstum von Pflanzen trägt in Folge der Konkurrenzverhältnisse weiter zum Rückgang von langsam wachsenden Pionierorganismen wie den Flechten bei (Scheidegger & Clerc 2002).

In verschiedenen Regionen Europas wurde zwischen den 1970er und 2000er Jahren eine Zunahme der Artenzahl nährstoffzeigender Flechtenarten an den Monitoringpunkten nachgewiesen, was auf die Ammoniakimmissionen zurückgeführt wird (SRU 2015). Auf BDM-Flächen in der Schweiz besteht mit Ausnahme der subalpinen Alpweiden ein negativer Zusammenhang zwischen der Anzahl Moosarten und der Stickstoffdeposition (Abbildung 14).

Lebensraum		Gefässpflanzen	Moose	Schnecken	Anteil N-Zeiger
Wald	kollin	-	↘	-	↗
	montan	-	-	-	↗
	subalpin	-	-	-	-
Grünland	kollin	↘	↘	↘	↗
	montan	↘	↘	↘	↗
	subalpin	↘	-	-	↗
Alpweiden	subalpin	-	↗	-	↗

Abbildung 14: Zusammenhang zwischen der Stickstoffdeposition und der lokalen Anzahl Arten von Gefässpflanzen, Moosen, Schnecken und dem Anteil an nährstoffzeigenden Pflanzenarten. Rote Pfeile: negativer Zusammenhang; Grüne Pfeile: Positiver Zusammenhang. Gezeigt sind nur Resultate, die signifikant ($p < 0.05$) und auf den Einfluss der Höhenlage korrigiert sind (Koordinationsstelle BDM 2011).

In Gewässern ist die Eutrophierung durch Phosphor (Anhang 8.2) einer der Hauptfaktoren für den starken Rückgang der Bestände der Armleuchteralgen und für das Aussterben mehrerer ihrer Arten in der Schweiz. Mit den abnehmenden Nährstoffgehalten in den Schweizer Seen wird zwar eine Erholung der Characeenflora beobachtet, einige Arten konnten aber bisher nicht wieder festgestellt werden. Characeen halten zu Beginn eine zunehmende Eutrophierung ohne sichtbare Beeinträchtigung bis zu einem kritischen Punkt aus, nehmen darüber aber drastisch ab (Auderset Joye & Schwarzer 2012). Ebenso wurde in Deutschland ein starker Rückgang der Armleuchteralgen beobachtet (SRU 2015).

Gefässpflanzen

Pflanzenarten, die an nährstoffarme Bedingungen angepasst sind (tiefe Nährstoffzeigerwerte), reagieren besonders sensibel auf erhöhte Stickstoffeinträge. Denn sie können weniger schnell oder stark auf erhöhte Nährstoffeinträge reagieren als Arten, die Nährstoffe besser nutzen können, und werden schlussendlich von diesen verdrängt. Arten mit hohen Nährstoffzeigerwerten hingegen profitieren davon.

Erstere zeigen in verschiedenen Regionen Europas starke Rückgänge in ihrer Häufigkeit (Sutton et al. 2011) und sind in Roten Listen häufiger als gefährdet eingestuft als Nährstoffzeigerarten (BUWAL 2002)⁵. Nicht überraschend weisen auch die Aktionsplan-Pflanzenarten des Kantons Zürich einen höheren Anteil Arten mit Zeigerwerten 1 „sehr nährstoffarm“ und 2 „nährstoffarm“ auf als die gesamte Flora des Kantons (Abbildung 15). Es ist aber zu berücksichtigen, dass auch ein bedeu-

⁵ Im Herbst 2016 erscheint eine aktualisierte Rote Liste der Pflanzenarten der Schweiz.

tender Anteil Arten mit Nährstoffzeigerwerten 3 und 4 gefährdet ist. Diese Arten dürfen nicht vernachlässigt werden. Dies sind oft Arten nährstoffreicher Feuchtgebiete (z.B. Röhricht) oder nährstoffreicher Ruderalstandorte. Die Nährstoffzeigerwerte der einzelnen Aktionsplanarten finden sich in Anhang 8.3.

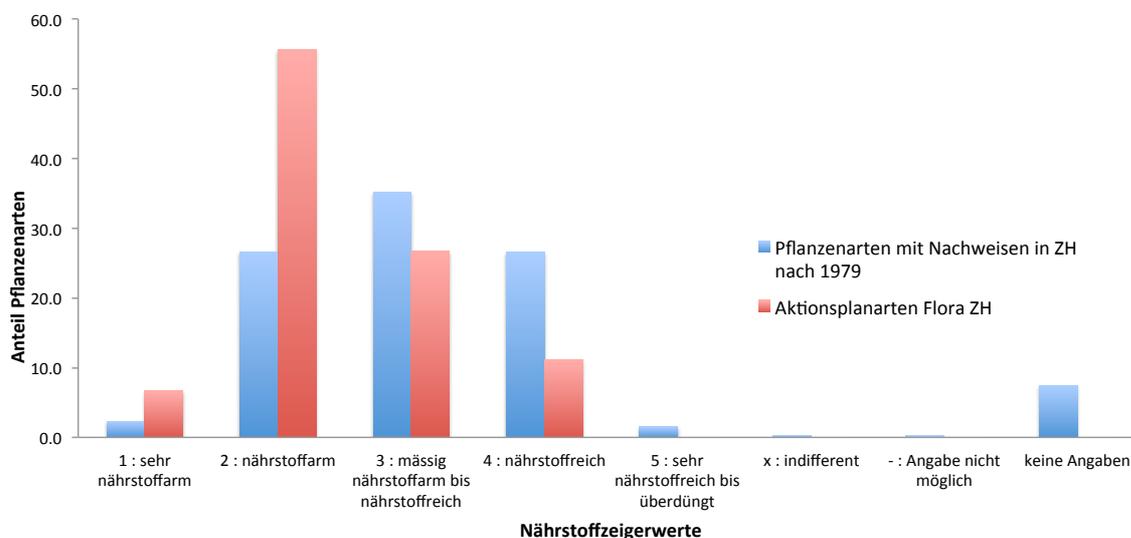


Abbildung 15: Nährstoffzeigerwerte der Pflanzenarten des Kantons Zürich (nachgewiesene Arten nach 1979) und der Aktionsplanarten Flora des Kantons Zürich basierend auf Daten in <http://www.arteigenschaften.ch>.

Verschiedene funktionelle Gruppen von Pflanzen reagieren unterschiedlich auf erhöhte Stickstoffeinträge: Anzahl und Häufigkeit von krautigen Pflanzenarten gehen zurück, Grasarten werden hingegen eher gefördert (SRU 2015).

Für einige Arten sind auch Schwellenwerte bezüglich ihrer Reaktion auf Stickstoffeinträge oder -konzentrationen bekannt: für *Succisa pratensis* Effekte ab $100 \mu\text{mol NH}_4^+/\text{L}$ in Hydrokultur; für *Drosera rotundifolia* im Bereich von 1-2 g N pro m^2 und Jahr (entspricht $10\text{-}20 \text{ kg N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) (Sutton et al. 2011). Gemäss Jeckel (1987) (zitiert in Zerbe & Wiegler 2009) verschwinden bei einer N-Düngung von mehr als 50 kg pro Hektar und Jahr die Trennarten der mageren Varianten der Feuchtwiesen (z.B. *Agrostis canina*), bei mehr als 100 kg pro Hektar und Jahr auch Kennarten der Sumpfdotterblumenwiese.

Die unterschiedliche Empfindlichkeit bzw. Konkurrenzkraft infolge einer Veränderung der Nährstoffbedingungen führt auch zu Veränderungen in der Vegetation. So nimmt auf BDM-Probeflächen im Grünland die Artenzahl mit zunehmender Stickstoffdeposition ab (Abbildung 14). Effekte auf Niveau Lebensgemeinschaft und Lebensraum werden im Kapitel 3.2.2 vertieft thematisiert.

Tiere

Die Effekte von Nährstoffeinträgen auf die Fauna sind vorwiegend indirekt über ein verstärktes Pflanzenwachstum (Produktivität), veränderte Vegetationszusammensetzung, -struktur und -heterogenität auf verschiedenen räumlichen Skalen sowie durch folgende Veränderungen im Nahrungsangebot, in den Umweltbedingungen wie dem Mikroklima (Sutton et al. 2011). Die höhere Produktivität der Vegetation infolge von Nährstoffeinträgen ermöglicht zudem eine intensivere Landnutzung (z.B. häufigere Ernteschritte), die als eine der Hauptursachen für den lokalen und regionalen Rückgang der Biodiversität (Artenzahlen und -abundanzen) gilt (Walter et al. 2010).

An Standorten mit einer geringen Diversität von Pflanzenarten ist auch die Anzahl Arten von Kleintieren geringer. Auch eine Veränderung der mikrobiellen Aktivität oder eine Bodenversauerung und Freisetzung von toxischen Metallen kann einen Einfluss auf die Dichte und die Diversität der Bodenfauna haben (SRU 2015).

Nährstoffeinträge verstärken die Biomasseproduktion und führen damit zu einer Zunahme der Dichte der Vegetation (Kapitel 3.1.2). Dies kann sich nachteilig auf Insekten auswirken, die trockene und warme Habitate bevorzugen. So wird vermutet, dass die Fortpflanzung bzw. Entwicklung von Schmetterlingen, die als Eier überwintern, infolge erhöhter Stickstoffdeposition, dichter Vegetation und dadurch kühlerem Mikroklima beeinträchtigt werden kann (WallisDeVries & van Swaay 2006). N-Deposition führt in trockener und offener Küsten-Vegetation zu einer höheren Vegetati-

onsdichte und kühleren, feuchteren Bedingungen. Bei Käfergemeinschaften führte dies zu einem Wechsel von Käferarten, die Wärme und Trockenheit bevorzugen, zu Arten, die an feuchtere Bedingungen angepasst sind (Sutton et al. 2011).

Eine geringere Nahrungserreichbarkeit aufgrund zunehmender Vegetationsdichte kann sich auch negativ auf das Nahrungsangebot für insektenfressende Vögel auswirken. So ist für verschiedene Vogelarten (z.B. Wiedehopf, Wendehals, Gartenrotschwanz, Heidelerche) bekannt, dass sie Flächen mit einem bedeutenden Anteil an offenem Boden bei der Nahrungssuche bzw. für die Wahl ihrer Territorien bevorzugen. Die Schaffung offener Bodenstellen ist als Förderungsmassnahme für solche Arten wirkungsvoll (Martinez et al. 2010; Schaub et al. 2010). In gewissen, nicht intensiv bewirtschafteten Regionen Europas wird der Rückgang des Neuntöters mit der erhöhten Stickstoffdeposition und der dadurch entstehenden dichteren Vegetation in Zusammenhang gebracht (Sutton et al. 2011).

Vermutlich haben auch Veränderungen im Blüten- bzw. Nektar- und Pollenangebot in intensiv genutzten Lebensräumen und Landschaften im Vergleich zu extensiv genutzten einen starken Effekt auf Arten, die für ihre Ernährung und Fortpflanzung auf Pollen und Nektar angewiesen sind (Zurbuchen & Müller 2012; Baude et al. 2016). Allerdings sind die Auswirkungen je nach Art unterschiedlich. So können z.B. Schmetterlinge, deren Raupen auf Futterpflanzen mit hohen Nährstoffgehalt angewiesen sind, indirekt auch von höheren N-Einträgen profitieren.

Auch in Gewässern reagieren einige Organismen sehr empfindlich auf hohe Stickstoffeinträge und insbesondere auf erhöhte Nitrit- und Ammoniakkonzentrationen. Dies ist z.B. der Fall für die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) und die Bachmuschel (*Unio crassus*). Eine Besiedlung von stark eutrophierten Gewässern durch den Edelkrebs (*Astacus astacus*) wird praktisch ausgeschlossen (SRU 2015). Ebenso sind Fische sehr empfindlich auf Nitrit und auf geringe Sauerstoffgehalte in Folge der Eutrophierung.

Die Eutrophierung verändert zudem die Biomasse von Phyto- und Zooplankton und deren Lebensgemeinschaften (Abbildung 16) und kann zudem zum Aussterben von Gewässerorganismen führen. So verbreitete sich während der Eutrophierungsphase eine invasive Wasserflohart (*Daphnia galeata*) in den Schweizer Gewässern. Diese hybridisierte mit der zuvor vorherrschenden Art (*Daphnia longispina*), die unter nährstoffreichen Bedingungen konkurrenzschwächer ist, und verdrängte diese teilweise.

Ein solche Hybridisierung und ein Artenverlust infolge der Eutrophierung sind auch für Fische bekannt. So wurde durch die Eutrophierung der Seen und dem dadurch folgenden Verlust ökologischer Nischen (zu geringe Sauerstoffkonzentration in Tiefenzonen) die Anzahl einheimischer Felchenarten (*Coregonus ssp.*) schweizweit um 38% reduziert. Der Artenverlust war dabei umso grösser, je höher die maximale Phosphorkonzentration war. Bei den überlebenden Arten ist zudem die genetische Differenzierung in Seen mit einer höheren P-Konzentration geringer. Ein Verlust der genetischen Diversität zeigte sich auch, wenn Seen mit Besatzprogrammen von der Analyse ausgeschlossen wurden (Spaak 2012; Vonlanthen et al. 2012). Eine Eutrophierung kann sich also infolge veränderter ökologischer Nischen auch auf die genetische Diversität von Tierarten auswirken.

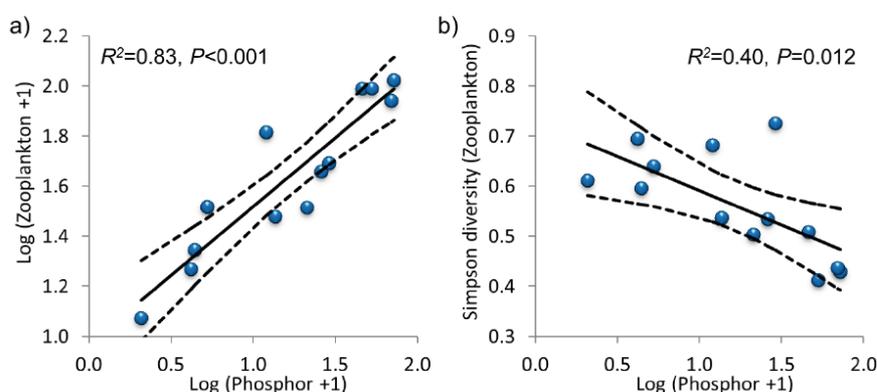


Abbildung 16: Beziehung zwischen der durchschnittlichen totalen Phosphorkonzentration ($P_{\text{tot-P}}$ [$\mu\text{g/l}$]) und der (a) Zooplankton Biomasse [g/m^2] sowie (b) der Zooplankton Diversität (Simpson Diversität Index berechnet aus der Zooplankton Biomasse von 5 funktionellen Gruppen) (Messungen in 13 Seen zwischen 1999 und 2006) (Vonlanthen et al. 2012).

Box: Auswirkungen auf Arten

- Die Einträge von Stickstoff und Phosphor seit Mitte des 20. Jh. stellen eine der Hauptursachen für den Rückgang der Biodiversität sowohl in terrestrischen als auch aquatischen Lebensräumen dar.
 - Phosphoreinträge in Gewässer haben das lokale aber auch schweizweite Aussterben mehrerer Arten von Armleuchteralgen und Fischen verursacht. Stickstoffeinträge in Landökosysteme sind zumindest für das lokale Verschwinden von Pflanzenarten verantwortlich. Dies entspricht einem Verlust der Artenvielfalt wie auch genetischer und funktioneller Diversität.
 - Die Anteile von nährstoffzeigenden Pflanzen- und Flechtenarten nehmen an Probenahmepunkten in verschiedenen Lebensräumen in Europa und der Schweiz zu.
 - Zwischen dem Stickstoffeintrag an einem Standort und der lokalen Artenzahl verschiedener Organismengruppen besteht ein negativer Zusammenhang. Rote Listen weisen mehr Pflanzenarten auf, die an nährstoffarme Bedingungen angepasst sind, als nährstoffzeigende Pflanzenarten.
 - Folgende Aktionsplanarten Flora des Kantons Zürich sind auf nährstoffarme oder sehr nährstoffarme Bedingungen angewiesen: *Aldrovanda vesiculosa*, *Blackstonia acuminata*, *Carex chordorrhiza*, *Carex hartmanii*, *Daphne cneorum*, *Eriophorum gracile*, *Filipendula vulgaris*, *Gentiana cruciata*, *Himantoglossum hircinum*, *Inula helvetica*, *Inula hirta*, *Liparis loeselii*, *Littorella uniflora*, *Nuphar pumila*, *Ophrys araneola*, *Orchis palustris*, *Potamogeton coloratus*, *Potentilla inclinata*, *Potentilla leucopolitan*, *Potentilla praecox*, *Prunella laciniata*, *Pulsatilla vulgaris*, *Rosa gallica*, *Saxifraga granulata*, *Scorzonera humilis*, *Spiranthes spiralis*, *Thesium rostratum*, *Trifolium ochroleucon*, *Viola persicifolia*, *Viola pumila*
- ⇒ Arten, die sowohl an nährstoffarme Bedingungen angepasst als auch gefährdet sind, verlangen besondere Aufmerksamkeit.
- Für einige Flechten- und Pflanzenarten sind Schwellenwerte oder -bereiche für Stickstoffeinträge bekannt, bei deren Überschreiten ihre Häufigkeit stark abnimmt.
- ⇒ Bei Artenförderungsmassnahmen wie Wiederansiedlungen sollten solche Schwellenwerte berücksichtigt werden, um Misserfolge zu vermeiden.
- Die Effekte von Nährstoffeinträgen auf die Fauna erfolgen v.a. indirekt über veränderte Vegetationszusammensetzung, -struktur und -heterogenität oder andere Umweltbedingungen.

3.2.2 Lebensräume

Sensitivität von Lebensräumen

Das Ausmass der Nährstoffeinträge, ab dem schädliche Auswirkungen auftreten, ist in verschiedenen Lebensräumen unterschiedlich hoch. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es auch natürlicherweise Lebensräume gibt, die nährstoffreich und aus Naturschutzsicht wertvoll sind (z.B. artenreiche Feuchtwiesen, Habitate in Auen). Die Sensitivität eines Lebensraumes sagt aus, wie stark er auf ein bestimmtes Mass an Stickstoffeinträgen reagiert. Dies widerspiegelt sich z.B. in den verschiedenen Critical Loads (Kapitel 3.1.5, Anhang 8.4).

Sensitiv sind vor allem Lebensräume (Sutton et al. 2011):

- mit tiefen N-Gehalten in ihren Böden
- auf schwach gepufferten Böden (gegenüber Versauerung)
- mit Arten, die an nährstoffarme Bedingungen angepasst sind, aber gegenüber Arten, die zusätzliche Nährstoffe gut ausnützen können, unterlegen sind
- mit einem hohen Anteil an Moosen und Flechten

Diese Lebensräume findet man vor allem auf flachgründigen, sehr trockenen oder sehr nassen Böden (Koordinationsstelle BDM 2011). Beispiele sind verschiedene Moortypen, artenreiche Magerwiesen und Wälder auf Rohböden.

Auswirkungen von Nährstoffeinträgen auf Lebensräume

Die klassische Produktivitäts-Artenvielfalt-Beziehung besagt, dass sich der grösste pflanzliche Artenreichtum an Standorten mit einer mittleren Produktivität findet (Huston 1979). Je nach methodischem Ansatz wird dies aber nicht von jeder Studie festgestellt. Eine pflanzengemeinschafts- oder lebensraumtyp-übergreifende generelle Produktivitäts-Artenvielfalt-Beziehung ist deshalb umstritten (Adler & Collins 2011; Grace et al. 2012). Allerdings zeigen aktuelle Studien (n = 1126 Grünland-Probeflächen von 5 Kontinenten) deutlich, dass die Artenvielfalt mit zunehmender Bio-

Eutrophierung und Biodiversität

masse (Produktivität pro Standort) abnimmt (Grace et al. 2016) (siehe Kapitel 3.1.2 für Wirkungsweg). Die Artenzahl von Pflanzen an einem Standort sinkt tendenziell also mit zunehmendem Nährstoffeintrag (Bobbink & Hettelingh 2011), da dieser die Produktivität der Vegetation meist erhöht.

Ob ein zusätzlicher Nährstoffeintrag die Biomasseproduktion tatsächlich erhöht, hängt aber unter anderem von der Nährstofflimitierung der Vegetation ab, was je nach Standort und Lebensraum unterschiedlich ist (Kapitel 3.1.3).

Belege, dass Stickstoffeinträge die Artenvielfalt und -zusammensetzung sowie die Funktionsfähigkeit von Lebensräumen verändern, existieren unterdessen in grosser Anzahl (z.B. Tabelle 5). Weitere Belege sind zusammengetragen in Bobbink & Hettelingh (2011) oder Sutton et al. (2011). Einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung haben aber nicht nur hohe Stickstoffeinträge, sondern auch eine Veränderung des Verhältnisses der Verfügbarkeit von reduzierten (NH_3 , NH_4^+) zu oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_3^-) (SRU 2015).

Tabelle 5: Belege für die Auswirkungen der Stickstoffdeposition auf die pflanzliche Biodiversität in terrestrischen Lebensräumen Europas (Sutton et al. 2011).

Habitat	Observed effects on plant biodiversity	Key references	Overall weight of evidence in Europe
Grassland	- <i>Acid grassland</i> : Reduced species richness, particularly of forbs. - <i>Calcareous grassland</i> : Change in species composition; reduced species richness in some experiments.	{ Stevens et al. (2006 ^e) Maskell et al. (2010 ^s) Duprè et al. (2010) Bobbink (1991 ^e)	Strong for species-rich acid and calcareous grasslands of temperate regions; limited for others.
Forest	- <i>Temperate</i> : Invasion of nitrophilic species; loss of epiphytic lichen species. - <i>Boreal</i> : Decreased cover of ericaceous shrubs; decline of characteristic bryophytes.	{ Nordin et al. (2005 ^e , 2006 ^e) Makipaa and Hiekkinen (2003 ^s) Brunet et al. (1998 ^s) Mitchell et al. (2005 ^s)	Strong for boreal and temperate forests; limited for other forests.
Peatland	-Decline of characteristic bryophyte species. -Loss of sundew.	{ Redbo-Tortensson (1994 ^e) Mitchell et al. (2002 ^e) Wiedermann et al. (2009 ^e) Limpens et al. (2004 ^e)	Strong, with a range of studies.
Heathland	-Loss of characteristic lichen species. -Invasion of nitrophilic acid grassland species. -Reduced species richness, particularly of bryophytes.	{ Barker (2001 ^e) Heil and Diemont (1983 ^e) Caporn et al. (2006 ^e) Maskell et al. (2010 ^s) Edmondson et al. (2010 ^s)	Strong for temperate dry heaths, limited for others.

e = Evidence from N-manipulation experiment, s = Evidence from spatial survey, r = Evidence from temporal re-survey, *Study is from outside Europe.

In verschiedenen Studien aus Europa wurde festgestellt, dass bereits vor einigen Jahrzehnten ein Verlust der pflanzlichen Diversität stattgefunden hat und in der Folge nur noch kleinere Veränderungen erfolgten. Allerdings scheint dies v.a. in Gebieten mit einer schon damals hohen N-Deposition der Fall zu sein. In Gebieten mit geringeren Depositionsraten wurden auch später noch Veränderungen beobachtet. Dies deutet darauf hin, dass für die Biodiversität die kumulative N-Deposition relevanter ist als die heutigen Depositionsraten (Sutton et al. 2011). Die Bedeutung von langfristigen Einträgen wird durch eine Meta-Analyse von Humbert et al. (2015) für Bergwiesen bestätigt. Diese zeigt, dass andauernde tiefe bis mittlere N-Einträge ähnliche Effekte wie befristete, hohe N-Dosen verursachen.

Allerdings zeigen verschiedene, auch europaweite Studien, dass zumindest in gewissen Lebensräumen die Rückgänge der Artenzahlen bei einer Erhöhung der N-Einträge ausgehend von tiefen Depositionsraten, d.h. zu Beginn einer Erhöhung, am stärksten sind (Stevens et al. 2010; Southon et al. 2013). Für die Praxis bedeutet dies, dass die Gesamt-Stickstoffeinträge möglichst reduziert werden müssten und in Gebieten mit bisher tiefen Einträgen eine Erhöhung unbedingt vermieden werden sollte.

In der Schweiz tritt auf BDM-Probeflächen mit einer höheren Stickstoffdeposition ein höherer Anteil an Nährstoffzeiger-Pflanzenarten auf (Abbildung 18). Gleichzeitig ist die Artenvielfalt verschiedener Organismengruppen geringer (Abbildung 14). Dabei sind die Zusammenhänge im Grünland der kollinen und montanen Stufe am deutlichsten.

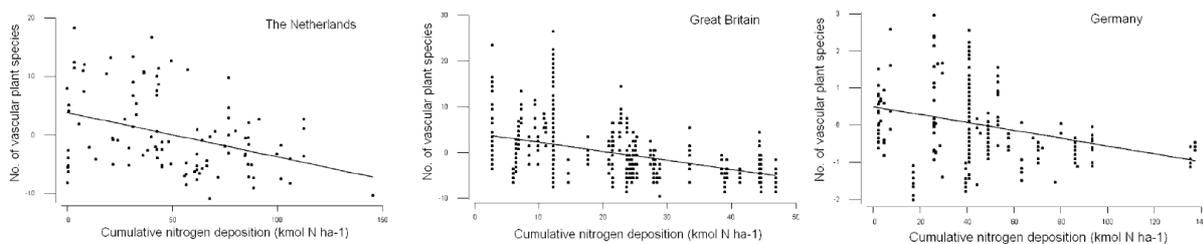
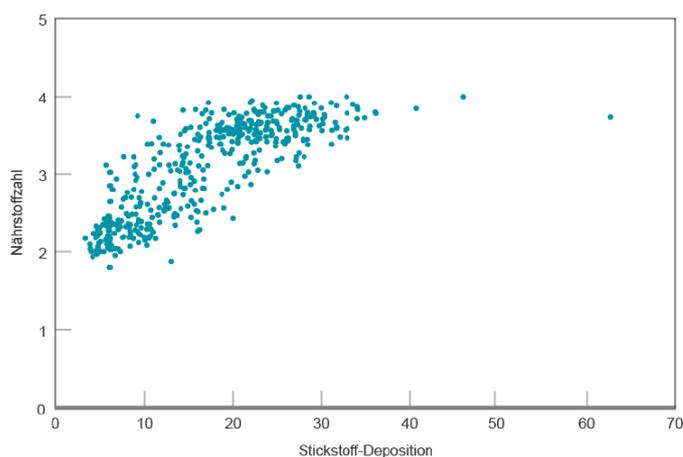


Abbildung 17: Beziehung zwischen der Anzahl Gefässpflanzenarten und der kumulativen N-Deposition seit den 1940er Jahren auf Probeflächen von sauren Grünland-Standorten (Duprè et al. 2010).



© BDM (Indikator E6). Auswertung des BDM der Pflanzen im Indikator Artenvielfalt in Lebensräumen (Z9). Stand: September 2014

Abbildung 18: Zusammenhang zwischen der N-Deposition aus der Luft [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] und der mittleren Nährstoffzahl im Grünland (Koordinationsstelle BDM 2012) N: 1 sehr nährstoffarm, 2 nährstoffarm, 3 mässig nährstoffarm bis mässig nährstoffreich, 4 nährstoffreich, 5 sehr nährstoffreich bis überdüngt (Landolt & et al. 2010).

Biologische Homogenisierung von Artgemeinschaften

Durch die Stickstoffdeposition aus der Luft und in gewissen Regionen auch durch beabsichtigte Düngung erfolgen flächendeckend hohe Stickstoffeinträge (Kapitel 2.2.1). Die Folge ist ein Rückgang nährstoffarmer Standorte bzw. eine Vereinheitlichung der Standortbedingungen (erhöhte Nährstoffgehalte). Dies führt sowohl zur Ausbreitung und lokalen Zunahme nährstofftoleranter, bereits häufiger Pflanzenarten als auch zum Rückgang der Häufigkeiten und der Anzahl von Pflanzenarten, die an nährstoffarme Bedingungen angepasst sind (Kapitel 3.1.2, 3.2.1). In Kombination verursachen diese beiden Veränderungen eine Vereinheitlichung (Homogenisierung) der Pflanzengemeinschaften zwischen räumlich getrennten Standorten, d.h. einer Vereinheitlichung auf der Landschaftsebene (für die Schweiz: Bühler & Roth 2011). Dasselbe wurden auf europäischer Ebene festgestellt (Duprè et al. 2010; Stevens et al. 2010; Bobbink & Hettelingh 2011). Die Vermeidung einer biologischen Homogenisierung ist nicht nur aus Biodiversitätssicht wichtig, sondern auch bedeutend, um die Multifunktionalität der Ökosysteme zu erhalten (Kapitel 3.2.3).

Weitere Faktoren wie Landnutzung, Siedlungsentwicklung und Fragmentierung sowie gebietsfremde Arten können ebenfalls zu dieser biologischen Homogenisierung beitragen (Essl & Rabitsch 2013).

Gewässer

Die Entwicklung der Gewässerqualität in der Schweiz und in Zürich ist in den Kapiteln 2.2.2 und 2.3.2 beschrieben sowie in Anhang 8.2 dargestellt.

Die Eutrophierung von Gewässern kann zu folgenden Veränderungen führen (Sutton et al. 2011):

- Erhöhung der Biomasse von Phytoplankton, Makrophyten und Konsumenten wie Zooplankton
- Erhöhung der Wassertrübung
- Verringerung des Sauerstoffgehaltes und Wasserzonen ohne Sauerstoff (Sauerstoffmangel)
- Veränderungen der Artenzusammensetzung von Phytoplankton-, Zooplankton-, Armleuchteralgen-, Makrophyten und Fischgesellschaften, wobei diese teilweise nicht wieder rückgängig gemacht werden können (Kapitel 3.2.1).
- Verschiebung der Algengemeinschaften zu Algenarten, die Algenblüten verursachen

Eutrophierung und Biodiversität

- Grössere und häufigere Fischsterben
- Reduzierung der Artenvielfalt und genetischen Diversität (Kapitel 3.2.1)

In Extremfällen führen diese Veränderungen zum sogenannten „Kippen“ von Seen („regime shifts eutrophication und hypoxia“, Kapitel 3.1.4). Der neue Zustand aufgrund dieser Veränderung kann auch bei einer bedeutenden Reduktion der Phosphoreinträge lange anhalten. Die Existenz dieses regime shifts ist sowohl durch Beobachtungen als auch Experimente gut belegt (Stockholm Resilience Centre 2015).

Für flache Gewässer (1-2 m < mittlere Tiefe < 3-4m) wird der Übergangsbereich von einem Zustand (klares Wasser, Makrophytenvegetation) in den anderen Zustand (trübes Wasser, Phytoplankton Dominanz) im Bereich einer Phosphorkonzentration von 80-100 mg TP/m³ angegeben (für China: Wang et al. 2014), gemäss verschiedenen Studien in Janse et al. (2008) für Europa von 50-150 mg TP/m³. Für die Wiederherstellung des Zustandes mit klarem Wasser ist eine Reduktion der P-Konzentration auf 40-60 mg TP/m³ notwendig (Wang et al. 2014).

Für einen Durchschnitts-See von 2m Tiefe (Modell basierend auf einem Datensatz von >40 untiefen Seen) beträgt die kritische Phosphoreintragsrate für das Kippen des Gewässers 3 mg m⁻² d⁻¹, für die Wiederumkehrung des Prozesses ca. 0.9 mg m⁻² d⁻¹. Falls Stickstoff der limitierende Nährstoff ist, sollten für den Durchschnittssee Stickstoff-Inputs von ca. 22 mg N m⁻² d⁻¹ nicht überschritten werden, um keinen regime shift zu verursachen. Um den Prozess umzukehren bzw. für eine erfolgreiche Restaurierung müsste ein Input von 7 mg N m⁻² d⁻¹ unterschritten werden. Allerdings waren diese kritischen Eintragswerte je nach Seetyp und verschiedenen weiteren Faktoren unterschiedlich (Janse et al. 2008). Für Einzelfälle und andere Seetypen (tiefer, grösser) müssen diese Werte deshalb spezifisch eruiert werden.

Diese Werte können nicht als Zielwerte für die Gewässerqualität dienen, sondern zeigen an, ab welchen Konzentrationen oder Einträgen extreme und lang anhaltende Veränderung zu erwarten sind. So bewegt sich auch der Wert für eine unbefriedigende Wasserqualität im Kanton Zürich (Anhang 8.2, 50-75 mg P_{tot}/m³) im Bereich der oben angegebenen kritischen Werte.

In Grossbritannien und Polen kommen die reichhaltigsten Wasserpflanzengesellschaften in Gewässern mit Nitrat-Konzentrationen von weniger als 2 mg N/L im Winter vor. Diese N-Konzentration wird deshalb als Zielwert für einen guten ökologischen Zustand flachgründiger europäischer Seen vorgeschlagen. Aufgrund Studien in den Niederlanden wird für Stickstoff in Gewässern ein Zielwert von 1.35 mg N/L im Sommer vorgeschlagen (Sutton et al. 2011).

Feuchtgebiete

Die Lebensgemeinschaften der Hochmoore sind an extrem nährstoffarme Bedingungen angepasst. Dies widerspiegelt sich in einem mittleren Nährstoffzeigerwert von <2 in der Vegetation der Moor-Objekte von nationaler Bedeutung (Abbildung 19). Übergangsmoore, basische und saure Kleinseggenrieder weisen mittlere Nährstoffzeigerwerte von <2.5 auf (Küchler & Küchler 2013). Grosseggenrieder und Röhrichte sowie Feuchtwiesen sind an etwas nährstoffreichere Bedingungen angepasst (Klaus 2007).

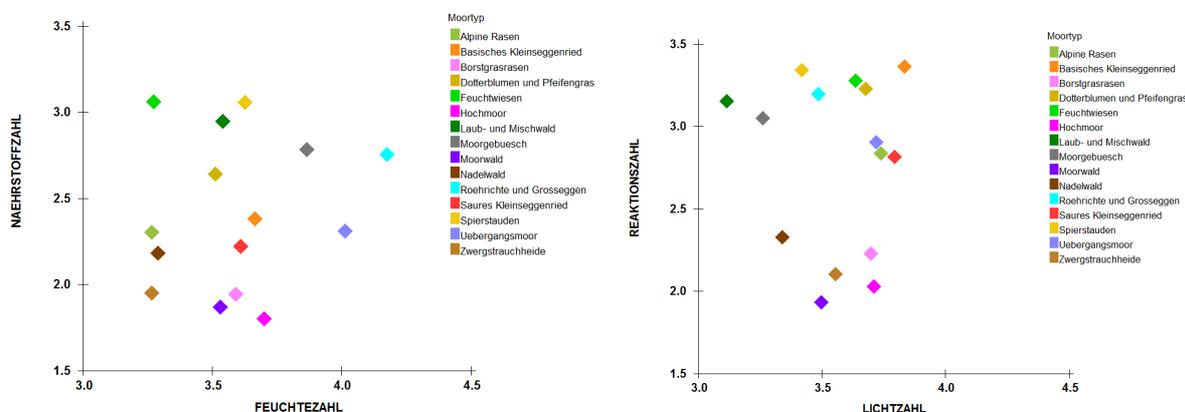


Abbildung 19: Mittlere Zeigerwerte der Vegetationstypen basierend auf Daten der Wirkungskontrolle Moorbiotope (Küchler & Küchler 2013).

Der Verlust von über 90% der Moore der Schweiz (Lachat et al. 2010a) und Zürichs (Gimmi et al. 2011) wurde neben der direkten Zerstörung und Entwässerung auch durch Nährstoffeinträge über

Eutrophierung und Biodiversität

verschiedene Pfade (Düngung, Luftdeposition, Abschwemmung und Windverfrachtung, Grund-, Hang-, Grabenwasser, Überflutungen) verursacht.

Nährstoffeinträge führen allerdings weniger zu einem Flächenverlust der Gesamtmoorfläche, sondern vor allem in Folge veränderter Konkurrenzverhältnisse zu einer Veränderung der Vegetation bzw. einem Flächenverlust verschiedener Vegetationseinheiten (Klaus 2007). Damit einher geht eine Reduktion der Artenzahlen und Häufigkeiten von bestimmten Pflanzen- und Moosarten. Dies kann im lokalen Aussterben enden (Bergamini et al. 2009; Bobbink & Hettelingh 2011). Gemäss Klötzli et al. (2010) sind Nährstoffeinträge in Moore aus dem Umland wesentlicher als die Stickstoffdeposition aus der Luft, denn in vielen Feuchtgebieten kann ein Nährstoffgradient vom Rand ins Zentrum festgestellt werden.

In Flachmooren kann zusätzlich zu Nutzungsänderungen auch die Eutrophierung die Ausbreitung von Schilf ausserhalb des Röhrichs fördern. So wurde zwischen 1976 und 1993 in 33% der untersuchten Flachmoore in Zürich eine Zunahme der Verschilfung festgestellt, eine Abnahme nur in 5% (Marti & Müller (1993) zitiert in Klötzli et al. (2010)). Weitere Effekte von Nährstoffeinträgen auf die Vegetation und die Ökosystemprozesse von verschiedenen Moortypen werden in Kapitel 3.1.3 und in Bobbink & Hettelingh (2011) beschrieben.

Die Wirkungskontrolle Moorbiotope des Bundesamtes für Umwelt zeigt (Klaus 2007), dass im Gegensatz zur gesamten Schweiz im östlichen Mittelland zwischen 1997/2001 bis 2002/06 die Nährstoffversorgung in mehr Hochmooren ab- als zugenommen hat (Anhang 8.7). Dies gilt als erwünscht. Bei den torfbildenden Flachmooren sind die Verhältnisse ausgeglichen, bei den nicht-torfbildenden Flachmooren ist die Nährstoffversorgung nur in zwei Mooren im östlichen Mittelland zurückgegangen. Trotz einer Verbesserung der Situation im östlichen Mittelland sind die Einträge von Stickstoff über die Atmosphäre in die Moore aber nach wie vor zu hoch (Kapitel 2.2.1 und 3.1.5). Hangartner (2002) wiederholte Vegetationsaufnahmen in Übergangsmooren im nord-schweizerischen Mittelland (Schwerpunkt Zürich, Aufnahmen vor 1986 und 1994/95). Er stellte dabei eine leichte, aber nur schwach signifikante Erhöhung ($p < 0.1$) der mittleren Nährstoffzahl in Flächen der Vegetationseinheit *Rhynchosporion albae*, aber eine leichte Abnahme ($p < 0.1$) in Flächen des *Caricion lasiocarpae* fest.

Ohne die Berücksichtigung einer direkten Zerstörung sind für die Dynamik von Mooren Entwässerung, Niederschlag, Nährstoffeinträge und Temperatur die hauptsächlichen Wirkfaktoren. In Kombination kann ihre Veränderung sowohl bei Hoch- als auch Flachmooren über kurz oder langfristig zu einem regime shift führen (Stockholm Resilience Centre 2015).

Fromentalwiesen

Fromentalwiesen waren bis Mitte 20. Jh. die typischen Wiesen relativ nährstoffreicher Standorte. Seither gingen sowohl die Fläche als auch die ökologische Qualität der verbliebenen Fromentalwiesen in der Schweiz und im Kanton Zürich stark zurück (Abbildung 20).

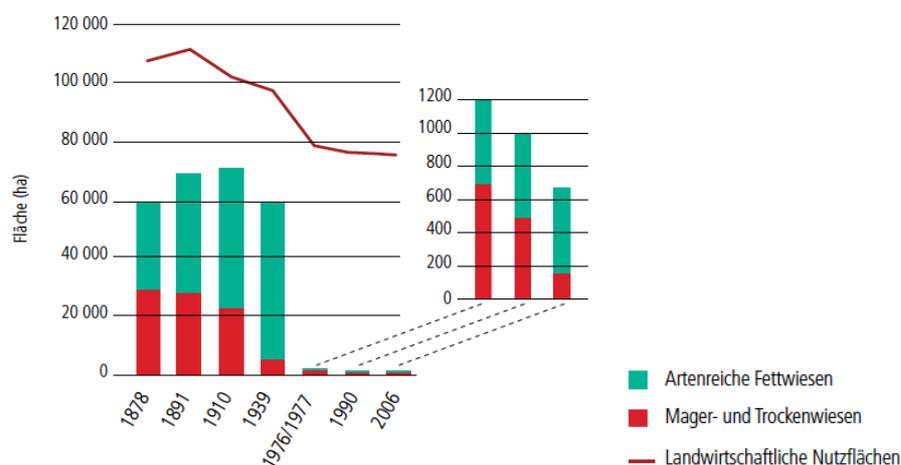
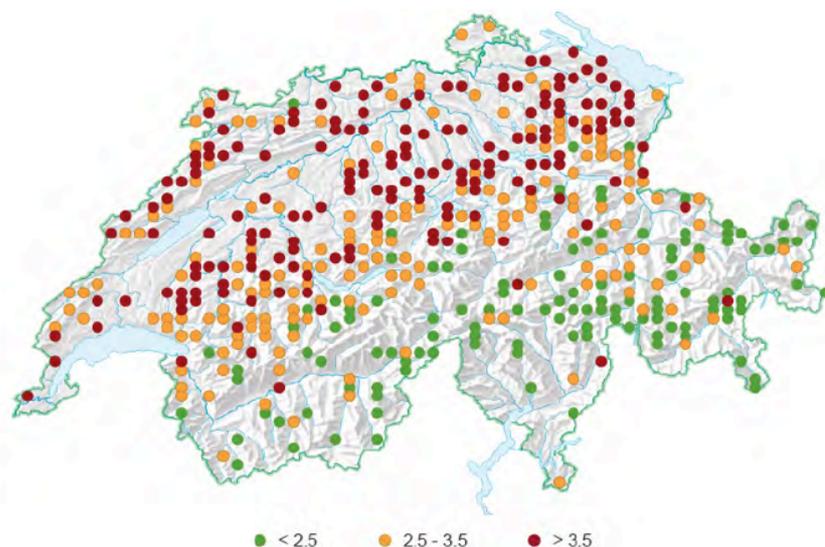


Abbildung 20: Abnahme artenreicher Wiesen im Kanton Zürich zwischen 1878 und 2006 (Baudirektion Kanton Zürich 2008).

Schlup et al. (2013) zeigen, dass die durchschnittliche Artenzahl der Gefäßpflanzen, die Anteile Kennarten, Charakterarten und Rote-Liste Arten in extensiv bewirtschafteten Dauergrünlandflächen höher sind als auf durchschnittlichen Dauergrünlandflächen. Bei Moosen und Schnecken fanden

sich ebenfalls Unterschiede, die aber nur sehr gering sind. Der hauptsächlich erklärende Faktor für die Unterschiede war dabei das Nährstoffangebot. Dieses ist besonders im Mittelland hoch und widerspiegelt sich in den mittleren Nährstoffzeigerwerten der Vegetation (Abbildung 21).

Gemäss Bosshard (2015) nahm die durchschnittliche Pflanzenartenzahl in Fromentalwiesen der Nordostschweiz „von 38 im Jahre 1950 auf heute 27 ab (-30 %). Die Zahl der Fromentalwiesen-Charakterarten ging gar von 25 auf 9 zurück (-64 %). 71 % der aktuell aufgenommenen Fromentalwiesen erreichen das QII-Niveau nicht. Noch deutlich weitgehender ist der Rückgang der faunistischen Biodiversität,...“.



© BDM (Indikator E6). Auswertung der Pflanzen im Indikator Artenvielfalt in Lebensräumen (Z9) des BDM. Stand: September 2014

Abbildung 21: Mittlere Nährstoffzahl der Vegetation im Grünland. Probeflächen von 10 m², Stand 2009/13 (Koordinationsstelle BDM 2012). N: 1 sehr nährstoffarm, 2 nährstoffarm, 3 mässig nährstoffarm bis mässig nährstoffreich, 4 nährstoffreich, 5 sehr nährstoffreich bis überdüngt (Landolt & et al. 2010).

Diese Veränderungen sind zu einem grossen Teil auf die landwirtschaftliche Intensivierung, die durch beabsichtigte und unbeabsichtigte Nährstoffeinträge erst ermöglicht wird, und die damit einhergehende Umstellung auf ertragsreichere Wiesentypen zurückzuführen. So zeigen sich auch die negativen Effekte von Nährstoffeinträgen auf die Biodiversität des Grünlandes insbesondere indirekt über die Erhöhung der Produktivität und die dadurch folgenden intensiveren Nutzungsmöglichkeiten (Socher et al. 2012). Eine gewisse Bedeutung kommt auch der Umstellung der Düngung von Mist zu Gülle und in selteneren Fällen auf Kunstdünger zu (Bosshard 2016). Dies weil bei der Mistlagerung bereits viel Stickstoff verloren geht, sich dadurch auch die Nährstoffzusammensetzung ändert und eine Düngung mit Gülle aufgrund der Ausbringtechnik zu höheren Nährstoffeinträgen als eine Mistdüngung führt.

Es ist allerdings zu bedenken, dass Fromentalwiesen an relativ nährstoffreiche Verhältnisse angepasst sind – ein Grossteil ihrer typischen Pflanzenarten weist Nährstoffzeigerwerte von 3 und 4 auf – und die Schnitthäufigkeit einen wesentlichen Einfluss auf die botanische Zusammensetzung hat. Gemäss den 11 jährigen Untersuchungen von Huguenin-Elie et al. (2006) ertragen Fromentalwiesen auf wüchsigen Standorten eine ziemlich weite Spannweite der Düngungsgaben (15-60 kg N, 67-133 kg K₂O ha⁻¹ a⁻¹), ohne ihren Charakter zu verlieren (kein Artenverlust, aber Veränderungen der Anteile der verschiedenen Arten). Bei diesem Düngungsniveau wurden Erträge von 60 bis 70 dt TS/ha geerntet.

Im Vergleich zum Mittelland weisen extensiv und wenig intensiv genutzte Wiesen im Berggebiet (andere Wiesentypen als Fromentalwiesen) eine deutlich höhere ökologische Qualität auf (Weyermann et al. 2006). Allerdings zeigen sich auch dort sowohl für nährstoffreiches als auch für mageres Grünland in verschiedenen Regionen die Folgen einer Intensivierung der Bewirtschaftung in den letzten 40 Jahren: Veränderung der Pflanzengemeinschaften mit höheren Anteilen von nährstofftoleranten Pflanzenarten und geringeren Anteilen von aus Naturschutzsicht wertvollen Arten. Allerdings gibt es auch Regionen mit einer Extensivierung nährstoffreichen Grünlandes und entsprechend einer Zunahme von Ökoqualitäts-Zeigerarten (Peter et al. 2008, 2009).

Aufgrund der anthropogen verursachten Stickstoffdeposition aus der Luft, der natürlich bedingten Stickstofffixierung durch Leguminosen und Mikroorganismen und des Nährstoffnachlieferungsvermögens des Bodens kann Grünland auch ohne Düngung längerfristig stabile Erträge liefern. Dies allerdings auf einem deutlich tieferen Niveau als gedüngte Flächen. So wurden z.B. nach einem Düngungsstopp auf Wiesen im Jura nach ca. einer Halbierung des Ertrages (Rückgang von 6-8 t/ha auf 3.5 t/ha) langjährig stabile Erträge festgestellt (Bosshard 2016). Auch die aktuellen Bodenvorräte von Phosphor in der Schweiz (Anhang 8.8), der kaum über die Luft eingetragen wird, erlaubt an vielen Standorten stabile Erträge über längere Zeit. Allerdings kann er ebenfalls ertragslimitierend werden.

Trockenwiesen und -weiden (TWW)

TWW weisen in der Schweiz und im Kanton Zürich weniger als 10% ihrer Fläche von 1900 auf (Abbildung 20) (Baudirektion Kanton Zürich 2008; Lachat et al. 2010a).

Normalerweise finden sich TWW auf trockenen Böden, d.h. Böden mit einem hohen Sickerungsvermögen. Dadurch sind der Transport von Nährstoffen und auch deren Verfügbarkeit im Vergleich zu feuchteren Böden eingeschränkt. Zudem sind die Denitrifikationsraten ($< 1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, vgl. Tabelle 4) und Auswaschungsraten tief, sodass ein Grossteil der Nährstoffeinträge – auch bei experimentell erhöhten Inputs – im Boden und in der Vegetation zurückgehalten wird. Die bedeutendsten Austräge erfolgen mit der Bewirtschaftung (Bobbink & Hettelingh 2011).

Gemäss Dipner & Volkart (2010) wird das Risiko einer Eutrophierung von trockenen Varianten der Fromentalwiesen (AE⁶, siehe aber auch vorhergehenden Abschnitt) als sehr gross, bei nährstoffreichen Halbtrockenrasen (MBAE) als gross und bei echten und trockenen Halbtrockenrasen (MB, MBXB, MBSP) als mittel eingestuft. Critical Loads für Stickstoffeinträge über die Luft in Trockenwiesen bewegen sich in einem ähnlichen Bereich wie bei Flachmooren ($10\text{-}30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Bobbink & Hettelingh 2011). Im Unterschied zu nährstoffreicherem Grünland finden sich in TWW mehr Flechtenarten. Diese reagieren besonders sensibel auf Stickstoffeinträge (Kapitel 3.2.1). Zu einer Beeinträchtigung von TWW durch erhöhte Nährstoffeinträge kommt es in Kombination mit einer erhöhten Wasserverfügbarkeit besonders deutlich und schnell (Diacon-Bolli et al. 2011).

In N-limitierten Magerwiesen führt eine verstärkte N-Verfügbarkeit zu stärkerem Wachstum und Dominanz von grasartigen, stresstoleranten Pflanzen (z.B. *Brachypodium pinnatum*), dem Rückgang typischer Pflanzenarten, der Zunahme von Nährstoffzeigern und meist zu einer Abnahme der pflanzlichen Artenvielfalt. Unter P-limitierten Bedingungen sind Veränderungen der Vegetation infolge von Stickstoff-Einträgen langsam und können allenfalls auch infolge einer Bodenversauerung entstehen (Bobbink & Hettelingh 2011). Erhöhte Nährstoffgehalte können in Kombination mit anderen Faktoren auch das Auftreten von Problempflanzen fördern (Dipner & Volkart 2010). Trockenweiden weisen im Vergleich zu Trockenwiesen in Folge der Verlagerung von Nährstoffen durch die Weidetiere eine stärker mosaikartige Vegetation auf (Pearson et al. 2006).

In Trockenwiesen, die direkt an intensiv genutzte, höher gelegene Wiesen angrenzen, werden zumindest in einem Randbereich von 2-6 m Breite Beeinträchtigungen der Vegetation festgestellt (Dipner & Volkart 2010).

Wälder

Ursprünglich waren stickstoffliebende Arten in Wäldern auf wenige Habitats mit natürlicher Stickstoffzufuhr beschränkt (z.B. Auen, Wildlägerstellen oder kurzlebige Entwicklungsstadien nach Vegetationszerstörungen wie durch Feuer, Windwurf oder grossflächigen forstlichen Eingriffen) (SRU 2015). Verschiedene aus Biodiversitätssicht wertvolle Waldlebensräume bzw. magere Standorte sind zudem erst durch jahrhundertelange Austragsnutzung und aus forstwirtschaftlicher Sicht nicht nachhaltige Nährstoffentzüge zu Futterzwecken (Waldweide, Schweinemast, Waldheu, Nadel- und Laubfutter), zur Gewinnung von Einstreu (Laub- und Nadelstreue) oder durch die Entnahme von Bettlaub, Brenn- und Baumaterial entstanden (Stuber & Bürgi 2012).

Auf die Situation der Stickstoffeinträge in Wäldern im Kanton Zürich wird in Kapitel 2.3.3 eingegangen. Verschiedene Waldgesellschaften unterscheiden sich in ihrer Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen (Anhang 8.4). Flächendeckende Stickstoffeinträge über die Luft (Kapitel 2.2.1) führen für nährstoffliebende Arten zu besseren Wachstumsbedingungen. Dies führt zumindest bis zu einem gewissen Masse wahrscheinlich auch zu einem stärkeren Baumwachstum, wirkt sich aber in Folge eher beeinträchtigend auf die Vitalität der Bäume aus (SRU 2015) (Kapitel 3.1.2).

⁶ In () Abkürzung der Vegetationsgruppe gemäss TWW-Inventar

Viele lokale und regionale Studien zeigen, dass die Stickstoffdeposition in Wäldern zu einer Veränderung der Pflanzengemeinschaften im Waldunterwuchs führt. Dies geht teilweise mit einem Verlust der Artenvielfalt, teilweise auch mit einer leichten Zunahme einher (Kuhn et al. 1987; Bobbink & Hettelingh 2011).

Auf europäischer Ebene stellten Verheyen et al. (2012) in Laubwäldern eine bedeutende Veränderung der Pflanzengemeinschaften im Waldunterwuchs und eine Verschiebung der Artenzusammensetzung zu mehr schattentoleranten und nährstoffliebenden Arten fest. Allerdings konnten diese Veränderungen nicht mit der Stickstoffdepositionsrate erklärt werden. Hingegen wird vermutet, dass die zunehmende Dichte und veränderte Artzusammensetzung des Baumbestandes zu einem höheren Eintrag und leichteren Abbau des Laubes und in der Folge zu einer erhöhten Nährstoffverfügbarkeit führte, und so die Veränderungen verursachte. Ebenfalls auf europäischer Ebene stellen Dirnböck et al. (2014) hingegen fest, dass die Deckung von Arten, die an nährstoffarme Standorte angepasst sind, umso mehr zurückgeht, je stärker Critical Loads für Stickstoff (Kapitel 3.1.5) überschritten sind⁷, wobei diese Arten auch trockene und saure Böden bevorzugen. Nährstoffzeigende Pflanzenarten zeigten keine Erhöhung ihrer Deckung, aber unter den neu auftretenden Arten leicht höhere Anteile als oligotrophe Arten. Die Veränderung der Artenzahlen korrelierte hingegen nicht mit der Überschreitung der Critical Loads.

In der Schweiz wurde im Programm „Langfristige Waldökosystem-Forschung“ zwischen 1994-2003/2008 auf nationaler Ebene keine signifikanten Änderungen der N-Zeigerwerte in der Waldvegetation festgestellt. Die Veränderungen in den Artenzahlen, dem Shannon-Diversitätsindex und in den Zeigerwerte gemäss Landolt variierten in unterschiedliche Richtungen (Thimonier et al. 2011). Auf BDM-Flächen im Wald zeigt sich jedoch ein positiver Zusammenhang zwischen Stickstoffdeposition und dem Anteil N-Zeigerpflanzen. Ein deutlicher Zusammenhang mit der Artenzahl besteht hingegen nicht (Abbildung 14).

Ein höherer Anteil nährstoffzeigender Arten oder aber ein dichter Unterwuchs in Wäldern kann unter Umständen Bemühungen zur Förderung lichter Waldstandorte beeinträchtigen.

Box: Auswirkungen auf Lebensräume

- Die Anzahl Pflanzenarten eines Lebensraumes nimmt mit zunehmender Biomasseproduktion, die durch Nährstoffeinträge gefördert wird, in den meisten Fällen ab.
- Lebensräume an Standorten mit tiefen N-Gehalten und schwach gepufferten Böden, einem hohen Anteil an Moosen und Flechten sowie Arten, die an nährstoffarme Bedingungen angepasst sind, reagieren besonders empfindlich auf Stickstoffeinträge
- Der Rückgang der pflanzlichen Artenvielfalt auf einer Fläche scheint bei einer Erhöhung der N-Einträge dann am grössten zu sein, wenn die Stickstoffeinträge zuvor tief gewesen waren. Allerdings sind mit der Zeit die kumulativen N-Einträge wahrscheinlich relevanter als aktuelle Eintragsraten.
- ⇒ Für die Biodiversitätserhaltung bedeutet dies, dass einerseits die Gesamt-Stickstoffeinträge möglichst reduziert werden müssen, und andererseits in Gebieten mit bisher tiefen Einträgen eine Erhöhung unbedingt vermieden werden sollte.
- Stickstoffeinträge über die Luft und auch durch die Bewirtschaftung führen auf Landschaftsebene zu einer Vereinheitlichung der Standortbedingungen und damit auch der Pflanzengemeinschaften. Dadurch nimmt die Biodiversität auf der Landschaftsebene ab.
- ⇒ Um einer Vereinheitlichung der Artgemeinschaften auf der Landschaftsebene vorzubeugen, ist die Reduktion der grossflächigen Stickstoffeinträge notwendig.
- Die Eutrophierung von Gewässern und vermutlich auch weiterer Lebensräume kann ab bestimmten Grenzwerten zu Wechseln von einem Systemzustand zu einem relativ stabilen, alternativen Zustand mit stark veränderten Ökosystemprozessen führen (z.B. Kippen von Seen). Die Umkehrung des Vorganges ist in der Regel schwieriger und aufwändiger als der erste Wechsel und zumindest in Teilaspekten oft nicht mehr möglich.
- ⇒ Das Überschreiten solcher Grenzwerte ist unbedingt zu vermeiden. Zielwerte für einen guten Zustand eines Lebensraumes, z.B. der Gewässerqualität, müssen deutlich tiefer angesetzt werden.

⁷ Critical Loads für Wälder werden im Kanton Zürich aktuell auf allen Probeflächen des Interkantonalen Wald-dauerbeobachtungsprogramms überschritten (Kapitel 2.3.3).

- Absichtliche und unabsichtliche Nährstoffeinträge haben direkt und indirekt sowie in Kombination mit Landnutzungsänderungen wie Entwässerungen oder Überbauungen zu grossen quantitativen und qualitativen Verlusten verschiedener Lebensraumtypen in der Schweiz und im Kanton Zürich mit entsprechenden Auswirkungen auf ihre typischen Arten geführt.
- ⇒ Die Wirkung von Gefährdungsfaktoren muss gesamtheitlich analysiert und behoben werden.

3.2.3 Ökosystemfunktionen und ökologische Interaktionen

Mit zunehmender Biodiversität nimmt bei ansonsten gleichbleibenden anderen Bedingungen normalerweise die Leistung einzelner Ökosystemfunktionen asymptotisch zu (Cardinale et al. 2006). Dies lässt darauf schliessen, dass mehrere Arten dieselbe Funktion übernehmen können (Redundanz). In der Realität laufen viele verschiedene Ökosystemprozesse gleichzeitig ab. Je mehr Prozesse betrachtet werden, desto mehr Arten beeinflussen die Funktionsfähigkeit des Systems (Hector & Bagchi 2007; Maestre et al. 2012), wobei die Bedeutung der Diversität mit der Zeit zunimmt (Allan et al. 2013). Zudem tragen verschiedene Arten zu verschiedenen Zeitpunkten, an verschiedenen Orten und bei unterschiedlichen Umweltbedingungen zur Funktionsfähigkeit bei (Isbell et al. 2011; Cardinale et al. 2012). Eine hohe Biodiversität erhöht damit die Resistenz (Widerstandsfähigkeit) von Ökosystemen gegenüber Störungen und ihre Resilienz (Erholungsfähigkeit) nach Veränderungen (Elmqvist et al. 2009; Isbell et al. 2015).

Im Grünland ist z.B. gut belegt, dass die Produktivität der Vegetation mit zunehmender Artenvielfalt bei ansonsten gleichbleibenden Bedingungen (z.B. keine Veränderung der Nährstoff- oder Wasserverfügbarkeit) steigt (Balvanera et al. 2006; Tilman et al. 2012). Denn die Vielfalt der Pflanzenarten in Wiesen und Weiden ermöglicht eine komplementäre Ressourcennutzung (Hooper et al. 2005), erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass besonders produktive Arten vorhanden sind (Tilman et al. 2001) und erlaubt durch Anpassung der einzelnen Pflanzenarten innerhalb weniger Generationen an die Pflanzengemeinschaft die bessere Ausnutzung verschiedener ökologischer Nischen (Zuppinger-Dingley et al. 2014). Ebenso spielt eine hohe Vielfalt in Waldökosystemen auf Bestandes- und Landschaftsebene eine wichtige Rolle zur Erhaltung der Multifunktionalität der Wälder (van der Plas et al. 2016).

Einerseits sind in Folge einer Eutrophierung oder Versauerung Auswirkungen auf Bodenprozesse und den Nährstoffhaushalt bekannt (Kapitel 3.1.2 für Versauerung und Nährstoffauswaschung). Andererseits kann dadurch ein Verlust von Arten und eine Veränderung der Vegetationszusammensetzung eintreten, welche die Struktur und die ökologischen Prozesse von Ökosystemen verändern (Southon et al. 2013). Dies kann sich negativ auf die langfristige Funktionsfähigkeit und Stabilität eines Lebensraumes (Hautier et al. 2014) sowie auf dessen Ökosystemfunktionen und -leistungen auswirken (Jones et al. 2013).

Die Vegetation wird nicht nur direkt durch eine Veränderung der Verfügbarkeit von Nährstoffen und folgende Verschiebungen der Konkurrenzverhältnisse beeinflusst (Kapitel 3.1.2 Eutrophierung), sondern auch indirekt durch die Reaktion von Herbivoren und Zersettern auf veränderte N/P-Verhältnisse der Pflanzenbiomasse sowie durch veränderte Interaktionen von Pflanzen und Mikroorganismen (Güsewell 2004). Verstärkte Herbivorie bei einer Pflanzenart kann die Dominanzverhältnisse in der Vegetation verschieben (Sutton et al. 2011).

Ebenso sind Veränderungen in der Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber Krankheitserregern und mechanischen Störungen bekannt (Sutton et al. 2011; EKL 2014). Infolge von Stickstoffeinträgen sind eine Reduktion der Biomasse von Feinwurzeln und Mykorrhiza bekannt. Dies kann Bäume empfindlicher gegenüber Trockenheit und infolge einer Schwächung auch anfälliger gegenüber Pathogenen und Schädlingen machen (Bobbink & Hettelingh 2011). In Gewässern kann eine Eutrophierung indirekt Krankheiten bei Amphibien begünstigen (Johnson et al. 2007). Allerdings fehlen für viele Ökosysteme noch Daten, und die Zusammenhänge sind oft nicht genau bekannt (Sutton et al. 2011).

Box: Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen und ökologische Wechselwirkungen

- Mit zunehmender Biodiversität nimmt bei gleichbleibenden anderen Bedingungen normalerweise die Leistung verschiedener Ökosystemfunktionen (z.B. Produktivität) zu.
- Die Resistenz und Resilienz von Ökosystemen steigt mit zunehmender Biodiversität
- Die Eutrophierung kann die Empfindlichkeit von Arten gegenüber Herbivoren, Krankheitserregern oder Pathogenen erhöhen.

⇒ Zur Sicherung der Funktionsfähigkeit und Stabilität von Ökosystemen sind direkte und indirekte Veränderungen der Lebensgemeinschaften, der Verlust von Arten und die Veränderung von Prozessen generell und infolge einer Eutrophierung oder Versauerung zu vermeiden.

3.2.4 Zeitliche Dimensionen

Die Erholung von Lebensräumen von einer Eutrophierung und ihrer Folgen bedarf einerseits einer Wiederherstellung der ursprünglichen biogeochemischen Verhältnisse und andererseits der Vegetation. Für den Zeitrahmen ersteres spielen verschiedene Standortfaktoren wie Bodeneigenschaften und Wasserhaushalt eine zentrale Rolle (Kapitel 4.2.3). Eine Wiederherstellung der Vegetation kann auch bei einer starken Verminderung von Stickstoffeinträgen erst nach Jahrzehnten, wenn überhaupt, stattfinden (Cunha et al. 2002). Dies unter anderem weil Veränderungen in der Artenzusammensetzung viel länger anhalten als eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit im Boden. So sind Effekte von Nährstoffeinträgen in subalpinem Grasland (Schweiz) noch 50 Jahr später sichtbar, im Grünland tieferer Lagen wurden je nach Standort und Vegetationsgesellschaft Erholungen nach weniger als 5 bis ca. 20 Jahren festgestellt (Güsewell 2004; Hegg & Schaffner 2012). Bei gewissen Lebensräumen ist aber eine Erholung kaum oder nicht möglich. Ein Beispiel dafür sind Hochmoore, die unter anderem infolge einer Eutrophierung ihre Torfschicht verlieren. Die Bedingungen für eine erneute Bildung grosser Torfkörper sind jedoch in der Schweiz unter den heutigen und zukünftigen Bedingungen deutlich schlechter als zur Entstehungszeit der noch bestehenden Hochmoore.

Diese kann aufgrund anderer klimatischer Bedingungen zu Beginn ihrer Bildungszeit im Vergleich zu heute, nicht möglich.

In kalkreichen Waldböden mit einer hohen Pufferkapazität und in Mineralböden mit einer hohen Ionenaustauschkapazität kann es mehrere Jahrzehnte dauern, bis austauschbare basischen Kationen aufgebraucht sind. Eine Versauerung wird so erst spät bemerkbar. Ebenso kann die Wiederherstellung der Pufferkapazität lange Zeit in Anspruch nehmen. So zeigen Düngeversuche in Wäldern, dass zwei Jahre nach einem Düngungsstopp zwar die Nitratkonzentrationen bereits abnehmen, beim BC/Al-Verhältnis (Indikator für die Bodenversauerung) jedoch noch keine Veränderungen festgestellt werden (IAP Schönenbuch 2013).

So werden auch gemäss der Baudirektion Kanton Zürich (2014) die Effekte des Ressourcenprogramms zur Verminderung der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft in der Bodenüberwachung frühestens ab 2020 nachweisbar sein.

In Gewässern kann es sowohl Jahre bis Jahrzehnte dauern, bis sich Auswirkungen von Phosphor-Einträgen via Erosion und andere Eintragspfade zeigen (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Ebenso kann es sehr lange dauern, bis sie sich von einer Eutrophierung erholen, wobei gewisse Auswirkungen irreversibel sind (Kapitel 3.2.1).

In aquatischen und terrestrischen Systemen hängt die eigenständige Erholung im Sinne einer Wiedererreichung des Zustandes vor den erhöhten Nährstoffeinträgen auch davon ab, ob sich lokal verschwundene Arten wieder ansiedeln können bzw. sich in der Nähe Quellpopulationen befinden.

Das heisst, sowohl in terrestrischen als auch in aquatischen Systemen ist eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes teilweise gar nicht mehr oder nur mit gezielten anthropogenen Eingriffen möglich.

Box: Zeitliche Dimensionen

- Effekte von Nährstoffeinträgen können je nach Umweltbedingungen innerhalb sehr kurzer oder erst nach relativ langer Zeit sichtbar werden.
 - Ebenso kann die Erholung von Ökosystemen nach einer Reduktion von Nährstoffeinträgen mit oder ohne Umsetzung von unterstützenden Massnahmen wenige Monate bis viele Jahrzehnte dauern. Teilweise sind Veränderungen in menschlichen Zeiträumen nicht wieder umkehrbar.
- ⇒ Präventive Massnahmen gemäss dem Vorsorgeprinzip spielen bezüglich der Eutrophierung und ihren Auswirkungen eine besonders wichtige Rolle.

3.3 Wechselwirkungen mit anderen Einflussfaktoren

Klimawandel

Abhängig von den Studien finden sich unterschiedliche Ergebnisse bezüglich eines möglichen Einflusses des Klimawandels auf den Stickstoffkreislauf (siehe auch Fachbericht Klimawandel). Gemäss IPCC (2014) führen steigende Wassertemperaturen in Folge der globalen Erwärmung zur Verstärkung von Problemen bei der Wasserqualität, insbesondere in Systemen mit hohen anthropogenen Nährstoffeinträgen.

In terrestrischen Systemen könnte eine Erwärmung gemäss Experimenten zu einer höheren Bodenrespiration und dadurch zu einer höheren N-Mineralisation und Biomasseproduktion führen. Dies allerdings nur, wenn die Wasserverfügbarkeit, die ebenfalls durch den Klimawandel beeinflusst wird, nicht limitierend ist. Aufgrund einer erhöhten N-Mineralisation und allenfalls Nitrifikation könnten auch höhere Verluste von NO_3^- und NO (von N_2O eher nicht) auftreten. Auch Änderungen in der Intensität und Häufigkeit von Niederschlägen, Trockenheit, Frost und Feuer wirken sich auf den Stickstoffkreislauf aus (Sutton et al. 2011). Wenig bekannt ist, wie sich eine Erwärmung auf die Phosphorverfügbarkeit in Böden auswirkt (Güsewell 2004).

Im Wald sind Interaktionseffekte von Stickstoffeinträgen mit Trockenheit hinsichtlich des Klimawandels relevant (Bobbink & Hettelingh 2011; Braun 2015):

- die Wasser- und Phosphoraufnahme von Bäumen kann durch zu hohe Stickstoffgehalte im Boden via eine Beeinträchtigung von Wurzeln und Mykorrhizen vermindert werden.
- Ein übermässiges Stickstoffangebot und Trockenheitsstress können Bäume anfälliger gegenüber Pathogenen und Schädlingen machen.
- die Bodenversauerung führt zu einer verminderten Durchwurzelungstiefe, was das Trockenheitsrisiko und die Anfälligkeit für Windwurf erhöht.
- die Bodenversauerung beeinträchtigt das Nährstoffrecycling.

Energie- und Klimapolitik

Gemäss Heldstab et al. (2013) würde auf nationaler Ebene eine vollständige Umsetzung der Massnahmen der Energiestrategie 2050 und des revidierten CO_2 -Gesetzes zusätzlich zu der Umsetzung der spezifischen Stickstoffziele (Kapitel 2.2, Anhang 8.1) zu einer weiteren Reduktion der N-Emissionen von nur ca. 1% führen, da N-Emissionen aus der Verbrennung teilweise vergrössert, teilweise verringert werden.

Käme es im Rahmen der Förderung von nachwachsenden Rohstoffen zu einem erhöhten Anbau von Energiepflanzen, würde dies zu einem bedeutende Konflikt mit dem Ziel der Minderung von Stickstoffemissionen führen (SRU 2015).

Luftreinhaltung

Die versauernden Effekte von Schwefel (SO_x), was v.a. in den 80er Jahren problematisch war, und reaktivem Stickstoff wirken sowohl in Böden als auch in Gewässern grundsätzlich über ähnliche Wege. Die Wirkungsanteile sind deshalb schwierig aufzutrennen. Veränderungen der Biodiversität infolge einer Versauerung können durch beide Luftschadstoffe verursacht werden.

Eine frühere Versauerung kann aber ein Ökosystem empfindlicher gegenüber Einträgen von reaktivem Stickstoff machen. So kann z.B. die Nitrifikationsrate durch tiefe pH-Werte in Böden beeinträchtigt sein, sodass in der Folge NH_3 und NH_4^+ länger in der Bodenlösung bleiben. Ebenso sind Wechselwirkungen zwischen NO_x und Ozon bekannt. Insbesondere gemeinsame Auswirkungen dieser Luftschadstoffe auf die Vegetation sind wenig untersucht (Sutton et al. 2011).

Veränderungen des Wasserhaushaltes

Wechselwirkungen zwischen dem Nährstoff- und Wasserhaushalt werden im Kapitel 3.1.2, Unterkapitel Interne Nährstofffreisetzungen thematisiert.

Neobiota

Der internationale Handel, Mobilität, Siedlungsentwicklung und Klimaveränderungen gehören zu den Hauptursachen des vermehrten Auftretens von Neobiota in der Schweiz (Nobis et al. 2009; Lachat et al. 2010b; Koordinationsstelle BDM 2013). Eine Erhöhung der verfügbaren Nährstoffe, z.B. an einem mageren Standort, kann zusätzlich die Ansiedlung nicht standorttypischer Arten und auch von Neophyten begünstigen. In Gewässern kann eine Eutrophierung die Ausbreitung von Neobiota begünstigen, wie das Beispiel zu Daphnien zeigt (Kapitel 3.2.1).

Neophyten können den Nährstoffhaushalt von Lebensräumen und damit die Standortbedingungen für andere Pflanzen verändern (Simberloff et al. 2013). Gewisse Arten erhöhen die mikrobielle Aktivität, N-, P- und C-Gehalte im Boden, den verfügbaren Stickstoff und die Biomasseproduktion (Vilà et al. 2011; Pysek et al. 2012). Insbesondere stickstofffixierende Arten wie die Robinie (*Robinia pseudoaccacia*) beeinflussen dabei die N-Gehalte in den Böden und die Nitrifikationsraten stärker als nicht stickstofffixierende Arten (Vilà et al. 2011).

Box: Wechselwirkungen mit anderen Einflussfaktoren

- Die Eutrophierung kann Ökosysteme und einzelne Arten empfindlicher gegenüber anderen Einflussfaktoren und ihren Folgen machen. Ebenso können andere Ursachen die Eutrophierung begünstigen oder mindern sowie deren Effekte verstärken oder abschwächen.
 - Insgesamt bestehen noch viele Wissenslücken bezüglich der Wechselwirkungen zwischen der Eutrophierung und anderen Ursachen für Veränderungen der Biodiversität. Generelle Aussagen sind schwierig.
- ⇒ Die Anwendung des Vorsorgeprinzips ist notwendig und die Wirkung verschiedener Gefährdungsursachen sollte gesamtheitlich reduziert werden.
- In Gewässern mit hohen anthropogenen Nährstoffeinträgen verstärkt der Klimawandel mit hoher Wahrscheinlichkeit Wasserqualitäts-Problem.
- ⇒ Anhaltende Anstrengungen zur Reduktion der Nährstoffeinträge in Gewässer sind angesichts des Klimawandels bedeutend.

4 Strategische Stossrichtungen für Handlungsmöglichkeiten

Das European Nitrogen Assessment und deutsche Studien betonen die Bedeutung von gesamtheitliche Ansätzen (integrierte Konzepte) für das Stickstoffmanagement (Sutton et al. 2011; SRU 2015; Umweltbundesamt 2015). Denn solche haben tendenziell höhere Emissionsreduktionen, auch bei mehreren N-Formen, zur Folge und/oder sind effizienter (weniger unerwünschte Nebeneffekte und Komplexität) als auf einzelne Sektoren, Einzelquellen, Stickstoffformen oder Umweltkompartimente ausgerichtete Ansätze⁸. Zudem kann vermieden werden, dass sich stickstoffbezogene Probleme innerhalb des Stickstoffkreislaufes verlagern („pollution swapping“) (Abbildung 1). So zeigt sich auch bei den bestehenden Stickstoff-, Klimaschutz- und Energie-Programmen in der Schweiz, dass bedeutende Synergien bestehen, aber teilweise auch Konfliktpotential vorhanden ist (Tabelle 6).

Tabelle 6: Synergien und Zielkonflikte verschiedener Zielsysteme auf nationaler Ebene aus Umwelt- und insbesondere Stickstoffperspektive ohne Berücksichtigung weiterer Schadstoffe, Biodiversität und Landschaft sowie sozialer und ökonomischer Aspekte (Heldstab et al. 2013).

Die Synergien S1-S8 und die Zielkonflikte Z1-Z2 sind unter der Tabelle in Stichworten charakterisiert, im nachfolgenden Text ausführlicher erläutert. Abk. LRK: Luftreinhaltekonzept, UZL Umweltziele Landwirtschaft.

Zielsysteme	Spezifikationen	Energiestrategie 2050 und CO ₂ -Gesetz			LRK	UZL	Klimastrategie Landwirtschaft & AP 14-17
		Energieeffizienz	Erneuerb. Energie	GuD/ WKK			
Klimastrategie Landwirtschaft & AP 14-17	Reduktion N ₂ O / NH ₃	S4	S1 Z1	Keine Wirkung	S5, S8	S7	
						S8	
UZL	NH ₃ - 40%, N in Gew.: -50%	S3	S2 Z1	Z2	S6		
LRK	Eingeleitete & zusätzliche Massnahmen	S1	S2 Z1	Z2			
Energiestrategie 2050 und CO ₂ -Gesetz	Energieeffizienz						
	Erneuerbare Energien						
	GuD/ WKK						

Zielkonflikt	Synergie
schwach	schwach
stark	stark

- S1 Verbrauchsreduktion fossiler Energieträger => weniger N-Emissionen.
- S2 Substitution fossiler Energieträger => weniger N-Emissionen.
- S3 Geringere N-Emissionen durch Energieeffizienz, dadurch geringere Deposition.
- S4 Klimastrategie Landwirtschaft enthält auch Effizienzziele, Verminderung N₂O-Emissionen trägt zur Erreichung der Klimaziele bei.
- S5 weniger N₂O-Emissionen => ziel-kongruent mit LRK, weniger N-Einträge.
- S6 weniger NH₃-Emissionen (UZL) => ziel-kongruent mit LRK, weniger N-Einträge.
- S7 Die Klimaziele der UZL weisen in dieselbe Richtung wie jene der Klimastrategie Landwirtschaft.
- S8 Reduktion der Tierbestände gemäss WdZ vermindert NH₃-Emissionen.
- Z1 Vermehrte Nutzung von Biomasse/Holz => höhere NO_x-Emissionen, evtl. höhere NH₃-Nitratverluste bei Vergärung in Biogasanlagen.
- Z2 Neue GuD/WKK => zusätzliche NO_x/NH₃-Emissionen.

Gemäss SRU (2015) muss eine medienübergreifende (Luft-Boden-Wasser) Stickstoffstrategie auf mehreren, sich ergänzenden Handlungsansätzen beruhen (Abbildung 22). Dabei soll sowohl auf Minderungs- als auch Anpassungsmassnahmen gesetzt werden. Eine grosse Herausforderung besteht darin, die unterschiedlichen räumlichen (lokal – regional – national – EU – International) und zeitlichen Dynamiken (kurz-, mittel-, langfristig) der Stickstoffproblematik zu berücksichtigen (SRU 2015). Insbesondere müsste eine effektive Reduktionspolitik „über Effizienzmassnahmen hinausgehen und auch unsere Lebensgewohnheiten ansprechen In diesem Sinne muss sie transformativ sein.“

⁸ Auf europäischem Niveau hat z.B. die Einführung von Dreiwegkatalysatoren trotz einer deutlichen Reduktion der gesamten Stickstoffemissionen zu erhöhten NH₃ und N₂O Emissionen geführt und das Verbot des Ausbringens von Hofdünger im Winter im Rahmen der Nitrat-Richtlinie führte zu neuen Spitzen der NH₃-Emissionen im Frühjahr (Sutton et al. 2011).



Abbildung 22: Vier einander ergänzende Ansätze zur Reduktion der Schäden von reaktiven Stickstoffverbindungen (SRU 2015).

Für die Entwicklung eines integrierten Ansatzes sind Systemanalysen, Kommunikation, Modellierungen, N-Budgets, Stakeholder-Dialoge und „chain management“ hilfreich. Zudem können Ergebnisse von Kosten-Nutzen Analysen unter Berücksichtigung verschiedener Bereiche helfen, Prioritäten bei politischen Entscheidungen zu setzen. Da die gesellschaftlichen Vorteile die zusätzlichen Kosten von Massnahmen zur Verminderung von Stickstoffemissionen tendenziell überwiegen, bieten die Ergebnisse Unterstützung für die Umsetzung von Stickstoff-Reduktions-Strategien. So würde in Nordwest-Europa die Internalisierung der Umweltauswirkungen der Stickstoff-intensiven Landwirtschaft zu volkswirtschaftlich gesehen optimalen Anwendungsmengen führen, die ca. 50 kg/ha (30%) tiefer wären als das ökonomische Optimum für die einzelnen Landwirte (Sutton et al. 2011). Im Kanton Zürich verursacht die Luftverschmutzung jährlich Kosten von rund 880 Millionen Franken, wobei die Schäden an Ökosystemen jährlich rund 50 Mio Franken ausmachen. Die ergriffenen Massnahmen bzw. die Verbesserung der Luftqualität zwischen 2000-2010 reduzierte für 2010 die gesamten Kosten der Luftverschmutzung um 150 Mio Franken (Baudirektion Kanton Zürich 2014).

Box: Integrierte Strategien zur Optimierung des Stickstoffkreislaufes

Gemäss SRU (2015b) muss eine Umweltkompartiment-übergreifende Stickstoffstrategie auf mehreren, sich ergänzenden Handlungsansätzen beruhen:

- ⇒ Flächendeckende Reduktion der Hintergrundbelastung
- ⇒ Einträge in Gebiete mit sehr hohen Stickstoffüberschüssen (Hotspots) und in empfindliche Gebiete verringern: Entlastung durch regional und lokal wirksame Instrumente
- ⇒ Schutz von Ökosystemen durch naturschutzfachliche Massnahmen verstärken: rechtliches Instrumentarium, Pufferzonen, Vertragsnaturschutz, Agrarumweltmassnahmen,...
- ⇒ wenig belastete Gebiete erhalten, da sich hier Arten und Ökosysteme halten konnten, die durch eine zunehmende Stickstoffbelastung gefährdet sind

4.1 Emissionsminderung

Das European Nitrogen Assessment unterscheidet für ein integriertes Management des Stickstoffkreislaufes fünf Dimensionen, die berücksichtigt werden sollten (Sutton et al. 2011):

- Ursachen-Wirkungsbeziehungen
- Berücksichtigung aller Stickstoffformen z.B. via N-Budgets
- Integration des Stickstoffmanagement im Management anderer biochemischer Kreisläufe
- Integration der Ansichten von Stakeholdern
- Regionale Integration

In der Schweiz sind gemäss Heldstab et al. (2013) mit den bisher beschlossenen und vorgesehenen Massnahmen die Reduktionspotenziale der N-Emissionen bei Feuerungen und Verkehr weitgehend ausgeschöpft. Grosses Reduktionspotential besteht aber noch in der Landwirtschaft (Kapitel 4.1.2) und auch im Ernährungsbereich (Kapitel 4.1.3). Im Bericht nicht thematisiert werden aller-

dings Reduktionspotentiale bei Feuerungen und Verkehr, die durch eine Substitution fossiler Brennstoffe und eine Umstellung auf emissionsärmere Energieträger bestehen würden.

Zur Optimierung des P-Kreislaufes liegt ein grosses Potential in der Abfallwirtschaft (v.a. Klärschlamm und tierische Abfälle; kleines Potenzial bei Grüngut). So wurden im Jahr 2006 nur 8% der in die Abfallwirtschaft gelangenden Phosphorflüsse in die Landwirtschaft geführt. Des Weiteren wird auf das Potenzial in der Pflanzenzüchtung bezüglich der Nährstoffnutzung der Kulturpflanzen hingewiesen (Binder et al. 2009). Allerdings bleibt auch bei diesem Ansatz eine Optimierung des P-Kreislaufes unbedingt nötig. Denn auch wenn Pflanzen eine verbesserte P-Aufnahmefähigkeit oder einen geringeren Bedarf aufweisen, erschöpft sich ohne Nachlieferung mit der Zeit der P-Vorrat im Boden.

Diese Aussagen beziehen sich auf den gesamten P-Kreislauf. Zur Vermeidung unerwünschter Auswirkungen, wie z.B. einer Eutrophierung, oder von bestimmten unbeabsichtigten P-Flüssen sind aber weitere Ansatzpunkte notwendig. Denn ohne eine tatsächliche Reduktion der Nährstoffeinträge, werden auch die Eutrophierung und Folgeerscheinungen nicht reduziert.

Die Rückhaltung von Nährstoffeinträgen in Gewässer aus dem Siedlungsgebiet erfolgt grossmehrheitlich in den Kläranlagen. Obwohl diese im Kanton Zürich meist eine gute Leistung sowohl bezüglich Stickstoff- als auch Phosphorentfernung aufweisen (Kapitel 2.3.2), gibt es in verschiedenen Bezirken Verbesserungsmöglichkeiten des Ausbaustandes (AWEL 2014).

Box: Schlüsselaktivitäten für Emissionsminderungen

Für die Verbesserung des Stickstoffmanagements wird ein Paket von sieben Schlüsselaktivitäten in vier Sektoren empfohlen (siehe auch Abbildung 2) (Sutton et al. 2011):

Landwirtschaft

- (1) Verbesserung der Stickstoffeffizienz im Ackerbau
- (2) Verbesserung der Stickstoffeffizienz bei der Tierproduktion
- (3) Den Stickstoffgehalt in Hofdünger besser ausnutzen bzw. Verluste bei Lagerung und Ausbringung reduzieren sowie Ausbring-Rate und -Zeitpunkt optimieren

Verkehr und Industrie

- (4) Emissionsarme Verbrennungsprozesse und energieeffiziente Systeme, wobei darunter auch die Umstellung auf emissionsärmere Energieträger verstanden wird.

Abwasserbehandlung

- (5) Recycling von Stickstoff (und Phosphor) aus dem Abwasser (anstatt vorwiegend/parallel zu Denitrifikation zu N_2)

Konsumverhalten

- (6) Energieeinsparung und Verminderung des Verkehrsaufkommens
- (7) Senkung des Konsums tierischer Proteine

Die Aktionen weisen Synergien mit Verminderung von Schadstoffemissionen, Energieeffizienz, Klimaschutz oder dem Management von Phosphor auf.

Dabei ist zu bedenken, dass die Optimierung von Nährstoffkreisläufen (z.B. Recycling) sich zwar positiv auf das Gesamtsystem auswirkt, die Eutrophierung an einem bestimmten Standort aber kaum direkt beeinflusst, und weitere Massnahmen notwendig sind.

4.1.1 Luftreinhaltung

Die für den Kanton Zürich aktuell geplanten Massnahmen im Bereich Luftreinhaltung sind in der Teilrevision 2016 des Massnahmenplans Luftreinhaltung aufgeführt (AWEL 2016a) und im Grundlagenbericht detailliert beschrieben (AWEL 2016b).

Im Folgenden wird schwerpunktmässig auf Ammoniak-Emissionen eingegangen, da bei diesen bis 2020 die grösseren Ziellücken bestehen (Kapitel 2.4). Emissionen vom Verkehr werden nur gestreift.

Anteile von NO_x und NH_3 an der Gesamtstickstoffdeposition können sich insbesondere in Gebieten mit einem hohen Verkehrsaufkommen und mit vielen Feuerungen verschieben (Tabelle 2). Inwieweit und für welche empfindlichen Gebiete dies im Kanton Zürich zutrifft, müsste von Fall zu Fall geklärt werden. Allerdings stellen gemäss Balla et al. (2014) die meisten Studien ausser in einer

stark belastete Spritzwasserzone von einigen Metern keine eindeutigen Effekte der Emissionen in der strassennahen Vegetation fest. Diesbezüglich ist zu bedenken, dass NO_x vor einer Deposition tendenziell weit transportiert wird (Kapitel 3.1.1). Einige Studien fanden je nach Verkehrsbelastung Verschiebungen in der Artenzusammensetzung bis zu 200 m Entfernung und bei sehr stark befahrenen Strassen (Autobahnen) bis 230 m. Die in Deutschland als juristisch relevant erachteten Stickstoffeinträge aus dem Straßenverkehr ($>0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) können über trockene Depositionen bis maximal etwa 800 m Entfernung vom Straßenrand auftreten (SRU 2015). Ebenfalls Balla et al. (zitiert in SRU 2015) geben Abstandsklassen zur Abgrenzung des maximalen Betrachtungsraums und von Tabuzonen für Strassenbauprojekte im Nahbereich empfindlicher Gebiete.

Für Ammoniak besteht in der Luftreinhalteverordnung kein Immissionsgrenzwert, der zur Beurteilung der Übermässigkeit herangezogen werden kann. Gemäss Artikel 2 Absatz 5 LRV sind Immissionen dann übermässig, wenn:

- a) sie Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften oder ihre Lebensräume gefährden;
- b) aufgrund einer Erhebung feststeht, dass sie einen wesentlichen Teil der Bevölkerung in ihrem Wohlbefinden erheblich stören;
- c) sie Bauwerke beschädigen oder
- d) sie die Fruchtbarkeit des Bodens, die Vegetation oder die Gewässer beeinträchtigen.

Zur Beurteilung können die Critical Loads und Critical Levels für Stickstoff der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE) benutzt werden. Die Immissionsgrenzwerte gemäss der LRV bzw. die Critical Loads müssen dort eingehalten werden, wo Schutzgüter vorhanden sind, nicht aber auf Äckern und Feldern der landwirtschaftlichen Nutzfläche (EKL 2014).

Aufgrund ihrer Studie empfiehlt die EKL (2014) „keinen Immissionsgrenzwert (IGW) für Ammoniak in Anhang 7 der LRV festzulegen. Hingegen schlägt die EKL vor, in Artikel 2 Absatz 5 LRV explizit auf die Möglichkeit hinzuweisen, dass in erster Linie die Critical Loads für Stickstoff, in begründeten Einzelfällen aber auch die Critical Levels für Ammoniak als Kriterien zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen herangezogen werden können. Dieser Ansatz könnte sich insbesondere dann eignen, wenn bei bestimmten lokalen Situationen einzelne oder mehrere Quellen zusammen trotz vorsorglicher Emissionsbegrenzungen eine erhebliche Überschreitung des Critical Level für Ammoniak in einem naturnahen Ökosystem verursachen.“

Falls bedeutende Reduktionen der Immissionen an einem bestimmten Standort gewünscht sind, braucht es oft spezifische Abklärungen. In vielen Fällen müssten sowohl Emissionen in der Nähe als auch in der weiteren Umgebung reduziert werden. Denn die Beiträge verschiedener Emissionsquellen zu den Immissionen an einem bestimmten Standort sind je nach lokaler Situation stark unterschiedlich (Kapitel 3.1.1).

Die EKL (2014) empfiehlt den kantonalen Behörden für den Vollzug von emissionsmindernden Massnahmen:

1. In einer ersten Stufe das Schwergewicht auf die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen bei landwirtschaftlichen Anlagen nach dem Stand der Technik zu legen, da dieses Potential in der Schweiz bei weitem nicht ausgeschöpft ist (Kapitel 4.1.2).
In einer zweiten Stufe, d.h. wenn schädliche oder lästige Umweltauswirkungen auftreten, sind die Critical Loads die am besten begründeten Beurteilungskriterien bezüglich der Übermässigkeit. Zur Reduktion der übermässigen Immissionen sei dann das Instrument des Massnahmenplans nach den Artikeln 31-34 LRV in der Regel das geeignete Instrument.
2. die Messungen der Ammoniak-Konzentrationen zur Kontrolle der Immissionssituation an geeigneten Standorten von empfindlichen Ökosystemen weiterzuführen und allenfalls mit Messungen der Summe von Ammoniak und ammoniumhaltigen Aerosolen zu ergänzen.

Box: Luftreinhaltung

Für den Vollzug von emissionsmindernden Massnahmen empfiehlt die EKL (2010) den Kantonen:

1. vorsorglichen Emissionsbegrenzungen bei landwirtschaftlichen Anlagen nach dem Stand der Technik
2. Critical Loads für Stickstoff sind geeignete Beurteilungskriterien bezüglich einer Übermässigkeit der Immissionen. Zu deren Reduktion ist das Instrument des Massnahmenplans geeignet.

Weitere Empfehlungen der EKL (2010) spezifisch an die Kantone lauten (Nummerierung gemäss

Bericht):

- ⇒ E11: Emissionsbegrenzungen konsequent vollziehen und periodisch auf ihre Einhaltung sowie Wirkung überprüfen
- ⇒ E 12: Fördermassnahmen in anderen Politikbereichen mit den Zielen der Luftreinhaltung in Einklang bringen
- ⇒ E 13: Kurzfristige Massnahmen in den langfristigen Kontext einbinden
- ⇒ E 15: Luftreinhaltung in die Agrarpolitik integrieren
- ⇒ E 16: Im kantonalen Vollzug Ammoniakminderung durchsetzen
- ⇒ E 17: Kantonale Vollzugsstrukturen verbessern
- ⇒ E 18: Anstrengungen in der landwirtschaftlichen Forschung und Beratung verstärken
- ⇒ E 19: Stellenwert des Tierbestandes für die Minderung der Ammoniakemissionen berücksichtigen
- ⇒ E 20: Synergien zwischen Energiepolitik und Luftreinhaltung durch Massnahmen im Inland nutzen
- ⇒ E 28: Abgaberecht (*Steuersystem*) ökologisieren
- ⇒ E 29: Das Verursacherprinzip konsequenter umsetzen und namentlich die externen Kosten der Luftverschmutzung in die Preise internalisieren
- ⇒ E 30: Fördermassnahmen in anderen Politikbereichen zur schnelleren Einführung neuer Technologien nutzen und mit den Zielen der Luftreinhaltung in Einklang bringen

4.1.2 Landwirtschaft

Grundsätzliche Prinzipien zur Optimierung des Nährstoffhaushaltes in der Landwirtschaft

Die Landwirtschaft ist der wichtigste Treiber der Stickstoffflüsse in der Schweiz und heute wie auch zukünftig das wichtigste Steuerungssystem (Kapitel 2). Gemäss der Analyse der Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene in der Schweiz von Jan et al. (2013a) unterscheiden sich Betriebstypen weniger bezüglich der Stickstoff-Ineffizienz als bezüglich des N-Inputs pro Hektare. Die hohen Stickstoff-Überschüsse dürften deshalb vor allem auf den Stickstoff-Input zurückzuführen zu sein. Dabei weisen kombinierte Betriebstypen, die mehrere Betriebszweige der Tierproduktion, insbesondere Veredlung, mit pflanzenbaulichen Betriebszweigen kombinieren, deutlich höhere Stickstoff-Überschüsse auf als spezialisierte Betriebstypen. Der hohe Stickstoff-Input pro Hektar dieser kombinierten Betriebstypen resultiert aus einem intensiven Einsatz von Hof- und Mineraldüngern kombiniert mit einer hohen Stickstoff-Fixierung aufgrund des hohen Anteils an Kunstwiesen. Die Analyse zeigt auch, dass der Biolandbau aufgrund einer tieferen N-Intensität bezüglich des Stickstoffüberschusses deutlich besser abschliesst als die ÖLN-Produktion.

Deshalb gilt grundsätzlich: „Jedes Kilogramm Stickstoff, das nicht in die Landwirtschaft gelangt, vermindert die Verluste.“ (BLW 2012).

Gemäss BLW (2012) und BLW et al. (2013) bestehen, um die Umweltbelastung durch Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft zu vermindern (Nitrateinträge in Gewässer, Ammoniakemissionen), hauptsächlich folgende Ansatzpunkte, wobei bei Entscheidungen auch weitere Aspekte wie z.B. die Wirtschaftlichkeit berücksichtigt werden sollten:

- Technische Änderungen an Installationen und Maschinen: im Stall sowie bei der Hofdüngerlagerung (z.B. Abdeckung) und -ausbringung (z.B. Gülleschlauch)
- Änderung der Bewirtschaftung: Minimierung des Mineraldüngereinsatzes, optimierte Verwendung des Hofdüngers (Austragszeitpunkt und Menge), Nährstoff-optimierte Fütterung, Veränderung des Futtermitelesinsatzes (z.B. weniger Kraftfutter, mehr Raufutter), Wahl und Abfolge der Kulturen, Änderungen der Anbautechnik wie z.B. Umstellung des Betriebs auf Direktsaat, Umwandlung von Ackerland zu Wiesen zur Minimierung der Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser und andere
- Änderung der Betriebsstruktur: Veränderung des Produktionsschwerpunktes wie z.B. Steigerung der Pflanzenproduktion bei gleichzeitiger Senkung der Produktion tierischer Nahrungsmittel, Landabtausch, Landumlegungen, Umstellung auf Biolandbau,...
- Übergeordnete organisatorische Massnahmen, wie zur Hofdüngernutzung auf regionaler Ebene

Insbesondere Nitratprojekte⁹ sind gemäss BLW et al. (2013) im Rahmen von Meliorationen oder Güterzusammenlegungen am effizientesten umsetzbar, indem im Projektgebiet dauerhafte Mass-

⁹ GSchG, Art. 62a: Massnahmen zur Reduktion der Nitratbelastung von Gewässern

nahmen ergriffen und einmalig finanziert werden (z.B. Anlegen von Dauerwiesen im Zuströmbe-
reich und andere Massnahmen aus obenstehender Aufzählung).

Für wirklich grosse Emissionsreduktionen von reaktivem Stickstoff bedarf es allerdings nicht nur
Massnahmen bei der landwirtschaftlichen Produktion, sondern im gesamten Landwirtschafts- und
Ernährungssystem, insbesondere beim Konsum und dem Ernährungsverhalten (Kapitel 4.1.3)
(Sutton et al. 2011; SRU 2015). Dies heisst konkret, weniger tierische Produkte zu konsumieren,
weil die N-Effizienz in der Tierhaltung deutlich geringer ist als in der Pflanzenproduktion.

Heldstab et al. (2013) weisen für die Optimierung des Stickstoffkreislaufes im Landwirtschafts- und
Ernährungssystem auf grosse Potenziale in weiteren Bereichen hin:

- Schliessen der Nährstoffkreisläufe wie Nutzung von Speiseresten und Schlachtabfällen, die
Umsetzung des Kreislaufprinzips der Biomassestrategie, verstärkte biologische N-Fixierung,
etc.
- Förderung standortgerechter, einheimischer Produktionsformen wie einer graslandbasierten
Fleisch- und Milchwirtschaft (Futter von Grünland für Raufutterverwerter).

Weitere Studien bekräftigen die Bedeutung des letzten Punktes:

- einerseits ist der heimische Futterbau im Grünland die Produktionsweise mit den geringsten N-
Überschüssen ($35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), der geringsten N-Intensität ($119 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) sowie der
höchsten N-Effizienz (Verhältnis N-Output zu N-Input von 86%) (Bosshard & Richner 2013).
- Andererseits weist die Produktion von Futtergetreide bei den Ackerkulturen den höchsten N-
Überschuss auf. Insbesondere Körner- und Silomais weisen sehr hohe N-Überschüsse (136
bzw. $113 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), hohe Dünger-N-Inputs (228 bzw. $262 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und tiefe N-
Effizienzen (44 bzw. 60%) auf (Bosshard & Richner 2013).
- Die Höhe und Entwicklung der Stickstoffflüsse „Futterproduktion“ (Getreidefuttermittel und Si-
lomais) und „Futtermittelimporte“ in die Schweiz (Anhang 8.1) (Heldstab et al. 2013)
- nicht nur auf Betriebsebene, sondern auch auf globaler Ebene würden die Stickstoff- und
Phosphorüberschüsse sowie andere unerwünschte Umweltauswirkungen der landwirtschaftli-
chen Produktion deutlich reduziert, wenn auf ein Anbau von Futtermitteln auf Ackerland ver-
zichtet würde (Schader et al. 2015).

Nährstoffmanagement

Für die gesetzes- und ÖLN¹⁰-konforme Handhabung von Nährstoffen und Düngern (Gewässer-
schutz, Luftreinhaltung) in der Landwirtschaft existiert eine Vollzugshilfe von BAFU & BLW (2012).
Die wichtigsten rechtlichen Zusammenhänge zu Dünger- und Düngevorschriften sowie typische
Fragen aus dem Umsetzung-Alltag im Umgang mit Düngern und mit Blick auf das anwendbare
Recht werden von Dettwiler et al. (2006) beantwortet.

Die mit dem Ökologischen Leistungsnachweis eingeführten Anforderungen an eine ausgeglichene
Nährstoffbilanz wurden bei der Evaluation der Ökomassnahmen als zentral für die Reduktion der
Nährstoffüberschüsse eingestuft. Sie dürften zu einer Reduktion von 5-20% der Nitratauswaschung
geführt haben (Herzog & Richner 2005).

Heute müssen Landwirtschaftsbetriebe mit der Suisse-Bilanz ausgeglichene Stickstoff- und Phos-
phor-Bilanzen nachweisen. Dabei ist ein Fehlerbereich von 10% zulässig. Gemäss Herzog & Richner
(2005) sind diese wahrscheinlich der wichtigste Faktor für die ausgeglichenen P-Betriebsbilanzen
und den gleichzeitigen nationalen P-Überschuss. Bei einem zu hohen Hofdüngeranfall gemäss Suis-
se-Bilanz müssen die Überschüsse kontrolliert abgegeben werden. Demgemäss sollte eine syste-
matisch zu hohe Düngung nicht möglich sein. Dies wird allerdings auch angezweifelt. So wird ge-
mäss Bosshard (2016) in vielen Regionen mit hohem Hofdüngeranfall mehr gedüngt als empfohlen.

Gemäss einer Überprüfung der Methode Suisse-Bilanz bewegten sich bei Stickstoff 25% und bei
Phosphor 40% von 393 untersuchten Betrieben innerhalb des Fehlerbereichs von 101-110%. Über-
schritten wurde der Fehlerbereich von 2.5% der Betriebe. Welcher Anteil dieser Betriebe den
Fehlerbereich systematisch ausnutzt, konnte nicht bestimmt werden (Bosshard et al. 2012b). Um
eine Ausreizung zu vermeiden, empfehlen die AutorInnen: *„Der Fehlerbereich der Gesamtbilanz
von N und P wird im Einzeljahr bei $\pm 10\%$ belassen. Er darf jedoch im Mittel von z.B. drei Jahren
100% nicht überschreiten.“* Dadurch würden weder bei den Erträgen noch bei der Qualität der Pro-

¹⁰ ÖLN = Ökologischer Leistungsnachweis

dukte Einbussen zu erwarten sein, da die Düngung gemäss den empfohlenen Niveaus erfolgen würde. Zudem sei es aus wissenschaftlicher Sicht unklar, ob der Fehlerbereich methodisch notwendig ist und wie gross er sein sollte. Denn die kumulierte Ungenauigkeit der Bilanzrechnung ist nicht bekannt. Die Studie gibt zudem weitere Empfehlungen zur Optimierung der Bilanzierung. Gemäss DZV¹¹ können die Kantone für bestimmte Gebiete und Betriebe strengere Regeln bezüglich des Fehlerbereiches der gesamtbetrieblichen Nährstoffbilanzen verordnen. Dies wäre in Moorlandschaften oder den hydrologischen Einzugsgebieten von Mooren eine potenzielle Möglichkeit zur Optimierung des Nährstoffhaushaltes.

Ein weiterer Ansatz zur Vermeidung von übermässigen Nährstoffeinträgen in Regionen mit hohen Tierdichten besteht in kontrollierten Nährstoffverschiebungen in Gebiete mit einem höheren Anteil Pflanzenbauflächen. Seit 2014 müssen Hof- und Recyclingdüngerverschiebungen in der Schweiz ab einer bestimmten Bagatellschwelle (ZH: 105 kg Stickstoff und 15 kg Phosphor pro Jahr) mit dem internetbasierten Lieferscheinsystem HODUFLU¹², das über das Agate Portal zugänglich ist, erfasst werden. Die Angaben in HODUFLU sind für die Berechnung der Nährstoffbilanzen (Suisse-Bilanz) von Abgeber und Abnehmer verbindlich.

Weitere Ansätze zum sowohl landwirtschaftlich als auch ökologisch sinnvollen Umgang mit hohen Hofdüngeranfällen sind aber sicherlich wünschenswert.

Reduktion von Ammoniak-Emissionen

Gemäss verschiedenen Abschätzungen besteht bei der Umsetzung von „verstärkten“ Massnahmen (maximum technical feasible reduction) für die Schweiz das Potenzial, die NH₃-Emissionen um 13-35% zu reduzieren (Heldstab et al. 2013). Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese Massnahmen heute bereits teilweise angewendet werden. Gemäss der EKL (2014) besteht insbesondere bei landwirtschaftlichen Anlagen ein grosses Potential zur Reduktion. Sie empfiehlt, dass die Kantone in erster Linie vorsorgliche Massnahmen zur Verminderung der Ammoniakemissionen bei Landwirtschaftsbetrieben umsetzen sollen (Kapitel 4.1.1).

Peter et al. (2010) schätzen mittels Modellierungen das Potenzial ausgewählter Massnahmen zur Minderung der Ammoniakemissionen in der Schweiz (Tabelle 7). Diesbezüglich muss berücksichtigt werden, dass das gegenüber 2007 zusätzlich verbleibende bzw. noch nutzbare Potenzial aufgezeigt wird. Das nutzbare Reduktionspotential fällt also bei Massnahmen, die schon oft umgesetzt sind, geringer aus. Zudem wurde die agronomisch-praktische Umsetzbarkeit berücksichtigt und, dass gewisse Massnahmen lediglich im Rahmen von baulichen Erneuerungen umgesetzt werden können. In verschiedenen Kantonen kann sich aufgrund unterschiedlicher Produktionsschwerpunkte zudem das technische Reduktionspotential unterschiedlich darstellen.

Weitere Massnahmen bzw. der Stand der Technik zur Reduktion von Ammoniak-Emissionen inklusiv Reduktionspotentialen und Kosten sind ausführlich beschrieben in: BAFU (2014c) bzw. Bittman et al. (2014) (Tabellen zu Minderungspotenzial bei Emissionsquelle in Anhang 8.9), BAFU & BLW (2011), BAFU & BLW (2012). Einen Überblick zum baulichen Umweltschutz in der Landwirtschaft geben BAFU & BLW (2011).

Verschiedene Kantone haben vorgeschlagen, die Reduktion der Ammoniak-Emissionen in den Ökologischen Leistungsnachweis aufzunehmen. Dies wurde allerdings vom Bundesrat 2006 abgelehnt und vorgeschlagen, dies im Programm Nachhaltige Ressourcennutzung (Ressourcenprogramm) zu berücksichtigen (Schreiben des UVEK vom 7.6.2006 an die Kantone ZH, BS, BL sowie BPUK-Ost). Seit dessen Einführung 2008 wurden 24 kantonale Projekte – meist mit Ziel der Verminderung von Ammoniakemissionen und seit 2014 vorwiegend innovative Projekte zur Erprobung der Praxistauglichkeit – unterstützt. Zudem wurden mit der Agrarpolitik 2014-17 die Ressourceneffizienzbeiträge zur Förderung erfolgreicher Verminderungsmassnahmen eingeführt. Das Monitoring gemäss Luftreinhalte-Konzept hat allerdings noch keinen signifikanten Rückgang der Ammoniak-Immissionen festgestellt (BAFU 2015).

Nach wie vor wäre es für das Ziel der Emissionsreduktion aber sinnvoll, erfolgreiche Techniken mit bekannter Wirksamkeit, deren Einführung im Rahmen der befristeten Ressourceneffizienzpro-

¹¹ Direktzahlungsverordnung vom 23. Oktober 2013, Stand 1. Januar 2016, Art. 13 bzw. Anhang 1, Ziffer 2.1.5 für Phosphor und Ziffer 2.1.7 für Stickstoff

¹² <https://www.agate.ch/portal/web/agate/hofdungerflusse>
<http://www.aln.zh.ch/internet/baudirektion/aln/de/ala/hoduflu.html>

Eutrophierung und Biodiversität

gramme unterstützt werden, nach Ablauf der Förderung auf nationaler Ebene als gute landwirtschaftliche Praxis im Ökologischen Leistungsnachweis rechtlich zu verankern.

Tabelle 7: Realistische (real) und maximal technisch mögliche (max) Minderungspotenziale ausgewählter Massnahmen zur Verminderung der Ammoniakemissionen in der Schweiz bis 2020 unter Berücksichtigung des Umsetzungsstandes um 2007 und der agronomischen Machbarkeit (Peter et al. 2010).

Massnahme	Minderungspotenzial bei Emissionsquelle [%]	Verbreitung 2007 und zusätzliches Potenzial 2020 [%]			Reduktionspotential in der Schweiz [% der NH ₃ -Verluste]	
		2007	2020 real	2020 max	real	max
Emissionsarme Laufställe Rindvieh	-25	0	20	100	-0.8	-3.8
Emissionsarme Laufställe Schweine	-25	0	20	100	-0.4	-2.0
Futtermittel mit reduziertem N- und P-Gehalt	-10	50	45	50	-0.6	-0.7
Schwimmfolie	-90	83	17	17	-1.4	-1.4
Schleppschauch	-30	13	45	87	-4.6	-8.8
Zeitpunkt Gülleausbringung	-20	16	4	84	-0.3	-5.7
Zeit bis Misteinarbeitung von 1h	-88	1	4	99	-0.3	-7.0
Total					-8.2	-29.3

Gewässerschutz und Zuströmbereich

Ein internationaler Vergleich bezüglich der Gewässerschutzbestimmungen kommt zum Schluss, „dass die EU bzw. die EU-Ländervorschriften tendenziell strenger bis viel strenger sind.“ Allerdings ist zu berücksichtigen, dass in verschiedenen EU-Ländern die Düngungsempfehlungen deutlich höher und Düngungsvorschriften weniger streng sind als in der Schweiz (Gassner 2006) (siehe auch Anhang 8.10 für Empfehlungen in der Schweiz). Trotzdem ist gemäss Zimmermann & Keel (2010) zu prüfen, „ob aus Gründen des Boden- oder Gewässerschutzes die Düngemittel- und Pflanzenschutzgesetzgebung zu verschärfen ist.“ So sind in der Schweiz Gülleunfälle und Missachtung von Gülleverböten relativ häufig. Der diesbezügliche Stand für den Kanton Zürich wurde für diesen Bericht nicht ermittelt. Allerdings ist der Kanton mit dem kantonalen Vollzugskonzept Gewässerschutz in der Landwirtschaft und seiner langjährigen Kontrollpraxis tendenziell weit fortgeschritten (Baumgartner 2014).

Bei Überschreitung numerischer Anforderungswerte der GSchV zum Schutz des Grund- bzw. Trinkwassers werden in der Landwirtschaft sogenannte Nitratprojekte gemäss Art. 62 a des GSchG durchgeführt (BLW et al. 2013). In diesem Rahmen werden im Zuströmbereich Z_u (Einzugsgebiet mit 90% der Grundwasserherkunft) einer Grundwasserfassung spezifische Massnahmen ergriffen (Biaggi 2005).

Ähnlich gelten für den Schutz von Oberflächengewässern in ihren Zuströmbereichen Z_o spezielle Regelungen für die P-Düngung auf mit Phosphor übersorgten Böden. Ebenso kann die Vollzugsbehörde „zur Bemessung der Stickstoffdüngung die explizite Berücksichtigung des mineralischen Stickstoffs im Boden ... anordnen, wenn dies in Zuströmbereichen nach Artikel 29 Absatz 1 Buchstabe c und d GSchV zur Verhinderung oder Beseitigung von Beeinträchtigungen von Gewässern durch Abschwemmung oder Auswaschung von Stickstoff notwendig ist“ (BAFU & BLW 2012).

Analoge Vorgehensweisen wären grundsätzlich vorstellbar für grundwassergespeiste Feuchtgebiete, in denen Eutrophierungserscheinungen auf Nährstoffeinträge mit dem Grundwasser zurückgeführt werden können. Denn Nährstoffeinträge auf diesem Weg können mit der Ausscheidung von Nährstoff-Pufferzonen kaum zurückgehalten werden (Kapitel 4.2.1). Mit der Ausscheidung von Zuströmbereichen wie auch von hydrologischen Pufferzonen könnten zudem bedeutende Synergien zwischen der Sicherung des Wasserhaushaltes im hydrologischen Einzugsgebiet eines Moores und der Verminderung von Nährstoffeinträgen in Moore genutzt werden (siehe Fachbericht Klimawandel und Grosvernier (2015)). Eine weitere zu prüfende Möglichkeit für die Abgrenzung von Flächen, auf denen spezifische Minderungs-Massnahmen bezüglich der Einträge von Nährstoffen in Feuchtgebiete durchgeführt werden können, wäre ein Vorgehen analog dem Ausscheiden der Grundwasser-

schutzzonen S2 in Lockergesteinen (BAFU 2012). Deren Ziel ist u.a., dass keine abbaubaren Stoffe in die Grundwasserfassung gelangen.

Beitragende Flächen

Der Grossteil von diffusen Stoffeinträgen in Gewässer ist räumlich meist auf einen Teil der landwirtschaftlich genutzten Flächen, sogenannte beitragende Flächen (engl. critical source areas, contributing areas, hydrologically sensitive areas) begrenzt. In vielen Fällen stammen ca. 80% der Erosions-, Phosphor- und Pflanzenschutzmittel-Verluste von rund 20% der Fläche. Nicht geeignet ist das Konzept für Stickstoff, da dessen Verluste tendenziell flächenhaft auftreten. Für P-Verluste stehen Instrumente zur Verfügung, um Flächen in Risikokategorien einzuteilen. Dabei sind beitragende Flächen für die Erosion von Bodenmaterial und für Phosphor-Abschwemmung via Oberflächenabfluss oft nicht deckungsgleich (Frey et al. 2011).

Dieser Ansatz wird von Agroscope und EAWAG demnächst bei einem neuen Phosphorprojekt des Kantons Luzern im Einzugsgebiet des Baldeggersees weiter evaluiert.

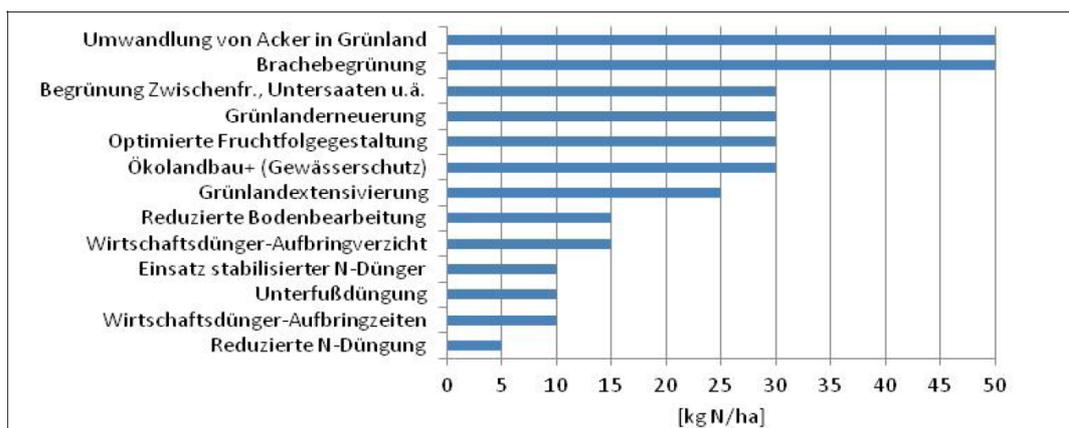
Vermeidung von Erosion

Diverse Massnahmen zum Bodenschutz und der Vermeidung von Erosion helfen, unerwünschte Nährstoffverluste einer (Produktions-)Fläche und Einträge in eine benachbarte Fläche zu minimieren oder weisen andere Synergien mit der Förderung der Biodiversität auf. Allerdings besteht bei gewissen Massnahmen wie der gezielten Wasserabführung auch Konfliktpotenzial zur Biodiversitätserhaltung. In folgenden Publikationen sind Massnahmen zur Minimierung der Erosion aufgeführt: BLW & BAFU (2010), BAFU & BLW (2013), KIP (2016).

Pufferzonen (Kapitel 4.2.1) können als wirksame Massnahme zur Vermeidung der Erosion eingesetzt werden. Dieselbe Rolle können verschiedene BFF-Flächen wahrnehmen (extensive Wiese, Bunt- und Rotationsbrachen, Saum auf Ackerfläche, Ackerschonstreifen, Hecken). Generell wäre es bei der Anlage bzw. räumlichen Platzierung von BFF deshalb wertvoll, nicht nur Biodiversitäts-, sondern auch weitere Umweltaspekte zu berücksichtigen. Das heisst z.B.: An welchen Standorten kann eine Buntbrache auch Bodenerosion vermeiden oder als Pufferzone fungieren? Dies wird seit einigen Jahren im Projekt Win4 für die Praxis getestet (Daniel et al. 2014). Die Identifikation von relevanten Bereichen kann für Phosphor- und Erosionsverluste mit dem Konzept der Beitragenden Flächen erfolgen (siehe obenstehend).

Weitere Massnahmen auf den Produktionsflächen

In den EU-Life-Projekten WAgriCo 1 und 2 wurden Konzepte und Strategien zur Reduktion diffuser Stoffeinträge aus der Landwirtschaft in Gewässer erarbeitet und die Effektivität von einzelnen Massnahmen getestet, wobei sich grosse Unterschiede zeigten (Abbildung 23).



Quelle: QUIRIN 2014, abgeleitet aus SCHMIDT und OSTERBURG 2010

Abbildung 23: Potenzial landwirtschaftlicher Massnahmen zur Minderung des mineralischen Stickstoffgehaltes im Herbst im Boden (SRU 2015).

Donnison et al. (2013) untersuchten in einem systematischen Review die Wirkung von Zwischenfrüchten (Begrünung) auf die Stickstoff-, Phosphorauswaschung und Erosion (Abbildung 24):

- 74 von 108 Studien zeigten reduzierte Nitrat-Austräge (26 unklar, 8 nicht reduziert). Für andere N-Formen gab es nur wenige Studien.

- 3 von 9 Studien zeigten eine Reduktion des totalen P (5 unklar, 1 nicht reduziert), der Austrag von löslichem oder Orthophosphat P wurde in keiner von 7 Studien reduziert
- 13 von 19 Studien zeigten einen reduzierten Bodenverlust.

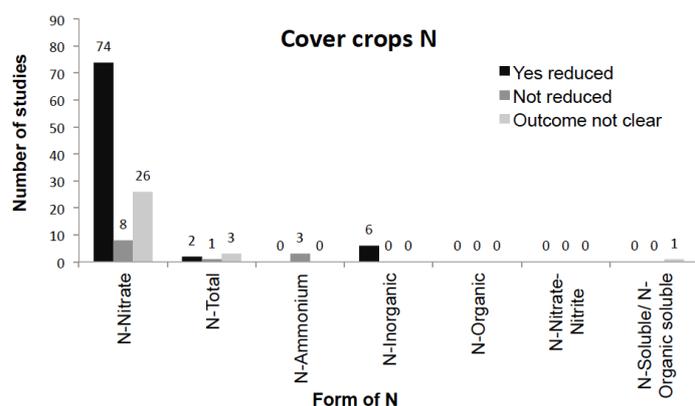


Abbildung 24: Effekte des Anbaus von Zwischenfrüchten auf die Auswaschung von verschiedenen Stickstoffformen aus Ackerflächen (Donnison et al. 2013).

Beratung

Für den Naturschutz spielt die freiwillige Mitwirkung von Landwirten eine bedeutende Rolle (Jahr et al. 2012). Dies gilt insbesondere längerfristig gesehen und speziell für Massnahmen zur Verminderung der Stickstoffproblematik. Bestehende Hemmnisse können mit einer verstärkten Beratung reduziert werden (SRU 2015). Den Wert für die Biodiversität und die Wirksamkeit einer kompetenten Beratung zeigen diverse Studien aus der Schweiz (Chevillat et al. 2012). Wissensvermittlung muss nicht nur von BeraterIn zu LandwirtIn erfolgen. Der Wissensaustausch zwischen Bewirtschaftenden, teils unterstützt mit verschiedenen Methoden und Instrumenten, kann ebenfalls sehr erfolgreich sein, wie verschiedene (Film-)projekte im Stil von „Von Bauern für Bauern“ zeigen¹³ (Schneider et al. 2009).

Box: Landwirtschaft

- Die hohen Stickstoff-Überschüsse in der Landwirtschaft dürften vor allem auf den Stickstoff-Input zurückzuführen zu sein.
- ⇒ Um die Stickstoffemissionen zu minimieren, ist insbesondere die Reduktion der eingesetzten Stickstoffmengen notwendig.
- Emissionsverminderungen von Stickstoff können durch technische Massnahmen, Umstellungen bei der Bewirtschaftung und Betriebsstruktur sowie durch übergeordnete organisatorische Massnahmen auf regionaler Ebene erreicht werden.
- ⇒ Die bedeutenden, nicht ausgeschöpften Potenziale zur Reduktion von Ammoniakverlusten beim Umsetzen des Stands der Technik sind zu nutzen. Die maximal erreichbare Reduktionsmöglichkeit ist deutlich höher als die bis 2020 als realistisch eingeschätzte Reduktion. Massnahmen sind deshalb kurz- und langfristig zu planen und deren Umsetzung zu intensivieren.
- Für den nationalen Stickstoffüberschuss in der Landwirtschaft spielt wahrscheinlich der tolerierte Fehlerbereich von 10% in der Suisse-Bilanz eine relevante Rolle, da sich ein bedeutender Anteil der Betriebe darin bewegt. Empfohlen wird, „den Fehlerbereich der Gesamtbilanz von N und P im Einzeljahr bei $\pm 10\%$ zu belassen. Er darf jedoch im Mittel von z.B. drei Jahren 100% nicht überschreiten.“ (Bosshard et al. 2012b). Gemäss DZV Art. 13 besteht für die Kantone die Möglichkeit, für bestimmte Gebiete und Betriebe strengere Regeln bezüglich des Fehlerbereiches zu verordnen.
- Das Konzept des Zuströmbereichs ist geeignet, übermässige Belastungen von Grund- und Oberflächengewässer durch Nährstoffe zu reduzieren. Eine ähnliche Vorgehensweise wäre grundsätzlich denkbar, um Nährstoffeinträge im Wassereinzugsgebiet von Feuchtgebieten zu minimieren.

¹³

<http://www.vonbauernfuerbauern.ch>

<http://www.alpfutur.ch/von-aelplern-fuer-aelpler>

<http://www.bioaktuell.ch/de/pflanzenbau/nachhaltigkeit/biodiversitaet/filmserie-biodiversitaet.html>

- ⇒ Die Möglichkeiten, welche die nationale Gesetzgebung den Kantonen insbesondere für empfindliche Gebiete bietet, sollten verstärkt genutzt werden.
- Ca. 80% der Erosions-, Phosphor- und Pflanzenschutzmittel-Verluste stammen von rund 20% der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Das Konzept der „Beitragenden Flächen“ erlaubt, solche Risiko-Flächen zu identifizieren. Erosionsmindernde Massnahmen spielen in Folge eine bedeutende Rolle zu Verminderung der Verluste.
- Um Nährstoffverluste von Produktionsflächen zu vermeiden, besteht eine Vielzahl erprobter und wirksamer Massnahmen. Die geeignetsten müssen gemäss den lokalen Gegebenheiten ausgewählt werden.
- ⇒ Risikoflächen für besonders hohe Nährstoffverluste sollten identifiziert und geeignete Massnahmen zur Reduktion der Verluste ausgehend von diesen Flächen ergriffen werden.
- In der Landwirtschaft spielt der Wissensaustausch eine zentrale Rolle, um die bedeutende freiwillige Mitwirkung von Landwirten zur Förderung der Biodiversität und Vermeidung unerwünschter Umweltauswirkungen zu erreichen.
- ⇒ Eine Verstärkung der landwirtschaftlichen Beratung und des Wissensaustausches zwischen Bewirtschaftern bezüglich eines umweltschonenden und agronomisch sinnvollen Einsatzes von Nährstoffen in spezifisch ausgewählten Gebieten oder im Kanton ist zu prüfen.

4.1.3 Konsum

Die Produktion von tierischen Nahrungsmitteln (Fleisch, Milchprodukte, Eier) benötigt deutlich mehr Ressourcen (z.B. Energie, Nährstoffe, Wasser) als die gleich Kalorienmenge an pflanzlichen Nahrungsmitteln (Heldstab et al. 2013). Der Import von Futtermitteln verursacht nicht nur Umweltprobleme in den Herkunftsländern (Frischknecht et al. 2014), sondern führt zu zusätzlichen Nährstoffeinträgen in der Schweiz (Anhang 8.1). So führt die Produktion von tierischem Protein zu mindestens sieben Mal mehr Einträgen von reaktivem Stickstoff in die Umwelt als diejenige derselben Menge pflanzlichen Proteins (Sutton et al. 2011). Dies kann sich aber je nach Produktionssystem unterscheiden.

Schon eine relativ geringe Reduktion des Konsums tierischer Lebensmittel würde sich deshalb positiv auf die Einträge reaktiven Stickstoffs in die Umwelt auswirken. Effektiv ist auch die Reduktion von food-waste. Denn die dafür verwendeten Ressourcen wurden vergebens eingesetzt. Die Förderung gesunden Essens, die Verminderung von food-waste und bündige, verständliche Kommunikation (Kapitel 4.1.4) zur Stickstoffproblematik und zu einem umweltverträglicheren Landwirtschafts- und Ernährungssystem wären diesbezügliche Stossrichtungen.

Box: Konsum

- Für wirklich grosse Emissionsreduktionen von reaktivem Stickstoff bedarf es einer Umstellung des Konsum- und Ernährungsverhaltens.
- ⇒ Der SRU (2015b) empfiehlt *„eine Kombination von zielgruppenspezifischer Information und ökonomischen Instrumenten, die dafür sorgen, dass die Umweltkosten sich stärker im Preis von tierischen Produkten spiegeln.“*

4.1.4 Kommunikation zu Politik und breiter Öffentlichkeit

Gemäss SRU (2015b) ist aus der Umweltpolitikanalyse bekannt, dass ein Problem, welches mit plausiblen und realisierbaren Lösungen präsentiert wird, höhere Chancen hat, von der Umweltpolitik aufgegriffen zu werden. Sie schlagen deshalb vor, die Stickstoffproblematik im Rahmen der Erreichung eines „sicheren Handlungsspielraumes“ bzw. der Einhaltung von Belastungsgrenzen/Tragfähigkeit des Systems (übergeordnetes Ziel) zu kommunizieren. Dabei können die Leitbegriffe Effizienz, Konsistenz und Suffizienz, die zentrale übergeordnete Prinzipien der nachhaltigen Entwicklung bilden, verwendet werden.

Effizienz (Verhältnis zwischen dem eingesetzten und dem im Endprodukt enthaltenen Stickstoff) wird in der Schweiz in der Kommunikation und für umweltpolitische Ziele (Agrarpolitik) bereits eingesetzt. Konsistenz meint eine grundsätzlich naturverträgliche Produktionsweise (Verwendung von Technologien, die sich an natürlichen Stoffumsätzen orientieren, v.a. Idee der Kreislaufwirtschaft). Suffizienz (Änderungen in Konsummustern, die helfen, innerhalb der ökologischen Tragfähigkeit der Erde zu bleiben) soll Änderungen in Konsummustern bewirken, wobei sich Nutzenaspekte än-

dern. Suffizienz-Politik beinhaltet in der erwähnten Studie auch ordnungsrechtliche, ökonomische oder informatorische Instrumente.

Für die Kommunikation im Bereich Konsum wäre z.B. der Gebrauch eines Stickstoff-Fussabdrucks in Kombination mit persönlichen Handlungsmöglichkeiten (<http://www.n-print.org>) analog zum generellen ökologischen oder den spezifischen Wasser- oder Kohlenstoff-Fussabdrücken möglich (Sutton et al. 2011). Der Staat, ein Kanton oder Städte könnten insbesondere bezüglich Konsumgewohnheiten vermehrt eine Vorbildfunktion einnehmen und z.B. in Mensen oder Kantinen eine attraktive Auswahl von vegetarischen Gerichten, Bio-Menüs oder „halbe“ Fleischportionen anbieten (SRU 2015).

Box: Kommunikation

- ⇒ Für das Verständnis der Stickstoffproblematik in der Öffentlichkeit sowie die Akzeptanz von Massnahmen braucht es eine einfach verständliche, nachvollziehbare und motivierende Kommunikation.
- ⇒ In kantonalen Institutionen kann z.B. in Mensen und Kantinen mit „gutem Beispiel“ vorgegangen werden.

4.2 Umgang mit Eutrophierung

Neben den Verminderungsmassnahmen der Stickstoffproblematik sind im Naturschutz Anpassungsmassnahmen an erhöhte Nährstoffeinträge von grosser Bedeutung (Abbildung 22). Dies insbesondere um lokale Beeinträchtigungen von empfindlichen Gebieten zu minimieren und, falls andere Massnahmen für die Erhaltung der Biodiversität nicht genügen, Wiederherstellungen vorzunehmen (SRU 2015).

4.2.1 Pufferzonen und -streifen

Voraussetzungen für die Wirksamkeit von Pufferzonen

Nährstoff-Pufferzonen oder -streifen¹⁴ um oder entlang verschiedener Lebensräume oder um sie herum können Nährstoff von anderen Flächen und Gewässern vor allem zurückhalten, wenn der Transport in geringer Bodentiefe, d.h. in durchwurzelter Bodenschichten, oder an der Oberfläche verläuft (Abbildung 9). Denn Stickstoffentzüge erfolgen hauptsächlich durch Aufnahme in die Vegetation und durch Denitrifikation (Kapitel 3.1.1). Phosphor wird zu einem bedeutenden Anteil mittels Bodenpartikeln (Oberflächenabfluss, Erosion, Drainagen), aber auch in gelöster Form transportiert. Die Wirksamkeit von Pufferzonen ist stark abhängig von der hydrologischen, geomorphologischen und topographischen Situation (Volkart et al. 2012).

Werden Nährstoffe im Grundwasser transportiert, spielt für die Umwandlung von Stickstoffformen insbesondere die Aufenthaltszeit des Wassers im Grundwasserkörper eine Rolle (Kapitel 3.1.1). Die Aufenthaltszeit wird aber durch die Breite einer Pufferzone nur teilweise beeinflusst. Deshalb kann in gewissen Fällen die Nährstoffkonzentration im Grundwasser nach einigen Metern Fließweg noch fast dieselbe sein, in anderen Fällen sind Nährstoffe aber bereits nach wenigen Metern nicht mehr nachweisbar (Pieterse et al. 2005).

Auch wenn grundwassergespeiste Flächen Eutrophierungszeichen zeigen, müssen also nicht unbedingt intensiv gedüngte Flächen im Zuströmbereich die Ursache sein. Vor dem Ergreifen von Massnahmen sind deshalb sorgfältige Abklärungen notwendig. Erfolgen die Nährstoffeinträge hauptsächlich über die Atmosphäre, das Grundwasser, Drainagen¹⁵, Wassergräben, Überflutungen durch Ge-

¹⁴ Auf hydrologische Pufferzonen wird im Fachbericht Klimawandel eingegangen. Im vorliegenden Bericht sind mit Pufferzonen – ausser anders erwähnt – Nährstoff-Pufferzonen gemeint. Es wird dabei nicht speziell zwischen Pufferzonen um Schutzgebiete und Pufferstreifen (v.a. entlang Gewässer) unterschieden, da die Wirkungsweise und die Ziele ähnlich sind.

¹⁵ Eine Grundlage für das Auffinden alter Drainagen im Kanton Zürich sind unter anderem die vom Amt für Natur und Landschaft, Abteilung Landwirtschaft auf Werkplänen erfassten drainierten Flächen für jede Gemeinde: <http://www.aln.zh.ch/internet/baudirektion/aln/de/ala/meliorationen/drainageplaene.html>. Eine weitere Grundlage wäre eine systematische Auswertung von CIR- & Echtfarben-Luftbildern in Kombination mit DTM hinsichtlich parallel laufender Drainagerohrstränge bzw. frisch umgebrochener organischer Böden, die an ihrer dunklen Farbe vielfach gut erkennbar sind (pers. Mitteilung A. Grünig).

wässer oder interne Nährstofffreisetzungen, sind andere Massnahmen als Pufferzonen meist zielführender.

Belege für die Wirksamkeit von Pufferzonen

Die allermeisten Studien aus gemässigten Klimaregionen zeigen, dass Pufferzonen oder Pufferstreifen ihre Aufgabe, d.h. die Reduzierung der Einträge von Stickstoff, Phosphor, Sediment und/oder Pflanzenschutzmitteln erfüllen (Metaanalysen und Reviews von Mayer et al. 2007; Dorioz et al. 2006; Zhang et al. 2010; Donnison et al. 2013).

Gemäss Donnison et al. (2013) reduzieren Pufferstreifen in 72% der Fälle Einträge von Stickstoff (n=100/139) und in 65% von Phosphor (n=61/94) (Abbildung 25). Eine Untersuchung im Rahmen der Wirkungskontrolle Moorbiotope zeigt zudem, dass sich ein Effekt auch in der Vegetation wieder spiegelt, d.h. sich der mittlere Nährstoffzeigerwert der Vegetation in der Randzone eines Flachmoors nach der Einrichtung einer Pufferzone verkleinert (Klaus 2007).

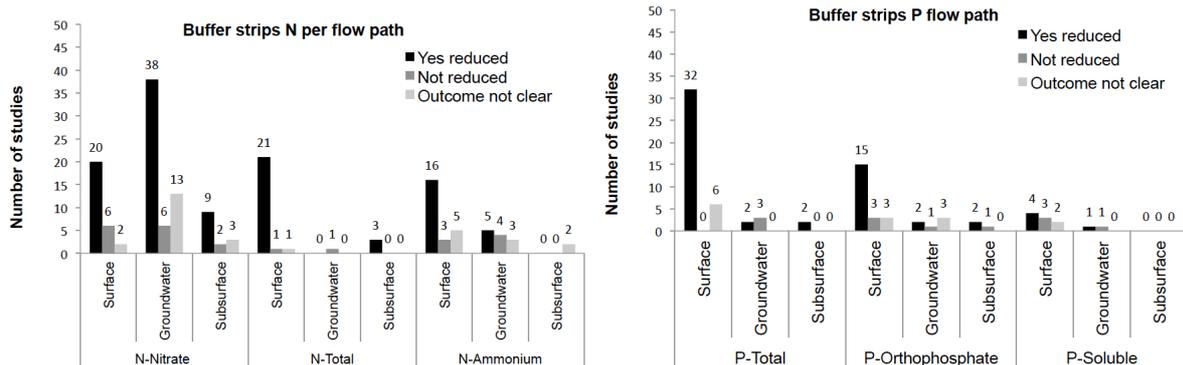


Abbildung 25: Anzahl Studien zu Pufferstreifen aufgeteilt nach Stickstoff- (n = 139) und Phosphorformen (n = 94), Fließspfaden und Effekten bezüglich des Eintrages (Donnison et al. 2013).

Insbesondere für gelöste Stoffe (P, N) ist im Vergleich zu Sediment oder partikulärem P die Varianz der Pufferzonenbreite, um eine bedeutende Reduktion von Einträgen zu erhalten gross (Dorioz et al. 2006). Gemäss dem Review von Zhang et al. (2010) erklärt die Breite der Pufferzonen 60, 44, 37 und 35% der Varianz der Rückhalteeffizienz für Pestizide, Stickstoff, Sediment und Phosphor. Gemäss dem Modell¹⁶ dieser Autoren beträgt die Stickstoffrückhaltung bei 5 m breiten Pufferzonen 49-63% (Phosphor 51-80%), bei 10 m 71-85% (P 69-98%) und bei 20 m 91-100% (P 97-100%). Eine andere Meta-Analysen (n = 88) kommt zu einer Rückhalte-Effektivität von Stickstoff von 50% / 75% / 90% bei 4 m / 49 m / 149 m breiten Pufferstreifen (Mayer et al. 2007). Ein weiterer Review schätzt eine durchschnittliche Rückhalteeffizienz von ca. 60% des Phosphors bei 8-15 m Breite (Dorioz et al. 2006).

Sättigungserscheinungen von Pufferzonen

Sowohl bei Stickstoff als auch bei Phosphor (v.a. in seiner gelösten Form) können Austräge aus Pufferzonen (ohne Entzug über pflanzliche Biomasse) zumindest temporär grösser sein als die Einträge (Studien zu Pufferstreifen entlang von Gewässern: Sabater et al. 2003; Koch 2007: Zusammenstellung auf S. 214; Mayer et al. 2007: Meta-Analyse für N; Dorioz et al. 2006: Meta-Analyse für P). Dies wird zurückgeführt auf:

- langfristig sehr hohe Stickstoff- oder Phosphoreinträge
- Für Stickstoff:
 - hohe N-Konzentrationen im zufließenden Grundwasser (Nitrat-Konzentration > 5 mg N/L) (Sabater et al. 2003)
 - kurzzeitig erhöhte Nitrifikation oder starke Regenfälle, die zu schnellen und hohen N-Einträgen führen
- für Phosphor:
 - das spezifische Verhalten von P im Boden (Akkumulation) (Dorioz et al. 2006)
 - veränderte Pflanzen-Mikroorganismen-Interaktionen infolge der Anlage von Pufferstreifen auf Ackerland (Stutter et al. 2009)
 - Remobilisierung von P bei hohem Wasserdurchfluss wie z.B. bei starken Regenfällen (Koch 2007)

¹⁶ Modell basierend auf 61 Studien zu Stickstoff und 52 Studien zu Phosphor

Es scheint sich jedoch gemäss Angaben in der Literatur eher um Einzelfälle zu handeln. In den gefundenen Studien stammen die entsprechenden Werte zum Oberflächenabfluss meist von schmalen Pufferstreifen ($< 12 \text{ m}^{17}$). Bei Untersuchungen des unterirdischen Flusses scheint vorwiegend das Grundwasser und nicht das Bodenwasser beprobt worden zu sein. Grundsätzlich ist eine Sättigung von Pufferzonen aufgrund des Umweltverhaltens eher für Phosphor als für Stickstoff zu erwarten (Kapitel 3.1.1), und erhöhte Austräge von P treten zudem wahrscheinlich eher während der Vegetationsruhe auf (Uusi-Kämpä 2005: Studie in Gebiet mit kaltem Klima).

Massnahmen auf der Pufferzonenfläche können zumindest teilweise die Funktionsfähigkeit der Pufferzonen verbessern und diese langfristig sichern. Z.B. spielt die Intensität der Bewirtschaftung der Pufferzone eine bedeutende Rolle. Anhang 8.10 listet Nährstoffentzüge bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten von Wiesen und Weiden auf. Eine effiziente Zurückhaltung von Bodenpartikeln und Phosphor bzw. von Material im oberflächigen Abfluss benötigt einen dichten und nicht zu hohen Grasbewuchs ($< 15 \text{ cm}$). Dies setzt mehrere Schnitte und einen gut durchwurzelten Boden voraussetzt (Dorioz et al. 2006; CORPEN 2007). Es ist zu berücksichtigen, dass stickstofffixierende Pflanzen (z.B. *Alnus*, *Fabaceae*) zu einem zusätzlichen Stickstoffeintrag in Flächen führen können, der bei einem starken Bewuchs mit N-fixierenden Arten über 100 kg N/ha betragen kann (Zerbe & Wiegand 2009). Aus dem Alpenraum ist bekannt, dass mit Grünerlen (*Alnus viridis*) bewachsene Flächen um ein Vielfaches höhere N-Auswaschungen aufweisen als Grünland (Bühlmann et al. 2014). Hingegen erwiesen sich in anderen Studien auch Grauerlenbestände (*Alnus incanae*), insbesondere junge, als wirksame N- und P-Pufferzonen (Ülo et al. 1997).

Aber auch gezielte Massnahmen auf angrenzenden intensiver bewirtschafteten Flächen wie Zwischenfrüchte oder geringerer Düngereinsatz (Kapitel 4.1.2) können dazu beitragen, das Risiko einer Verminderung der Leistungsfähigkeit von Pufferzonen zu verkleinern (Dabney et al. 2006).

Anlage und Ausscheidung von Pufferzonen

Je nach genauem Ziel machen Pufferzonen/-streifen nicht nur direkt um Lebensräume Sinn, sondern auch entlang von Wegen oder Rinnen, auf/in denen ein Oberflächenabfluss in Richtung der zu schützenden Lebensräume entstehen kann oder an Hangkuppen (CORPEN 2007). Solche Massnahmen weisen bedeutende Synergien zum Bodenschutz, insbesondere der Erosionsvermeidung auf (Kapitel 4.2.2).

Hinsichtlich der Ausscheidung von Pufferzonen wird basierend auf den aktuellen Reviews und Metaanalysen und aus Sicht der Nährstoffrückhaltung das differenzierte Vorgehen gemäss Pufferzonen-Schlüssel für Moorbiotop (Marti et al. 1997) und die damit erzielten Dimensionen der Pufferzonen von meist $10\text{-}60 \text{ m}$ (Volkart et al. 2012) nach wie vor als sinnvoll eingestuft. Damit werden wohl in den meisten Fällen der überwiegende Teil der Nährstoffeinträge im und über den Boden zurückgehalten. Im Fall von Hangmooren ist aber auch das hydrologische Einzugsgebiet einzubeziehen.

Die minimal 3 m breiten Pufferstreifen (6 m für Pflanzenschutzmittel) entlang von Gewässern gemäss KIP (2016) vermögen aufgrund obenstehender Angaben im Durchschnitt wohl gegen die 50% der bodengehenden Nährstoffeinträge zurückzuhalten.

Wichtig ist, dass hinsichtlich der Erhaltung von Mooren Nährstoffpufferzonen meist nur dann die gewünschte Wirkung zeigen können, wenn auch die hydrologischen Bedingungen (Wasserstand) sich (wieder) in den Bereichen bewegen, welche Torfbildung ermöglichen (Kapitel 4.2.4).

Pufferzonen um Trockenwiesen und -weiden (TWW)

Die geringeren Nährstofftransportraten in trockeneren Böden bedeuten für TWW bezüglich Nährstoff-Pufferzonen, dass eine geringere Breite als z.B. bei Moorbiotopen genügt. Pufferzonen sind v.a. gegen den direkten Eintrag von angrenzenden und höher gelegenen Flächen (bodenbürtig oder bei Hofdüngerausbringung) notwendig (Volkart et al. 2012). Letztere Autoren nennen eine übliche Breite von $5\text{-}10 \text{ m}$ und schlagen analog Gewässern und Hecken eine Breite von $3\text{-}6 \text{ m}$ vor. Ebenso sollte gemäss Dipner & Volkart (2010) eine maximale Breite von 10 m in der Regel genügen.

Kritisch könnten Bewässerungsanlagen in der Nähe sein, da durch eine erhöhte Wasserverfügbarkeit auch der Nährstofftransport und die Nährstoffverfügbarkeit erhöht werden.

¹⁷ Bei einer experimentellen Studie mit Beregnung und 27 m breitem, neu angesäten Pufferstreifen wurden ebenfalls höhere Werte im Abfluss festgestellt. Aufgrund der experimentellen Bedingungen wird diese Studie als nicht vergleichbar beurteilt.

Box: Pufferzonen und -streifen

- Pufferzonen und -streifen spielen für die Verminderung von Stickstoff-, Phosphor-, Schadstoff- und Sedimenteinträgen eine grosse Rolle. Weltweit gesehen sind sie in den meisten Fällen ein wirksames Instrument. In der Schweiz steht mit dem Pufferzonenschlüssel ein Leitfaden zur Verfügung, der ein standortspezifisches Vorgehen für die Ausscheidung von Pufferzonen ermöglicht. Aufgrund dieses differenzierten Schemas ist mit einer erhöhten Effektivität der Pufferzonen in der Schweiz im internationalen Vergleich zu rechnen.
- ⇒ Pufferzonen und -streifen sollten – da bewährt und wirksam – konsequent umgesetzt werden.
- In Einzelfällen und temporär kann es gemäss Literatur zu Sättigungserscheinungen von Pufferzonen kommen, d.h. sie können zu Nährstoffquellen werden.
- ⇒ Eine Sättigung kann mit einer geeigneten Bewirtschaftung der Pufferzonen und Massnahmen im näheren Umfeld vermieden bzw. behoben werden.
- ⇒ In Trockenwiesen und -weiden und im Übergangsbereich von direkt angrenzenden, höher liegenden Flächen ist unbedingt die Kombination von erhöhten Nährstoffeinträgen und einem höheren Wasserangebot zu vermeiden.

4.2.2 Weitere Anpassungsmassnahmen im Umfeld von Gebieten

Massnahmen im Umfeld von Gebieten versuchen oft die räumliche Verbindung zwischen Emissionsquellen und empfindlichen Gebieten zu trennen. Dies ist z.B. möglich durch:

- Quellen der Stickstoffemissionen verschieben
- Naturschutzgebiete verschieben, was allerdings aufgrund der Standortgebundenheit in den allermeisten Fällen nicht möglich ist
- Einführung von „Unterbrechungen“ wie Pufferzonen

Depositionsfänger

Zur Verminderung der Stickstoffeinträge via die Luft können Baumreihen als „Depositionsfänger“ wirken. Solche Massnahmen wären z.B. in einem bestimmten Umkreis um empfindliche Lebensräume vorstellbar. Gemäss einer Modellierung für eine Region in Grossbritannien können Baumreihen um landwirtschaftliche Betriebe herum deren trockene Ammoniakdeposition um bis zu 21% reduzieren, wobei dies von der Baumreihenbreite abhängig ist. Baumreihen um zu schützende Flächen herum seien noch effizienter (Dragosits et al. 2006 zitiert in SRU 2015a). Die Ausbreitung der Emissionen von der Quelle könnte auch durch eine geringere Austrittshöhe über Boden reduziert werden (Kapitel 3.1.1).

Rückhaltung von Nährstoffen in Kleingewässern (Pflanzenkläranlagen)

Die Rückhaltung oder der Abbau von Stickstoff, Phosphor und Schwebstoffen ist mittels künstlich angelegter Kleingewässer, Wassergräben oder Feuchtgebieten wie bei Pflanzenkläranlagen möglich. Vymazal (2007) untersuchten verschiedene Typen solcher künstlicher Feuchtgebiete. Je nach Anlage und Eintrag betrug die Entfernung von Gesamtstickstoff zwischen 40-55% bzw. 50-630 g N pro m² und Jahr und für Gesamtphosphor 40-60% bzw. 45-75 g P pro m² und Jahr. Mit der Ernte der Vegetation könnten zusätzliche Nährstoffentzüge im Bereich von ca. 100-200 g N pro m² und Jahr und 10-20 g P pro m² und Jahr erreicht werden. Allerdings können solche Systeme unter Umständen und insbesondere auf P-reichen Böden auch zu einer zusätzlichen P-Quelle werden und sind im Winter kaum wirksam (Lamers et al. 2014). Konzepte für weitere systematische Reviews, welche die Effektivität solcher Systeme detaillierter ermitteln wollen, liegen vor (Land et al. 2013; Palmer-Felgate et al. 2013).

Box: Weitere Anpassungsmassnahmen im Umfeld von Gebieten

- Neben bewährten Massnahmen wie Pufferzonen existieren verschiedene noch wenig erprobte oder verbreitete Massnahmen, die den Eintrag von Nährstoffen in Ökosysteme zu verringern versuchen.
- ⇒ Im Umfeld von Gebieten, die starken Nährstoffeinträgen ausgesetzt sind, wäre die Umsetzung zusätzlicher Massnahmen wahrscheinlich sinnvoll. Vor einer Umsetzung wenig erprobter Massnahmen sind weitere Abklärungen bezüglich der lokalen Eignung notwendig.

4.2.3 Wiederherstellung nährstoffarmer Standorte

Erhöhte Nährstoffkonzentrationen in Böden können die Wiederherstellung von Lebensräumen nährstoffarmer Standorte beeinträchtigen (Tabelle 8), da sie u.a. eine produktive Vegetation begünsti-

Eutrophierung und Biodiversität

gen und dadurch Arten nährstoffarmer Standorte verdrängen. Ziel von diesbezüglichen Wiederherstellungsmassnahmen ist deshalb der Entzug von Nährstoffen.

Tabelle 8: Einfluss limitierender Faktoren auf die Renaturierungsperspektiven in verschiedenen Lebensräumen (++ sehr bedeutsam; + bedeutsam; - kaum bedeutsam) (Zerbe & Wiegleb 2009).

	Trophie	Wasserhaushalt	Ausbreitung Etablierung	Raum ¹⁾	Zeit ²⁾	Managementabhängigkeit
Acker	+	–	+	–	–	++
Sandrasen/ saure Heiden	++	–	++	–	–	++
Kalkmagerrasen	++	–	++	–	+	++
Grünland mesophil	+	–	+	–	–	++
Feuchtwiesen eutroph	+	+	+	+	–	++
Feuchtwiesen meso-oligotroph	++	+	++	+	+	++
Niedermoor eutroph	–	+	+	+	–	+
Niedermoor mesotroph	++	++	++	++	+	++
Hochmoore	++	++	+	+	++	–
Mittelwälder	–	–	+	+	+	++
Buchenwälder	–	–	+	+	++	–

¹⁾ Flächengröße, räumlicher Verbund (Konnektivität)

²⁾ Entwicklungsdauer

Die Wahl der geeigneten Massnahme ist abhängig von Standort, Ziellebensraum, vorhergehender Nutzung, der verfügbaren Zeit und sozioökonomischen Faktoren. Zudem wäre es grundsätzlich hilfreich zu wissen, durch welche Nährstoffe das Wachstum der Vegetation am Zielstandort limitiert ist (siehe Kapitel 3.1.3 für Hintergrund und Ermittlungsmöglichkeiten). Gemäss Schelfhout et al. (2015) braucht es für die Wiederherstellung artenreichen Grünlandes eine starke Verminderung der P-Gehalte in den Böden, auch wenn es unklar ist, ab welchem Nährstoffgehalt sich wieder eine artenreiche Vegetation einstellt. So seien die Konzentrationen von bioverfügbarem P auf landwirtschaftlichen Flächen oft über 80 $\mu\text{gP}_{\text{Olsen}}/\text{g}$, wohingegen z.B. typische Werte für artenreiches Grünland (z.B. Borstgrasrasen) oft weniger als 10 $\mu\text{gP}_{\text{Olsen}}/\text{g}$ betragen.

Kostengünstig ist die Wiederherstellung der typischen Vegetation magerer Standorte insbesondere auf Flächen, die bereits nährstoffarm sind wie z.B. auf Infrastruktur- oder Abbauf Flächen. Solche Flächen sollten deshalb frühzeitig als Potenzialflächen gesichert werden (Masé et al. 2008). Diese Autoren geben auch einen Kostenvergleich für die Wiederherstellung von TWW im Schweizer Mittelland mit verschiedenen Verfahren.

Aushagerung/Ausmagerung

Je nach Nutzungsart und -häufigkeit können mit dem Schnittgut unterschiedlich hohe Nährstoffentzüge erreicht werden. Eine oft genutzte, intensive Wiese entzieht pro Ertragseinheit mehr Nährstoffe als eine wenig intensiv genutzte (Flisch et al. 2009). Anhang 8.10 listet Nährstoffentzüge aus Wiesen und Weiden bei verschiedenen Bewirtschaftungsintensitäten auf. So kann eine intensive Nutzung, z.B. in einer Pufferzone, zumindest Stickstoffeinträge über die Atmosphäre ausgleichen.

Frühe und häufige Mahdtermine fördern die Aushagerung und vermindern die Dominanz hochwachsender Arten (Schmid et al. 2007), da in jung geerntetem Futter der Gehalt an Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor) höher ist als in spät geerntetem. Es können aber auch die Pflanzenartenanzahl vermindert und Arten gefördert werden, die Nährstoffe verstärkt in unterirdischen Pflanzenorganen speichern (Zerbe & Wiegleb 2009). Bei Anpassungen des Mahdregimes (Zeitpunkt und Häufigkeit) sind also immer verschiedene Aspekte wie auch der Ausgangs- und Zielzustand der Vegetation in die Überlegungen miteinzubeziehen.

Grundsätzlich ist bei Pflanzengemeinschaften mit einem mittleren Nährstoffniveau wie Feuchtwiesen (Calthion) und Fromentalwiesen (Arrhenatherion) der Erfolg einer Aushagerung am wahrscheinlichsten. In mesophilem Grünland kann es nach der Aufgabe einer Düngung und mit einem dem Vegetationstyp angepassten Mahdregime je nach Boden- und Vegetationstyp von zwei bis

über zehn Jahre dauern bis eine deutliche Ertragsreduktion alleine durch Nährstoffentzüge über die oberirdische Biomasse eintritt (Zerbe & Wiegleb 2009). Dabei ist zu berücksichtigen, dass eine zu häufige Mahd auch zu Verlusten bei den Artenzahlen führen würde. Bis sich nach einem Düngungsstopp und der folgenden Umsetzung eines geeigneten Mahdregimes auch erwünschte Zielarten ohne zusätzliche Massnahmen einstellen, dauert es in den meisten Fällen sehr lange.

So wurde z.B. bei Aushagerungsversuchen in Baden-Württemberg nach 15 Jahren noch kein wesentlicher Ertragsrückgang auf Böden mit guten Nährstoffnachlieferungsvermögen festgestellt, auf anderen Böden fand eine Ertragsminderung unterschiedlich schnell und stark statt (Schiefer (1984) zitiert in Bosshard 2016). Hingegen zeigten sich in einer Fromentalwiese¹⁸ in der Schweiz infolge der Aufgabe der N-, P- und K-Düngung in Kombination mit drei Schnitten pro Jahr bereits nach 4 Jahren eine Ertragsrückgang von ca. 80 auf ca. 53 dt Trockensubstanz pro Hektar, und nach 11 Jahren auf 50.6 dt TS/ha. Zwar veränderten sich die Anteile einzelner Arten in der Pflanzengemeinschaft, eine Zunahme der Anzahl Pflanzenarten wurde aber nicht festgestellt (Philipp et al. 2004; Huguenin-Elie et al. 2006). Für letzteres sind weitere, spezifische Massnahmen notwendig.

Wenn andere Faktoren, wie die Wasserverfügbarkeit zusätzlich limitierend wirken, werden zudem auch relativ hohe Nährstoffniveaus von der Ausgangsvegetation toleriert. Für eine erfolgreiche Wiederherstellung artenreichen Grünlands mit mittlerem Nährstoffniveau wird empfohlen einen Gehalt von 5 mg Calciumacetat-lactat-(CAL)löslichem P pro 100g Boden¹⁹ nicht zu überschreiten (Zerbe & Wiegleb 2009).

Mit der Umwandlung der Vegetation in Richtung TWW kann man bei ansonsten geeigneten Bedingungen bei einem Ertrag unter 40 dt/ha rechnen (Masé et al. 2008).

Zerbe & Wiegleb (2009) geben eine Übersicht, bei welchen Standortbedingungen eine Aushagerung in Frage kommt (Tabelle 9). Bei gewissen Standorten ist eine solche kaum machbar (tiefgründige, tonreiche oder humose Böden mit ausgeglichenem Wasserhaushalt) (Masé et al. 2008).

Tabelle 9: Vorrat, Nachlieferung im Boden und Aushagerungsgeschwindigkeit für die Makronährstoffe N, P und K auf unterschiedlichen Standorten (Zerbe & Wiegleb 2009).

Vorrat/Nachlieferung im Boden: 1 = gering 2 = mittel 3 = hoch	Aushagerung: A = nicht aushagerbar B = verzögert C = rasch	N			P			K		
		Vorrat	Nachlieferung	Aushagerung	Vorrat	Nachlieferung	Aushagerung	Vorrat	Nachlieferung	Aushagerung
Marschböden		2	2	A	3	3	A	3	2	A
Lehmauenböden, Gleye (tonig)		2	2	A	3	3	A	3	2	A
Niedermoore, sauer-/subneutral, eutroph, durchschlickt		2	2	A	3	3	A	3	2	A
Niedermoore, subneutral/kalkreich, eutroph		3	3	A	2	1	B	1	1	B
Niedermoore, sauer/subneutral, eutroph		3	3	B	2	3	A	1	1	B
Niedermoore, subneutral/kalkreich, mesotroph		3	2	B	2	1	B	1	1	B
Niedermoore, sauer, oligo-/mesotroph		3	2	C	2	3	B	1	1	B
Gleye (sandig) = Sandauen, Gley-Podsole		1	1	C	2	1	C	1	1	C
Hochmoore		2	2	C	1	1	C	1	1	C

Für eine Aushagerung durch Beweidung ist es wichtig, die Tiere zumindest über Nacht und allenfalls auch über Mittag (Ruhezeiten) ausserhalb der Fläche zu halten (Zerbe & Wiegleb 2009) und nicht mit Kraftfutter zu füttern. Angaben zu Nährstoffentzügen durch die Beweidung finden sich in Anhang 8.10.

Bei der Neuanlage von Vegetationstypen nährstoffarmer Standorte auf ehemaligen Ackerflächen oder Kunstwiesen kann eine Aushagerung vor einer Neuansaat auch durch den Anbau von Getreide oder anderer Kulturen ohne Düngung erfolgen, wofür aber je nach Bodentyp und Nährstoff auch mit einem Zeitbedarf von Jahren gerechnet werden muss (Zerbe & Wiegleb 2009). Insbesondere

¹⁸ lehmige, schwach pseudogleyige Braunerde, P-CO₂ zu Beginn = 1,46 mg P/kg Boden

¹⁹ In der Schweiz sind die Bodenanalysenmethoden anders und die Resultate können nicht direkt verglichen werden.

die Reduktion der Phosphorgehalte im Boden kann auch bei beträchtlichen Entzügen mit der Ernte sehr lange dauern (Kratochvil et al. 2006).

Steigerung der Nährstoffausträge mit ergänzenden Ansätzen

Im Grünland kann das Pflügen, im Wald grossflächige Eingriffe zu erhöhten Stickstofffreisetzungen und Austrägen über das Sickerwasser führen (Blume et al. 2009). Hingegen reduziert das Pflügen des Oberbodens die Phosphor-Verfügbarkeit bzw. P-Verluste (Schär 2003).

Als Ausmagerungsmethode für bestimmte Nährstoffe (z.B. Phosphor) wird teilweise auch ein Düngung mit anderen Nährstoffen (z.B. N und K) und/oder, um im Falle von P die Bioverfügbarkeit zu erhöhen, der Einsatz von Biostimulantien vorgeschlagen (z.B. arbuskuläre Mykorrhiza; Huminsäuren; Bakterien, die Phosphate in Lösung bringen = PSB). Damit soll die Biomasseproduktion gesteigert und die Gehalte eines bestimmten Stoffes im Boden reduziert werden. Dies wird auch als „mining“ bezeichnet (Schelfhout et al. 2015). In der Studie dieser Autoren führte der Einsatz gewisser Biostimulantien (PSB) zu einer erhöhten P-Verfügbarkeit und bei hohen P-Gehalten (111 $\mu\text{gP}_{\text{Olsen}}/\text{g}$) zu einer Erhöhung des Austrages. Obwohl die P-Austragsrate aus Böden mit diesen hohen P-Gehalten hoch war, nahm das bioverfügbare P aber auch nach 123 Tagen nicht ab. In Böden mit geringen Gehalten (64 und 36 $\mu\text{gP}_{\text{Olsen}}/\text{g}$) war hingegen die Austragsrate so gering, sodass eine Aushagerung in allen Fällen sehr lange dauern würde.

Oberbodenabtrag

Oberbodenabtrag stellt eine sofort wirksame, aber relativ kostspielige Massnahme zur Reduktion des Nährstoffniveaus an einem Standort dar. Er gilt auf mineralischen Böden als etablierte Massnahme zur Wiederherstellung artenreicher *Magerwiesen* (Masé et al. 2008; Emsens et al. 2015). Auf organischen Böden scheint im Gegensatz zu Mineralböden der Oberbodenabtrag nicht gleich sicher zu erfolgreichen Resultaten zu führen (Emsens et al. 2015). In vielen Studien sind aber die Bodenverhältnisse nur wenig dokumentiert, sodass unklar ist, was die Ausgangslage war.

Sowohl auf organischen als auch auf Mineralböden verhilft insbesondere eine Kombination des Oberbodenabtrages mit weiteren Massnahmen wie Ansaaten oder Mähgutübertragungen zum Erfolg (Schütz et al. 2000; Klimkowska et al. 2007, 2015). Für Begrünungen liegt mit Bosshard et al. (2012) ein ökologisch orientierter Leitfaden vor, der den Planungsablauf, die Realisierung und Pflege berücksichtigt und auf unterschiedliche Verfahren, Ziele und Situationen von Begrünungen eingeht.

Zur Neuanlage von *TWW-Vegetation* bringen gemäss Masé et al. (2008) andere Verfahren als der Oberbodenabtrag kombiniert mit einer Direktbegrünung nur auf nährstoffarmen, trockenen Substraten (ehemalige TWW, verbuschtes Areal, Wald, Kiesgruben, Böschungen mit grobem Substrat) mittel- bis längerfristig Erfolg.

Für die Anlage von *Fromental- und Goldhaferwiesen* auf vorhergehend intensiv genutzten Wiesenparzellen ist ein Oberbodenabtrag zur Erreichung der Zielvegetation meist nicht nötig. Allerdings bedarf es der Entfernung der artenarmen Vegetation der Vielschnittwiese und einer Ansaat oder Mahdgutübertragung sowie einer dem gewünschten Vegetationstyp angepassten Bewirtschaftung.

Für die Neuanlage der *Vegetation von Feuchtgebieten* zeigen sich je nach Ausgangslage und angewandten Methoden unterschiedliche Erfolge: Verschiedene Projekte im Kanton Zürich (Reutemann-Gerster A. et al. 2005) und Kanton Aargau (Schelbert 2016) zeigten sich als erfolgreich. Die Wiederherstellung von Riedwiesen bei Kloten innerhalb von vier Jahren mit Oberbodenabtrag und Ansaat verlief deutlich erfolgreicher als Oberbodenabtrag oder Schnittnutzung für sich alleine (Schütz et al. 2000).

Auch aus dem Ausland liegen verschiedene Erfahrungen vor: Die Entfernung der obersten 5 cm Boden einer Heuwiese, die ehemals eine artenreiche Nasswiese war, führte unabhängig von verschiedenen Wasserständen zu einer Erhöhung der Artenzahlen und Etablierung seltener *Carex*-Arten. Auf ehemaligen Ackerböden und Erlenbruchflächen kam es nach dem Abtrag von 5-15 cm Oberboden innerhalb von fünf Jahren zur Etablierung einer *Cirsio-Molinietum* Gesellschaft. Eine weitere Studie, ebenfalls mit Bodenabtrag von Ackerböden und Weiden, stellte zwar teilweise Erfolge fest, aber je nach Fläche fehlten nach neun Jahren immer noch 50-100% der Zielarten.

Vier Studien zeigten bei einer Kombination von Oberbodenabtrag mit weiteren Methoden (Heuübertragung, frisches Mahdgut, Setzlinge) innerhalb von 2-6 Jahren gute Erfolge (Erhöhung der Artenzahlen, Etablierungserfolg von über 80% oder erhöhter Etablierungserfolg). Je nach Studie und Fläche wurde zwischen 10-60 cm Oberboden abgetragen, wobei in einer Studie der Etablierungser-

folg bei geringerem Abtrag (20 cm) besser war als bei höherem (40 und 60 cm) (Dicks et al. 2013).

Die beobachteten erwünschten Wirkungen des Oberbodenabtrages in Feuchtgebieten sind zumindest teilweise auch auf den dadurch geänderten Wasserhaushalt zurückzuführen. Darauf deuten auch sieben Studien hin, in denen die Massnahme „Raise water levels in ditches or grassland“ mit einer erhöhten Anzahl Vögel, Brutvögel, Pflanzenarten nasser Standorte (teilweise Rückgänge bei Gesamtartenzahl), Invertebraten oder Biomasse verbunden ist. In einer Studie wurde zudem eine schnellere Ansiedlung typischer Arten nassen Grünlandes beobachtet als bei der alleinigen Anpassung des Managements. Hingegen zeigt aber ein Review auch, dass die alleinige Wiedervernässung von ehemaligem Ackerland keine effektive Methode ist, um Nährstoffgehalte zu senken und artenreiches Grünland wiederherzustellen (Dicks et al. 2013).

So ist auch gemäss Zerbe & Wiegleb (2009) und Lamers et al. (2014) für die Wiederherstellung von oligo- bis mesotrophen Feuchtstandorten durch eine Vernässung die vorhergehende oder gleichzeitige Verringerung der Nährstoffverfügbarkeit wie mit einem Oberbodenabtrag oft unerlässlich. Dies insbesondere, weil eine Wiedervernässung auch die Verfügbarkeit von Phosphor infolge reduzierender Bedingungen und Kalium infolge verringerter Auswaschung steigern und damit auch die Produktivität erhöhen kann. Lamers et al. (2014) raten deshalb davon ab, degradierte Flachmoore auf P-reichen Böden im Bereich intakter Flachmoore zu vernässen, ohne weitere Massnahmen gegen eine P-Freisetzung und nachfolgende P-Einträge in andere Moore zu unternehmen.

Emsens et al. (2015) schlagen ein Flussdiagramm vor, um zu entscheiden, unter welchen Bedingungen ein Oberbodenabtrag in degenerierten *torfbildenden Flachmooren* in Frage kommt (Abbildung 26). Eine Beprobung des Bodens kann zeigen, bis in welche Tiefe relevante Nährstoffgehalte vorkommen und, ob ein Oberbodenabtrag sinnvoll machbar ist (Lamers et al. 2014).

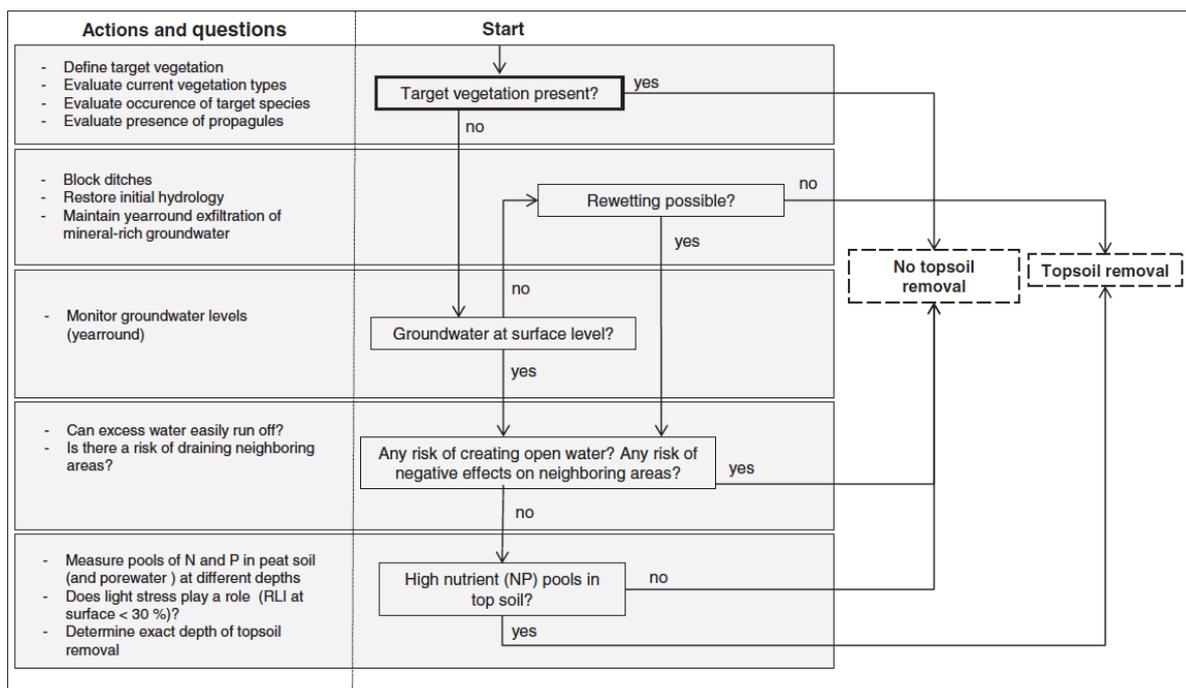


Abbildung 26: Flussdiagramm mit Kriterien, ob und wann ein Oberbodenabtrag als mögliche Wiederherstellungsmassnahme von degenerierten torfbildenden Flachmooren in Frage kommt (Emsens et al. 2015).

Ökologische Nachteile des Oberbodenabtrages bestehen unter anderem darin, dass auch Kleintiere, Moose, Flechten und Mikroorganismen mit dem Boden entfernt werden (Bosshard et al. 2012a; Schelfhout et al. 2015). Die Entfernung des Samenvorrates kann je nach Art der Samen ein Vorteil (z.B. *Solidago sp.*) oder Nachteil (Zielarten) sein. Diese Aspekte können sich allenfalls negativ auf die Wiederherstellung artenreicher Ökosysteme auswirken. Die Entfernung einer Humusschicht bei organischen Böden kann zudem die Pufferkapazität des Bodens rasch reduzieren, wenn nicht basenreiches Grundwassers zufließt (Klimkowska et al. 2015). Hinsichtlich des Klimaschutzes ist auch die folgende Mineralisierung des abgetragenen organischen Bodenmaterials mit Freisetzung von CO₂ fragwürdig (Zerbe & Wiegleb 2009). Kleinflächige Ausführungen – sei es an neuen Standorten oder als Teilflächen innerhalb einer schon relativ nährstoffarmen Umwandlungsfläche – mi-

minieren obenstehende Konflikte wie auch solche mit dem Bodenschutz (Masé et al. 2008). Weitere Informationen zu Auswirkungen des Oberbodenabtrages und anderen Ausmagerungsmethoden auf die Biodiversität des Bodens sind von einem WSL-Projekt im Auftrag der Fachstelle Naturschutz des Kantons Zürich zu erwarten.

Überschüttung

Grundsätzlich ist zur Neuschaffung nährstoffarmer Standorte auch eine Überschüttung mit nährstoffarmem Substrat denkbar. Der Materialaufwand dafür ist aber sehr hoch. Auch bei grossen Schichtmächtigkeiten des neuen Substrates erreichen gewisse Arten die darunterliegende Schicht (Masé et al. 2008). Die Massnahme ist damit bereits mittelfristig kaum sinnvoll.

Fällung und in-situ Fixierung von Phosphor

Als Alternative zum Oberbodenabtrag werden für Feuchtgebiete auch Massnahmen zur Fällung und Fixierung von Phosphor vor Ort, wie zum Teil in Gewässern oder in Kläranlagen angewendet, getestet. Dabei handelt es sich z.B. um Zugaben von Eisen- und Aluminiumsalzen, Calciumkarbonat oder Bentonit. Allerdings zeigen die meisten von ihnen bedeutende Nachteile oder sind zu wenig effektiv (Geurts et al. 2011): z.B. kann Calciumkarbonat zu pH-Veränderungen, einer erhöhten mikrobieller Aktivität und wiederum der Freisetzung von Nährstoffen führen; Eisen ist redoxsensitiv, Aluminium wirkt bei tiefen pH-Werten toxisch und Bentonit-Zugaben scheinen relativ ineffizient zu sein.

Im Grünland testete Schär (2003) mit einem Feldexperiment den Einfluss von Bewirtschaftungsmassnahmen und eines Fe/OH-Zusatzes auf die Verfügbarkeit von Phosphor: *„Null P Düngung führte zu keiner signifikanten Reduktion der P Verfügbarkeit. Eine signifikante Abnahme des organischen P im Boden wies jedoch auf potentielle Langzeitauswirkungen dieser Massnahme hin. Umpflügen des Oberbodens führte zu einer unmittelbaren und über den Untersuchungszeitraum konstant bleibenden Abnahme der P Verfügbarkeit. Die stärkste unmittelbare Reduktion wurde jedoch für die Fe/OH-Addition festgestellt. Längerfristig nahm die P Verfügbarkeit leicht zu, blieb jedoch immer auf dem tiefsten Niveau im Vergleich zu den anderen Massnahmen.“*

Box: Wiederherstellung nährstoffarmer Standorte

- Bei der Wiederherstellung und Aufwertung von Lebensräumen spielt das Nährstoffniveau insbesondere für Magerwiesen, oligo- bis mesotrophe Feuchtgebiete und Gewässer eine entscheidende Rolle.
- ⇒ Eine erfolgreiche Wiederherstellung von Lebensgemeinschaften nährstoffarmer Standorte verlangt meist eine Kombination von Massnahmen. Die Wahl der geeigneten Massnahmen setzt insbesondere bei Feuchtgebieten relativ viel Wissen zu den Standortbedingungen voraus, um unerwünschte Effekte zu vermeiden.
- Mit der Ausmagerung durch Mahd oder Beweidung können bedeutende Nährstoffentzüge erreicht werden. Machbarkeit, Zeitbedarf und Erfolg der Massnahme ist aber stark von den Bodeneigenschaften, dem Wasserhaushalt und der Vegetation eines Standortes abhängig. Die Ausmagerung dauert oft sehr lange und ist in gewissen Fällen praktisch nicht möglich.
- Beim Oberbodenabtrag handelt es sich auf Mineralböden um eine etablierte Massnahme, die schnell zu einer Senkung des Nährstoffniveaus eines Standortes führt. Auf organischen Böden ist die Durchführung komplexer, und Überlegungen zum Wasserhaushalt des Standortes sollten in die Massnahmenplanung einfließen. Unter anderem aufgrund ökologischer Nachteile ist der Oberbodenabtrag eine Massnahme, die eher für kleinere Flächen geeignet ist.
- ⇒ Je nach Standort, Projektziel und Situation eignen sich unterschiedliche Methoden zur Wiederherstellung nährstoffarmer Verhältnisse. Für die Wahl sollten Standortfaktoren wie Bodeneigenschaften und Wasserhaushalt, aber auch weitere ökologische und gesellschaftliche Aspekte berücksichtigt werden.
- Weitere Massnahmen zur Wiederherstellung nährstoffarmer Standorte wie eine Überschüttung oder Fixierung von Nährstoffen existieren. Diese sind aber in der Schweiz wenig erprobt und weisen ökologische gesehen oder bezüglich der Machbarkeit bedeutende Nachteile auf.

4.2.4 Bewirtschaftung

Schutzgebiete

Ein Grossteil der Schutzgebiete im Kanton Zürich ist für die Erhaltung eines guten Zustandes auf eine Bewirtschaftung angewiesen. Hinsichtlich der Stickstoffproblematik (und auch des Klimawan-

dels) wird empfohlen, Schutzgebietsverordnungen, Pflegekonzepte und -pläne diesbezüglich zu überprüfen und allenfalls anzupassen. Wenn noch keine Pflegekonzepte bestehen, sollten solche erarbeitet werden. Dabei gilt es auch, externe Einflüsse wie Stickstoffeinträge sowie Synergien und Konflikte zu berücksichtigen, insbesondere die Pflege aber auch wirksam zu vollziehen (SRU 2015). Von diesen Autoren wird zur Vermeidung von Stickstoffeinträgen und der Verringerung der Auswirkungen der verbleibenden Einträge Folgendes empfohlen:

- Einschränkung landwirtschaftlicher Düngung durch Konkretisierung der zulässigen Gesamtdüngermengen (siehe Kapitel 4.1.2 zu Möglichkeiten für Kantone basierend auf DZV Art. 13)
- Entnahme von Biomasse, wie z.B. Mahd oder Beweidung,
- Entnahme von Gehölz, Entbuschung, Abtragen der oberen Bodenschichten (Schopfern) (Kapitel 4.2.3) sowie Entkusseln (gezielte Gehölzentnahme in Hoch²⁰- und Zwischenmooren)

Die Eignung der Massnahmen muss für jeden Einzelfall spezifisch geprüft werden.

Wald

Im Wald sind die forstlichen Möglichkeiten, den Einträgen von Stickstoff und der dadurch an gewissen Standorten folgenden Bodenversauerung sowie Verschlechterung der Nährstoffsituation (Nährstoffungleichgewichte) entgegen zu wirken, stark begrenzt. Einige Bewirtschaftungsgrundsätze ermöglichen es, Nährstoffungleichgewichte und deren Folgen für die Forstwirtschaft zu vermindern (IAP Schönenbuch 2013; Baudirektion Kanton Zürich 2014):

- Eine hohe Baumartenvielfalt fördert die Nährstoffaufnahme und verhindert einseitige Nährstoffentzüge.
- Baumarten mit leicht abbaubarer oder kalziumreicher Streue (Esche, Linde, Vogelbeere, Kirsche, Hagebuche) sowie tiefwurzelnde Arten (Eiche, Weisstanne, Föhre) erhöhen die Bodenfruchtbarkeit und ermöglichen einen schnelleren Nährstoffumsatz.
- Massnahmen zur Verminderung der Auswaschung von Nährstoffen (z.B. Förderung des Jungwuchses, naturnaher Waldbau).
- Zurücklassen von Ernteresten: Da Stammholz im Vergleich zu anderen Baumbestandteilen relativ nährstoffarm ist, nehmen Nährstoffentzüge durch die Ernte in folgender Reihenfolge zu: Stammholz ohne Rinde < Stammholz mit Rinde < Vollbaumernte. Der grösste Teil des oberirdischen Nährstoffpools [g m^{-2}] befindet sich in der Laub-/Nadelbiomasse gefolgt von Reisig und Früchten, wobei in Jahren mit Buchenmast sich bis mehr als die Hälfte der oberirdischen Nährstoffmenge in den Früchten befindet.

Gemäss IAP Schönenbuch (2013) sind die aktive Förderung und wenn nötig Pflanzung bodenpflegender Baumarten für folgende Vegetationseinheiten (Waldgesellschaften) besonders dringend: 2, 6, 7*, 7aB, 8*, 8d, 46a, 46e und 46w. Wichtig sind sie auch für: 1a, 1f, 7a, 7aa, 7aP, 7sS, 7d, 8a, 8aa, 18aF und 19ps wichtig.

Als Massnahme bezüglich Nährstoffungleichgewichten in Waldbeständen (wie auch zur Verwertung der bei der Energieholzverbrennung anfallender Asche) wird auch das Ausbringen von Holzasche diskutiert. Dies kann verschiedene positive Auswirkungen auf Waldboden und -bäume haben, birgt aber auch diverse Gefahren für den Boden (Zimmermann & Genenger 2002; BAFU 2010).

Aus Waldnaturschutzsicht bzw. zur Ausmagerung bräuchte es parallel dazu weitere und teilweise entgegengesetzte Massnahmen. Z.B. kann die Wiedereinführung traditioneller Nutzungsformen zielführend für die Ausmagerung sein (Kapitel 3.2.2). Denn damit wurden in der Vergangenheit grosse Nährstoffmengen aus Wäldern abgeführt (Glatzel 1991; Bürgi 2008). Allerdings können solche Praktiken auch zu Problemen führen und andere Waldfunktionen beeinträchtigen. Eine grossflächige Wiedereinführung ist deshalb unter den heutigen Umständen unrealistisch. Eine teilweise Wiedereinführung solcher Nutzungen bietet aber Chancen für die Biodiversität und kann Synergien mit anderen Bereichen aufweisen (z.B. Energiegewinnung, Erholungsnutzung, Landwirtschaft).

So wurde in den letzten 20 Jahren die Waldweide, Mahd des Unterwuchses oder Streuentzug vermehrt wieder eingeführt (Schmid et al. 2002; Dietiker et al. 2008). Dabei zeigten sich positive Effekte für die Offenhaltung, Erhaltung typischer Lebensräume lichter Waldstandorte sowie deren Biodiversität (z.B. Wirkungskontrolle Naturschutz im Wald Kanton BL, 2010-2013; Projekte im

²⁰ Wobei in Hochmooren mit einem intakten Wasserhaushalt die Gehölzentnahme u.a. von Schneebeili (1991) als nicht notwendig erachtet wird.

Rahmen des Aktionsplanes Lichter Wald des Kantons Zürich). Ein Grossteil des Erfolges ist dabei sehr wahrscheinlich auf die Erhöhung des Lichtangebotes und die Verminderung der Dominanzverhältnisse zurückzuführen (Schiess & Schiess-Bühler 1997; Wohlgemuth et al. 2002) und weniger auf die vermutlich nach wenigen Jahren erst geringe Reduktion des Nährstoffangebotes.

Experimentell wurde der Einfluss der Streunutzung auf Nährstoffvorräte und pH-Wert von Waldböden und die Vegetation in *Quercus robur-Pinus sylvestris* und *Q. robur-Carpinus betulus* Waldbeständen in Polen untersucht (Dzwonko & Gawronski 2002). Von 1983-1998 wurde die Streue jährlich im Oktober entfernt. Auf den Untersuchungsflächen waren 1996 die Horizonte mit Rohhumus und halb abgebauter Streu deutlich dünner als auf den Kontrollflächen. Ebenso wiesen der Rohhumus-Horizont signifikant tiefere P-, Mg- und Ca-Gehalte, der Humus- und Auswaschungshorizont (8-25 cm) geringere Ca-Gehalte und eine geringere Kationenaustauschkapazität auf als dieselben Horizonte in den Kontrollflächen. Die Anzahl Pflanzenarten nahm in den Untersuchungsflächen deutlich zu, der Charakter der Vegetation blieb aber ähnlich. Eine Studie der WSL in Zusammenarbeit mit Fachstellen des Kantons Zürichs untersucht seit 2003 den Einfluss der punktuellen Wiedereinführung der Waldstreunutzung in Buchenbeständen auf ihre Vegetation (Pflanzen und Moose), den Waldboden (Nährstoffzustand, Säuregrad) und das Sickerwasser (Nährstoffe) (Bürgi et al. 2006). Die Resultate sind noch nicht publiziert.

Basierend auf verschiedenen Studien kann gemäss Glatzel (1991) mit den in Tabelle 10 aufgelisteten Nährstoffentzügen durch die Waldstreunutzung gerechnet werden. Eine Kombination von Beweidung und Schneiteln (Laubernte ab Baum) hätte gemäss demselben Autor ähnliche Nährstoffentzüge zur Folge; durch eine Beweidung alleine würden geringere Entzüge entstehen, da der Unterwuchs in geschlossenen Wäldern eine relativ geringe Produktivität aufweist und letztere mit abnehmenden Bodennährstoffgehalten sinkt. Die Stickstoffentzüge durch die Streunutzung entsprechen gemäss Tabelle 10 ungefähr den Nährstoffentzügen einer extensiven Wiese- oder Weidenutzung im Offenland (Anhang 8.10, Angaben für Phosphor- und Kalium nicht direkt vergleichbar).

Tabelle 10: Nährstoffentzüge [kg pro Hektar und Jahr] und Veränderung der Säureneutralisationskapazität [kmol pro Hektar und Jahr] in Waldböden durch die Waldstreunutzung (Bodenstreue, die durch Rechen, Wischen oder Kratzen zusammengetragen und entfernt wird). Die Nährstoffentzüge sind je nach Waldgesellschaft, Standortbedingungen und Nutzungshäufigkeit unterschiedlich.

Stickstoff [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Phosphor [kg P ha ⁻¹ a ⁻¹]	Kalium [kg K ha ⁻¹ a ⁻¹]	Calcium [kg Ca ha ⁻¹ a ⁻¹]	Magnesium [kg Mg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Säureneutralisationskapazität [kmol ha ⁻¹ a ⁻¹]
20 - 50	2 - 4	12 - 25	15 - >40	3 - >10	2.4 - > 5

Für die Waldweide wurden in den letzten Jahren diverse Richtwerte und Leitlinien für die Bestosung, die Wahl der Tierarten und -rassen und der Weidesysteme erarbeitet. Allerdings sind die Resultate stark standortabhängig und für einen Erfolg sind Planung, ökologische Sensibilität des Tierhalters sowie der Einbezug der lokale Bevölkerung, der Interessenvertreter und Behörden wesentlich (Schmid et al. 2002). Wie in anderen Lebensräumen ist zum Erreichen einer bestimmten Zielvegetation, für die Bildung einer stabilen Grasnarbe (Erosionsvermeidung) oder zur Vermeidung der Ausbreitung unerwünschter Arten auch die Kombination von Massnahmen, z.B. Beweidung und Heugrassaat, zielführend. Ansonsten dauert die Ansiedlung erwünschter Arten allenfalls lange Zeit (Kipfer & Bosshard 2007).

Die Schaffung von TWW-Vegetation in lichten Wäldern ist fast nur auf extremen Waldstandorten möglich. In Gebieten mit TWW-Vorkommen ist der umgebende Wald oft für die Schaffung lichter Wälder mit TWW-Anteil und insbesondere für Saumgesellschaften geeignet (Masé et al. 2008).

Fromental- und Goldhaferwiesen

Traditionellerweise sind Fromental- und Goldhaferwiesen 1-2 Mal jährliche gemähte, alle 1-3 Jahre gemästete Wiesentypen. Bis Ende des 18. Jh. waren auch die Frühlingsweide und die Nachweide im Herbst regelmässige Bestandteile der Nutzung (Kapfer 2010a; Agridea 2015). Es wird vermutet, dass sich das Nährstoffniveau des Grünlandes unter anderem aufgrund des Wegfalls der Frühjahresweide bereits vor der landwirtschaftlichen Intensivierung im 20. Jh. erhöhte (Kapfer 2010b).

Deshalb, und weil die Frühlingsweide sowohl aus Biodiversität- als auch aus futterbaulicher Sicht (Vermeidung der Dominanz von Klappertopf und anderer Problempflanzen) positive Aspekte aufweist, wird empfohlen, diese Nutzungsform für Fromental- und Goldhaferwiesen (falls als extensiv genutzte Wiesen mit Qualität I und II angemeldet) vermehrt zu fördern. Weitere Aspekte, die be-

achtet werden müssen, sind in Agridea (2015) erläutert. Bei Goldhaferwiesen muss das Risiko einer Kalzinose bei den Weidetieren berücksichtigt werden.

Für den Nährstoffentzug (Kapitel 4.2.3 → Aushagerung; Anhang 8.10 Nährstoffentzüge nach Bewirtschaftungsintensität) ist zwar auch ein früher Mahdzeitpunkt wünschenswert. Damit wird aber das Aussamen von Wiesenpflanzen verhindert und je nachdem auch die Fauna beeinträchtigt. Längerfristig bräuchte es deshalb Nutzungszeitpunkte, die nicht jedes Jahr und nicht an jeder Stelle gleich sind, um den auseinandergehenden Erfordernissen entsprechen zu können. So wird empfohlen, mindestens einmal alle drei Jahre zumindest gewisse Bereiche spät zu nutzen, sodass alle Wiesenpflanzen aussamen können (Schmid et al. 2007). Zur Erhöhung der Nährstoffentzüge können analog der Frühjahresweide auch Teilbereiche alle paar Jahre früh geschnitten werden.

Agridea (2015) schlagen ein Paket von Massnahmen vor, um Fromentalwiesen generell zu fördern bzw. ihre Bewirtschaftung attraktiver zu gestalten. Demgemäss kommen auch Ausnahmegewilligungen für die Düngung mit Mist von Fromentalwiesen, die als extensive Wiesen angemeldet sind und ein Nährstoffdefizit aufweisen, in Frage. Dadurch entsteht aber das Risiko, dass Magerwiesen aufgedüngt werden, wie dies auch früher erfolgte und was unbedingt vermieden werden muss. Zudem müsste auch ein Zuviel und eine falsche Form von Nährstoffen (keine Vollgülle) vermieden werden. Andere nicht auf den Nährstoffhaushalt ausgerichtete Massnahmen weisen jedoch eine höhere Priorität für die Förderung der Fromentalwiesen auf (Agridea 2015).

In höheren Lagen, in denen aktuell eine Ausbreitung der stickstofffixierenden Grünerle (*Alnus viridis*) und dadurch erhöhte Stickstoffeinträge beobachtet werden (Bühlmann et al. 2014), kann die Landwirtschaft mit Offenhaltungsmassnahmen zur Erhaltung von Grünlandlebensräumen und der Verminderung von Stickstoffeinträgen beitragen. Hingegen ist aus Biodiversitätssicht auch eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung artenreichen Grünlandes in höheren Lagen unbedingt zu vermeiden (siehe Kapitel 3.2.2).

Trockenwiesen und -weiden (TWW)

Einem hohen Nährstoffniveau in TWW kann ebenfalls mit einer teilweise vorgezogenen oder zusätzlichen Nutzung begegnet werden. Zur Ausmagerung ist aber vorwiegend die Mahd geeignet. Dabei müssen die Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung berücksichtigt werden (Pearson et al. 2006; Dipner & Volkart 2010), da damit auch wuchsfreudige Wiesengräser gefördert und Trockenwiesenarten zurückgedrängt werden (Diacon-Bolli et al. 2011).

Die Eignung der Beweidung bei der regulären Bewirtschaftung von TWW und die Wahl der geeignetsten Weidetiere wird ebenfalls von diesen Autoren behandelt. Um zusätzliche Nährstoffeinträge in TWW möglichst zu vermeiden, muss ein zu hoher Besatz oder eine zu lange Weidedauer vermieden und auf eine Zufütterung verzichtet werden (Pearson et al. 2006; Diacon-Bolli et al. 2011), ausser wenn ein genügendes Abkoten im Stall oder auf anderen Flächen erreicht oder der Mist regelmässig abgeführt werden kann. Gemäss Diacon-Bolli et al. (2011) sind die Nährstoffeinträge durch kleinere Tiere homogener, und durch grössere Tiere entstehen eher heterogene Vegetationsstrukturen. Rindern oder Pferden koten oft an bestimmten Stellen, wodurch lokale Eutrophierungserscheinungen entstehen. Insbesondere Stickstoffeinträge erfolgen aber auch mit dem Urin. Lokale Eutrophierungserscheinungen entstehen v.a. bei Ruhestellen (z.B. wenn eine ansonsten steile Weide flache Bereiche aufweist), an Tränken oder bei Unterständen. Solche Stellen sollten also möglichst nicht auf Flächen mit Zielvegetation zur Verfügung gestellt werden. Ebenso wird empfohlen, Tiere während der Nacht nicht auf der Trockenweide zu lassen.

Zur Förderung der Fauna nicht gemähte oder beweidete Bereiche (Altgrasflächen) sollten jährlich gewechselt werden, um eine lokale Verbuschung, Verbrachung oder Nährstoffanreicherung zu vermeiden (Pearson et al. 2006).

Feuchtgebiete

Küchler & Küchler (2013) empfehlen aufgrund des Vorkommens gefährdeter Moorarten und den ähnlichen Standorteigenschaften verschiedener Moorvegetationstypen – feucht, lichtbegünstigt, nährstoffarm – (Abbildung 19), „dass für die Entwicklung der Moorvegetation die ökologischen Eigenschaften des Übergangsmoores richtungsweisend sind“. Dies heisst: Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushaltes und Verminderung der Eutrophierung.

Gemäss Wassen et al. (2006) erfolgt in Feuchtgebieten über die Nutzung einer der wichtigsten Nährstoffentzüge. Schmid et al. (2007) empfehlen die Nutzung von Flachmooren im 3-Jahres-Rhythmus zu organisieren. Sie geben Hinweise zu den Nutzungszeitpunkten in Abhängigkeit des

Nährstoffniveaus von ansonsten ähnlichen Vegetationstypen. Bei hohen Nährstoffniveaus werden die Zeitpunkte und die Anzahl der Nutzungen in gewissen, aber nicht allen Jahren vorverlegt bzw. erhöht. Eine teilweise Vorverlegung der Mahd hilft die Rückverlagerung von Nährstoffen durch die Pflanzen in ihre unterirdischen Organe zu verhindern. Jedenfalls soll aber anfallendes organisches Material immer abtransportiert werden (Grosvernier 2009). Grundsätzlich sollte die Nutzungsweise aber immer auch standortspezifisch festgelegt werden.

Güsewell et al. (2000) und andere AutorInnen zeigen für Streuwiesen (*Molinion*) im Kanton Zürich und weitere Feuchtgebietsvegetationstypen, dass mit einem zusätzlichen Schnitt im Juni/Juli zum herkömmlichen Schnitt im September/Oktober bedeutende Nährstoffentzüge erzielt werden können (Tabelle 11). Die Nährstoffentzüge bestehen auch, wenn der Biomasseentzug nicht erhöht wird und sind tendenziell grösser für Phosphor als für Stickstoff. Je nach Standort, Jahr und Vegetationstyp variieren die Entzüge stark. Es ist deshalb keine generelle Aussage zu deren Bedeutung möglich.

Tabelle 11: Zusätzliche Entzüge von Biomasse und Nährstoffen (Stickstoff N, Phosphor P und Kalium K) bei zwei Schnitten pro Jahr (Juni/Juli und September/Oktober) im Vergleich zu einem alleinigen Schnitt im September/Oktober. Tabelle angepasst von Güsewell et al. (2000) und darin zitierten Quellen. n.d. nicht bestimmt

Vegetationstyp	Jahr	Zusätzliche Entzüge [%]				Quelle
		Biomasse	N	P	K	
<i>Calthion</i> 1	Ø 3 Jahre	22.5	55.1	60.0	10.6	Kapfer 1987
<i>Calthion</i> 2	Ø 3 Jahre	-3.2	18.5	41.7	0.0	
<i>Molinion</i> 1	Ø 3 Jahre	16.7	27.9	22.2	33.3	
<i>Molinion</i> 2	1. Jahr	6.7	49.8	50.2	58.0	Egloff 1986
	2. Jahr	-1.2	5.3	8.9	2.7	
<i>Molinion</i> 3 ¹⁾	1. Jahr	5 ± 12	29 ± 16	113 ± 19	n.d.	Güsewell 2000
	4. Jahr ²⁾	-2 ± 15	12 ± 21	68 ± 30	n.d.	
<i>Cynosurion</i> , <i>Calthion</i> , <i>Magno-</i> <i>caricion</i> ³⁾	1. Jahr	41.4	25.3	59.1	76.6	Schwartz 1992
	2. Jahr	33.2	35.0	76.1	22.3	
	3. Jahr	-0.73	10.2	n.d.	n.d.	

1) Mittelwerte ± SE von 3 Probenahmeflächen; 2) Flächen seit 4 Jahren jährlich im Juni und September gemäht; 3) Mittelwerte von 10 Standorten

Auf den Nährstoffhaushalt in Mooren hat – wie in Kapitel 3.1.2 erläutert – auch der Wasserhaushalt einen starken Einfluss. Um die Torfbildung zu ermöglichen bzw. den Torfabbau und Nährstofffreisetzungen zu vermeiden, sollte sich der Wasserspiegel bei torfbildenden Flachmooren permanent und auf möglichst grosser Fläche höchstens in einem geringen Schwankungsbereich unter Flur bewegen. Grundwasserganglinien, wie diejenigen von Klötzli (1969) für Zürcher Feuchtgebiete, können genutzt werden, um Richtlinien für das Management des Wasserhaushaltes von Feuchtgebieten zu erarbeiten.

Die Wiederherstellung eines funktionierenden, naturnahen Wasserhaushaltes spielt auch auf der Landschaftsebene eine wesentliche Rolle (siehe auch Fachbericht Klimawandel). Denn durch die grossflächigen Entwässerungsmassnahmen und Gewässerkorrekturen wurden die hydrologischen Bedingungen in der Landschaft weitgehend verändert (Lachat et al. 2010a; Gimmi et al. 2011). Dies wirkt sich auch auf die Wasserversorgung von einzelnen Gebieten aus.

Bei Regulierungen des Wasserhaushaltes oder Wiedervernässungen in einzelnen Gebieten ist eine genaue Kenntnis der hydrochemischen Verhältnisse und die Eruiierung des primär wachstumslimitierenden Nährstoffes wichtig (z.B. Düngungsversuche oder Ermittlung des N:P-Verhältnisses der Vegetation), um interne Eutrophierungseffekte zu vermeiden (Kapitel 3.1.2 → Interne Nährstofffreisetzung).

Gemäss mehreren Quellen in Grosvernier (2009) stellt die extensive Beweidung von Flachmooren kein Eutrophierungsrisiko dar, solange in der Weide auch nicht-sumpfige Flächen vorhanden sind, die vom Vieh zum Ruhen bevorzugt werden. Schmid et al. (2007) stufen die Beweidbarkeit von *Calthion*, *Magno-caricion* sowie *Caricion davallianae* oder *Caricion nigrae* auf Mineralboden als mässig und von *Filipendulion*, *Phragmition*, *Molinion* sowie *Caricion davallianae* oder *Caricion nigrae* auf Moorboden als schlecht ein.

Weitere Hinweise für eine zukunftsfähige Bewirtschaftung von Mooren sind in Grosvernier (2009) unter Berücksichtigung vieler Aspekte zusammengestellt.

Box: Bewirtschaftung

- ⇒ Die Bewirtschaftung und der Unterhalt von Lebensräumen können sich an traditionellen Bewirtschaftungspraktiken orientieren. Aufgrund veränderter und erhöhter Nährstoffflüsse sind für die langfristige Erhaltung artenreicher und funktionsfähiger Ökosysteme aber auch neue Bewirtschaftungsweisen anzudenken und umzusetzen.
- ⇒ Im Grünland und in Feuchtgebieten kann ein zusätzlicher oder vorgezogener Schnitt auf Teilflächen oder alle paar Jahre die Nährstoffniveaus senken. Eine Veränderung der Bewirtschaftung kann aber auch unerwünschte Auswirkungen haben.
- ⇒ Für die Artenzusammensetzung von Fromentalwiesen spielen Schnittzeitpunkte und -häufigkeit eine wichtigere Rolle als das Nährstoffangebot.
- ⇒ Eine Ausmagerung kann in Trockenwiesen und -weiden, gewissen Feuchtgebieten und Waldstandorten auch durch eine Beweidung erfolgen.
- ⇒ Anpassungen in der Bewirtschaftung mit dem Ziel eines Nährstoffaustrages müssen auf die Schutzziele abgestimmt werden, d.h. eine Beeinträchtigung der Zielvegetation und -arten muss möglichst vermieden werden.
- ⇒ Unter den heutigen Umständen ist in Feuchtgebieten im Kanton Zürich eine Reduktion der Nährstoffverfügbarkeit grundsätzlich immer sinnvoll. Zusätzlich kommt der Erhaltung und Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushaltes und der Wasserrückhaltung in der Landschaft eine entscheidende Rolle zu, um interne Nährstofffreisetzungen zu vermeiden.
- ⇒ Zur Förderung der Lebensgemeinschaften lichter Wälder muss primär das Lichtangebot erhöht werden. Massnahmen sollten aber vorzugsweise auf Böden mit einem geringen Nährstoffspeichervermögen und -angebot durchgeführt werden, um ein zu starkes Wachstum des Unterwuchses zu vermeiden. Auf übrigen Waldflächen mit Nährstoffungleichgewichten sind insbesondere aus forstwirtschaftlicher Sicht Bewirtschaftungsmassnahmen (z.B. Zurücklassen von Ernteresten, Erhöhung der Baumartenvielfalt) zur Verbesserung der Situation zu ergreifen.

4.2.5 Weitere Massnahmenbereiche

Umweltverträglichkeitsprüfung

Critical Loads und Critical Levels können aus rechtlicher Sicht zur Beurteilung der Übermässigkeit von Immissionen nach Artikel 2 Absatz 5 LRV herangezogen werden, da sie von ihrer Bedeutung her mit den Immissionsgrenzwerten gleichwertig sind (EKL 2014). Demgemäss können sie in Umweltverträglichkeitsprüfungen zur Beurteilung der Schädlichkeit von Stickstoffeinträgen und Ammoniakimmissionen oder deren Veränderungen benutzt werden. Dies wäre besonders relevant in Gebieten, in denen Critical Loads bereits überschritten sind oder sich im Grenzbereich bewegen.

Analog erarbeiteten für Deutschland Balla et al. (2014) einen Vorschlag für eine Fachkonvention zur Anwendung von Critical Loads in der FFH-Verträglichkeitsprüfung, der prinzipiell auch auf andere Projekte übertragbar wäre (SRU 2015).

Monitoring

Für die Politikberatung und eine wissenschaftlich fundierte Darstellung des Zustandes von Ökosystemen wird ein Monitoring hinsichtlich der Stickstoffbelastung und Indikatoren, die eine zusammenschauende Betrachtung zwischen Belastung und Zustand erlauben, als wichtig erachtet (SRU 2015). In der Schweiz zeigt der BDM-Indikator E6 das Nährstoffangebot im Boden basierend auf dem mittleren Zeigerwert der Vegetation an einem Standort.

Wie für Deutschland empfohlen (SRU 2015) wäre für die Beurteilung der Situation im Kanton Zürich und die Kommunikation allenfalls ein Indikator zum Zustand terrestrischer Ökosysteme hinsichtlich der Stickstoffbelastung und Biodiversität analog den Indikatoren für den Gewässerzustand ein nützliches Instrument (Anhang 8.2)

4.2.6 Umgang mit Unsicherheiten

Je nach Vegetationstyp und Standortbedingungen sind unterschiedliche Massnahmen geeignet. Oft ist nicht bekannt, welches die primär wachstumslimitierenden Nährstoffe der Vegetation, die Bodeneigenschaften, hydrologischen und hydrochemischen Verhältnisse oder die hauptsächlichen Nährstoffeintragspfade sind. Vor dem Ergreifen von Massnahmen wie z.B. einer Wiedervernässung sollten diese Einflussfaktoren eruiert werden, um unerwünschte Auswirkungen wie eine interne Eu-

trophierung (Kapitel 3.1.2) oder Misserfolge zu vermeiden (Zerbe & Wiegleb 2009). Je nachdem dauert es auch unterschiedlich lange, bis Massnahmen wie z.B. Ausmagerungen Erfolg zeigen.

Aufgrund dieser Unsicherheiten bei Anpassungsmassnahmen und um eine Entlastung auf Landschaftsebene zu erreichen, sind Emissions-Minderungsmassnahmen immer prioritär.

5 Wissenslücken

Aus ökologischer Sicht bestehen noch relativ grosse Wissenslücken bezüglich indirekter Effekte von Stickstoffeinträgen auf die Fauna und Wechselwirkungen mit anderen Stressfaktoren wie anderen Luftschadstoffen, dem Klimawandel, Pathogenen und Parasiten (Sutton et al. 2011). Eine ausführliche Zusammenstellung von Wissenslücken im Forschungsbereich zu Stickstoffflüssen in der Landwirtschaft geben Heldstab et al. (2010a).

5.1 Offene Fragen bezüglich der Eutrophierung, ihrer Auswirkungen und dem Umgang damit im Kanton Zürich

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit tauchten spezifisch für den Kanton Zürich folgende Fragen auf, die weitere Abklärungen erfordern oder allenfalls mit Pilotversuchen untersucht werden könnten.

Emissionen und Immissionen

- Bei welchen Prozessen und in Zusammenarbeit mit welchen Akteuren kann die Fachstelle Naturschutz des Kantons Zürich am wirkungsvollsten Einfluss auf die Verminderung von Nährstoff-Emissionen und -Immissionen nehmen?
- Gibt es im Kanton Zürich Naturschutzgebiete (bei Feuchtgebieten inklusiv der Wassereinzugsgebiete), deren Stickstoff-Immissionen zu einem Grossteil von einzelnen Emittenten verursacht werden?

Naturschutzflächen

- Welche Nährstoffe limitieren das Wachstum der Vegetation in welchen Naturschutzflächen im Kanton Zürich?
- Welches sind die Nährstoffniveaus verschiedener Naturschutzflächen? Wie weit sind die Nährstoffgehalte der Böden dieser Flächen vom erwünschten Zustand entfernt?
- Welcher Spielraum besteht auf Naturschutzflächen, um Nährstoffausträge mit Mahd- oder Beweidung zu erhöhen? Kann man den N- und P-Austrag z.B. mittels räumlicher und/oder zeitlicher Variation des Nährstoffaustrages maximieren, ohne die Vegetation des Schutzgebietes in seiner ökologischen Qualität zu beeinträchtigen?
- Welche weiteren möglichen Anpassungsmassnahmen im Umfeld von Gebieten sind für spezifische Gebiete am erfolgversprechendsten und am einfachsten umsetzbar?

Feuchtgebiete

- Spielen interne Nährstofffreisetzungen in den Böden von Feuchtgebieten im Kanton heute eine wesentliche Rolle?
- Sind die Stickstoff- und Phosphorgehalte oder die Schwebstofffrachten der Seen im Kanton Zürich relevant bezüglich der Gesamt-Nährstoffeinträge in die Feuchtgebiete im Uferbereich?
- Besteht ein Bedarf, das Management des Wasserhaushaltes in Feuchtgebieten zu verbessern, um interne Nährstofffreisetzungen zu minimieren? Wenn ja wie soll dieses erfolgen? Welches sind Konflikt- und Synergiepotentiale hinsichtlich des Wasserhaushaltes, des Klimawandels und anderer Aspekte?
- Wie kann im Umfeld von Feuchtgebieten der Wasser- und Nährstoffhaushalt verbessert werden, um sie in einem guten Zustand zu erhalten und zu fördern?
- Kommt es im Rahmen von Entbuschungsaktionen in Feuchtgebieten zu relevanten Nährstofffreisetzungen? Wenn ja, kann dies z.B. durch gestaffelte Einsätze minimiert werden?

Wald

- Welches sind die Auswirkungen verschiedener traditioneller Waldnutzungsformen oder angepasster Nutzungsvarianten auf den Nährstoffhaushalt von Waldbeständen und die Produktivität des Unterwuchses?

Wiederansiedlungen

- Inwiefern spielen die Nährstoffverhältnisse eines Standortes eine Rolle für den Erfolg von Wiederansiedlungen verschiedener Pflanzenarten?

6 Fazit

Belege für schädigende Auswirkungen von übermässigen Stickstoffeinträgen auf die Biodiversität verschiedener Ökosysteme sind zahlreich vorhanden; sei dies für einen Eintrag über die Luft (Deposition), verschiedene Wasserfließwege oder via direkter Düngung. Für die Schweiz und den Kanton Zürich zeigen Immissions-Messungen, dass kritische Werte von Nährstoffeinträgen aus der Luft, über denen schädigende Auswirkungen auftreten, auf einem Grossteil der Fläche empfindlicher Ökosysteme überschritten sind.

Die Optimierung des Stickstoffkreislaufes und die Reduktion der Stickstoffeinträge sind deshalb dringend. Dies nicht nur aus Biodiversitätssicht. Stickstoffemissionen können bedeutende negative Effekte auf alle Umweltkompartimente und auch auf die menschliche Gesundheit ausüben. Eine Optimierung des Stickstoffkreislaufes weist also Synergien für viele Bereiche auf.

Gesamtheitliche, umweltbereichs- und sektorübergreifende Ansätze sind am besten geeignet für die Optimierung. Denn damit werden tendenziell höhere und effizientere Emissionsreduktionen erreicht. Zudem wird eine Verlagerung von stickstoffbezogenen Problemen vermieden. Zur Reduktion der unerwünschten Auswirkungen müssen sowohl Ansätze, die Emissionen minimieren – diese sind prioritär – als auch Anpassungsmassnahmen umgesetzt werden. Folgende Ansätze ergänzen sich: Reduktion der Hintergrundbelastung, Verringerung der Einträge in stark belastete und empfindliche Gebiete durch regional und lokal wirksame Instrumente, Verstärkung des lokalen Schutzes durch naturschutzfachliche Massnahmen und Erhaltung wenig belasteter Gebiete.

Um die Effekte verbleibender Stickstoffemissionen und nicht vermeidbarer Stickstoffimmissionen zu minimieren, empfehlen wir primär, bewährte und wirksame Anpassungsmassnahmen wie Pufferzonen und -streifen konsequent und allenfalls verstärkt umzusetzen. Weitere potenzielle Anpassungsmassnahmen im Umfeld von sensiblen Gebieten existieren. Diese müssten aber vor einer Umsetzung auf ihre Eignung getestet werden. Ebenfalls wäre für Gebiete mit ungenügendem Erhaltungszustand zu prüfen, inwiefern Pflegepläne und die Bewirtschaftung hinsichtlich des Nährstoffhaushaltes und des Zielzustandes optimiert werden können.

Die Fläche und Qualität ehemals nährstoffarmer, sogenannt magerer Standorte, sind infolge von Nährstoffeinträgen und Landnutzungsänderungen stark zurückgegangen. Sollen die daran angepassten Lebensgemeinschaften und Arten langfristig erhalten bleiben, sind zusätzlich zu den bewährten Bewirtschaftungs- und Aufwertungsmassnahmen auf bestehenden Flächen auch Wiederherstellungsmassnahmen von stark beeinträchtigten Flächen und von Potenzialflächen notwendig. Für einen Erfolg braucht es diesbezüglich normalerweise eine Kombination verschiedener Massnahmen, die situations-spezifisch gewählt werden sollten.

Nährstoffeinträge sind in der Schweiz seit ca. Mitte des 20. Jahrhunderts einer der bedeutendsten direkt und indirekt wirkenden Faktoren für den Rückgang der Biodiversität. Je nach Standort und Lebensraum kommen weitere Gefährdungsfaktoren mit unterschiedlichen Wirkungsanteilen dazu oder sind wesentlicher. Es ist deshalb unerlässlich, die verschiedenen Gefährdungsfaktoren und ihre Ursachen in einem Gebiet zu analysieren, um gezielt wirkungsvolle Massnahmen ergreifen zu können.

7 Literatur

- Adler, P.B. & Collins, S.L. (2011). Productivity is a poor predictor of plant species richness. *Science*, 334, 905–905.
- Agridea. (2015). Erhaltung und Förderung von Fromental- und Goldhaferwiesen. Massnahmen im Rahmen von Vernetzungsprojekten und auf Einzelbetrieben. *Merkblatt. Nr. 2752*.
- Allan, E., Weisser, W.W., Fischer, M., Schulze, E.-D., Weigelt, A., Roscher, C., Baade, J., Barnard, R.L., Beßler, H., Buchmann, N., Ebeling, A., Eisenhauer, N., Engels, C., Fergus, A.J.F., Gleixner, G., Gubsch, M., Halle, S., Klein, A.-M., Kertscher, I., Kuu, A., Lange, M., Le Roux, X., Meyer, S.T., Migunova, V.D., Milcu, A., Niklaus, P. a, Oelmann, Y., Pašalić, E., Petermann, J.S., Poly, F., Rottstock, T., Sabais, A.C.W., Scherber, C., Scherer-Lorenzen, M., Scheu, S., Steinbeiss, S., Schwichtenberg, G., Temperton, V., Tscharntke, T., Voigt, W., Wilcke, W., Wirth, C. & Schmid, B. (2013). A comparison of the strength of biodiversity effects across multiple functions. *Oecologia*, 173, 223–237.
- Auderset Joye, D. & Schwarzer, A. (2012). *Rote Liste Armleuchteralgen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010*. Umwelt-Vollzug Nr. 1213. BAFU, Université de Geneve - LEBA, Bern und Genf.
- AWEL. (2014). *Abwasserreinigung in Zahlen 2014*.
- AWEL. (2015a). *Phosphor- und Stickstoffbelastung der Zürcher Seen seit 1950*.
- AWEL. (2015b). Emissionen und Immissionen Kanton Zürich.
- AWEL. (2016a). *Massnahmenplan Luftreinhaltung. Teilrevision 2016*.
- AWEL. (2016b). *Massnahmenplan Luftreinhaltung. Teilrevision 2016. Grundlagenbericht*.
- BAFU. (2010). Holzasche und Wald Inhalt. In: *Auslegeordnung und Bericht zum BAFU-Workshop vom 24. März 2010 Im Haus des Sports in Ittigen*. Referenz/Aktenzeichen: J204-3021. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU. (2012). *Grundwasserschutz zonen bei Lockergesteinen. Ein Modul der Vollzugshilfe Grundwasserschutz*. Umwelt Vollzug Nr. 1207. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU. (2014a). *Grundlagenpapier zur Stickstoffproblematik Luft, Boden, Wasser, Biodiversität und Klima. Referenz/Aktenzeichen: N281-1904*. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU. (2014b). *Leitfaden zur Vermeidung und Verringerung von Ammoniakemissionen aus landwirtschaftlichen Quellen. Inoffizielle deutschsprachige Version des Dokuments ECE/EB.AIR/120 der UNECE*. Vereinte Nationen, Exekutivorgan für das Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung.
- BAFU. (2015). *Kantonale Massnahmenpläne Luftreinhaltung: Behandlung der Anträge an den Bundesrat 2000 - 2014. Stand: Februar 2015*. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU & BLW. (2011). *Baulicher Umweltschutz in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft*. Umwelt-Vollzug Nr. 1101. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU & BLW. (2012). *Nährstoffe und Verwendung von Düngern in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft*. Umwelt-Vollzug Nr. 1225. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU & BLW. (2013). *Bodenschutz in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft*. Umwelt Vollzug Nr. 1313. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Balla, S., Bernotat, D., Frommer, J., Garniel, A., Geupel, M., Hebbinghaus, H., Lorentz, H., Schlutow, A. & Uhl, R. (2014). Stickstoffeinträge in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 14, 43–56.

- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D.G. & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9, 1146–56.
- Baude, M., Kunin, W.E., Boatman, N.D., Conyers, S., Davies, N., Gillespie, S.M.A.K., Morton, R.D., Smart, S.M. & Memmott, J. (2016). Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature*, 530, 85–88.
- Baudirektion Kanton Zürich. (2008). *Umweltbericht 2008*.
- Baudirektion Kanton Zürich. (2014). *Umweltbericht 2014*.
- Baumgartner, H. (2014). Risikocheck auf dem Bauernhof. Effizientere Kontrollen zum Schutz der Gewässer. *Umwelt*, 3, 26–28.
- Bergamini, A., Peintinger, M., Fakheran, S., Moradi, H., Schmid, B. & Joshi, J. (2009). Loss of habitat specialists despite conservation management in fen remnants 1995–2006. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 11, 65–79.
- Biaggi, D. (2005). *Praxishilfe zur Bemessung des Zuströmbereichs*. Zu. Vollzug Umwelt Nr. 2509. BAFU, Bern.
- Binder, C.R., de Baan, L. & Wittmer, D. (2009). *Phosphorflüsse der Schweiz. Stand Risiken und Handlungsoptionen. Abschlussbericht*. Umwelt Wissen Nr. 0928. Bundersamt für Umwelt, Bern.
- Bittman, S., Dedina, M., C.M., H., Oenema, O., Sutton, M.A. & (eds). (2014). *Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen*. Edinburgh, UK.
- Blume, H.P., Brümmer, G., Horn, R., Kretzschmar, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Stahr, K. & Wilke, B.M. (2009). *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*. Springer.
- BLW. (2012). *Agrarbericht 2012*. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW. (2015). *Vernehmlassung zu einem Bundesbeschluss über die finanziellen Mittel für die Landwirtschaft in den Jahren 2018-2021 Erläuternder Bericht*. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BLW & BAFU. (2010). *Erosion – Risiken beschränken. Merkblätter-Set*. Bundesamt für Landwirtschaft, Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BLW, BAFU & BAG. (2013). *Grundlagensammlung Projekte nach Artikel 62a GSchG Nitratprojekte*. Bern.
- Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P. (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. In: *Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010*. UNECE Coordination Centre for Effects, pp. 23–25.
- Bosshard, A. (2015). Rückgang der Fromentalwiesen und die Auswirkungen auf die Biodiversität. *Agrarforschung Schweiz*, 6, 20–27.
- Bosshard, A. (2016). *Das Naturwiesland der Schweiz und Mitteleuropas. Mit besonderer Berücksichtigung der Fromentalwiesen und des standortgemässen Futterbaus (erscheint voraussichtlich 2016)*.
- Bosshard, A., Mayer, P. & Mosimann, A. (2012a). *Leitfaden für naturgemässe Begrünungen in der Schweiz. Mit besonderer Berücksichtigung der Biodiversität*. Ö+L Ökologie und Landschaft GmbH.
- Bosshard, C. & Richner, W. (2013). *Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene. Teil 2: Analyse auf Kulturebene. Abschlussbericht zuhanden des Bundesamts für Landwirtschaft BLW*. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.
- Bosshard, C., Spiess, E. & Richner, W. (2012b). *Überprüfung der Methode Suisse-Bilanz: Schlussbericht*. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.

- Braun, S. (2015). *Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006-2014*. Institut für angewandte Pflanzenbiologie Schönenbuch. Bericht im Auftrag des BAFU.
- Bühler, C. & Roth, T. (2011). Spread of common species results in local-scale floristic homogenization in grassland of Switzerland. *Diversity and Distributions*, 17, 1089–1098.
- Bühlmann, T., Hiltbrunner, E. & Körner, C. (2014). *Alnus viridis* expansion contributes to excess reactive nitrogen release, reduces biodiversity and constrains forest succession in the Alps. *Alpine Botany*, 124, 187–191.
- Bürgi, M. (2008). Historische Ökologie – ein interdisziplinärer Forschungsansatz, illustriert am Beispiel der Waldstreunutzung. *GAIA*, 17, 370–377.
- Bürgi, M., Wohlgemuth, T. & Zimmermann, S. (2006). Austragsnutzungen im Wald. *Zürcher Wald*, 5.
- BUWAL. (2002). Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz: Farn- und Blütenpflanzen.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D. a, Kinzig, A., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59–67.
- Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M. & Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443, 989–92.
- Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M. & Honnay, O. (2013). Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment - is it nitrogen or is it phosphorus? *Global Ecology and Biogeography*, 22, 73–82.
- Chevillat, V., Balmer, O., Birrer, S., Doppler, V., Graf, R., Jenny, M., Pfiffner, L., Rudmann, C. & Zellweger-Fischer, J. (2012). Gesamtbetriebliche Beratung steigert Qualität und Quantität von Ökoausgleichsflächen. *Agrarforschung Schweiz*, 3, 104–111.
- CORPEN. (2007). *Les fonctions environnementales des zones tampons. Les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux*. Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'environnement / Groupe zones tampons. Paris.
- Cunha, A., Power, S.A., Ashmore, M.R., Green, P.R.S., Haworth, B.J. & Bobbink, R. (2002). *Whole Ecosystem Nitrogen Manipulation: An Updated Review*. Report No. 331. JNCC.
- Dabney, S.M., Moore, M.T. & Locke, M.A. (2006). Integrated management of in-field, edge-of-field, and after-field buffers. *Journal of the American Water Resources Association*, 42, 15–24.
- Daniel, O., Crole-Rees, A., Bühler, L., Geiger, F., Gujer, H.-U. & Bertschinger, L. (2014). Win4 in der Landwirtschaft: Verbesserungen in den Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie. *Agrarforschung Schweiz*, 5, 64–67.
- Dao, H., Peduzzi, P., Chatenoux, B., De Bono, A., Schwarzer, S. & Friot, D. (2015). *Environmental Limits and Swiss Footprints Based on Planetary Boundaries. A study commissioned by the Swiss Federal Office for the Environment (FOEN)*.
- Dettwiler, J., Clément, J.-P. & Chassot, G. (2006). *Düngung und Umwelt. Fachkommentare zum anwendbaren Bundesrecht*. Umwelt-Wissen Nr. 0617. Bundesamt für Umwelt.
- Diacon-Bolli, J., Bürgi, M. & Dalang, T. (2011). *Systematisches Review zu Bewirtschaftungseinflüssen auf Trockenwiesen und -weiden Schlussbericht*. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.

- Dicks, L. V., Ashpole, J.E., Dänhardt, J., James, K., Jönsson, A., Randall, N., Showler, D.A., Smith, R.K., Turpie, S., Williams, D. & Sutherland, W.J. (2013). *Farmland Conservation. Evidence for the effects of interventions in northern and western Europe*. Pelagic Publishing, Exeter.
- Dierssen, K. & Dierssen, B. (2008). *Moore. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht*. Ulmer.
- Dietiker, F., Wald, A., Waldweide, D., Rinder, S., Übernutzung, D. & Wälder, D. (2008). Waldweide – Tradition unter veränderten Vorzeichen. *Umwelt Aargau*, 23–26.
- Dipner, M. & Volkart, G. (2010). *Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. Vollzugshilfe zur Trockenwiesenverordnung*. Umwelt-Vollzug Nr. 1017. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Dirnböck, T., Grandin, U., Bernhardt-Römermann, M., Beudert, B., Canullo, R., Forsius, M., Grabner, M.-T., Holmberg, M., Kleemola, S., Lundin, L., Mirtl, M., Neumann, M., Pompei, E., Salemaa, M., Starlinger, F., Staszewski, T. & Uziębło, A.K. (2014). Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global Change Biology*, 20, 429–40.
- Donnison, L.M., Lewis, P.J., Smith, B. & Randall, N.P. (2013). *How effective are slurry storage, cover or catch crops, woodland creation, controlled trafficking or break-up of compacted layers, and buffer strips as on-farm mitigation measures for delivering an improved water environment?* WT0965 report. Harper Adams University.
- Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J. & Trévisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics. A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117, 4–21.
- Dragosits, U., Theobald, M.R., Place, C.J., ApSimon, H.M. & Sutton, M.A. (2006). The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science & Policy*, 9, 626–638.
- Duprè, C., Stevens, C.J., Ranke, T., Bleeker, A., Peppler-Lisbach, C., Gowing, D.J.G., Dise, N.B., Dorland, E., Bobbink, R. & Diekmann, M. (2010). Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: The contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology*, 16, 344–357.
- Dzwonko, Z. & Gawronski, S. (2002). Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. *Biological Conservation*, 106, 389–398.
- Egloff, T.B. (1986). *Auswirkungen und Beseitigung von Düngungseinflüssen auf Streuwiesen: Eutrophierungssimulation und Regenerationsexperimente im nördlichen Schweizer Mittelland*. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, 89. Heft. Zürich.
- EKL. (2005). *Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL)*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 384. BUWAL, Bern.
- EKL. (2010). *25 Jahre Luftreinhaltung auf der Basis des Umweltschutzgesetzes - Thesen und Empfehlungen*. Eidgenössische Kommission für Lufthygiene, Bern.
- EKL. (2014). *Ammoniak-Immissionen und Stickstoffeinträge. Abklärungen der EKL zur Beurteilung der Übermässigkeit*. Eidgenössische Kommission für Lufthygiene, Bern.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G.D., Bengtsson, J., Walker, B.H. & Norberg, J. (2009). Response diversity, ecosystem change and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 488–494.
- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B. & Smith, J.E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10, 1135–1142.
- Emsens, W.-J., Aggenbach, C.J.S., Smolders, A.J.P. & van Diggelen, R. (2015). Topsoil

- removal in degraded rich fens: Can we force an ecosystem reset? *Ecological Engineering*, 77, 225–232.
- Essl, F. & Rabitsch, W. (2013). *Biodiversität und Klimawandel - Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. Springer Spektrum.
- Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R. & Richner, W. (2009). Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung Schweiz*, 16, 1–97.
- Frey, M., Konz, N., Stamm, C. & Prasuhn, V. (2011). Identifizierung von Flächen, die über - proportional zur Gewässerbelastung beitragen. *Agrarforschung Schweiz*, 2, 156–161.
- Frischknecht, R., Nathani, C., Büsser Knöpfel, S., Itten, R., Wyss, F. & Hellmüller, P. (2014). *Entwicklung der weltweiten Umweltauswirkungen der Schweiz. Umweltbelastung von Konsum und Produktion von 1996 bis 2011*. Umwelt-Wissen Nr. 1413. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Fujita, Y., Venterink, H.O., van Bodegom, P.M., Douma, J.C., Heil, G.W., Hölzel, N., Jabłońska, E., Kotowski, W., Okruszko, T., Pawlikowski, P., de Ruiter, P.C. & Wassen, M.J. (2014). Low investment in sexual reproduction threatens plants adapted to phosphorus limitation. *Nature*, 505, 82–6.
- Gassner, A. (2006). *Gewässerschutzbestimmungen in der Landwirtschaft. Ein internationaler Vergleich*. Umwelt-Wissen Nr. 0618. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Geurts, J.J.M., van de Wouw, P.A.G., Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2011). Ecological restoration on former agricultural soils: Feasibility of in situ phosphate fixation as an alternative to top soil removal. *Ecological Engineering*, 37, 1620–1629.
- Gimmi, T. (2004). *Verlagerung gelöster Stoffe durch den Boden ins Grundwasser*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 349. BUWAL, Bern.
- Gimmi, U., Lachat, T. & Bürgi, M. (2011). Reconstructing the collapse of wetland networks in the Swiss lowlands 1850–2000. *Landscape Ecology*, 26, 1071–1083.
- Glatzel, G. (1991). The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. *Fertilizer Research*, 27, 1–8.
- Grace, J.B., Adler, P.B., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Hillebrand, H., Hautier, Y., Hector, A., Harpole, W.S., O'Halloran, L.R., Anderson, T.M., Bakker, J.D., Brown, C.S., Buckley, Y.M., Collins, S.L., Cottingham, K.L., Crawley, M.J., Damschen, E.I., Davies, K.F., DeCrappeo, N.M., Fay, P.A., Firn, J., Gruner, D.S., Hagenah, N., Jin, V.L., Kirkman, K.P., Knops, J.M.H., La Pierre, K.J., Lambrinos, J.G., Melbourne, B.A., Mitchell, C.E., Moore, J.L., Morgan, J.W., Orrock, J.L., Prober, S.M., Stevens, C.J., Wragg, P.D. & Yang, L.H. (2012). Response to Comments on "Productivity Is a Poor Predictor of Plant Species Richness." *Science*, 335, 1441.
- Grace, J.B., Anderson, T.M., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Adler, P.B., Harpole, W.S., Hautier, Y., Hillebrand, H., Lind, E.M., Pärtel, M., Bakker, J.D., Buckley, Y.M., Crawley, M.J., Damschen, E.I., Davies, K.F., Fay, P.A., Firn, J., Gruner, D.S., Hector, A., Knops, J.M.K., MacDougall, A.S., Melbourne, B.A., Morgan, J.W., Orrock, J.L., Prober, S.M. & Smith, M.D. (2016). Integrative modelling reveals mechanisms linking productivity and plant species richness. *Nature*, 529, 390–393.
- Grosvernier, P. (2009). *Utilisation et gestion conservatoire des bas-marais. Eléments de réflexion par rapport à la stratégie d'utilisation minimale requise et conséquences sur les mesures de gestion conservatoires des biotopes marécageux*. OFEV. Programme inventaires de biotopes. Document interne. Office fédéral de l'environnement (OFEV) division Gestion des espèces, Bern.
- Grosvernier, P. (2015). *Maintien des ressources en eau dans le bassin versant des biotopes marécageux d'importance nationale [WWW Document]*. URL <http://www.marais.ch>
- Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Meuli, R.G. & A., K. (2015). *Ergebnisse der*

- Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter. Umwelt-Zustand Nr. 1507: Bundersamt für Umwelt.
- Güsewell, S. (2004). N : P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist*, 164, 243–266.
- Güsewell, S., Zorzi, A., Gigon, A. & others. (2000). Mowing in early summer as a remedy to eutrophication in Swiss fen meadows: are really more nutrients removed? *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, 66, 11–24.
- Hangartner, R. (2002). *Langzeit-Veränderungen in der Vegetation und Flora in Übergangsmooren des Nordschweizerischen Mittellandes*. Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz 73. vdf.
- Hautier, Y., Niklaus, P. & Hector, A. (2009). Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 324, 636–638.
- Hautier, Y., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Adler, P.B., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Lind, E.M., MacDougall, A.S., Stevens, C.J., Bakker, J.D., Buckley, Y.M., Chu, C., Collins, S.L., Daleo, P., Damschen, E.I., Davies, K.F., Fay, P. a, Firn, J., Gruner, D.S., Jin, V.L., Klein, J. a, Knops, J.M.H., La Pierre, K.J., Li, W., McCulley, R.L., Melbourne, B. a, Moore, J.L., O'Halloran, L.R., Prober, S.M., Risch, A.C., Sankaran, M., Schuetz, M. & Hector, A. (2014). Eutrophication weakens stabilizing effects of diversity in natural grasslands. *Nature*, 508, 521–525.
- Hector, A. & Bagchi, R. (2007). Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*, 448, 188–190.
- Hegg, O. & Schaffner, U. (2012). *80 Jahre experimentelle Ökosystemforschung auf der Schynigen Platte im Berner Oberland*. Bristol-Schriftenreihe 31. Haupt Verlag.
- Heldstab, J., Leippert, F., Biedermann, R. & Schwank, O. (2013). *Stickstoffflüsse in der Schweiz 2020. Stoffflussanalyse und Entwicklungen*. Umwelt-Wissen Nr. 1309. Bundersamt für Umwelt, Bern.
- Heldstab, J., Leippert, F., Reutimann, J. & Schwank, O. (2010a). *Stickstoff-Flüsse der schweizerischen Landwirtschaft. Evaluation von Wissenslücken in der Forschung. Schlussbericht*. Bericht im Auftrag von BLW und BAFU.
- Heldstab, J., Reutimann, J., Biedermann, R. & Leu, D. (2010b). *Stickstoffflüsse in der Schweiz Stoffflussanalyse für das Jahr 2005*. Umwelt-Wissen Nr. 1008. Bundersamt für Umwelt, Bern.
- Herzog, F. & Richner, W. (2005). *Evaluation der Ökomassnahmen - Bereich Stickstoff und Phosphor*. Schriftenreihe der FAL 57. Agroscope FAL Reckenholz.
- Hirsch, M. (1991). *Atmosphärische Emissionen und Depositionen von Stickstoff und anderen Luftinhaltsstoffen*. Fachgutachten zum Entwurf des Naturschutz-Gesamtkonzeptes für den Kanton Zürich 1992.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D. a. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75, 3–35.
- Hughes, T.P., Linares, C., Dakos, V., van de Leemput, I.A. & van Nes, E.H. (2013). Living dangerously on borrowed time during slow, unrecognized regime shifts. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 149–155.
- Huguenin-Elie, O., Stutz, C.J., Lüscher, A. & Kessler, W. (2006). Einfluss von Stickstoff und Kalium auf eine Fromentalwiese. *Agrarforschung Schweiz*, 13, 62–67.
- Humbert, J.-Y., Dwyer, J.M., Andrey, A. & Arlettaz, R. (2015). Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. *Global Change Biology*, 22, 110–120.
- Huston, M. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*,

113, 81–101.

- IAP Schönenbuch. (2013). *Wie geht es unserem Wald? 29 Jahre Walddauerbeobachtung. Interkantonales Walddauerbeobachtungsprogramm der Kantone AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH und des BAFU Ergebnisse von 1984 bis 2012 Bericht. Bericht 4.*
- Illi, M. (2015). Zürich (Kanton). Gewässerbau und Raumplanung [WWW Document]. *Historisches Lexikon der Schweiz*. URL <http://www.hls-dhs-dss.ch/textes/d/D7381.php>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B.J., Zavaleta, E.S. & Loreau, M. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477, 199–202.
- Isbell, F., Craven, D., Connolly, J., Loreau, M., Schmid, B., Carl, B., Bezemer, T.M., Bonin, C., Bruelheide, H., Luca, E. De, Ebeling, A., Griffin, J.N., Guo, Q., Hautier, Y., Hector, A., Jentsch, A., Kreyling, J., Lanta, V., Manning, P., Meyer, S.T., Mori, A.S., Naeem, S., Niklaus, P.A., Polley, H.W., Reich, P.B., Roscher, C., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Thakur, M.P., Tilman, D., Tracy, B.F., van der Putten, W.H., van Ruijven, J., Weigelt, A., Weisser, W.W., Wilsey, B. & Eisenhauer, N. (2015). Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature*, 526, 574–577.
- Jahr, I., Rudmann, C., Pfiffner, L. & Balmer, O. (2012). Motivationen für die Umsetzung von Ökoausgleichsmassnahmen. *Agrarforschung Schweiz*, 3, 208–215.
- Jan, P., Calabrese, C., Lips, M., Bosshard, C. & Richner, W. (2013). *Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene. Teil 1: Analyse auf gesamtbetrieblicher Ebene. Abschlussbericht zuhanden des Bundesamts für Landwirtschaft BLW*. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Ettenhausen. Ettenhausen.
- Janse, J.H., De Senerpont Domis, L.N., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Klinge, M. & Mooij, W.M. (2008). Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, 38, 203–219.
- Johnson, P.T.J., Chase, J.M., Dosch, K.L., Hartson, R.B., Gross, J.A., Larson, D.J., Sutherland, D.R. & Carpenter, S.R. (2007). Aquatic eutrophication promotes pathogenic infection in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 15781–15786.
- Jones, L., Provins, A., Holland, M., Mills, G., Hayes, F., Emmett, B., Hall, J., Sheppard, L., Smith, R., Sutton, M.A., Hicks, K., Ashmore, M., Haines-Young, R. & Harper-Simmonds, L. (2013). A review and application of the evidence for nitrogen impacts on ecosystem services. *Ecosystem Services*, 7, 76–88.
- Kapfer, A. (2010a). Beitrag zur Geschichte des Grünlands Mitteleuropas. Darstellung im Kontext der landwirtschaftlichen Bodennutzungssysteme im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 42, 133–140.
- Kapfer, A. (2010b). Mittelalterlich-frühneuzeitliche Beweidung der Wiesen Mitteleuropas. Die Frühjahrsvorweide und Hinweise zur Pflege artenreichen Grünlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 42, 180–187.
- KIP. (2016). *KIP-Richtlinien für den ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN)*. 3. Auflage. Koordinationsgruppe Richtlinien Tessin und Deutschschweiz (KIP).
- Kipfer, T. & Bosshard, A. (2007). Geringe Samenbank von beweidbaren Arten für die Etablierung von Waldweiden im Schweizer Mittelland. *Botanica Helvetica*, 117, 159–167.

- Klaus, G. (2007). *Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz. Ergebnisse der Erfolgskontrolle Moorschutz*. Umwelt-Zustand Nr. 0730. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Klimkowska, A., Van Diggelen, R., Bakker, J.P. & Grootjans, A.P. (2007). Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation*, 140, 318–328.
- Klimkowska, A., van der Elst, D.J.D. & Grootjans, A.P. (2015). Understanding long-term effects of topsoil removal in peatlands: overcoming thresholds for fen meadows restoration. *Applied Vegetation Science*, 18, 110–120.
- Klötzli, F. (1969). *Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorzweiden im nördlichen Schweizer Mittelland*. Huber Verlag, Bern.
- Klötzli, F., Dietl, W., Marti, K., Schubiger-Bossard, C. & Walther, G. (2010). *Vegetation Europas. Das Offenland im vegetationskundlich-ökologischen Überblick unter besonderer Berücksichtigung der Schweiz*. Ott, hepp verlag ag, Bern.
- Koch, R. (2007). *Uferzonen von Fließgewässern in Kleinzugsgebieten der Region Basel. Geoökologische Prozesse, Nährstoff- und Wasserhaushalt, Bodendynamik, Kartierung, Funktionen und Zielbreitenermittlung*. Inauguraldissertation. Universität Basel, Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät.
- Koordinationsstelle BDM. (2011). Stickstoffeintrag aus der Luft verändert Vielfalt. *BDM-FACTS*, 3, 1–4.
- Koordinationsstelle BDM. (2012). *BDM-Indikator E6: Nährstoffangebot im Boden*.
- Koordinationsstelle BDM. (2013). Unterschiedlicher Wandel der Pflanzenvielfalt. *BDM-Facts*, 6, 1–5.
- Körner, C. (2014). Grundlagen der Pflanzenökologie. In: *Strasburger - Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften*. Springer Spektrum, Berlin/Heidelberg, pp. 741–757.
- Kratochvil, R.J., Coale, F.J., Momen, B., Harrison, M.R., Pearce, J.T. & Schlosnagle, S. (2006). Cropping systems for phytoremediation of phosphorus-enriched soils. *International Journal of Phytoremediation*, 8, 117–130.
- Kronvang, B., Bechmann, M., Lundekvam, H., Behrendt, H., Rubaek, G.H., Schoumans, O.F., Syversen, N., Andersen, H.E. & Hoffmann, C.C. (2005). Phosphorus losses from agricultural areas in river basins: effects and uncertainties of targeted mitigation measures. *Journal of Environmental Quality*, 34, 2129–2144.
- Küchler, M. & Küchler, H. (2013). Lebensraumsprüche und Flächenbedarf gefährdeter Moorarten. *Unpublizierte Analyse basierend auf Daten der Wirkungskontrolle Moorbiotope*.
- Kuhn, N., Amiet, R. & Hufschmid, H. (1987). Changes in the forest vegetation of Switzerland in consequence of nutrient accumulation from the atmosphere. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 158, 77–84.
- Kupper, T., Bonjour, C., Achermann, B., Rihm, B., Zaucker, F. & Menzi, H. (2013). *Ammoniakemissionen in der Schweiz 1990-2010 und Prognose bis 2020*. Bericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU).
- Lachat, T., Blaser, F., Bösch, R., Bonnard, L., Gimmi, U., Grünig, A., Roulier, C., Gioia, S., Stöcklin, J. & Volkart, G. (2010a). Verlust wertvoller Lebensräume. In: *Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht?* (eds. Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P. & Walter, T.). Bristol-Stiftung, Zürich; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, pp. 22–63.
- Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P. & Walter, T. (2010b). *Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht?* Bristol-Stiftung, Zürich; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, Zürich.
- Lamers, L.P.M., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G.M. & Smolders,

- A.J.P. (2014). Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: From trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 183, 182–203.
- Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C., Mitsch, W.J., Tonderski, K.S. & Verhoeven, J.T. (2013). How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 2, 16.
- Landolt, E. & et al. (2010). *Flora Indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*. Haupt Verlag AG.
- Leadley, P., Pereira, H.M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarrés, J.F., Proença, V., Scharlemann, J.P.W. & Walpole, M. (2010). *Biodiversity scenarios: projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services*. CBD Technical Series no. 50. Montreal.
- Leadley, P., Proença, V., Fernandez-Manjarres, J., Pereira, H.M., Alkemade, R., Biggs, R., Bruley, E., Cheung, W., Cooper, D., Figueiredo, J., Gilman, E., Guenette, S., Hurtt, G., Mbow, C., Oberdorff, T., Revenga, C., Scharlemann, J.P.W., Scholes, R., Smith, M.S., Sumaila, U.R. & Walpole, M. (2014). Interacting regional-scale regime shifts for biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 64, 665–679.
- Maestre, F.T., Quero, J.L., Gotelli, N.J., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., García-Gómez, M., Bowker, M. a, Soliveres, S., Escolar, C., García-Palacios, P., Berdugo, M., Valencia, E., Gozalo, B., Gallardo, A., Aguilera, L., Arredondo, T., Blones, J., Boeken, B., Bran, D., Conceição, A. a, Cabrera, O., Chaieb, M., Derak, M., Eldridge, D.J., Espinosa, C.I., Florentino, A., Gaitán, J., Gatica, M.G., Ghiloufi, W., Gómez-González, S., Gutiérrez, J.R., Hernández, R.M., Huang, X., Huber-Sannwald, E., Jankju, M., Miriti, M., Monerris, J., Mau, R.L., Morici, E., Naseri, K., Ospina, A., Polo, V., Prina, A., Pucheta, E., Ramírez-Collantes, D. a, Romão, R., Tighe, M., Torres-Díaz, C., Val, J., Veiga, J.P., Wang, D. & Zaady, E. (2012). Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science*, 335, 214–218.
- Marti, K., Krüsi, B.O., Heeb, J. & Theis, E. (1997). *Pufferzonen- Schlüssel. Leitfaden zur Ermittlung von ökologisch ausreichenden Pufferzonen für Moorbiotope unter besonderer Berücksichtigung von Nährstoff-Pufferzonen*. Vollzug Umwelt. BUWAL, Bern.
- Martinez, N., Jenni, L. & Wyss, E. (2010). Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *Journal of Ornithology*, 151, 297–307.
- Masé, G., Martin, M., Dipner, M. & Joehl, R. (2008). *TWW im Mittelland. Leitlinie zur Förderung von Trockenwiesen und -weiden in der biogeografischen Region Mittelland. Entwurf vom 30.4.2008*. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, Bern.
- Mayer, P.M., Reynolds, S.K., McCutchen, M.D. & Canfield, T.J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1172–80.
- Menge, D.N.L., Hedin, L.O. & Pacala, S.W. (2012). Nitrogen and phosphorus limitation over long-term ecosystem development in terrestrial ecosystems. *PLoS One*, 7, 1–17.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Nobis, M., Jaeger, J. a. G. & Zimmermann, N.E. (2009). Neophyte species richness at the landscape scale under urban sprawl and climate warming. *Diversity and Distributions*, 15, 928–939.
- Notter, B. & Schmied, M. (2015). *Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des Non-road-Sektors. Studie für die Jahre 1980-2050*. Umwelt-Wissen Nr. 1519.
- Palmer-Felgate, E.J., Acreman, M.C., Verhoeven, J.T., Scholz, M., Maltby, E., Stratford, C.J., Newman, J., Miller, J. & Coughlin, D. (2013). How effective are reedbeds,

- ponds, restored and constructed wetlands at retaining nitrogen, phosphorus and suspended sediment from agricultural pollution in England? *Environmental Evidence*, 2, 1–6.
- Pauli, D., Peintinger, M. & Schmid, B. (2002). Nutrient enrichment in calcareous fens: effects on plant species and community structure. *Basic and Applied Ecology*, 266, 255–266.
- Pearson, S., Schiess-Bühler, C., Hedinger, C., Martin, M. & Volkart, G. (2006). *Bewirtschaftung von Trockenwiesen und -weiden*. Umwelt-Vollzug Nr. 0622. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Peñuelas, J., Poulter, B., Sardans, J., Ciais, P., van der Velde, M., Bopp, L., Boucher, O., Godderis, Y., Hinsinger, P., Llusia, J., Nardin, E., Vicca, S., Obersteiner, M. & Janssens, I.A. (2013). Human-induced nitrogen–phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications*, 4, 1–10.
- Peter, M., Edwards, P.J., Jeanneret, P., Kampmann, D. & Lüscher, A. (2008). Changes over three decades in the floristic composition of fertile permanent grasslands in the Swiss Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125, 204–212.
- Peter, M., Gigon, A., Edwards, P.J. & Lüscher, A. (2009). Changes over three decades in the floristic composition of nutrient-poor grasslands in the Swiss Alps. *Biodiversity and Conservation*, 18, 547–567.
- Peter, S., Lehmann, B. & Valsangiacomo, A. (2010). "Stickstoff 2020" - Möglichkeiten und Einschränkungen zur Vermeidung landwirtschaftlicher Stickstoffemissionen in der Schweiz. Untersuchung zuhanden des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW).
- Philipp, A., Huguenin-Elie, O., Gago, R. & Sinaj, S. (2004). Einfluss der Phosphordüngung auf eine Fromentalwiese. *Agrarforschung Schweiz*, 11, 86–91.
- Phoenix, G.K., Emmett, B. a., Britton, A.J., Caporn, S.J.M., Dise, N.B., Helliwell, R., Jones, L., Leake, J.R., Leith, I.D., Sheppard, L.J., Sowerby, A., Pilkington, M.G., Rowe, E.C., Ashmore, M.R. & Power, S. a. (2012). Impacts of atmospheric nitrogen deposition: Responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments. *Global Change Biology*, 18, 1197–1215.
- Pieterse, N.M., Venterink, H.O., Schot, P.P. & Verkroost, A.W.M. (2005). Is nutrient contamination of groundwater causing eutrophication of groundwater-fed meadows? *Landscape Ecology*, 20, 743–753.
- van der Plas, F., Manning, P., Soliveres, S., Allan, E., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., Zavala, M.A., Ampoorter, E., Baeten, L., Barbaro, L., Bauhus, J., Benavides, R., Benneter, A., Bonal, D., Bouriaud, O., Bruelheide, H., Bussotti, F., Carnol, M., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., Coomes, D.A., Coppi, A., Bestias, C.C., Dawud, S.M., De Wandeler, H., Domisch, T., Finér, L., Gessler, A., Granier, A., Grossiord, C., Guyot, V., Hättenschwiler, S., Jactel, H., Jaroszewicz, B., Joly, F., Jucker, T., Koricheva, J., Milligan, H., Mueller, S., Muys, B., Nguyen, D., Pollastrini, M., Ratcliffe, S., Raulund-Rasmussen, K., Selvi, F., Stenlid, J., Valladares, F., Vesterdal, L., Zielínski, D. & Fischer, M. (2016). Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 3557–3562.
- Pysek, P., Jarosik, V., Hulme, P.E., Pergl, J., Hejda, Martin, Schaffner, U. & Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species , communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18, 1725–1737.
- Resilience Alliance. (2004). Thresholds and alternate states in ecological and social-ecological systems. Resilience Alliance (Online) [WWW Document]. URL <http://www.resalliance.org/tdb-database>
- Reutemann-Gerster A. et al. (2005). *Bodenabtrag zur Schaffung von Ried- und Magerwiese. Die wichtigsten Ergebnisse und Erfahrungen*. Fachstelle Naturschutz

Kanton Zürich.

- Rigling, A., Schaffer, H.P. & (Eds.). (2015). *Waldbericht 2015. Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes*. Umwelt-Zustand Nr. 1512. Bundesamt für Umwelt, Bern, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- Rockström, J., Steffen, W.L., Noone, K., Persson, A. & Chapin III, F.S. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, 472–475.
- Roth, T., Kohli, L., Rihm, B. & Achermann, B. (2013). Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 178, 121–126.
- Sabater, S., Butturini, A., Clement, J.-C., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M., Matre, V., Pinay, G., Postolache, C., Rzepecki, M. & Sabater, F. (2003). Nitrogen Removal by Riparian Buffers along a European Climatic Gradient: Patterns and Factors of Variation. *Ecosystems*, 6, 20–30.
- Schader, C., Muller, A., Scialabba, N.E.-H., Hecht, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Makkar, H.P.S., Klocke, P., Leiber, F., Schwegler, P., Stolze, M. & Niggli, U. (2015). Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of The Royal Society Interface*, 12, 20150891.
- Schär, M. (2003). *The influence of processes controlling phosphorus availability on phosphorus losses in grassland soils*. ETH-Zürich, Doctoral Thesis. DISS. ETH NO. 15312.
- Schaub, M., Martinez, N., Tagmann-Ioset, A., Weisshaupt, N., Maurer, M.L., Reichlin, T.S., Abadi, F., Zbinden, N., Jenni, L. & Arlettaz, R. (2010). Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. *PLoS One*, 5, e13115.
- Scheffer, M. & Carpenter, S.R. (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: Linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 648–656.
- Scheidegger, C. & Clerc, P. (2002). *Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz: Baum- und erdbewohnende Flechten*. BUWAL-Reihe Vollzug Umwelt. Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern, und Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, und Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève CJBG.
- Schelbert, B. (2016). Auenschutzpark Aargau – Tätigkeitsbericht 2015. *Umwelt Aargau*, 35–38.
- Schelfhout, S., De Schrijver, A., De Bolle, S., De Gelder, L., Demey, A., Du Pré, T., De Neve, S., Haesaert, G., Verheyen, K. & Mertens, J. (2015). Phosphorus mining for ecological restoration on former agricultural land. *Restoration Ecology*, 23, 842–851.
- Schiess, H. & Schiess-Bühler, C. (1997). Dominanzminderung als ökologisches Prinzip: eine Neubewertung der ursprünglichen Waldnutzungen für den Arten- und Biotopschutz am Beispiel der Tagfalterfauna eines Auenwaldes in der Nordschweiz. *Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft*, 72.
- Schlup, B., Stalling, T., Plattner, M. & Weber, D. (2013). Die Artenvielfalt des durchschnittlichen Dauergrünlands der Schweiz: Ein Vergleich zu naturschutzfachlich wertvollen Wiesen und Weiden. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 45, 13–20.
- Schmid, W., Bolzern, H. & Guyer, C. (2007). *Mähwiesen - Ökologie und Bewirtschaftung. Flor, Fauna und Bewirtschaftung am Beispiel von elf Luzerner Mähwiesen*.
- Schmid, W., Stäubli, A. & Wiedemeier, P. (2002). *Begleitbericht Waldweideliteratur-Datenbank*. Im Auftrag der Abteilung Wald des Kantons Aargau.
- Schneebeili, M. (1991). *Hydrologie und Dynamik der Hochmoorentwicklung*. Eidgenössische Technische Hochschule, DISS ETH Nr. 9366.

- Schneider, F., Ledermann, T., Rist, S. & Fry, P. (2009). Social learning processes in Swiss soil protection - The "From Farmer - To Farmer" project. *Human Ecology*, 37, 475–489.
- Schütz, M., Gelpke, G. & Winter, D. (2000). Ausmagerung contra Oberbodenabtrag – Pflegemassnahmen in Naturschutzgebieten bei Kloten. Effiziente Anwendung der Fuzzy-Ordination in der Erfolgskontrolle. *IWSL, Informationsblatt des Forschungsbereiches Landschaft*, 47, 1–6.
- Sheppard, L.J., Leith, I.D., Mizunuma, T., Neil Cape, J., Crossley, A., Leeson, S., Sutton, M. a., Van Dijk, N. & Fowler, D. (2011). Dry deposition of ammonia gas drives species change faster than wet deposition of ammonium ions: Evidence from a long-term field manipulation. *Global Change Biology*, 17, 3589–3607.
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M. & Pysek, P. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 58–66.
- Slootweg, J., Posch, M., Hettelingh, J. & Mathijssen, L. (2014). *Modelling and Mapping the impacts of atmospheric deposition on plant species diversity in Europe CCE Status Report 2014*.
- Smolders, a. J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Van Der Velde, G. & Roelofs, J.G.M. (2006). Internal eutrophication: How it works and what to do about it - a review. *Chemistry and Ecology*, 22, 93–111.
- Socher, S.A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Klaus, V.H., Hölzel, N. & Fischer, M. (2012). Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology*, 100, 1391–1399.
- Southon, G.E., Field, C., Caporn, S.J.M., Britton, A.J. & Power, S. a. (2013). Nitrogen deposition reduces plant diversity and alters ecosystem functioning: field-scale evidence from a nationwide survey of UK heathlands. *PLoS One*, 8, e59031.
- Spaak, P. (2012). Wie Nährstoffe Gewässer verändern. *EAWAG News*, 72, 4–7.
- SRU. (2015). *Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten*.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S., Fetzer, I., Bennett, E., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Wit, C. a., Folke, C., Mace, G., Persson, L.M., Veerabhadran, R., Reyers, B. & Sörlin, S. (2015). Planetary Boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347.
- Stevens, C.J., Duprè, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D.J.G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Mountford, J.O., Vandvik, V., Aarrestad, P.A., Muller, S. & Dise, N.B. (2010). Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution*, 158, 2940–2945.
- Stockholm Resilience Centre. (2015). Regime Shifts Database. Large persistent changes in ecosystem services [WWW Document]. URL <http://www.regimeshifts.org>
- Stuber, M. & Bürgi, M. (2012). *Hüeterbueb und Heitisträhl. Traditionelle Formen der Waldnutzung in der Schweiz 1800 bis 2000*. Bristol Stiftung, Zürich; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.
- Stutter, M.I., Langan, S.J. & Lumsdon, D.G. (2009). Vegetated buffer strips can lead to increased release of phosphorus to waters: a biogeochemical assessment of the mechanisms. *Environmental Science & Technology*, 43, 1858–1863.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Eirsmann, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H. & Grizzetti, B. (2011). *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- Thimonier, A., Kull, P., Keller, W., Moser, B. & Wohlgemuth, T. (2011). Ground vegetation monitoring in Swiss forests: Comparison of survey methods and

- implications for trend assessments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 174, 47–63.
- Tilman, D., Reich, P.B. & Isbell, F. (2012). Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, 10394–7.
- Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T. & Lehman, C.L. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294, 843–845.
- Ülo, M., Kuusemets, V. & Lo, K. (1997). Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 8, 299–324.
- Umweltbundesamt. (2015). *Reaktiver Stickstoff in Deutschland - Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen*.
- Uusi-Kämpmä, J. (2005). Phosphorus purification in buffer zones in cold climates. *Ecological Engineering*, 24, 491–502.
- Venterink, H.O., Davidsson, T.E., Kiehl, K. & Leonardson, L. (2002). Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil*, 243, 119–130.
- Venterink, H.O., van der Vliet, R.E. & Wassen, M.J. (2001). Nutrient limitation along a productivity gradient in wet meadows. *Plant and Soil*, 234, 171–179.
- Verheyen, K., Baeten, L., De Frenne, P., Bernhardt-Römermann, M., Brunet, J., Cornelis, J., Decocq, G., Dierschke, H., Eriksson, O., Hédli, R., Heinken, T., Hermy, M., Hommel, P., Kirby, K., Naaf, T., Peterken, G., Petřík, P., Pfadenhauer, J., Van Calster, H., Walther, G.R., Wulf, M. & Verstraeten, G. (2012). Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology*, 100, 352–365.
- Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P. & Espinar, José, L. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14, 702–708.
- Vitousek, P.M. & Howarth, R.W. (1991). Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 13, 87–115.
- Volkart, A. (1941). Die Bebauung der Meliorationsböden. *Schweizerische Zeitschrift für Vermessungswesen und Kulturtechnik*, 39, 149–154.
- Volkart, G., Grosvernier, P., Bonnard, L., Borgula, A. & Staubli, P. (2012). *Nährstoffpufferzonen um nationale Biotope NHG in der Schweiz - Standortbestimmung und Handlungsbedarf. Entwurf*. Biotopinventarprogramm des BAFU (BIOP).
- Vonlanthen, P., Bittner, D., Hudson, a G., Young, K. a, Müller, R., Lundsgaard-Hansen, B., Roy, D., Di Piazza, S., Largiadèr, C.R. & Seehausen, O. (2012). Eutrophication causes speciation reversal in whitefish adaptive radiations. *Nature*, 482, 357–62.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380, 48–65.
- WallisDeVries, M.F. & van Swaay, C.A.M. (2006). Global warming and excess nitrogen may induce butterfly decline by microclimatic cooling. *Global Change Biology*, 12, 1620–1626.
- Walter, T., Klaus, G., Altermatt, F., Ammann, P., Birrer, S., Boller, B., Capt, S., Eggenschwiler, L., Fischer, J., Gonseth, Y., Grünig, A., Homburger, H., Jacot, K., Kleijer, G., Köhler, C., Kohler, F., Kreis, H., Loser, E., Lüscher, A., Meyer, A., Murbach, F., Rechsteiner, C., Scheidegger, C., Schierscher, B., Schilpperoord, P., Schmid, H., Schnyder, N., Senn-Irlet, B., Suter, D., Zbinden, N. & Zumbach, S. (2010). Landwirtschaft. In: *Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht?* Bristol-Stiftung, Zürich; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, pp. 64–122.

- Wang, H.-J., Wang, H.-Z., Liang, X.-M. & Wu, S.-K. (2014). Total phosphorus thresholds for regime shifts are nearly equal in subtropical and temperate shallow lakes with moderate depths and areas. *Freshwater Biology*, 59, 1659–1671.
- Wassen, M.J., Venterink, H.O., Lapshina, E.D. & Tanneberger, F. (2005). Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature*, 437, 547–550.
- Wassen, M.J., Venterink, H.O. & Olde Venterink, H. (2006). Comparison of nitrogen and phosphorus fluxes in some European fens and floodplains. *Applied Vegetation Science*, 9, 213–222.
- Weyermann, I., Kampmann, D., Peter, M., Herzog, F. & Lüscher, A. (2006). Bergwiesen haben eine hohe ökologische Qualität. *Agrarforschung*, 13, 156–161.
- Wohlgemuth, T., Bürgi, M., Scheidegger, C. & Schütz, M. (2002). Dominance reduction of species through disturbance - A proposed management principle for central European forests. *Forest Ecology and Management*, 166, 1–15.
- Wohlgemuth, T., Schütz, M., Keller, W. & Wildi, O. (1999). Errechnete Ökogramme für Schweizer Wälder. *Botanica Helvetica*, 109, 169–191.
- Zerbe, S. & Wiegand, G. (2009). *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Springer.
- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R.A. & Eitzel, M. (2010). A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of Environment Quality*, 39, 76.
- Zimmermann, V.S. & Genenger, M. (2002). Holzasche: Zurück in den Wald? *Wald und Holz*, 11, 41–44.
- Zimmermann, W. & Keel, A. (2010). *Rechtsgutachten zu den Schwächen in der biodiversitätsrelevanten Gesetzgebung und entsprechenden Verbesserungsmöglichkeiten. Schlussbericht*. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).
- Zuppinger-Dingley, D., Schmid, B., Petermann, J.S., Yadav, V., Deyn, G.B. De & Flynn, D.F.B. (2014). Selection for niche differentiation in plant communities increases biodiversity effects. *Nature*, 515, 108–111.
- Zurbuchen, A. & Müller, A. (2012). *Wildbienenenschutz - von der Wissenschaft zur Praxis*. Bristol Stiftung, Zürich; Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.

8 Anhang

8.1 Stickstoffflüsse in der Schweiz 2005 und 2020

Tabellen aus Heldstab et al. (2013)

Tab. 14 > N-Flüsse Energie, Klima, Luft 2005 und 2020 (Basisszenario)

N Flüsse (kt N, gerundet) und deren absolute (kt N) und relative (%) Veränderung 2005–2020.

Fluss	N-Quelle	2005	2020	Differenz	Trend 2020/2005	Fluss/ Aggregation
Import Luftschadstoffe	N aus NO _x , NH ₃	44	35	-9.0	-20%	I8
Export Luftschadstoffe		56	47	-9.2	-17%	U10
Total Depositionen		69	56	-12.6	-18%	U3, U4, U7, U9
Technische N-Fixierung	Fixierung von atm. N ₂ durch Verbrennungsprozesse	25	17	-8.9	-35%	U5 (1, 2, 3)
Luftemissionen En.- verbrauch & KVA	N in Luftschadstoffen	37	29	-8.0	-21%	P2, P3, A1, P4
Import Energieträger	N in Energieträgern	<5	<5	0.0	0%	I7, L11
Luftemissionen aus Land-/Forstwirtschaft	siehe Land-/Forstwirtschaft					

Tab. 16 > N-Flüsse Gewässer und übrige Böden 2005 und 2020 (Basisszenario)

N Flüsse (kt N, gerundet) und deren absolute (kt N) und relative (%) Veränderung 2005–2020.

Fluss	N-Quelle	2005	2020	Differenz	Trend 2020/2005	Fluss/ Aggregation
Abfluss via Flüsse	N-Einträge in Oberflächen- gewässer in der Schweiz	71	68	-2.3	-3%	U14
Unbehandeltes Abwasser	Siedlungsentwässerung, produzierende Industrie	43	48	4.7	11%	P8
Auswaschung aus Land- und Forstwirtschaft	Hof-, Mineraldünger, Klär- schlamm, Kompost, Waldböden	43	41	-2.1	-5%	L5, L14
Behandeltes Abwasser	Gereinigtes Abwasser aus ARA	26	25	-0.6	-2%	A5
Zufluss via Flüsse	N-Import Ausland	15	14	-1.0	-7%	I1
Emissionen ARA in Atmosphäre	Abwasser	13	16	3.0	24%	A3
N-Sedimentation Seen	N-Fluss in Oberflächengewässer	13	13	0.0	0%	U17
Denitrifikation von Hydrosphäre	Flüsse und Seen	12	12	0.0	0%	U13
Ungereinigtes Abwasser/Überlauf	Ungereinigtes Abwasser aus Regenüberlauf	2	2	0.2	9%	P9
Klärschlamm	N in Klärschlamm, versch. Verwendungen	5	7	2.5	56%	A4, A6, A7
Deposition auf Übrige Böden	Atmosphäre	11	9	-2.1	-18%	U7
Auswaschung Übrige Böden	Böden Pedosphäre (inkl. Siedlungsflächen)	11	9	-1.8	-17%	U12

Eutrophierung und Biodiversität

Tab. 15 > N-Flüsse Land-/Forstwirtschaft und Ernährung 2005 und 2020 (Basisszenario)

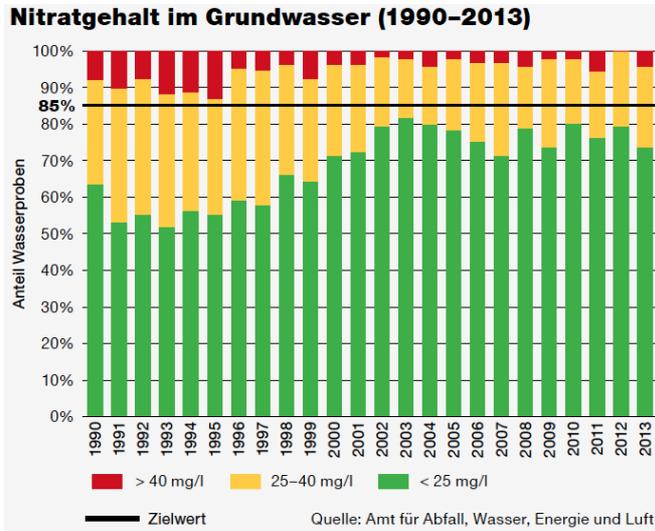
N Flüsse (kt N, gerundet) und deren absolute (kt N) und relative (%) Veränderung 2005–2020.

Fluss	N-Quelle	2005	2020	Differenz	Trend 2020/2005	Fluss/ Aggregation
Futterproduktion	N aus Inlandproduktion Futtermittel	132	131	 -1.3	-1%	L8
Hofdünger/ Weidegang	N aus Tierausscheidungen, Wiese/Acker (inkl. Ausbr)	86	91	 4.9	6%	L1
Luftemissionen aus Landwirtschaft	alles N (NH ₃ , N ₂ O, NO _x , N ₂) aus Aussch. Tiere & LW Böden	82	78	 -4.2	-5%	L4, L6
Düngerimporte	Techn. fixiertes N ₂ aus Mineraldünger (Haber-Bosch)	52	46	 -6.2	-12%	I4
Auswaschung LW & FW	N (Nitrat) aus Böden in Gewässer	43	41	 -2.1	-5%	L5, L14
Biologische N-Fixierung	Fixierung von atm. N ₂ durch Pflanzen	37	37	0.1	0%	U1, U2
Futtermittelimporte	N aus Eiweiss- /Getreidefuttermittel	32	36	 4.3	14%	I3
«Tierische» Produktion	N aus Inlandproduktion Fleisch/Milch/Eier etc.	35	35	0.1	0%	L3
Import Lebensmittel	N aus Nahrung	25	29	 3.9	15%	I2
Export Lebensmittel		13	13	0.0	0%	P10
Pflanzl. Produktion	N aus Inlandproduktion Pflanzen	10	11	 0.5	5%	L9
Dentrifikation	N (NO ₂ , N ₂ , NO _x) aus Denitrifikation in Böden	9	9	0.0	0%	L15, U11
Holznutzung	N aus Holz	<5	<5	0.0	0%	L11, L12
Import/Export Holz	N aus Holz	<5	<5	0.0	0%	I5, L16

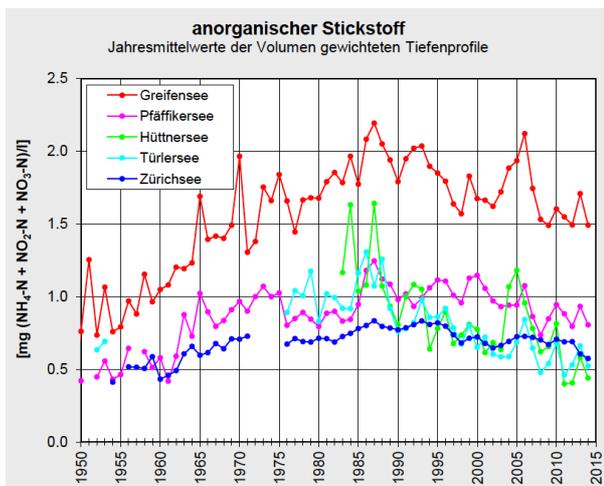
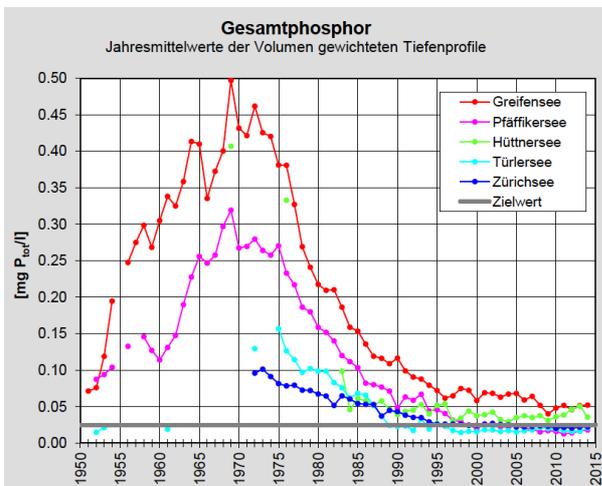
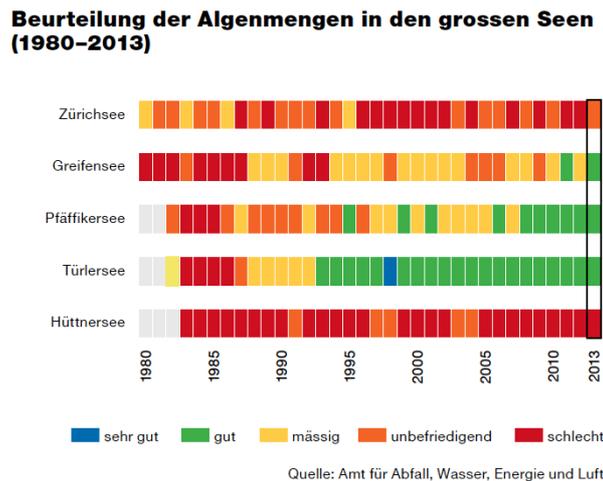
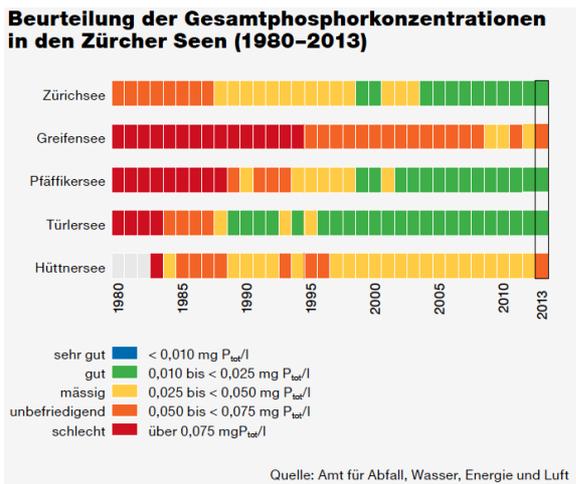
8.2 Gewässerqualität im Kanton Zürich

Grafiken aus Baudirektion Kanton Zürich (2014) und AWEL (2015a)

Grundwasser

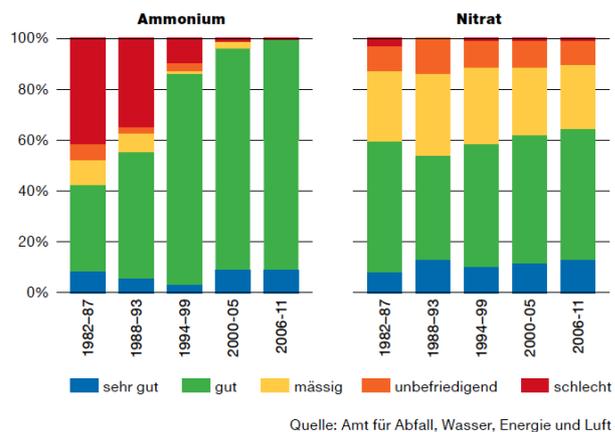


Seen

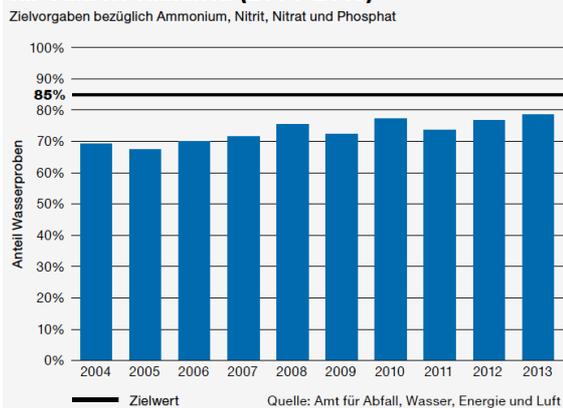


Fließgewässer

Beurteilung der Ammonium- und Nitratkonzentrationen in Fließgewässern (1982–2011)



Fließgewässer: Anteil der Wasserproben, welche die Zielvorgaben gemäss Bundesamt für Umwelt einhalten (2004–2013)



8.3 Nährstoff-Zeigerwerte der Aktionsplanarten Flora

Flora Indicativa (Landolt & et al. 2010):

N: 1 sehr nährstoffarm, 2 nährstoffarm, 3 mässig nährstoffarm bis mässig nährstoffreich, 4 nährstoffreich, 5 sehr nährstoffreich bis überdüngt

Nv: Variabilität des Nährstoffzeigerwertes

Die verschiedenen Nährstoffzeigerwerte (N) sind unterschiedlich eingefärbt, um das Lesen zu erleichtern. Die Färbung vermittelt keine zusätzliche Information.

Artnamen vollständig	Taxonomie ID	N	Nv
Aldrovanda vesiculosa L.	21600	2	I
Allium angulosum L.	22200	3	I
Anagallis minima (L.) E. H. L. Krause	30000	3	I
Aristolochia clematitis L.	44600	4	I
Blackstonia acuminata (W. D. J. Koch & Ziz) Domin	62300	1	I
Campanula cervicaria L.	75100	3	I
Cardamine palustris (Wimm. & Grab.) Peterm.	79400	3	I
Carex chordorrhiza L. f.	85100	1	I
Carex hartmanii Cajander	88400	2	I
Centunculus minimus L.	101700	3	I
Crassula rubens (L.) L.	122100	3	I
Daphne cneorum L.	133400	2	I
Eriophorum gracile Roth	155300	2	I
Filipendula hexapetala Gilib.	173000	2	I
Filipendula vulgaris Moench	173200	2	I
Gagea arvensis (Pers.) Dumort.	175500	4	I
Gagea pratensis (Pers.) Dumort.	175900	4	I
Gagea villosa (M. Bieb.) Sweet	176100	4	I
Gentiana cruciata L.	183600	2	I
Gratiola officinalis L.	193000	3	I
Himantoglossum hircinum (L.) Spreng.	206200	2	I
Hypochaeris maculata L.	212000	3	I
Inula britannica L.	214000	3	I
Inula helvetica Weber	214500	2	I
Inula hirta L.	214600	2	I
Liparis loeselii (L.) Rich.	241800	1	I
Littorella uniflora (L.) Asch.	242400	2	I
Nuphar pumila (Timm) DC.	272400	2	I
Oenanthe lachenalii C. C. Gmel.	273900	3	I
Ophrys araneola Rchb.	278300	1	I
Orchis palustris Jacq.	281300	2	I
Potamogeton coloratus Hornem.	318300	2	I
Potamogeton plantagineus Roem. & Schult.	319900	2	I
Potentilla assurgens Vill.	321200	2	I
Potentilla canescens Besser	321500	2	I
Potentilla inclinata Vill.	322900	2	I
Potentilla leucopolitana P. J. Müll	323100	2	I
Potentilla praecox F. W. Schultz	324100	2	I
Prunella laciniata (L.) L.	328000	2	I
Pulsatilla vulgaris Mill.	334200	2	I
Rosa gallica L.	348600	2	I
Sagittaria sagittifolia L.	362700	4	I
Saxifraga granulata L.	373400	2	I
Scorzonera humilis L.	381200	2	I
Sedum rubens L.	385100	3	I
Spiranthes spiralis (L.) Chevall.	405100	2	I
Teucrium scordium L.	415200	3	I
Thalictrum galioides Pers.	416000	3	I
Thalictrum simplex subsp. galioides (Pers.) Korsh.	416800	3	I
Thesium rostratum Mert. & W. D. J. Koch	417800	2	I
Trifolium ochroleucon Huds.	426600	2	I
Typha minima Hoppe	432300	3	I
Typha shuttleworthii W. D. J. Koch & Sond.	432400	4	II
Viola elatior Fr.	450200	3	I
Viola persicifolia Schreb.	451200	2	I
Viola pumila Chaix	451400	2	I
Viola stagnina Kit.	452100	2	I

8.4 Critical Loads für Lebensräume

Tabelle aus Bobbink & Hettelingh (2011)

Table 11.1 Overview of empirical critical loads of nitrogen deposition ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) to natural and semi-natural ecosystems (column 1), classified according to EUNIS (column 2), as originally established in 2003 (column 3), and as revised in 2010 (column 4). The reliability is qualitatively indicated by ## reliable; # quite reliable and (#) expert judgement (column 5). Column 6 provides a selection of effects that can occur when critical loads are exceeded. Finally, changes with respect to 2003 values are indicated in bold.

Ecosystem type	EUNIS code	2003 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and reliability	2010 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$	2010 reliability	Indication of exceedance
Inland surface water habitats (C)^a					
Permanent oligotrophic lakes, ponds and pools (including soft-water lakes)	C1.1 ^c	5-10 ##	3-10	##	Change in the species composition of macrophyte communities, increased algal productivity and a shift in nutrient limitation of phytoplankton from N to P
Dune slack pools (permanent oligotrophic waters)	C1.16	10-20 (#)	10-20	(#)	Increased biomass and rate of succession
Permanent dystrophic lakes, ponds and pools	C1.4^d		3-10	(#)	Increased algal productivity and a shift in nutrient limitation of phytoplankton from N to P
Mire, bog and fen habitats (D)					
Raised and blanket bogs	D1 ^e	5-10 ##	5-10	##	Increase in vascular plants, altered growth and species composition of bryophytes, increased N in peat and peat water
Valley mires, poor fens and transition mires	D2 ^f	10-20 #	10-15	#	Increase in sedges and vascular plants, negative effects on bryophytes
Rich fens	D4.1 ^g	15-35 (#)	15-30	(#)	Increase in tall graminoids, decrease in bryophytes
Montane rich fens	D4.2 ^g	15-25 (#)	15-25	(#)	Increase in vascular plants, decrease in bryophytes
Grasslands and lands dominated by forbs, mosses and lichens (E)					
Sub-Atlantic semi-dry calcareous grasslands	E1.26	15-25 ##	15-25	##	Increase in tall grasses, decline in diversity, increased mineralisation, N leaching; surface acidification
Mediterranean xeric grasslands	E1.3		15-25	(#)	Increased production, dominance by graminoids
Non-Mediterranean dry acidic and neutral closed grasslands	E1.7 ^b	10-20 #	10-15	##	Increase in graminoids, decline in typical species, decrease in total species richness
Inland dune pioneer grasslands	E1.94 ^b	10-20 (#)	8-15	(#)	Decrease in lichens, increase in biomass
Inland dune siliceous grasslands	E1.95 ^b	10-20 (#)	8-15	(#)	Decrease in lichens, increase in biomass, increased succession
Low and medium altitude hay meadows	E2.2	20-30 (#)	20-30	(#)	Increase in tall grasses, decrease in diversity
Mountain hay meadows	E2.3	10-20 (#)	10-20	(#)	Increase in nitrophilous graminoids, changes in diversity
Moist and wet oligotrophic grasslands					
• <i>Molinia caerulea</i> meadows	E3.51	15-25 (#)	15-25	(#)	Increase in tall graminoids, decreased diversity, decrease in bryophytes
• Heath (<i>Juncus</i>) meadows and humid (<i>Nardus stricta</i>) swards	E3.52	10-20 #	10-20	#	Increase in tall graminoids, decreased diversity, decrease in bryophytes
Moss- and lichen-dominated mountain summits	E4.2	5-10 #	5-10	#	Effects on bryophytes and/or lichens
Alpine and subalpine acidic grasslands	E4.3		5-10	#	Changes in species composition; increase in plant production
Alpine and subalpine calcareous grasslands	E4.4		5-10	#	Changes in species composition; increase in plant production

Eutrophierung und Biodiversität

Ecosystem type	EUNIS code	2003 kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹ and reliability	2010 kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹	2010 reliability	Indication of exceedance
Heathland, scrub and tundra habitats (F)					
Tundra	F1	5-10 #	3-5	#	Changes in biomass, physiological effects, changes in species composition in bryophyte layer, decrease in lichens
Arctic, alpine and subalpine scrub habitats	F2	5-15 (#)	5-15	#	Decline in lichens, bryophytes and evergreen shrubs
Northern wet heath	F4.11				
• 'U' <i>Calluna</i> -dominated wet heath (upland moorland)	F4.11 ^{eh}	10-20 (#)	10-20	#	Decreased heather dominance, decline in lichens and mosses, increased N leaching
• 'L' <i>Erica tetralix</i> -dominated wet heath (lowland)	F4.11 ^{eh}	10-25 (#)	10-20	(#)	Transition from heather to grass dominance
Dry heaths	F4.2 ^{eh}	10-20 ##	10-20	##	Transition from heather to grass dominance, decline in lichens, changes in plant biochemistry, increased sensitivity to abiotic stress
Mediterranean scrub	F5		20-30	(#)	Change in plant species richness and community composition
Woodland, forest and other wooded land (G)					
<i>Fagus</i> woodland	G1.6		10-20	(#)	Changes in ground vegetation and mycorrhiza, nutrient imbalance, changes in soil fauna
Acidophilous <i>Quercus</i> -dominated woodland	G1.8		10-15	(#)	Decrease in mycorrhiza, loss of epiphytic lichens and bryophytes, changes in ground vegetation
Meso- and eutrophic <i>Quercus</i> woodland	G1.A		15-20	(#)	Changes in ground vegetation
Mediterranean evergreen (<i>Quercus</i>) woodland	G2.1 ^m		10-20	(#)	Changes in epiphytic lichens
<i>Abies</i> and <i>Picea</i> woodland	G3.1		10-15	(#)	Decreased biomass of fine roots, nutrient imbalance, decrease in mycorrhiza, changed soil fauna
<i>Pinus sylvestris</i> woodland south of the taiga	G3.4		5-15	#	Changes in ground vegetation and mycorrhiza, nutrient imbalances, increased N ₂ O and NO emissions
<i>Pinus nigra</i> woodland	G3.5		15	(#)	Ammonium accumulation
Mediterranean <i>Pinus</i> woodland	G3.7		3-15	(#)	Reduction in fine-root biomass, shift in lichen community
Spruce taiga woodland	G3.A ^l	10-20 #	5-10	##	Changes in ground vegetation, decrease in mycorrhiza, increase in free-living algae
Pine taiga woodland	G3.B ^l	10-20 #	5-10	#	Changes in ground vegetation and in mycorrhiza, increase in occurrence of free-living algae
Mixed taiga woodland with <i>Betula</i>	G4.2		5-8	(#)	Increased algal cover
Mixed <i>Abies-Picea Fagus</i> woodland	G4.6 ^l		10-20	(#)	
Overall					
Broadleaved deciduous woodland	G1 ^{kl}	10-20 #	10-20	##	Changes in soil processes, nutrient imbalance, altered composition mycorrhiza and ground vegetation
Coniferous woodland	G3 ^{kl}	10-20 #	5-15	##	Changes in soil processes, nutrient imbalance, altered composition mycorrhiza and ground vegetation

8.5 Grenzwerte für N in der Bodenlösung und N-Auswaschung von Waldböden

Tabellen aus IAP Schönenbuch (2013)

Tab. 5: Kritische N-Konzentration in der Bodenlösung des Wurzelraums im Hinblick auf das Risiko für Nährstoffungleichgewichte und Vegetationsveränderungen (UBA 1993).

Ökologische Veränderung	$[N]_{crit}$ (in mg N l ⁻¹)
Koniferen → Nährstoffungleichgewicht	≤ 0.2
Laubbäume → Nährstoffungleichgewicht	≤ 0.2-0.4
Flechten → Moosbeeren	≤ 0.2-0.4
Preiselbeeren → Heidelbeeren	≤ 0.4-0.6
Heidelbeeren → Gras	≤ 1-2
Gras → Kräuter	≤ 3-5

Tab. 6: Maximal tolerierbare N-Auswaschung für verschiedene Ökosystemtypen (UBA 1993).

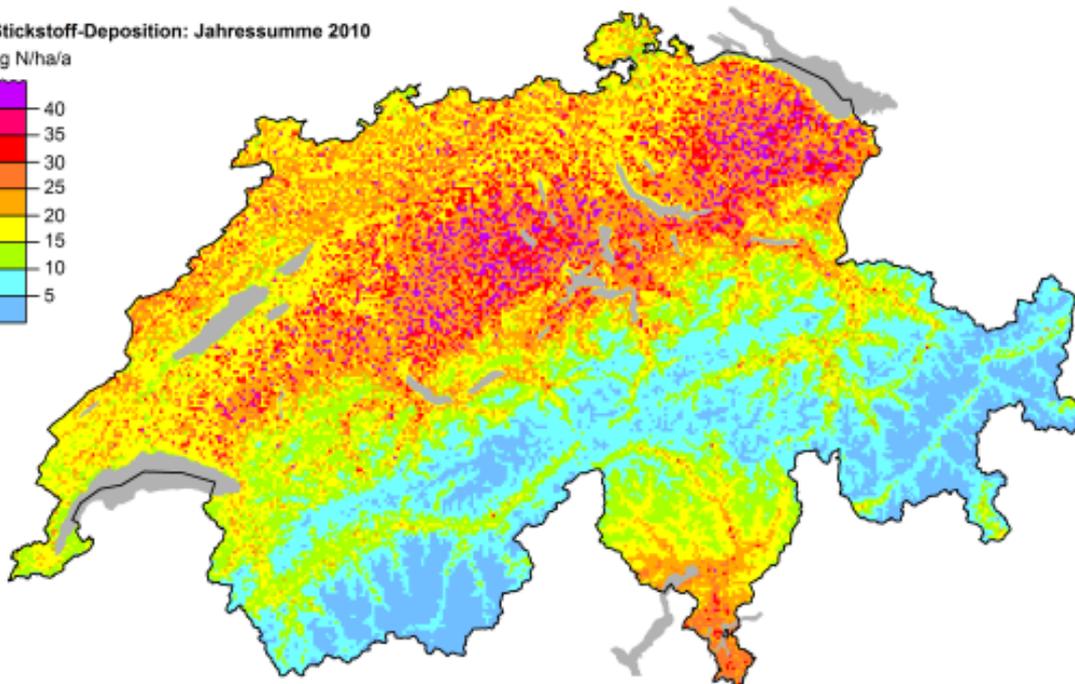
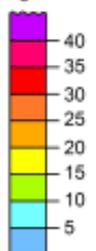
Ökosystemtyp	N-Auswaschung (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Anwendung
Tundra	0-1	
Boreale Wälder	1-2	>1500 m
Gemässigte Koniferenwälder	2-4	<1500 m, <90% Laubholzanteil
Gemässigte Laubwälder	4-5	>90% Laubholzanteil

8.6 Stickstoffdeposition in der Schweiz

Karten von <http://www.bafu.admin.ch/luft/luftbelastung/schadstoffkarten>

Stickstoff-Deposition: Jahressumme 2010

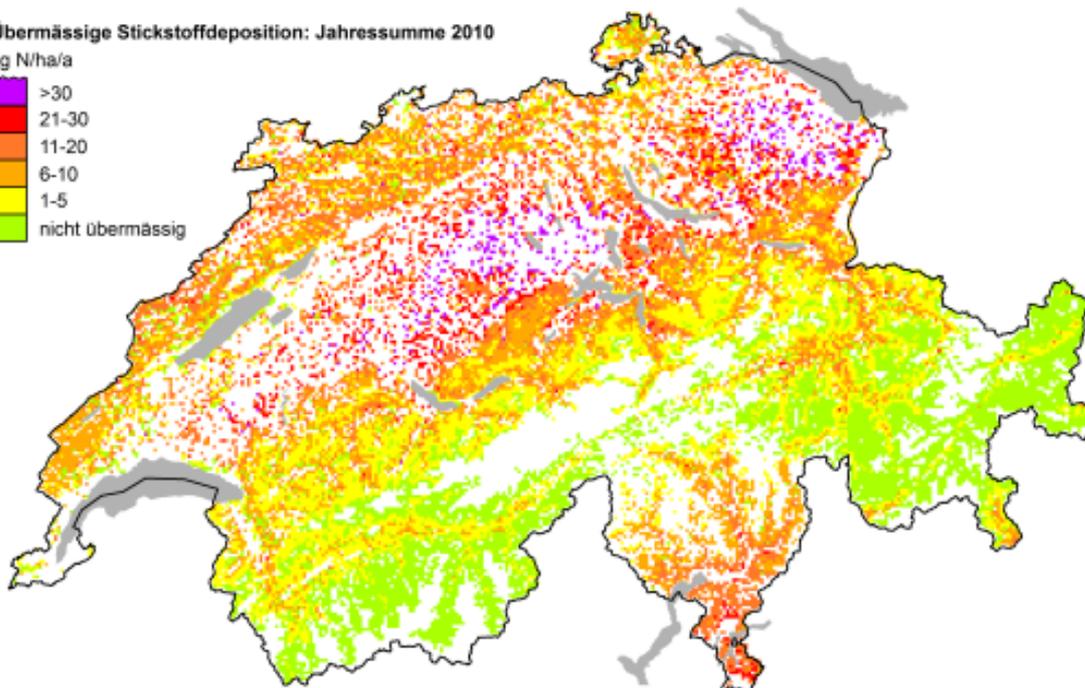
kg N/ha/a



Quelle: Bundesamt für Umwelt, 2014

Übermässige Stickstoffdeposition: Jahressumme 2010

kg N/ha/a

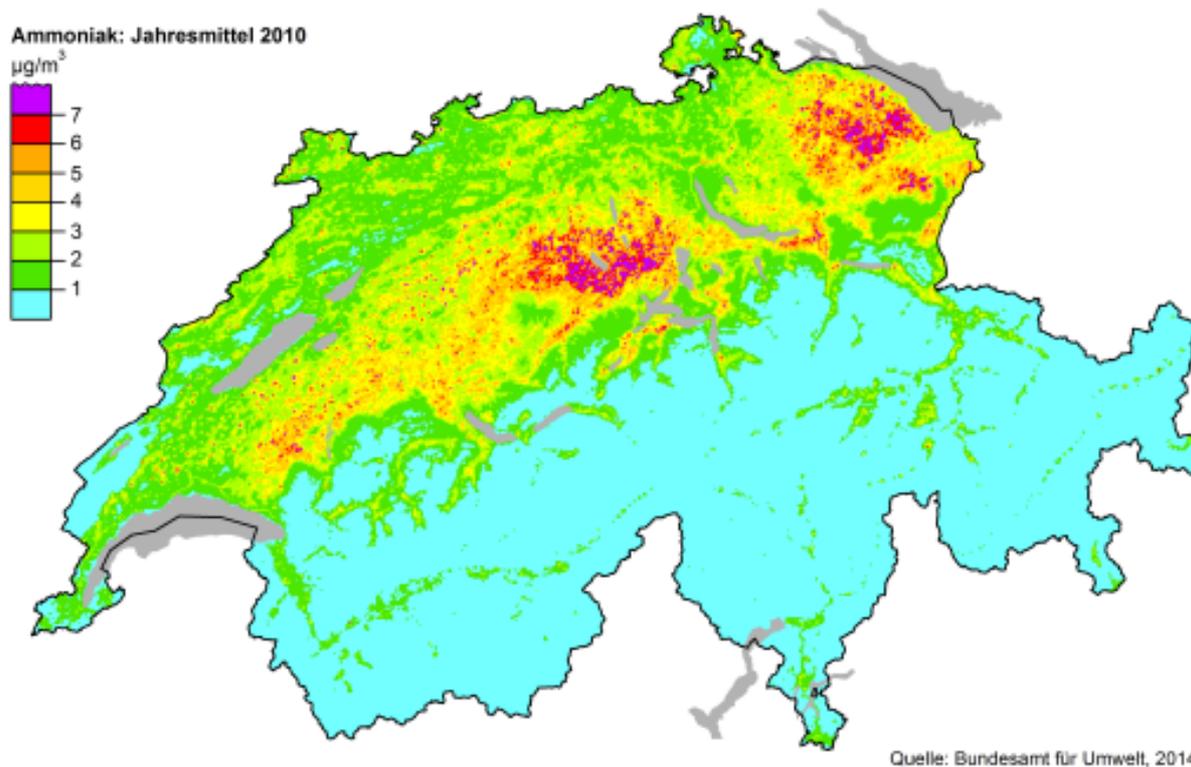


Weiss: keine stickstoffempfindlichen Ökosysteme

Quelle: Bundesamt für Umwelt, 2015

Eutrophierung und Biodiversität

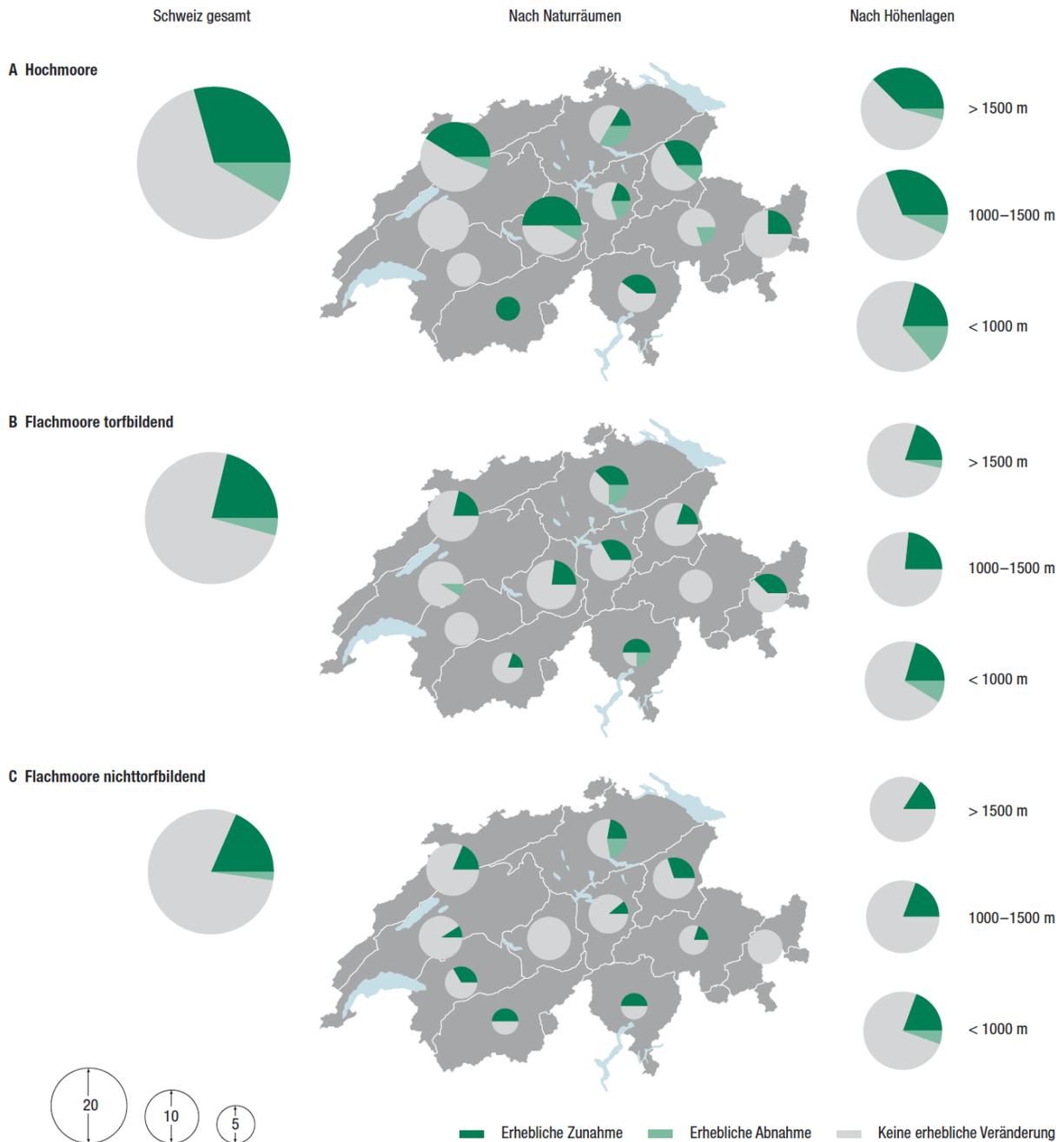
Im Rahmen der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung wurde zum Schutz der Vegetation eine **maximal zulässige Ammoniakkonzentration von $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittel** festgelegt (critical level).



8.7 Entwicklung der Nährstoffverhältnisse in Mooren der Schweiz

Abbildung aus Klaus (2007)

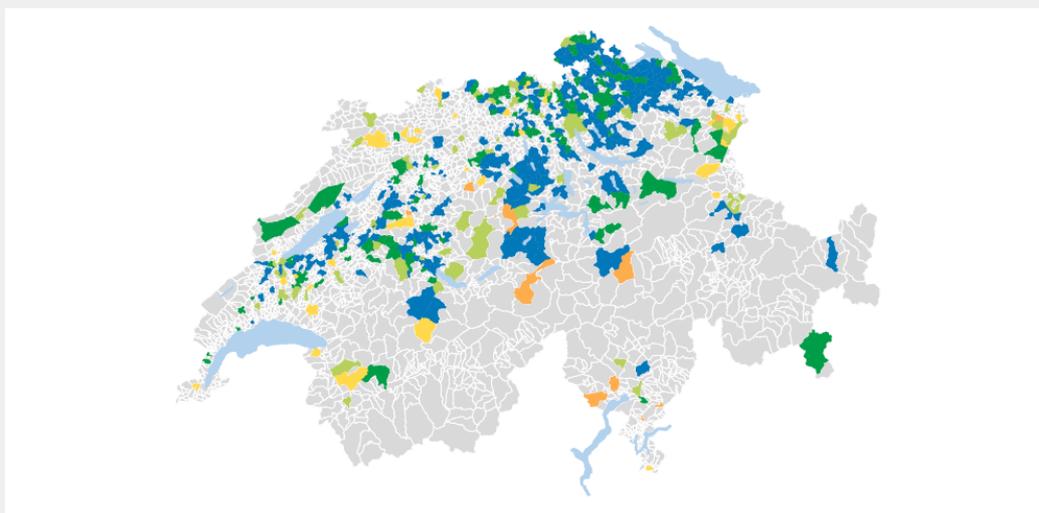
Beobachtungsperiode 1997/2001 bis 2002/06. Dargestellt ist der Anteil Moorobjekte mit erheblichen Veränderungen. Die Grösse der Kreisfläche entspricht der Anzahl untersuchter Moore.



8.8 Phosphor Versorgung von landwirtschaftlich genutzten Böden in Schweizer Gemeinden 2010-2012

Dargestellt sind Karten mit Ergebnissen von Bodenanalysen, die mit der CO₂-Methode untersucht wurden. Im Kanton Zürich wird die AAE10-Methode gemäss Karten in BLW (2012) (nicht gezeigt) viel weniger oft angewendet.

P-Versorgung der offenen Ackerflächen in Schweizer Gemeinden 2010–2012 (CO₂-Methode)

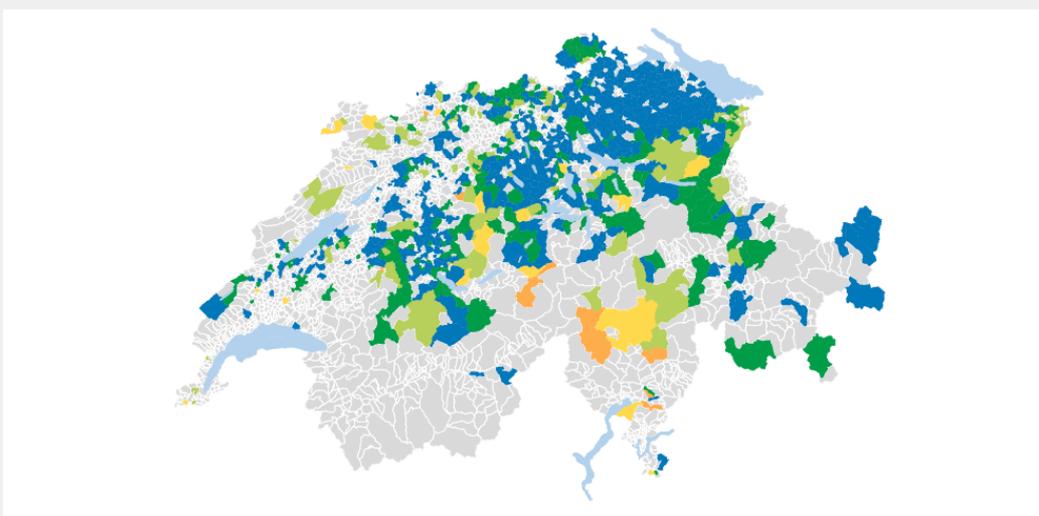


Ackerfläche CO₂-P (N = 15 468):

- Sehr häufiger Mangel
- Häufiger Mangel
- Gelegentlicher Mangel und gelegentliche Überversorgung
- Häufige Überversorgung
- Sehr häufige Überversorgung

Quelle: Agroscope

P-Versorgung von Futterbaulflächen in Schweizer Gemeinden 2010–2012 (CO₂-Methode)



Futterbau CO₂-P (N = 33 779):

- Sehr häufiger Mangel
- Häufiger Mangel
- Gelegentlicher Mangel und gelegentliche Überversorgung
- Häufige Überversorgung
- Sehr häufige Überversorgung

Quelle: Agroscope

8.9 Massnahmen zu Ammoniakemissionsminderung und ihre Wirksamkeit in der Landwirtschaft

Tabellen aus BAFU (2014b)

Tabelle Z4.

Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung für Hofdüngerlager, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten.

Techniken	Emissionsminderung (%)	Kosten (€ pro m ³ pro Jahr)	Kosten (€ pro kg NH ₃ -N-Minderung)
Feste Abdeckung	> 80	2 bis 4	1 bis 2,5
Kunststoffabdeckung	> 60	1,5 bis 3	0,5 bis 1,3
Schwimmdecke	> 40	1,5 bis 3 ^{*)}	0,3 bis 5 ^{*)}

* ohne Kruste; diese bilden sich auf einigen Hofdüngern ganz natürlich und verursachen keine Kosten, ihre Entstehung ist aber schwer vorherzusagen.

Tabelle Z5.

Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung für Hofdüngerausbringung, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten.

Hofdüngertyp	Ausbringungsverfahren	Emissionsminderung (%)	Kosten (€ pro kg NH ₃ -N-Minderung)
Gülle	Injektion	> 60	-0,5 bis 1,5
	Flache Injektion (Gülledrill)	> 60	-0,5 bis 1,5
	Schleppschuh,	> 30	-0,5 bis 1,5
	Bandförmige Ausbringung (Schleppschlauch)	> 30	-0,5 bis 1,5
	Verdünnung	> 30	-0,5 bis 1
	Managementsysteme	> 30	0 bis 2
	Direkte Einarbeitung nach der Ausbringung auf der Oberfläche	>30	-0,5 bis 2
Festmist	sofortige Einarbeitung	>30	-0,5 bis 2

Tabelle Z6

Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung für die Ausbringung von harnstoff- und ammoniumbasierten Düngern, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten

Düngerart	Ausbringungsverfahren	Emissionsminderung (%)	Kosten (€ pro kg NH ₃ -N-Minderung)
Harnstoff	Injektion	> 80	-0,5 bis 1
	Ureasehemmer	> 30	-0,5 bis 2
	Einarbeitung nach der Ausbringung	> 50	-0,5 bis 2
	Oberflächliche Verteilung mit Bewässerung	> 40	-0,5 bis 1
Ammoniumcarbonat	Verbot	~100	-1 bis 2
Ammoniumbasierte Dünger	Injektion	> 80	0 bis 4
	Einarbeitung nach der Ausbringung	> 50	0 bis 4
	Oberflächliche Verteilung mit Bewässerung	> 40	0 bis 4

Eutrophierung und Biodiversität

Tabelle 6:
Ammoniakemissionen verschiedener Stallhaltungssysteme für Rindvieh (Referenzsysteme und Techniken der Kategorien 1 und 2)

Stallsystem	Minderung %	NH ₃ -Emission ^b (kg/Kuhplatz/Jahr)
Boxenlaufstall (Referenzsystem)	n. z.	12 ^c
Anbindestall ^a (traditionelles Referenzsystem)	n. z.	4,8
Gerillter Boden (Kat. 1)	25–46	9
Optimale Klimatisierung des Stalls mit Dachisolierung (Kat. 1)	20	9,6
Chemische Abluftwäscher (nur bei Zwangsbelüftung) (Kat. 2)	70–90	1,2
Weiden 12 Std./24 Std. (Kat. 2), in Bezug auf Ref. 1	10	10,8 ^d
Weiden 18 Std./24 Std. (Kat. 1), in Bezug auf Ref. 1	30	8,4 ^d
Weiden 22 Std./24 Std. (Kat. 1), in Bezug auf Ref. 1	50	6,0 ^d

Abkürzung n. z. = nicht zutreffend.

^a Die Anbindehaltung wird aus Tierschutzgründen nicht empfohlen. Bei diesen Systemen handelt es sich um traditionelle Referenzsysteme zur Beibehaltung der Kontinuität in Emissionsinventaren.

^b Emissionen bei ständiger Stallhaltung.

^c Basiert auf einer Lauffläche von 4 bis 4,5 m² pro Kuh bei vollständiger Stallhaltung.

^d Diese Zahlen gelten für Weiden während der gesamten Weideperiode (es wird von 200 Tagen ausgegangen). Sie zeigen die relative Verringerung der Jahresemissionen im Vergleich zum Referenzsystem ohne Weiden. Verbringen die Tiere einen Teil des Tages auf der Weide, müssen die Stallflächen immer sauber gehalten werden.

Tabelle 7:
Techniken der Kategorien 1 und 2: Emissionsminderung und Kosten für emissionsarme Schweinehaltungssysteme.

Technik der Kategorie 1 (ausser, wenn sie als Kategorie 2 bezeichnet ist)	NH ₃ -Emission (kg NH ₃ /Platz/Jahr)	Emissionsminderung (%)	Zusatzkosten (€/Platz/Jahr)*	Zusatzkosten (€/kg NH ₃ -N-Minderung)
Trächtige Sauen	4,2			
Häufige Entmistung mit Vakuumsystem		25	0**	0**
Spülrinnen		40	33	23
Kühlung Hofdüngeroberfläche		45	19	12
(Gruppen-)Haltung mit Fressständen und Güllegrube mit geneigten Seitenwänden		45	16	10
Schwimmende Kugeln auf Gülleoberfläche (Kat. 2)		25	14	16
Abluftwäscher		70–90	22–30	8–10
Laktierende Sauen	8,3			
Wasser- und Güllekanal unter dem Boden liegende Wanne		50	2	0,5
Kühlung Hofdüngeroberfläche		65	40–45	9
Kühlung Hofdüngeroberfläche		45	45	15
Schwimmende Kugeln auf Gülleoberfläche (Kat. 2)		25	14	8
Abluftwäscher		70–90	35–50	7–10
Abgesetzte Ferkel	0,65			
Teilspaltenboden mit reduzierter Grube		25–35	0	0
Häufige Entmistung mit Vakuumsystem		25	0**	0**
Teilspaltenboden mit Spülrinnen		65	5	14
Teilspaltenboden und Sammlung in angesäuerter Flüssigkeit		60	5	15
Teilspaltenboden und Kühlung der Hofdüngeroberfläche		75	3–4	7–10
Teilspaltenboden und Güllekanal mit geneigten Seitenwänden		65	2	5–6
Schwimmende Kugeln auf Gülleoberfläche (Kat. 2)		25	1	6–7
Abluftwäscher		70–90	4–5	8–12
Mastschweine	3,0			
Teilspaltenboden mit reduzierter Grube		15–20	0	0
Häufige Entmistung mit Vakuumsystem		25	0**	0**
Teilspaltenboden mit Wasser- und Güllekanal		40	2	2
Teilspaltenboden mit Wasserkanal und Güllekanal mit geneigten Seitenwänden		60–65	3–5	2–3
Spülrinnen		40	10–15	10–15
Teilspaltenboden und Kühlung der Hofdüngeroberfläche		45	5–7	4–6
Schwimmende Kugeln auf Gülleoberfläche (Kat. 2)		25	2	4
Teilspaltenboden und separate Entfernung der flüssigen und festen Hofdüngerfraktion durch V-förmiges Band (Kat. 2)		70	0–5	0–3
Abluftwäscher		70–90	10–15	5–9

Anm.: Betreffend wirtschaftliche Kosten der Minderungstechniken siehe Reis (im Erscheinen).

* Die Preise wurden auf der Grundlage von Neubauten berechnet. Nur Kühlsysteme, schwimmende Kugeln und Wäscher können in bestehenden Gebäuden eingesetzt werden.

** Falls Vakuumsystem zur Entmistung bereits installiert ist.

Tabelle 8:

Käfighaltungssysteme für Legehennen (Referenzsystem): Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen.

Kategorie 1	kg NH ₃ / Jahr/Platz	NH ₃ - Minderung (%)	Zusatzkosten (€/Platz/Jahr)	Kosten (€/kg NH ₃ -N- Minderung/Jahr)
Herkömmliche Käfige, nicht belüftete offene Mistlagerung unter den Käfigen (Referenztechnik)	0,1–0,2	–	–	–
Herkömmliche Legebatterien, belüftete offene Mistlagerung unter den Käfigen zum Trocknen des Mistes	–	30	–	0–3
Herkömmliche Legebatterien, rasche Kotentfernung mit Kotband in ein überdachtes Kotlager	–	50–80	–	0–5
Abluftwäscher ^a	–	70–90	–	1–4

Bemerkung: Betreffend wirtschaftliche Kosten der Minderungstechniken, siehe Reis (im Erscheinen).

^a Mit Säurewäschern kann eine Minderung um 70 bis 90% erzielt werden, mit Biowäschern eine Reduktion um 70%; einige Experten stufen diese Technik in die Kategorie 2 ein.

Tabelle 9:

Haltungssysteme mit «Enriched Cages» (ausgestaltete Käfige) für Legehennen: Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen.

Kategorie 1	kg NH ₃ / Jahr/Platz	NH ₃ - Minderung (%)	Zusatzkosten (€/Platz/Jahr)	Kosten (€/kg NH ₃ -N- Minderung/Jahr)
Kotbänder, zwei Entfernungen pro Woche (Referenztechnik)	0,05–0,1	–	–	–
Belüftete Kotbänder, zwei Entfernungen pro Woche ^a	–	30–40	0	0
Belüftete Kotbänder, mehr als zwei Entfernungen pro Woche	–	35–45	–	0–3
Abluftwäscher ^b	–	70–90	–	2–5

Bemerkung: Betreffend wirtschaftliche Kosten der Minderungstechniken, siehe Reis (im Erscheinen).

^a NH₃-Minderung je nach Belüftungsrate der Trocknungslüfter

^b Mit Säurewäschern kann eine Minderung um 70 bis 90% erzielt werden, mit Biowäschern eine Reduktion um 70%; einige Experten stufen diese Technik in die Kategorie 2 ein.

Tabelle 10:

Käfiglose Haltungssysteme für Legehennen: Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen.

Techniken der Kategorien 1 und 2	kg NH ₃ / Jahr/Platz	NH ₃ -Minderung (%)	Zusatzkosten (€/Platz/Jahr)	Kosten (€/kg NH ₃ -N- Minderung/Jahr)
Tiefstreu oder Kotgrube mit teilweiser Einstreu. (Referenztechnik)	0,3	–	–	–
Volieren, mit Sitzstangen, unbelüftete Kotbänder (Kat. 1)	–	70–85	–	1–5
Volieren, belüftete Kotbänder (Kat. 1)	–	80–95	–	1–7
Abluftwäscher ^a	–	70–90	–	6–9
Einstreu, Teilspaltenboden, Kotbänder (Kat. 2)	–	75	–	3–5
Streuverfahren mit Belüftungstrocknung (Kat. 2)	–	40–60	–	1–5
Regelmässiges Zusetzen von Aluminiumsulfat zur Einstreu (Kat. 2)	–	70	–	?

Bemerkung: Betreffend wirtschaftliche Kosten der Minderungstechniken, siehe Reis (im Erscheinen).

^a Mit Säurewäschern kann eine Minderung um 70 bis 90% erzielt werden, mit Biowäschern eine Reduktion um 70%; einige Experten stufen diese Technik in die Kategorie 2 ein.

Eutrophierung und Biodiversität

Tabelle 11:
Haltungssysteme für Mastpoulets: Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen.

<i>Techniken der Kategorien 1 und 2</i>	<i>kg NH₃/Jahr/Platz</i>	<i>NH₃-Minderung (%)</i>	<i>Zusatzkosten (€/Platz/Jahr)</i>	<i>Kosten (€/kg NH₃-N-Minderung/Jahr)</i>
Mit Ventilatoren zwangsbelüfteter Tiefstreustall (<i>Referenzverfahren</i>)	0,080	0	-	-
Natürlich belüfteter oder isolierter zwangsbelüfteter Tiefstreustall mit nicht tropfendem Tränkesystem (Kat. 1)	-	20–30	0	0
Streuverfahren mit Innenluftbelüftungstrocknung (Kat. 1)	-	40–60	-	2–4
Abluftwäscher (Kat. 1) ^a	-	70–90	-	10–15
Etagenhaltung mit Belüftungstrocknung (Kat.)	-	90	-	?
Etagenhaltung mit herausnehmbaren Seitenwänden; Belüftungstrocknung (Kat. 2)	-	90	-	?
Combedeck-Verfahren (Kat. 2)	-	40	-	6

Anm.: Es gibt nur sehr wenige Daten über die wirtschaftlichen Kosten emissionsarmer Haltungssysteme, u. a. weil in der Praxis erst wenige solche Systeme im Einsatz sind. Für die wirtschaftlichen Kosten der Minderungstechniken siehe Reis (im Erscheinen).

^a Mit Säurewäschern kann eine Minderung um 70 bis 90% erzielt werden, mit Biowäschern eine Reduktion um 70%; einige Experten stufen diese Technik in die Kategorie 2 ein.

8.10 Nährstoffentzüge durch Wiese- und Weidenutzung

Tabellen aus Flisch et al. (2009)

3.3

Tabelle 3. Jährliche Entzüge und korrigierte Düngungsnormen gemäss Tabelle 4 für N, P, K und Mg für Wiesen und Weiden in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität
Diese korrigierten Normen gelten sowohl für Naturwiesen wie für Kunstwiesen.

Bewirtschaftungsintensität ² (Anzahl Nutzungen pro Jahr)	Höhenlage ¹ (m ü. M.)	Jahresertrag ³ (dt TS/ha)	Nährstoffentzug ⁴ (kg/ha)				Korrigierte Düngungsnorm (kg/dt TS bzw. kg/ha)			
			N	P ₂ O ₅ (P)	K ₂ O ⁵ (K)	Mg	N ⁶	P ₂ O ₅ (P)	K ₂ O ⁷ (K)	Mg
WIESE										
Intensiv ^{8,9}							1,0-1,3	0,8 (0,35)	2,4 (2,0)	0,3
- 5 oder 6 Nutzungen ¹⁰	< 600	135	330	108 (47)	430 (357)	34	150-180	110 (48)	325 (270)	40
- 5 Nutzungen	< 700	115	280	92 (40)	370 (307)	29	130-150	90 (39)	275 (228)	35
- 4 Nutzungen	600-1100	100	245	80 (35)	320 (266)	25	100-130	80 (35)	240 (199)	30
- 3 Nutzungen	1000-1500	80	195	64 (28)	255 (212)	20	70-100	65 (28)	190 (158)	25
- 2 Nutzungen	> 1400	55	135	44 (19)	175 (145)	14	50-70	45 (20)	130 (108)	15
mittel intensiv ^{8,9}							0,8-1,1	0,7 (0,31)	1,9 (1,6)	0,25
- 4 Nutzungen	< 700	100	195	75 (33)	270 (224)	23	80-110	70 (31)	190 (158)	25
- 3 Nutzungen	600-1100	75	145	56 (24)	205 (170)	17	60-80	50 (22)	145 (120)	20
- 2 Nutzungen	1000-1500	50	100	38 (17)	135 (112)	12	40-60	35 (15)	95 (79)	15
- 1 oder 2 Nutzungen	> 1400	35	70	26 (11)	95 (79)	8	30-40	25 (11)	65 (54)	10
wenig intensiv ⁸ (artenreiche Heuwiese)							0,4-0,7	0,6 (0,26)	1,5 (1,2)	0
- 3 Nutzungen	< 700	65	105	47 (20)	145 (120)	14	25-40	40 (17)	95 (79)	0
- 2 Nutzungen	600-1100	50	80	36 (16)	115 (95)	11	20-30	30 (13)	75 (62)	0
- 1 oder 2 Nutzungen	1000-1500	35	55	25 (11)	80 (66)	7	15-25	20 (9)	50 (42)	0
- 1 Nutzung	> 1400	25	40	18 (8)	55 (46)	5	10-20	15 (7)	35 (29)	0
extensiv (Magerwiese, Streuwiese)							0	0	0	0
- 1 Nutzung	-	10-30	15-40	5-20 (2-9)	20-60 (17-50)	2-6	0	0	0	0
Zwischenfrüchte, Äugstlen							0,7-1,2	0,8 (0,35)	2,4 (2,0)	0,4
pro Nutzung		25	70	25 (11)	90 (75)	5	30	20 (9)	60 (50)	10
LEGUMINOSEN-, GRASSAMEN-PRODUKTION										
Mit mittel intensiver Futterproduktion							0-1,9	0,7 (0,31)	1,9 (1,6)	0,25
- Leguminosen, Reinsaat		120	360	84 (37)	330 (274)	26	0	80 (35)	230 (191)	30
- Gräser, Reinsaat		120	230	90 (39)	320 (266)	26	170-230	85 (37)	225 (187)	30
Mit sehr intensiver Futterproduktion ¹⁵							1,7-1,9	0,8 (0,35)	2,0 (1,7)	0,25
- Gräser, Reinsaat		135	265	105 (46)	370 (307)	32	230-260	100 (44)	270 (224)	30

3.3

Tabelle 3 (Fortsetzung). Jährliche Entzüge und korrigierte Düngungsnormen gemäss Tabelle 4 für N, P, K und Mg für Wiesen und Weiden in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität

Diese korrigierten Normen gelten sowohl für Naturwiesen wie für Kunstwiesen.

Bewirtschaftungsintensität ² (Anzahl Nutzungen pro Jahr)	Höhenlage ¹ (m ü. M.)	Jahresertrag ³ (dt TS/ha)	Nährstoffentzug ⁴ (kg/ha)				Düngungsnorm (kg/dt TS bzw. kg/ha)			
			N	P ₂ O ₅ (P)	K ₂ O ⁵ (K)	Mg	N ⁶	P ₂ O ₅ (P)	K ₂ O ⁷ (K)	Mg
WEIDE¹¹										
intensiv ^{13, 14} (> 3 GVE/ha/Weideperiode) ¹²							1,0-1,4	0,53/0,37 (0,23/0,16)	1,06/0,32 (0,88/0,27)	0,20/0,20
- 5 bis 7 Umtriebe	< 700	100	270	85 (37)	355 (295)	25	100-140	55/35 (24/15)	105/30 (87/25)	20/20
- 4 bis 6 Umtriebe	600-1100	85	230	72 (31)	300 (249)	21	80-120	45/30 (20/13)	90/25 (75/21)	15/15
- 3 bis 5 Umtriebe	1000-1500	70	190	60 (26)	250 (208)	18	60-100	35/25 (15/11)	75/20 (62/17)	15/15
mittel intensiv ¹³ (2-3 GVE/ha/Weideperiode) ¹²							0,7-1,0	0,48/0,33 (0,21/0,14)	0,80/0,24 (0,66/0,20)	0,15/0,15
- 4 oder 5 Umtriebe	< 700	85	185	68 (30)	260 (216)	20	60-75	40/30 (17/13)	65/20 (54/17)	15/15
- 3 oder 4 Umtriebe	600-1100	65	140	52 (23)	200 (166)	15	45-60	30/20 (13/9)	50/15 (42/12)	10/10
- 2 oder 3 Umtriebe	1000-1500	40	90	32 (14)	120 (100)	9	30-45	20/15 (9/7)	35/10 (29/8)	5/5
- 1 bis 3 Umtriebe	> 1400	30	65	24 (10)	90 (75)	7	15-30	15/10 (7/4)	25/5 (21/4)	5/5
wenig intensiv (1-2 GVE/ha/Weideperiode) ¹²							0	0,4 (0,17)	0,4 (0,3)	0
- 2 bis 4 Umtriebe	< 700	50	90	36 (16)	130 (108)	11	0	20 (9)	20 (17)	0
- 2 oder 3 Umtriebe	600-1100	40	70	29 (13)	100 (83)	8	0	15 (7)	15 (12)	0
- 1 bis 3 Umtriebe	1000-1500	30	50	22 (10)	75 (62)	6	0	10 (4)	10 (8)	0
- 1 oder 2 Umtriebe	> 1400	20	35	15 (7)	50 (42)	4	0	10 (4)	10 (8)	0
extensiv (< 1,0 GVE/ha/Weideperiode) ¹²							0	0	0	0
- 1 oder 2 Umtriebe	-	10-25	15-40	5-15 (2-7)	25-55 (21-46)	2-5	0	0	0	0

- Die Angaben zur Höhenlage gelten für die Voralpen und Alpen; im Jura, wo das Klima rauer ist, müssen die Höhenbereiche tiefer gesetzt werden; entsprechend gelten dort: < 600, 600-900, 900-1300, > 1300 m
- Der letzte Weideumtrieb im Herbst zählt nur dann als eine Nutzung, wenn noch ein gewisser Ertrag anfällt (verzehrter Ertrag > 10 dt TS/ha)
- Der Ertrag entspricht der Menge geernteten oder durch Weidetiere gefressenen Futters; bei den Mähwiesen sind die Feldverluste berücksichtigt, nicht aber die Lagerungsverluste (im Silo, am Heustock)
- Es handelt sich um einen mittleren Entzug, basierend auf dem effektiven Ertrag und dem Median des in Tabelle 60b angegebenen Gehaltsbereiches; dieser Entzug kann in Wirklichkeit beachtlich variieren; bei einer Weide entspricht er der mittleren Nährstoffmenge, die durch die Tiere verzehrt wird
- Die Kaliumentzüge liegen deutlich über der Düngungsnorm, da viele Betriebe zu viel Kalium in ihrem internen Betriebskreislauf haben; diese unerwünschte Situation ist vor allem auf zu grosse Kaliumgaben in der Vergangenheit zurückzuführen
- Die Düngung der Wiesen und Weiden mit Stickstoff erfolgt in gleichmässigen Gaben zu jedem Aufwuchs entsprechend den Angaben in Tabelle 27; für Luzerne- und Mattenklee-Mischungen (vom Typ L und M) gilt die angegebene Düngungsnorm nicht, denn diese erhalten normalerweise keinen Stickstoff
- Kaliumgaben grösser als 200 kg K₂O/ha in Form von Handelsdünger sind auf zwei Gaben aufzuteilen (beispielsweise eine erste bei Vegetationsbeginn und eine zweite nach der ersten oder zweiten Nutzung)
- Bei Mähweidenutzung sind von diesen Düngungsnormen pro Weidenutzung Abzüge gemäss Tabelle 5 vorzunehmen
- Die Düngung von Luzerne- und Mattenklee-Mischungen (vom Typ L und M) mit Phosphor, Kalium und Magnesium erfolgt nach den Normen für intensive Wiesen, obwohl die Schnitthäufigkeit im Allgemeinen eher einer mittel intensiven Nutzung entspricht
- Diese Angaben gelten vor allem für Italienisch-Raigras-Wiesen
- Bei den Düngungsnormen für die Weiden ist der Nährstoffanfall der Weidetiere während der Weidedauer bereits berücksichtigt
- Die Grösse «Anzahl GVE/ha/Weideperiode» (mittlere Besatzstärke) erlaubt, die mittlere Bewirtschaftungsintensität der gesamten Weidefläche zu beurteilen, sofern im Stall gar nicht oder nur wenig beigefüttert wird; je nach Standortbedingungen kann die Bewirtschaftungsintensität von einer zur anderen Parzelle stark variieren, weshalb die Düngung jeder Situation speziell angepasst werden muss
- Die Düngungsnormen für mittel intensiv und intensiv genutzte Weiden gelten für ein Weidesystem mit Stallhaltung (erster Wert) oder ohne Stallhaltung (zweiter Wert)
- Diese Normen gelten ebenfalls für intensive Standweiden (Weide ohne Umtrieb, Kurzrasenweide)
- Dieses Produktionssystem ist nur unter besonders günstigen Wachstumsbedingungen möglich